

NACHHALTIGKEIT UND INNOVATION

Lars Koch
Melanie Monßen
Herausgeber

Kooperative Umweltpolitik und nachhaltige Innovationen

Das Beispiel
der chemischen Industrie



Physica-Verlag

Ein Unternehmen
von Springer

Nachhaltigkeit und Innovation

Geschäftsführender Herausgeber

Prof. Dr. Jens Horbach
Hochschule Anhalt, Bernburg

Reihenherausgeber

Prof. Dr. Eberhard Feess
RWTH Aachen

Dr. Jens Hemmelskamp
Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg

Prof. Dr. Joseph Huber
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Dr. René Kemp
Universität Maastricht, Niederlande

Prof. Dr. Marco Lehmann-Waffenschmidt
Technische Universität Dresden

Prof. Dr. Arthur P.J. Mol
Landwirtschaftliche Universität Wageningen, Niederlande



Bisher erschienen:

Hans J. Harloff et al. (Hrsg.)

Nachhaltiges Wohnen

2002. ISBN 3-7908-1508-X

Jens Horbach (Ed.)

Indicator Systems for Sustainable Innovation

2005. ISBN 3-7908-1553-5

Regine Barth et al. (Hrsg.)

**Umweltfreundliche öffentliche
Beschaffung**

2005. ISBN 3-7908-1570-5

Bernd Hansjürgens/Ralf Nordbeck (Hrsg.)

**Chemikalienregulierung und Innovationen
zum nachhaltigen Wirtschaften**

2005. ISBN 3-7908-1597-7

Bernd Wagner/Stefan Enzler (Eds.)

Material Flow Management

2006. ISBN 3-7908-1591-8

Lars Koch · Melanie Monßen
(Herausgeber)

Kooperative Umweltpolitik und nachhaltige Innovationen

Das Beispiel der chemischen Industrie

Mit 15 Abbildungen

Physica-Verlag

Ein Unternehmen
von Springer

Lars Koch
Finanzwissenschaftliches Forschungsinstitut
an der Universität zu Köln
Zülpicher Straße 182
50937 Köln
koch@fiffo-koeln.de

Melanie Monßen
Universität zu Köln
Seminar für Wirtschafts- und Sozialgeschichte
Albertus Magnus Platz
50923 Köln
melanie.monssen@web.de

ISSN 1610-1340

ISBN-10 3-7908-1660-4 Physica-Verlag Heidelberg

ISBN-13 978-3-7908-1660-0 Physica-Verlag Heidelberg

Bibliografische Information Der Deutschen Bibliothek

Die Deutsche Bibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie;
detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <<http://dnb.ddb.de>> abrufbar.

Dieses Werk ist urheberrechtlich geschützt. Die dadurch begründeten Rechte, insbesondere die der Übersetzung, des Nachdrucks, des Vortrags, der Entnahme von Abbildungen und Tabellen, der Funksendung, der Mikroverfilmung oder der Vervielfältigung auf anderen Wegen und der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen, bleiben, auch bei nur auszugsweiser Verwertung, vorbehalten. Eine Vervielfältigung dieses Werkes oder von Teilen dieses Werkes ist auch im Einzelfall nur in den Grenzen der gesetzlichen Bestimmungen des Urheberrechtsgesetzes der Bundesrepublik Deutschland vom 9. September 1965 in der jeweils geltenden Fassung zulässig. Sie ist grundsätzlich vergütungspflichtig. Zuwiderhandlungen unterliegen den Strafbestimmungen des Urheberrechtsgesetzes.

Physica-Verlag ist ein Unternehmen von Springer Science+Business Media GmbH

springer.de

© Physica-Verlag Heidelberg 2006

Printed in Germany

Die Wiedergabe von Gebrauchsnamen, Handelsnamen, Warenbezeichnungen usw. in diesem Werk berechtigt auch ohne besondere Kennzeichnung nicht zu der Annahme, dass solche Namen im Sinne der Warenzeichen- und Markenschutz-Gesetzgebung als frei zu betrachten wären und daher von jedermann benutzt werden dürften.

Umschlaggestaltung: Erich Kirchner, Heidelberg

SPIN 11567813

88/3153-5 4 3 2 1 0 – Gedruckt auf säurefreiem Papier

Vorwort

Auch wenn die Begriffe „Nachhaltigkeit“ oder „Sustainability“ durch übermäßigen Gebrauch und zweifelhafte Anwendungen nahezu konturenlos geworden sind – die präventive Umweltschutzidee und das Leitbild einer zugunsten der künftigen Generationen an den Belastungsschwellen und vor den Potenzialgefährdungen Halt machenden Wirtschafts- und Gesellschaftsentwicklung bleiben zentrale wissenschaftliche Themen. Von Begriffen mag man sich trennen, den dahinter stehenden Problemen kann man dadurch nicht entgehen. Eine der großen Herausforderungen wird darin bestehen, umweltbelastende Entwicklungspfade aufzubrechen und die Innovationsdynamik auf die Bedürfnisse langfristiger Potenzialsicherung auszurichten.

Das Bundesforschungsministerium (BMBF), dem auch für die Unterstützung bei dieser Veröffentlichung der Dank der Herausgeber gilt, hat der Erforschung nachhaltiger Innovationen mehrere Forschungsprogramme gewidmet. Ein breites Spektrum der für Nachhaltigkeitsfragen relevanten Innovationen ist bereits im Rahmen des vom Bundesforschungsministerium ins Leben gerufenen Projektverbundes „Forschungsverbund Innovative Wirkungen umweltpolitischer Instrumente (FIU)“ untersucht worden. Dabei haben sich – nicht zuletzt vor dem Hintergrund neuer Theorieansätze – auch ganz neue Forschungsfragen herauskristallisiert, die auch die Grundlage der BMBF-Förderinitiative „Rahmenbedingungen für Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften :[riw]“ bildeten.

Im Rahmen dieser Förderinitiative haben sich in einem Projektverbund mit dem Titel „Kooperative Institutionen für einen nachhaltigen Paradigmenwechsel in der Industrie – das Beispiel der chemischen Industrie (COIN)“ Ökonomen, Historiker, Rechtswissenschaftler, Naturwissenschaftler und Managementvertreter eines großen Chemieunternehmens – der Bayer AG Leverkusen – zu interdisziplinärem Arbeiten zusammengeschlossen. Das Vorhaben stand unter der Gesamtleitung von Herrn Dr. Dieter Ewringmann vom Finanzwissenschaftlichen Forschungsinstitut an der Universität zu Köln. Neben den beiden Herausgebern waren außerdem Herr Dipl.-Volksw. Andreas J. Schmidt vom Finanzwissenschaftlichen Forschungsinstitut, Herr Prof. Dr. Toni Pierenkemper vom Forschungsinstitut für Wirtschafts- und Sozialgeschichte an der Universität zu Köln, Herr Prof. Dr. Hans-Werner Rengeling vom Institut für Europarecht an der Universität zu Osnabrück sowie die Bayer AG Leverkusen beteiligt, deren Mitarbeit von Frau Dr. Ute Müller-Eisen und Herrn Dr. Detlef Schmitz koordiniert wurde. Im Rahmen der Projektar-

beiten sind zahlreiche Einzelbeiträge entstanden, die in Zwischenberichte und Aufsätze eingeflossen sind und an denen alle Projektbeteiligten ihren unmittelbaren Anteil haben. Der Projektverbund hat nunmehr beschlossen, einen Teil dieser Beiträge in Buchform zu präsentieren. Wir freuen uns daher besonders, dies im Rahmen der Springer-Reihe „Nachhaltigkeit und Innovation“ tun zu können und bedanken uns dafür bei Herrn Prof. Dr. Jens Horbach.

Köln, September 2005

Die Herausgeber

Lars Koch

Melanie Monßen

Inhaltsverzeichnis

Einleitung in die Problemstellung: Chemische Industrie, Nachhaltigkeit und Innovationen

Dieter Ewringmann und Lars Koch

1 Einführung.....	2
-------------------	---

Umweltinnovationen – Untersuchung von Fallstudien bei der Bayer AG

Melanie Monßen

1 Fragestellung und Vorgehensweise	28
2 Fallstudien bei der Bayer AG	40
3 Zusammenfassung der Ergebnisse.....	79

Kooperative Umweltpolitik: Theoretische Einordnung und empirische Fallstudien

Lars Koch

1 Kooperation: Eingrenzung des Gegenstandes.....	97
2 Zur Einordnung und Begründung von Kooperation	100
3 Typologie und Ausgestaltung von Kooperation	127
4 Empirische Fallstudien kooperativer Chemikalienpolitik.....	146
5 Zusammenfassung und Empfehlungen	193

**Möglichkeiten und Grenzen einer umweltorientierten
Forschungspolitik**

Andreas J. Schmidt

1 Warum umweltorientierte Forschungspolitik? 213

2 Theoretische Grundlagen und Kriterien umweltorientierter
Forschungsförderung 214

3 Die Betrachtung der Förderpraxis..... 227

4 Ansatzpunkte zu einer Neuorientierung der umweltorientierten
Forschungspolitik 236

5 Zusammenfassung und Empfehlungen 242

Zusammenfassung der Ergebnisse 249

Dieter Ewringmann

Mitarbeiterverzeichnis 259

Abkürzungsverzeichnis

AC	Anorganische Chemie
AdL	Arthur d. Little
ADR	Alternative Dispute Resolution
AG	Aktiengesellschaft
AgA	Ausschuss für gefährliche Arbeitsstoffe
AGS	Ausschuss für Gefahrstoffe
APEO	Alkyphenoethoxylate
BAL	Bayer Archiv Leverkusen
BALK	Bayer Altstoffkommission
BAuA	Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin
BBU	Bundesverband Bürgerinitiative Deutschland
BDI	Bundesverband der deutschen Industrie
BgVV	Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin
BIR	Basic Data Requirements
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMBW	Bundesministerium für Bildung und Wissenschaft (heute: BMBF: Bundesministerium für Bildung und Forschung)
BMFT	Bundesministerium für Forschung und Technik (heute: BMBF: Bundesministerium für Bildung und Forschung)
BMI	Bundesministerium des Inneren
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMWA	Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
BUA	Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz
CEPIC	European Chemical Industry Council
CMR	Krebserzeugend (cancerogenic), erbgutverändernd (mutagenic) oder fortpflanzungsgefährdend (reprotoxic)
DEHP	Di-(2-ethylhexyl)phthalat
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DHI	Deutsches Hydrographisches Institut
DIN	Deutsches Institut für Normung
DNR	Deutscher Naturschutzring
DTPA	Diethylentriaminpentaacetat

ECB	European Chemicals Bureau
EDTA	Ethylendiamintetraessigsäure
EEB	European Environmental Bureau
EG	Europäische Gemeinschaft
EINECS	European Inventory of Existing Commercial Substances (Europäisches Altstoffverzeichnis)
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
FAZ	Frankfurter Allgemeine Zeitung
FCKW	Fluorchlorkohlenwasserstoffe
FIR	Fachvereinigung Industriereiniger
FIU	Forschungsverbund "Innovative Wirkungen Umweltpolitischer Instrumente"
FuE	Forschung und Entwicklung
FuT-Politik	Forschungs- und Technologiepolitik
GDCh	Gesellschaft Deutscher Chemiker
GLP	Gute Labor Praxis
HCB	Hexachlorbenzol
HSTD	Hauptstaatsarchiv Düsseldorf
ICCA	International Council of Chemical Associations
IDS	Iminodisuccinat
IG BCE	Industriegewerkschaft Bergbau, Chemie, Energie
IHO	Industrieverband Hygiene und Oberflächenschutz
IKW	Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel
IPP	Industrieverband Putz- und Pflegemittel
IUA	Industrie-Initiative Umweltrelevante Altstoffe
IUCLID	International Uniform Chemical Information Database
LHAK	Landeshauptarchiv Koblenz
MAK	Maximale Arbeitsplatzkonzentration
MGBD	Methylglycindiessigsäure
MIR	Mindestdatensatz
NGO	Non Governmental Organization (Nichtregierungsorganisation)
NIÖ	Neue Institutionenökonomik
NPÖ	Neue politische Ökonomie
NTA	Nitriloessigsäure
OC	Organische Chemie
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
PAS	Polyasparaginsäure
PBT	Persistent, bioakkumulierbar und toxisch
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCP	Pentachlorphenol
PIUS	Produktionsintegrierter Umweltschutz
PNEC	Predicted No-Effect Concentration
POP	Persistent Organic Pollutants
REACH	Registrierung, Evaluierung und Autorisierung von Chemikalien

RPA	Risk & Policy Analysts
SEG	Scientific Expert Group
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
t/a	Tonnen pro Jahr
TA	technischer Ausschuss
TBT	Tributyl-Zinn
TEGEWA	Verband Textilhilfsmittel, Gerbstoffe, Waschrohstoffe
TGD	Technical Guidance Document
TRGS	Technische Regeln für Gefahrstoffe
UBA	Umweltbundesamt
UIC	Union des Industries Chimiques
UNEP	United Nations Environmental Program
VCi	Verband der chemischen Industrie
VDI	Verein Deutscher Ingenieure
vPvB	Very persistent and very bioaccumulative
VSb- Paradigma	Variations-Selektions-Bewahrungs-Paradigma
WWF	World Wildlife Fund

Einleitung in die Problemstellung: Chemische Industrie, Nachhaltigkeit und Innovationen

Dieter Ewringmann und Lars Koch

Inhaltsverzeichnis

1	Einführung	2
1.1	Charakteristika der Chemische Industrie	8
1.2	Der Begriff der Nachhaltigkeit	12
1.3	Innovationen und Nachhaltigkeit.....	15
1.4	Innovationstheorie und Umweltinnovationstheorie.....	16
	Literaturverzeichnis	24

1 Einführung

Die Diskussion um nachhaltige Entwicklung vollzieht sich in einem eigentümlichen Spannungsverhältnis von Potenzialerhaltung und Entwicklungsdynamik, von Bewahrung und Paradigmenwechsel. Nachhaltigkeit setzt darauf, zugunsten künftiger Generationen das Potenzial bzw. den Kapitalstock zu schützen und zu mehr und in diesem Zusammenhang vor allem die Potenziale, die zu den natürlichen Lebensgrundlagen gehören, in ihrer Gesamtleistungsfähigkeit zu erhalten. Dieses Potenzial wird aber von einer immer größer werdenden Weltbevölkerung mit zunehmenden Ansprüchen genutzt. Die sich daraus ergebende natürliche Potenziallücke lässt sich letztlich nur durch Verzicht oder durch Produktivitätsfortschritte in Form der Abkopplung der Güter- und Leistungsproduktion vom Naturverbrauch – also durch Innovation – schließen. Da in den Nachhaltigkeitskonzepten dreidimensionaler Art der Verzicht auf wirtschaftliche Bedürfnisbefriedigung in aller Regel nicht vorgesehen ist, vielmehr über die Generationen hinweg eine Sicherung oder Steigerung des Einkommensniveaus postuliert wird, rücken Innovationen in das Zentrum jeder nachhaltigkeitspolitischen Programmatik und auch der theoretischen Überlegungen. Das ganze Spektrum der für Nachhaltigkeitsfragen relevanten Innovationen und der spezifischen Umweltinnovationen ist im Rahmen des vom Bundesforschungsministerium ins Leben gerufenen Vorgängerprojektverbundes „Forschungsverbund Innovative Wirkungen umweltpolitischer Instrumente (FIU)“¹ strukturiert und in Beispielsbereichen auch ausgeleuchtet worden. Dabei haben sich – nicht zuletzt vor dem Hintergrund neuer, die traditionellen neoklassischen Ansätze ergänzender, z.T. sie überwindender Theorieelemente – allerdings auch ganz neue Forschungsfragen herauskristallisiert. Ein Teil von ihnen war Anlass für den neuen Schwerpunkt des Bundesforschungsministeriums „Rahmenbedingungen für Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften :[riw]“. Einige der Fragen innerhalb dieser Förderinitiative sind in einem Projektverbund² unter Leitung des Finanzwissenschaftlichen Forschungsinstituts an der Universität zu Köln angegangen worden, in dem sich Ökonomen, Historiker, Rechtswissenschaftler und Vertreter eines großen Chemieunternehmens – der Bayer AG Leverkusen – zu interdisziplinärem Arbeiten zusammengeschlossen haben. Die wesentlichen Ergebnisse dieses Forschungsverbundes werden in diesem Buch präsentiert.

Die Ausgangsüberlegungen zum Vorhaben sind in Erkenntnissen und in unge lösten Problemen der Vorgängerverbundes FIU verwurzelt: In immer deutlicherer Form hat sich herausgestellt, dass die traditionellen Regulierungsmuster an ihre Grenzen stoßen, das Ordnungsrecht vor allem an Effizienz-, Informations-, und Vollzugsgrenzen, die so genannten ökonomischen Instrumente an Grenzen der Praktikabilität bzw. der Transaktionskostenintensität, alle gemeinsam an Akzeptanzgrenzen. In der Umweltpolitik – aber keineswegs nur dort – hat sich unter diesem Eindruck eine Tendenz zur „weichen“ Instrumentierung, zu Vereinbarungen

¹ Siehe dazu zusammenfassend Klemmer/Lehr/Löbbe 1999.

² Der ursprüngliche Forschungstitel des Projektverbundes lautete „Kooperative Institutionen für einen nachhaltigen Paradigmenwechsel in der Industrie – das Beispiel der chemischen Industrie (COIN)“.

zwischen Staat und wichtigen Umweltverschmutzern bzw. ihren Organisationen ergeben, durch die kurz- bis mittelfristig abgesteckte Umweltentlastungsprogramme umgesetzt werden sollen. Diese Form kooperativer Umweltpolitik, für die u.a. auf Grundlage institutionentheoretischer Ansätze Begründungs- und Erklärungsmuster abgeleitet werden können, hebt z.T. die traditionellen Ziel-Mittel-Strukturen politischer Interventionen auf, überwindet hierarchische Planungs- und Umsetzungsverfahren, wirft dadurch aber auch ganz neue Fragen nach der Legitimation, der Effizienz und der Kontrolle auf. Gerade unter dem Aspekt der Informationsrestriktionen staatlicher Instanzen und angesichts der Akzeptanzprobleme für die Umsetzung hoheitlicher Programmelemente hat indessen die vertikale Kooperation in einigen Bereichen staatlicher Politik recht interessante Ergebnisse hervorgebracht.

Damit stellt sich auch die Frage, ob Kooperation nicht auch und gerade für das Initiieren von Paradigmenwechseln und insbesondere für die stärkere Orientierung unternehmerischen Investitions- und Innovationsverhaltens an den Erfordernissen intergenerativ nachhaltiger Entwicklung geeignet ist. Können kooperativ ökologische Leitplanken für die Ausrichtung und Ausschöpfung von Innovationspotenzialen gesetzt werden? Oder anders formuliert: Welche Rolle spielen Kooperationen zwischen Staat und Unternehmen im Rahmen einer auf Innovation und Paradigmenwechsel angewiesenen Nachhaltigkeitsstrategie und welche Rolle könnten sie innerhalb des gesamten dafür etablierten Politikprozesses spielen? So lautet die Erkenntnis leitende Fragestellung dieses Projektverbundes.

Diese Frage wurde innerhalb des Forschungsverbundes von verschiedenen Seiten angegangen. Der für [riw] gesetzte Forschungsrahmen legte ein Vorgehen nahe, bei dem zum einen interdisziplinär, zum anderen im Rahmen von Fallstudien unter Einbezug von Projektpartnern der Unternehmensebene theoretisch wie empirisch gearbeitet wurde. Der Untersuchungsrahmen und damit auch die Fallbeispiele wurden auf die chemische Industrie begrenzt. Mit der Bayer AG Leverkusen wurde ein großes Unternehmen der Chemie nicht nur als Untersuchungsobjekt, sondern auch für eine aktive Projektmitarbeit gewonnen. Dadurch wurde nicht nur der Zugang zu den für Fallstudien wichtigen Informationen erleichtert; die Zusammenarbeit mit mehreren Vertretern des Unternehmensmanagements verschiedener Profession (Chemiker, Juristen, Ökonomen) hat auch zu einem intensiven transdisziplinären Austausch und Arbeitsprozess für den gesamten Projektrahmen beigetragen. Aus dem Anspruch auf einen inter- und transdisziplinären Ansatz entwickeln sich allerdings auch besondere Anforderungen, die mit relativ hohen Einstiegskosten verbunden sind. Im Projektverbund gab es von vorneherein keine, aus der Kritik am traditionell disziplinären Vorgehen stammende, überzogene Erwartung im Hinblick auf die Leistungsfähigkeit interdisziplinärer Ansätze. Es wird daher auch nicht die Meinung vertreten, Interdisziplinarität könne die Disziplinenentwicklung ablösen und viele Wissenschaftsdisziplinen könnten sich wieder unter gemeinsamen Dächern – z.B. in den traditionellen Klasseneinteilungen der Akademien im Allgemeinen oder im Verbund der Staatswissenschaften im Besonderen – vereinen. Ohne Spezialisierung – vor allem in der Grundlagenforschung – kommt die Gewinnung neuer Erkenntnisse zu kurz. Es gilt allerdings auch: Ohne ein Zusammenführen der disziplinären Einzelergebnisse auf der Anwendungsbe-

ne kommt der gesellschaftliche Beitrag der Wissenschaft zu kurz.³ In diesem Spannungsfeld versteht sich der Beitrag des Projektverbundes zum einen als ein Anwendungsbeitrag, zum anderen als ein Beitrag, der Ansätze und Erkenntnisse aus verschiedenen Bereichen zusammenführt, um sie für Antworten auf die gemeinsam formulierten Fragen zu nutzen.

Innerhalb der Projektentwicklung ging es in einem ersten Schritt zunächst darum, zwischen den Projektpartnern aus unterschiedlichen Disziplinen ein gemeinsames Verständnis von Projektmöglichkeiten, Begriffsdefinitionen und Methoden zu entwickeln, die disziplinär durchaus unterschiedlichen Perspektiven in Bezug auf den Untersuchungsgegenstand offen zu legen und daraus eine gemeinsame Problemorientierung zu gewinnen. Im Kontext der übergreifenden Frage nach den Möglichkeiten und Grenzen kooperativer Politikformen zur Begünstigung von nachhaltigen (paradigmatischen) Innovationen rückten hierbei folgende Aspekte ins Zentrum des Projektverbundes:

1. Wie kommen Umweltinnovationen zustande und durch welche Faktoren werden sie begünstigt?
2. Welche Rolle spielt der Staat (und gegebenenfalls Kooperation zwischen staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren) dabei?
3. Lassen sich über Kooperationsformen staatliche Handlungsbeschränkungen überwinden und dadurch Umweltinnovationen forcieren?
4. Welche rechtlichen und ordnungspolitischen Möglichkeiten und Grenzen lassen sich für kooperative Politikformen definieren?

³ Den *erkenntnistheoretischen Hintergrund* des Vorhabens bilden Ansätze des modernen Konstruktivismus (Knapp hierzu Berger/Luckmann 1969). Auch interdisziplinäres wissenschaftliches Arbeiten ist danach nichts anderes als eine Methode zur Gewinnung spezifischen Wissens. Die dabei angestrebte Erkenntnis zeichnet sich von anderen Wissensformen lediglich dadurch aus, dass sie durch eine streng kontrollierte Methode, eben durch eine „wissenschaftliche“ Methode gewonnen wird und dadurch den Anspruch einer „höheren“ Wissensform gegenüber dem Alltagswissen beansprucht. Ausgangspunkt bleibt das Alltagswissen. Doch dieses, so die Grundthese der Wissenssoziologie, ist keinesfalls evident, sondern höchst problematisch, sozial konstruiert und damit abhängig vom jeweiligen Betrachter (vgl. Berger/Berger 1976). Für den Forschungsverbund folgt daraus, dass die Empirie bzw. Erfahrung – wie auch immer der Untersuchungsgegenstand beschrieben wird – einer doppelten Wirklichkeit entgegentritt. Einmal als eine quasi autonome objektive Wirklichkeit, außerhalb der „intersubjektiven Prozesse, in denen die Menschen ihr Wissen um die Welt erwerben“, das heißt außerhalb der Wissenschaft. Daneben gibt es die subjektive Wirklichkeit, unser konkretes Wissen, dass spezifische Phänomene existieren und bestimmte Eigenschaften haben. Nur die letztere Form der Wirklichkeit, der „subjektiv gemeinte Sinn“ beschäftigt uns im interdisziplinären Diskurs, für den es Spielregeln festzusetzen bzw. Konventionen zu begründen gilt. Das auf dieser Grundlage erarbeitete Projektkonzept - einschließlich der an anderer Stelle aufzugreifenden Definitionssysteme – hat sich insgesamt als tragfähig erwiesen.

5. Welche Möglichkeiten und Grenzen bestehen für eine umweltorientierte Forschungspolitik als Komplement zur Umweltpolitik?

Zur Klärung dieser Fragen wurden zu Projektbeginn mehrere Arbeitsfelder definiert: In einem ersten Arbeitsfeld sollte anhand von Basisinnovationsfällen bei der Bayer AG untersucht werden, wovon in der Vergangenheit die Entwicklung von paradigmatischen Umweltinnovationen in der chemischen Industrie beeinflusst wurde und welche Rolle dabei der Staat (und gegebenenfalls Kooperation zwischen staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren) gespielt hat. In einem zweiten Arbeitsfeld wurde der Blickwinkel geändert. Die Perspektive des Gesetzgebers löste diejenige des Unternehmens ab: Kooperationen sollten theoretisch und empirisch auf ihre Wirkungen im Hinblick auf das öffentliche Ziel „nachhaltige Innovation“ untersucht werden, um darauf aufbauend Ansatzpunkte für die Bildung nachhaltigkeitsbezogener Kooperationsformen zu identifizieren. In einem dritten Arbeitsfeld sollten die im Rahmen der Untersuchung als „erfolgsversprechend“ identifizierten Strategien kooperativer Innovationssteuerung auf ihre Konformität mit den grundlegenden Prinzipien der Marktwirtschaft und des demokratischen Rechtsstaates untersucht werden. Schließlich sollte in einem vierten Arbeitsfeld die Frage angegangen werden, welche Ansatzpunkte für eine umweltorientierte Forschungspolitik als Komplement der klassischen Umweltpolitik bestehen. Die Konzipierung mehrerer interdependenter Arbeitsschritte in einem längerfristig und interdisziplinär ausgerichteten Projektverbund birgt allerdings einige Risiken; sie haben zu Änderungen und Anpassungen gezwungen. Da sie auch für künftige Projekte von Interesse sein können, sollen sie hier kurz beleuchtet werden.

Ursprünglich sollte der Untersuchungsfokus – dem Projekttitel entsprechend – auf einem *paradigmatischen Wechsel* oder auf sogen. *Basisinnovationen* liegen. Das Hauptaugenmerk sollte also auf eine bestimmte Teilmenge der Innovationen gerichtet werden, auf jene fundamentalen Neuerungen, die in der Literatur zumeist den inkrementellen Innovationen gegenüber gestellt werden. Diese Fokussierung wurde damit begründet, dass inkrementelle Veränderungen auf bestehenden Entwicklungspfaden für die Lösung umweltpolitischer Probleme unzureichend sein könnten und eine paradigmatische Kurskorrektur hin zu mehr Nachhaltigkeit notwendig ist. Dem Projektantrag lag hierbei eine sehr allgemeine Sicht – sozusagen aus der Vogelperspektive – zugrunde. Sie bestimmte ursprünglich auch die Vorstellung von der Auswahl der in einem Unternehmen der chemischen Industrie durchzuführenden Fallstudien. Dabei traten indessen mehrere Probleme auf, mit denen sich die Teilnehmer am Projekt längere Zeit auseinanderzusetzen hatten, bis es zu einem gemeinsam getragenen Auswahlprozess kam:

Basisinnovationen lassen sich in der Regel an der Inventionsphase des Innovationsprozesses festmachen, sie beruhen auf wissenschaftlichen Vorläufern oder Vorarbeiten, könne also Vorkenntnisse einbeziehen, ihre Entwicklung hat somit eher Prozesscharakter. Das Neue lässt sich zudem oft erst nach einer längeren Periode erkennen. Erst in der Rückschau lassen sich unter Verwendung bestimmter Abgrenzungsmerkmale Basisinnovationen bestimmen und auch bestimmten Akteuren zuordnen. Methodisch geht eine solche Rückschau allerdings von der durch Anwendung und Anerkennung bereits gewonnenen Erfahrung bzw. Kenntnis der

Innovation aus; sie erfährt die Innovation also letztlich erst in ihrer Distributionsphase, identifiziert dann die vorhergehenden Adaptionsprozesse, um so zur eigentlichen Invention zurückzugelangen. Ein solcher Suchprozess kann mehrere Staaten mit ihren Innovationssystemen, mehrere Unternehmen und mehrere Forscher und Entwickler ausfindig machen, die in irgendeiner Weise am Prozess beteiligt waren und insgesamt die „Innovation“ ausmachen.

Eine solche Innovationsanalyse war jedoch nicht Gegenstand des Verbundvorhabens, und konnte es angesichts des gewählten Ansatzes auch nicht sein. Hier sollte nämlich in Gestalt eines Unternehmens der chemischen Industrie lediglich *ein* potenzieller Akteur im Innovationsprozess auf seine Beteiligung daran untersucht werden. Es konnte daher sein, dass man bei einem solch unternehmensspezifischen Ansatz gar nicht auf Innovationsfälle stößt, die zuvor aus der Vogelperspektive bestimmt wurden oder zumindest bestimmbar wären. Es ist nicht einmal auszuschließen, dass man in *einem* Unternehmen überhaupt keinen „Basisfall“ im zuvor genannten fundamentalen Makro-Sinne vorfindet. Selbst wenn man von einer anderen als der hier gewählten erkenntnistheoretischen Basis ausginge, so wäre der betriebliche Fallstudienansatz nicht in der Lage, Basisinnovationen ausfindig zu machen, die in der *rückblickenden Makroperspektive* als „Paradigmenwechsel im Weltmaßstab“ identifizierbar sind. Wo es um das Innovationsverhalten in Unternehmen geht, konnte im Rahmen dieses Verbundprojektes und seines spezifischen Ansatzes „Basisinnovation“ also nur in einem Mikro-Sinne verstanden und analysiert werden. Die Untersuchung von Innovationen der Bayer AG muss sich insoweit auf jene Innovationsfälle beschränken, die es *innerhalb des Unternehmens* tatsächlich gegeben hat, ob sie nach externen und übergeordneten Maßstäben und unter Berücksichtigung zusätzlicher, aus anderen Quellen stammender Informationen als grundlegend bezeichnet werden oder nicht. Als Basisinnovationen im Mikrosinne der Bayer AG konnten so letztlich nur Innovationen ausgewählt werden, durch die unternehmensintern bestehende Pfade verlassen wurden, die also in der Mikrowelt und in der Unternehmenskultur Bayers herrschende technische und institutionell-organisatorische Paradigmen „über den Haufen“ warfen. In einer übergeordneten Bewertung bzw. aus der Vogelperspektive oder der Makrosicht hat es sich dabei in einigen Fällen letztlich eher um inkrementelle Anpassungen gehandelt.

In den unternehmensspezifischen Fallstudien bei der Bayer AG ließ sich aufgrund der genannten Beschränkungen und Auswahlprobleme auch nicht jeweils ein Zusammenhang zwischen kooperativen Mechanismen auf der Makro- bzw. Politikebene und unternehmerischen Investitionen bzw. Innovationen herstellen. Die Fallauswahl musste letztlich unabhängig vom Kooperationsbezug erfolgen. Erst im Zuge der Fallanalysen konnte sich ein solcher Bezug herauskristallisieren. Bei der später durchgeführten Auswahl der Innovation IDS als Untersuchungsgegenstand konnte dem Kooperationsbezug hingegen stärker Rechnung getragen werden, da ein unmittelbarer Zusammenhang zur EDTA-Selbstverpflichtung des Verbandes der chemischen Industrie vermutet werden konnte. Die Erkenntnisse über die Wirkungen von Kooperation im Hinblick auf industrielle Innovationen beruhen dennoch vorwiegend auf den theoretischen Ausführungen zu kooperativer Umweltpolitik und auf der empirischen Untersuchung konkreter Kooperationsfälle

zwischen chemischer Industrie und Politik. Inwieweit diese Kooperationen zu konkreten Innovationsprozessen auf Unternehmensebene geführt haben, musste weitgehend offen bleiben.

Da sich aus der theoretischen Untersuchung von Kooperation zwar Ansatzpunkte für innovative Wirkungen aufzeigen ließen, diese aber empirisch kaum isolierbar waren, konnten auf dieser Basis auch keine Empfehlungen für grundlegend neue institutionelle Muster für Kooperationen abgeleitet werden, die eine nachhaltige Dynamik für industrielle Umweltinnovationen sicherstellen könnten. Dies ist auch darauf zurückzuführen, dass gerade innerhalb der Chemikalienpolitik bereits vielfältige Kooperationsformen vorfindbar sind. Daher resultierten aus der durchgeführten Untersuchung vielmehr Ansatzpunkte für Verbesserungen bestehender Kooperationsformen.

Insofern hat das Vorhaben im Laufe der interdisziplinären Bearbeitung Änderungen und Schwerpunktverlagerungen erfahren. Dies spiegelt sich auch im Aufbau dieses Sammelbandes wider: Im Rahmen dieses Einführungsbeitrags wird das Forschungsfeld als Grundlage der interdisziplinären Verständigung zunächst begrifflich näher umrissen. Hierfür werden im nächsten Abschnitt die Charakteristika der chemischen Industrie und die daraus resultierenden Besonderheiten für die bestehende Umweltproblematik dargestellt. Daran anschließend werden die wesentlichen Begrifflichkeiten – insbesondere Nachhaltigkeit und Innovation – näher eingegrenzt und ein Überblick über bestehende innovationstheoretische Ansätze gegeben. Aufbauend auf diese grundlegenden Ausführungen beschäftigt sich der Beitrag von *Melanie Monßen* mit einer unternehmenshistorischen Untersuchung von Umweltinnovationsfällen bei der Bayer AG. Den spezifischen Fallstudien wird hierbei ein kurzer Überblick über die gesellschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen für den Umweltschutz in der Bundesrepublik sowie eine Darstellung der Entwicklung des Umweltschutzes bei der Bayer AG seit Beginn der modernen Umweltpolitik Anfang der 1970er Jahre vorangestellt. Folgende Innovationsfälle werden daran anschließend eingehender untersucht:

1. die Gründung einer Abwasserkommission bei den Farbenfabriken vorm. Friedr. Bayer & Co im Jahr 1901
2. die Entwicklung alternativer Aufbereitungs- und Entsorgungsverfahren für Dünnsäure und das damit einhergehende Ende der Dünnsäureverklappung im Jahr 1982
3. die Einstellung der Hohe-See-Verbrennung von chlorierten Kohlenwasserstoffen im Jahr 1989
4. die Produktentwicklung der Polyasparaginsäure (PASP) als Substitut für Polyacrylate
5. die Produktinnovation des Iminodisuccinat (IDS) als Substitut für EDTA unter besonderer Berücksichtigung des Zusammenhangs der Produktentwicklung mit der EDTA-Selbstverpflichtung der chemischen Industrie

Dabei steht die Frage im Vordergrund, welchen Einfluss verschiedene unternehmensinterne wie externe Faktoren auf den unternehmerischen Innovationsprozess ausübten.

Der anschließende Beitrag von *Lars Koch* ist der theoretischen Einordnung und Typologisierung von Kooperationen und der empirischen Aufarbeitung konkreter Kooperationsfälle aus dem Bereich der Chemikalienpolitik gewidmet. Aus der theoretischen und empirischen Untersuchung werden Empfehlungen für die Fortentwicklung kooperativer Politikformen abgeleitet. Die theoretische Einschätzung kooperativer Umweltpolitik erfolgt zunächst anhand verschiedener wirtschafts- und politikwissenschaftlicher Ansätze mit durchaus unterschiedlichen Ergebnissen. Aufbauend darauf wird eine Typologie entwickelt um differenziertere Aussagen in Abhängigkeit von Problemstruktur und Rahmenbedingungen zu ermöglichen. Theorie und Typologie dienen sowohl als Grundlage für eine Einschätzung der Innovationswirkungen als auch für die Untersuchung empirischer Fallstudien. Die empirische Analyse ist eingebettet in die Entwicklung und Veränderung der institutionellen Rahmenbedingungen, beginnend mit der Entstehung des deutschen Chemikaliengesetzes von 1980; sie reicht bis zur gegenwärtigen Neuausrichtung der europäischen Chemikalienpolitik, die unter dem Akronym REACH – Registration, Evaluation and Authorization of Chemicals – diskutiert wird. Gegenstand der Untersuchung der Fallstudien waren folgende kooperative Politikformen:

1. Das Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA)
2. Der Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS)
3. Die Selbstverpflichtungen zu Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) und Alkyphenolethoxylaten (APEO) sowie zur Erfassung und Bewertung von Altstoffen
4. Die Untersuchung des Reformprozesses der europäischen Chemikalienpolitik (REACH) unter besonderer Berücksichtigung kooperativer Elemente.

Den Abschluss des Beitrags bilden Empfehlungen bezüglich der Ausgestaltung und Weiterentwicklung kooperativer Politikformen.

Ergänzt wird das Innovationsbild durch einen Beitrag von *Andreas Schmidt* zu den Möglichkeiten und Grenzen einer umweltorientierten Forschungspolitik, die bei entsprechender Ausrichtung durchaus als ergänzender Rahmen zur Förderung nachhaltiger Innovationsprozesse in der chemischen Industrie ausgestaltet werden kann. Der Beitrag liefert theoretische Begründungen für eine speziell umweltorientierte Forschungspolitik und definiert Kriterien für deren praktische Ausgestaltung. Hierbei wird ein theoretisch fundierter Kriterienkatalog auf- und der bestehenden Forschungspolitik gegenübergestellt. Daraus werden Verbesserungen für die bestehende umweltorientierte Forschungsförderung abgeleitet. Abgeschlossen wird der Sammelband mit einer Zusammenfassung der Ergebnisse.

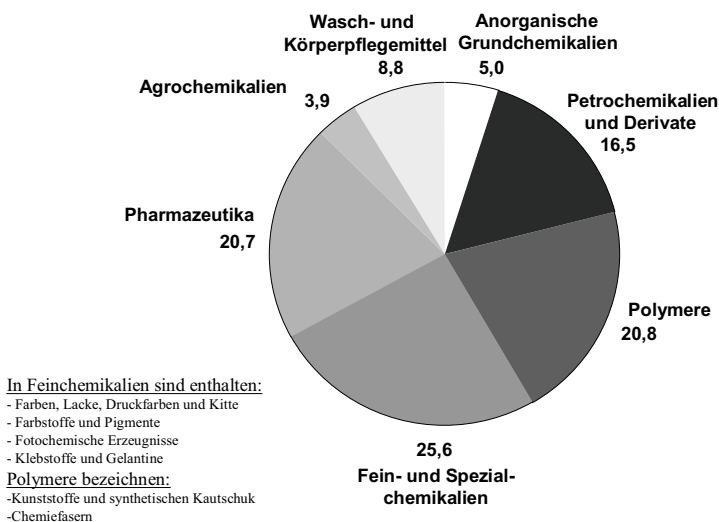
1.1 Charakteristika der Chemischen Industrie

Die chemische Industrie weist gegenüber anderen Branchen des verarbeitenden Gewerbes einige Besonderheiten auf, die sich auch auf die Möglichkeiten und Grenzen zur Erreichung einzelner Nachhaltigkeitsziele auswirken. Daher wird die

chemische Industrie hier zunächst als Untersuchungsgegenstand eingegrenzt und in ihren Grundzügen dargestellt.

Kurz zusammengefasst zeichnet sich „chemische Produktionstätigkeit [...] dadurch aus, dass Stoffe verändert werden.“⁴ Charakteristisch für die chemische Industrie ist dabei weniger, *was* sie produziert, sondern vielmehr, *wie* sie produziert. Hierbei werden Ausgangsstoffe mit Hilfe von chemisch-physikalischen Verfahren in andere Stoffe umgewandelt und somit die Herstellung einer Vielzahl von Stoffen und Stoffverbindungen ermöglicht. Aus dieser Abgrenzung der chemischen Industrie über den Umwandlungsprozess resultiert eine sehr heterogene und vielschichtige Branchenstruktur, die sich wie folgt zusammensetzt:

Abb. 1: Branchenstruktur Chemische Industrie



Quelle: VCI 2003

Die weltweite Chemieproduktion ist zwischen 1930 und heute von einer Million auf 400 Millionen Tonnen pro Jahr angestiegen. In Deutschland sind im Jahre 2002 462.000 Mitarbeiter in 1.740 Chemieunternehmen beschäftigt. Der Anteil des Umsatzes der chemischen Industrie am gesamten verarbeitenden Gewerbe lag mit 134 Mrd. Euro bei 10,1 %.⁵ Die wirtschaftliche Bedeutung der chemischen Industrie manifestiert sich darüber hinaus in der Verflechtung mit anderen Branchen. Aufgrund der beschriebenen heterogenen Branchenstruktur und der daraus resultierenden breiten Produktpalette fungiert die chemische Industrie hierbei als

⁴ Longolius 1993, 51.

⁵ Vgl. VCI 2003, 9.

Querschnittsindustrie. Sie ist Zulieferer für nahezu alle anderen Industriebranchen.⁶ Wichtigste Abnehmer sind dabei der Fahrzeugbau (10%), die Verpackungsindustrie (6%), die Elektroindustrie (3%) sowie die Textil- und Bekleidungsindustrie (2%). Mit 42 % ist der größte Abnehmer chemischer Produkte allerdings die chemische Industrie selbst. Nur 11% der chemischen Erzeugnisse gehen hingegen direkt an den Endkonsumenten. Durch diese starke Verflechtung hat die chemische Industrie auch eine besondere Bedeutung für die wirtschaftsstrukturelle Entwicklung.

Die interne Branchenstruktur der chemischen Industrie resultiert im Wesentlichen aus dem Phänomen der Kuppelproduktion, das sich wie folgt charakterisieren lässt: Die für die chemische Industrie charakteristische Umwandlung von Stoffen bringt in der Regel neben den erwünschten Hauptprodukten auch Nebenprodukte hervor, für die es häufig zunächst keine Verwendung gibt. Durch die Entwicklung wirtschaftlicher Verwendungsmöglichkeiten für diese Nebenprodukte bildete sich eine enge Verzahnung der einzelnen Produktionsprozesse heraus – eine interne Verbundstruktur – die sich auch als Kuppelproduktionssystem bezeichnen lässt.⁷ Wohl prominentestes Beispiel hierfür ist die Chlorchemie, die heute ungefähr 60% der chemischen Industrie ausmacht.⁸ Chlorwasserstoff war ursprünglich unerwünschtes Kuppelprodukt bei der Sodaherstellung und führte bis zur Weiterverwertung zu erheblichen Entsorgungsproblemen. Für die Unternehmen besteht dabei ein ökonomischer Anreiz nach Weiterverarbeitungsmöglichkeiten für Abfallprodukte zu suchen und so den Prozess der Kuppelproduktion zu verstärken. Auch aus ökologischer Perspektive ist die wirtschaftliche Verwertung von Nebenprodukten zunächst als sinnvoll zu betrachten, da sich die Abfallmenge hierdurch reduzieren lässt.⁹

Die Kuppelproduktion hat in der Vergangenheit auch zur Herausbildung größerer Unternehmenseinheiten in der chemischen Industrie beigetragen. Eine unternehmensinterne Produktdiversifizierung ergibt sich dadurch produktionsbedingt zum Teil ganz automatisch. Die durchschnittliche Unternehmensgröße nach Mitarbeitern ist daher auch doppelt so groß wie in anderen Industriebranchen.¹⁰ Trotzdem spielen die kleinen und mittleren Unternehmen ebenfalls eine wichtige Rolle: 35,3 % der Unternehmen haben weniger als 50 Mitarbeiter bei einem Umsatzanteil von 3,6 %; 75 % aller Unternehmen haben unter 200 Mitarbeiter und steuern 17,1 % des Gesamtumsatzes bei.¹¹ Dabei verändert die Kuppelproduktion auch die übliche Aufgabenverteilung zwischen den kleinen und mittleren Unternehmen gegenüber den Großunternehmen. Hierbei kann grundsätzlich zwischen der Produk-

⁶ Vgl. VCI 2002, 51.

⁷ Siehe hierzu ausführlich Müller-Fürstenberger 1995.

⁸ Vgl. Jacob 1999, 1.

⁹ In einer grundsätzlicheren Perspektive können alle Umweltbeeinträchtigungen als Resultat der Kuppelproduktion betrachtet werden, da bei der Produktion fast immer parallel zu den erwünschten Gütern auch unerwünschte Nebenprodukte zumeist in Form von Emissionen erzeugt werden.

¹⁰ Vgl. Streck 1984, 29.

¹¹ Vgl. VCI 2002, 50.

tion von Basischemikalien, Zwischenprodukten und Veredlungskemikalien unterschieden werden. Während die kleinen und mittleren Unternehmen in anderen Branchen vor allem als Vorlieferanten für die Großunternehmen fungieren, stellen diese Unternehmen der Chemiebranche vor allem Zubereitungen und Veredlungskemikalien auf Grundlage der von den Großunternehmen in großen Mengen produzierten (Basis-)Chemikalien her. Die Großunternehmen sind hingegen auf allen Stufen der Wertschöpfungskette wiederzufinden.¹²

Weiteres Kennzeichen der chemischen Industrie ist die überdurchschnittlich hohe Forschungs- und Kapitalintensität.¹³ 18,2 % der Forschungsaufwendungen innerhalb der deutschen Wirtschaft werden von Chemieunternehmen erbracht. 2002 betrugen diese 8,2 Mrd. Euro; dies entspricht ca. 6 % des Jahresumsatzes der Branche. Die vernetzten Stoffströme haben hierbei auch Rückwirkungen auf den Innovationsprozess: Neue (umweltfreundlichere) Produkte oder Verfahren müssen sich gegen die Wirtschaftlichkeit eines größeren Kuppelprozesses erst durchsetzen. Insofern ist der Innovationsprozess in der chemischen Industrie in besonders hohem Maße pfadabhängig und geprägt von den Strukturen, die sich in der Vergangenheit herausgebildet haben.¹⁴

Aus den aufgezeigten Besonderheiten der chemischen Industrie, vor allem der Verwendung und Produktion einer Vielzahl von Stoffen und Stoffverbindungen, resultieren Probleme, die über die grundsätzlichen Umweltprobleme industrieller Produktion hinausgehen. Über 100.000 Stoffe sind hierbei innerhalb der europäischen Union registriert.¹⁵ Einige dieser Stoffe haben zum Teil unerwünschte, mit Gesundheits- oder Umweltrisiken behaftete Eigenschaften, die zudem häufig nur unzureichend bekannt sind.¹⁶ Diese unerwünschten Eigenschaften können sich während des Produktionsprozesses, des Konsums oder der Entsorgung entfalten und sind dabei im Wesentlichen abhängig von der Stoffexposition. Wenn sich einzelne Stoffe als risikobehaftet herausstellen, kann sich dadurch auch die starke Verflechtung über die Kuppelproduktion als kritisch für einen flexiblen Umgang mit solchen Stoffen erweisen. Vor diesem Hintergrund wird innerhalb dieser Untersuchung vor allem auf die chemiespezifische Stoffproblematik fokussiert, wenngleich auch die generell aus der industriellen Produktion resultierenden Umweltbeeinträchtigungen in Form von Schadstoffemissionen in Luft, Wasser und Boden und dem Einsatz nicht-erneuerbarer Ressourcen innerhalb der chemischen Industrie äußerst relevant sind.¹⁷

Einige Stoffe mit erheblichem Gefährdungspotenzial für Mensch und/oder Umwelt sind hinlänglich öffentlich diskutiert und in ihrer Anwendung eingeschränkt bzw. verboten worden. Prominente Beispiele hierfür sind die Fluorchlor-

¹² Vgl. VCI 2002, 9.

¹³ Siehe VCI 2001, 23.

¹⁴ Auf den Begriff der Pfadabhängigkeit wird in Abschnitt 1.4 noch näher eingegangen.

¹⁵ Vgl. Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) 1999, 22.

¹⁶ Vgl. Benzler 1998, 22.

¹⁷ Der Anteil der industriebedingten Schadstoffemissionen ist in der chemischen Industrie in Relation zum Anteil an der Bruttowertschöpfung sogar überdurchschnittlich hoch. Vgl. Müller-Fürstenberger 1995, 65.

kohlenwasserstoffe (FCKW), Asbest, Pentachlorphenol (PCP) oder auch die Polychlorierten Biphenyle (PCB). Zumeist ging der Aufdeckung des Gefährdungspotenzials ein langwieriger Forschungsprozess voraus. Zwischen der ersten Gefährdungsvermutung und einer letztendlichen Regulierung lag häufig sogar ein Zeitraum von mehreren Jahrzehnten.¹⁸

Die Existenz negativer Externalitäten und auch die häufig nur sehr unzureichend vorhandenen Kenntnisse über Exposition und Wirkung einzelner Stoffe rechtfertigen insofern grundsätzlich vorsorgende staatliche Eingriffe sowohl zur Bereitstellung von Informationen über Risikoeigenschaften als auch für Maßnahmen zur Minderung von Stoffrisiken. Notwendige Bedingung eines adäquaten Risikomanagements ist dabei zunächst die Überwindung des Informationsproblems durch die Erstellung und Bewertung von Risikoinformationen, wohingegen die hinreichende Bedingung in der Internalisierung externer Effekte bzw. Risiken durch entsprechende Risikominderungsmaßnahmen besteht. In diesem Zusammenhang wird innerhalb dieses Sammelbandes gefragt, welche Möglichkeiten dem Staat zur Verfügung stehen, um Informationsgewinnung und Risikominderung in einem derart komplexen Regelungsfeld besser und in Übereinstimmung mit anderen Zielen effizienter zu organisieren und welche Rolle kooperative Politikformen dabei spielen.

1.2 Der Begriff der Nachhaltigkeit

Die Frage der Risikominderung ist eng verbunden mit der Frage, wie Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften in der chemischen Industrie begünstigt werden können. Der Begriff der Nachhaltigkeit bezeichnet prinzipiell eine Wirtschaftsweise, bei der die bestehenden Ressourcen von der gegenwärtigen Generation so genutzt werden, dass diese die Ressourcen für zukünftige Generationen nicht einschränken. Nachhaltigkeit kann dabei als Leitbild betrachtet werden, das auf die Tragfähigkeit der ökologischen, ökonomischen und sozialen Systeme abzielt. Im Rahmen dieser Arbeit wird *Nachhaltigkeit* verstanden als langfristige Erhaltung der Leistungsfähigkeit der natürlichen, wirtschaftlichen und sozialen Faktoren bzw. Potenziale, deren Kombination auch künftigen Generationen eine zumindest dem gegenwärtigen Niveau entsprechende Bedürfnisbefriedigung ermöglichen soll. Es geht daher um Erhalt und Weiterentwicklung der Gesamtertragskraft der natürlichen und der anthropogen geschaffenen Kapitalbestände (Human-, Sach- und Sozialkapital).

Das Konzept der Nachhaltigkeit findet u.a. auch aufgrund der Trias von ökonomischer, ökologischer und sozialer Nachhaltigkeit eine hohe Akzeptanz bei Vertretern aus Wirtschaft, Wissenschaft, Politik und Verbänden. Je nach zugrundeliegender Werthaltung und Interesse werden die drei Dimensionen dabei unterschiedlich betont, so dass sich alle Gruppen trotz unterschiedlicher Positionen auf die Nachhaltigkeit berufen können. Eine Konkretisierung und Operationalisierung

¹⁸ Vgl. European Environmental Agency 2001.

der Nachhaltigkeit ist hingegen weitaus schwieriger und erfolgte bisher vor allem für die ökologische Dimension. Diese steht auch hier im Vordergrund der Untersuchung unter Berücksichtigung der ökonomischen Dimension. Die soziale Dimension, deren Abbildung beispielsweise über das Konzept des Sozialkapitals versucht wurde, wird hingegen nicht einbezogen.

Die Integration von ökonomischer und ökologischer Dimension liegt auch dem umweltökonomischen Internalisierungskonzept zugrunde. Hierbei wird im modelltheoretischen Idealfall eine verursachergerechte Anlastung der entstehenden Umwelt- und Gesundheitskosten vorgenommen, die einerseits mit einer optimalen Umweltentlastung und andererseits mit den gesamtwirtschaftlich betrachtet geringsten Vermeidungskosten einhergeht. Der Hauptunterschied des Konzepts der Nachhaltigkeit im Vergleich zum umweltökonomischen Internalisierungskonzept besteht in der expliziten Einbeziehung zukünftiger Generationen. Dieser Unterschied ergibt sich allerdings vor allem aus dem prozesshaften Verständnis des Nachhaltigkeitskonzeptes. Die Internalisierung externer Effekte besteht modelltheoretisch zunächst nur aus einem einmaligen Schritt zur Korrektur von Marktpreisen, wodurch ein wohlfahrtstheoretisch optimales Vermeidungsniveau erreicht wird. Eine weitere Umweltpolitik ist in diesem Fall gar nicht mehr notwendig. Eine solche Internalisierung scheitert jedoch praktisch an der Unkenntnis über Umweltschädigungen und deren Quantifizierung sowie der praktisch-politischen Um- und Durchsetzbarkeit. Insofern befindet sich die Ausdifferenzierung der Umweltpolitik faktisch in einer fortwährenden Entwicklung. Hierfür stellt das Konzept der Nachhaltigkeit ein politisches Leitbild dar, das Orientierung für eine sich entwickelnde Umweltpolitik bietet.

Zur ökologischen Dimension mit dem Ziel der Erhaltung des natürlichen Kapitalstocks hat die Enquête-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ dabei schon frühzeitig folgende Managementregeln definiert:¹⁹

1. Die Abbaurate erneuerbarer Ressourcen soll deren Regenerationsrate nicht überschreiten. Dies entspricht der Forderung nach Aufrechterhaltung der ökologischen Leistungsfähigkeit, d.h. (mindestens) nach Erhaltung des von den Funktionen her definierten ökologischen Kapitals.
2. Nicht-erneuerbare Ressourcen sollen nur in dem Umfang genutzt werden, in dem ein physisch und funktionell gleichwertiger Ersatz in Form erneuerbarer Ressourcen oder höherer Produktivität der erneuerbaren sowie der nicht-erneuerbaren Ressourcen geschaffen wird.
3. Stoffeinträge in die Umwelt sollen sich an der Belastbarkeit der Umweltmedien orientieren, wobei alle Funktionen zu berücksichtigen sind, nicht zuletzt auch die „stille“ und empfindlichere Regelungsfunktion.
4. Das Zeitmaß anthropogener Einträge bzw. Eingriffe in die Umwelt muss im ausgewogenen Verhältnis zum Zeitmaß der für das Reaktionsvermögen der Umwelt relevanten natürlichen Prozesse stehen.

Die ersten beiden Regeln beziehen sich auf die Aufrechterhaltung des natürlichen Kapitalstocks, wobei eine partielle Substitution – z.B. von Natur- durch Re-

¹⁹ Enquête-Kommission 1994, 32.

alkapital – prinzipiell nicht ausgeschlossen ist, soweit damit keine irreversiblen Schädigungen der Leistungs- und Funktionsfähigkeit der einzelnen Kapitalien bzw. Potenziale verbunden sind. Die Möglichkeit der Substitution nicht-regenerierbarer Ressourcen durch gleichwertige Alternativen wird als Konzept schwacher Nachhaltigkeit definiert, das auch dieser Untersuchung zugrunde liegt. Dagegen wird im Konzept der starken Nachhaltigkeit nicht-regenerierbaren Ressourcen ein Eigenwert zugeschrieben und eine Substituierung durch funktionale Äquivalente als nicht nachhaltig angesehen. Die dritte und vierte Managementregel fokussieren auf den Erhalt der Tragfähigkeit des natürlichen Kapitalstocks.

Eine Operationalisierung aller Regeln ist verbunden mit der Identifizierung und Festlegung von Indikatoren zur Abbildung der Belastungsentwicklung gegenüber den natürlichen Ressourcen.²⁰ Hierbei sind insbesondere input-orientierte Größen in Form von eingesetzten Ressourcen und output-orientierte Größen in Form emittierter Schadstoffe zu unterscheiden. Die Belastbarkeit natürlicher Ressourcen ist allerdings zumeist nur sehr unzureichend bekannt. Was Nachhaltigkeit ist, lässt sich daher nicht objektiv bestimmen und sinnvoll nur als Erwartungsgröße definieren. Insofern lässt sich mit Lohmann zusammenfassen:

„Was im Einzelfall als nachhaltig gelten soll und welcher Stand wissenschaftlicher Erkenntnis für die Legitimation von präventiven Maßnahmen erforderlich ist, kann nur im Rahmen gesellschaftlicher Aushandlungsprozesse bestimmt werden.“²¹

Die chemische Industrie stellt für die Erreichung von Nachhaltigkeitszielen Chance und Risiko zugleich dar. Einerseits geht von ihrer Produktionstätigkeit eine überdurchschnittliche Umweltbelastung aus, zum anderen bestehen Entwicklungsmöglichkeiten zur Verringerung von Ressourcenverbrauch und Umweltbelastung. Die Anforderungen an eine nachhaltigkeitsorientierte Entwicklung lassen sich hierbei folgender Maßen definieren:²²

1. Es sollten die Voraussetzungen dafür geschaffen werden, dass die Rohstoffbasis langfristig gesichert und ausgebaut wird.
2. Es sollten chemische Transformationen und Prozesse entwickelt werden, durch deren Anwendung weniger Energie und Rohstoffe eingesetzt werden, der Anfall von Abfällen verringert wird und die Prozesssicherheit erhöht wird.
3. Es sollen neue Wege der Entsorgung, Rezyklierung und des Schließens von Kreisläufen entwickelt werden.
4. Stoffeigenschaften im Hinblick auf den Schutz von Mensch und Umwelt sollen optimiert werden.

Insbesondere das vierte Ziel, die Gewährleistung der Produktion von Stoffen, die mit einer geringeren Gefährdung für Mensch und Umwelt einhergehen, steht hier im Vordergrund der Untersuchung. Die Agenda 21 als das grundlegende internationale Dokument nachhaltiger Umweltpolitik fordert in Kapitel 19 zum um-

²⁰ Zu den Schwierigkeiten der Operationalisierung und Messung von Nachhaltigkeit siehe Ewringmann 1999.

²¹ Lohmann 1999, 17.

²² Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) 1999, 8.

weltverträglichen Umgang mit toxischen Chemikalien eine Risikominimierung u.a. durch die Substitution toxischer Substanzen durch sicherere Alternativen.

1.3 Innovationen und Nachhaltigkeit

Die Erreichbarkeit von Nachhaltigkeitszielen wird durch Innovationen in die oben aufgezeigte Richtung erleichtert. Hierbei legte der Forschungsverbund folgende Begrifflichkeiten im Zusammenhang mit Innovationen zugrunde:

Innovationen lassen sich allgemein definieren als Erweiterungen der Wissensbestände, deren Anwendung es erlaubt, die vorhandenen Ressourcen bzw. Kapitalstöcke effizienter zu nutzen und so neue Verwendungen zu ermöglichen oder/und die Kapitalbestände zu schonen. Innovationen können sich dabei ganz allgemein auf neue Produkte, Produktionsprozesse oder organisatorische Strukturen beziehen. Die Erweiterung der Wissensbestände und ihre Anwendung sind typischerweise mit Investitionen verbunden.

Der Innovationsprozess selbst lässt sich im Wesentlichen in die drei Phasen der Invention, Adaption und Diffusion unterteilen:²³

1. Unter der Invention wird die Entstehung neuen Wissens zur Entwicklung neuer Produkte, Verfahren oder Organisationsformen verstanden. Die Invention kann weiter unterteilt werden in die drei Phasen der Forschung, Entwicklung und Erfindung.
2. Die Adaption bezeichnet die erstmalige Anwendung einer Innovation. Diese Phase wurde vom Wegbereiter der Innovationstheorie Schumpeter auch als die eigentliche Innovation angesehen.
3. Die Diffusion bezeichnet die wirtschaftliche Verbreitung einer Innovation.

Ferner lassen sich Innovationen grob unterteilen in inkrementelle Innovationen und Basisinnovationen.²⁴ Inkrementelle Innovationen sind schrittweise Verbesserungen an bestehenden Produkten, Produktionsprozessen oder Organisationsstrukturen. Eine Basisinnovation besteht hingegen in einer grundlegenden Neuerung, die deutliche Veränderungen für die gesamte Wirtschaft oder zumindest einen Wirtschaftszweig zur Folge hat. Mit einer Basisinnovation geht ferner ein neues Paradigma einher. Ein Paradigma stellt dabei eine Wissensbasis dar, innerhalb derer eine Vielzahl von Entwicklungs- und Verbesserungsmöglichkeiten von Produkten und Prozessen besteht, die einer spezifischen Anwendung oder Problemlösung dienen.

Umweltinnovationen sind Erweiterungen der Wissensbestände, deren Anwendung es erlaubt, ein gegebenes Versorgungsniveau mit einem geringeren Verbrauch nicht-regenerierbarer Naturressourcen und einer geringeren Beanspruchung regenerierbarer Ressourcen bzw. Umweltmedien sicherzustellen, also die Ressourceneffizienz zu erhöhen und die negativen Auswirkungen auf die Umwelt

²³ Vgl. Klemmer/Lehr/Löbbe 1999, 32.

²⁴ Vgl. Hemmelskamp 1996, 5.

durch Vermeidungs-, Verwendungs- und Reinigungstechniken zu vermindern. *Nachhaltige Innovationen* bzw. Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften sind demgegenüber Erweiterungen der Wissensbestände, deren Anwendung es erlaubt, die Effizienz der Ressourcen- bzw. Kapitalnutzung zu erhöhen, ohne dass es dabei zu nicht-substituierbaren Verringerungen einzelner Ressourcen- bzw. Kapitalbestände und zu einer irreversiblen Beeinträchtigung von Faktoren kommt, die den Handlungsspielraum künftiger Generationen einengen. Aufgrund der Fokussierung der Nachhaltigkeit auf die Tragfähigkeit der Umweltdimension werden die Begriffe „Umweltinnovationen“ und „nachhaltige Innovationen“ im Folgenden synonym verwendet.

In Bezug auf Umweltinnovationen können ferner *additive* und *prozessintegrierte* Technologien voneinander abgegrenzt werden. Additive Umwelttechnologien sind dem Produktionsprozess nachgeschaltet, wohingegen prozessintegrierte Umweltinnovationen mit grundlegenden Veränderungen innerhalb des Produktionsprozesses verbunden sind. Im Gegensatz zu additiven Umwelttechnologien, die am Ende des Produktionsprozesses ansetzen, wird über produktionsintegrierte Technologien die Entstehung umweltbelastender Schadstoffe bereits während des Produktionsprozesses reduziert. Das Potenzial von prozessintegrierten Technologien zur Reduktion von Umweltbelastungen ist insofern wesentlich weitreichender.

Darüber hinaus können Innovationen nach Menge und Richtung unterschieden werden. Während sich die Innovationsmenge relativ einfach quantitativ beispielsweise über angemeldete Patente bestimmen lässt, ist die Identifikation von Umweltinnovationen – die Innovationsrichtung – wesentlich schwerer bestimmbar und häufig qualitativer Natur. Dieses Problem wird noch verstärkt, wenn beispielsweise das Gefährdungspotential von chemischen Substanzen nur unzureichend bekannt ist, oder eine Innovation sowohl partiell zu einer Umweltbelastung als auch zu einer Umweltentlastung beiträgt. Ebenso kann sich die Innovation eines chemischen Stoffes, der zunächst als sicherere Alternative zu einem bestehenden Stoff bei ansonsten gleicher Funktionalität angesehen wird, zu einem späteren Zeitpunkt bei Vorliegen neuer Erkenntnisse als problematisch erweisen. Letztlich kann die Einschätzung, inwieweit es sich bei einer Innovation um eine Umweltinnovation handelt, immer nur vorläufig und vor dem Hintergrund des gegenwärtigen Kenntnisstandes erfolgen. Dieses Problem wird auf Grundlage der untersuchten Fallbeispiele in den empirischen Teilen dieser Arbeit wieder aufgegriffen.

1.4 Innovationstheorie und Umweltinnovationstheorie

Im Vordergrund einer Theorie der Innovation steht generell die Frage, welche Faktoren die Entwicklung und Verbreitung von Innovationen bewirken. In Bezug auf Umweltinnovationen ist zusätzlich zu fragen, welche Faktoren die Innovationsrichtung beeinflussen. Eine eigenständige Umweltinnovationstheorie hat sich hierbei bisher nicht herausgebildet; es gibt allenfalls Ansätze dazu, die Bausteine

mehrerer Theoriestränge miteinander verbinden.²⁵ Als vielversprechend für die Betrachtung von Umweltinnovationen wird insbesondere die evolutorische Innovationstheorie, erweitert um Erkenntnisse aus der Umweltökonomik angesehen. Im Folgenden werden wesentliche Konzepte zur Entwicklung und Verbreitung von Umweltinnovationen als Grundlage für die weiteren Analysen kurz dargestellt.

Unter den vereinfachenden Annahmen, wie sie die Neoklassik unterstellt, ist die Frage nach den Einflussfaktoren auf Innovationen leicht zu beantworten. Die Wirtschaftssubjekte treffen als rationale Akteure auf der Grundlage vollkommener Informationen über Kosten und Nutzen von Innovationsprojekten ihre Investitionsentscheidungen. Innovationen sind eine einfache Funktion von Investitionen, die sich aus den Kosten-Nutzen-Kalkülen der Unternehmen ableiten lassen. Die Innovationsrichtung und damit auch das Maß an Umweltinnovationen werden von den relativen Preisen bestimmt.

Ein solches Ausgangsmodell trägt allerdings den Besonderheiten des Innovationsprozesses nicht Rechnung. Das wesentliche Charakteristikum besteht gerade in der hohen Unsicherheit gegenüber dem Innovationserfolg, so dass sich a priori dafür kaum ein Erwartungswert bestimmen lässt. Jede Neuerung stellt sich hierbei ex ante als Nicht-Wissen dar. Das substantiell Neue von Innovationen und das ihm vorausgehende Nicht-Wissen werden als Erkenntnisgegenstand insofern ignoriert. Obwohl Preise einen wesentlichen Einfluss auf das Niveau und auf die Richtung der Innovationsaktivitäten haben, scheint es also weitere wichtige Determinanten zu geben, die sich aus der Unsicherheit des Innovationsprozesses ergeben.

Auch die bestehende Dynamik von Wirtschafts- und Innovationsprozessen wird innerhalb der Gleichgewichtswelt der Neoklassik ausgeblendet. Innerhalb der evolutorischen Ökonomik werden hingegen die Überwindung von Unsicherheit und die wirtschaftliche Dynamik als Erkenntnisgegenstände in die Analyse integriert. Grundlage der evolutorischen Ökonomik zur Erklärung von Innovationen und ökonomischem Wandel bildet die Analogie zur biologischen Evolutionstheorie. Im Vordergrund stehen die Prozesse der Variation und Selektion, die vor dem Hintergrund der bisherigen wirtschaftlichen Entwicklung – analog zum genetischen Erbmateriale – stattfinden. Wirtschaftliche Prozesse zeichnen sich hierbei sowohl durch ihre irreversible historische Prägung als auch durch ihre Zukunftsoffenheit aus. Auf Grundlage der bestehenden Unsicherheit wird angenommen, dass sich Individuen begrenzt rational verhalten und zu Lernprozessen im Zeitverlauf fähig sind.

Die Variation spiegelt sich vor allem in den Phasen der Invention und Adaption von Innovationen wider. Die Unternehmen kreieren hierbei innerhalb der Variationsphase Innovationen durch Neukombinationen von bestehendem Wissen.²⁶ Innerhalb der Selektion, die sich analog zur Diffusionsphase betrachten lässt, setzen sich vor dem Hintergrund bestehender Marktbedingungen bestimmte Innovationen durch, die dadurch wiederum zum Bestandteil der wirtschaftlichen „Vererbungsmasse“ werden. Gerade für die Variationsprozesse ist die vergangene technologi-

²⁵ Siehe u.a. Kemp 1997; Klemmer/Lehr/Löbbe 1999; Hemmelskamp 1999.

²⁶ Vgl. Erdmann 1993, 98.

sche Entwicklung (technological push) mit der damit verbundenen Wissensbasis grundlegend. Dagegen spielen für die Selektion Marktfaktoren wie insbesondere die Marktnachfrage (market pull) eine wesentliche Rolle. Hierbei wird auch der technologischen Entwicklung ein größerer Einfluss auf die Entstehung von Basisinnovationen und der Marktnachfrage ein wesentlicher Einfluss auf inkrementelle Innovationen zugeschrieben.²⁷

In der evolutorischen Ökonomik Hayekscher Prägung²⁸ wird die Rolle vom Wettbewerb als Anreizverfahren zur Aufdeckung von ex-ante unbekanntem Wissen in entwicklungsoffenen Systemen betont. Eine dynamische Wirtschaftsentwicklung ist davon geprägt, dass die Unternehmer sich nicht auf einmal erreichte Marktpositionen verlassen können. Die Handlungen der Konkurrenten führen zu einer permanenten Bedrohung der eigenen Marktposition. Um dem vorzubeugen, bestehen also Anreize, sich kontinuierlich um Innovationen zu bemühen. Dieser dezentral stattfindende Wettbewerb deckt ex-ante unbekanntes und verstreutes Wissen über die Vorteilhaftigkeit der Innovationsrichtungen auf. Er lässt sich mithin als „ein Verfahren zur Entdeckung von Tatsachen betrachten, die ohne sein Bestehen entweder unbekannt bleiben oder doch zumindest nicht genutzt werden würden.“²⁹

Wie lassen sich aber vor dem Hintergrund der nicht kalkulierbaren Unsicherheit im Hinblick auf den Innovationserfolg die Unterschiede in Bezug auf unternehmerische Innovationsaktivitäten verstehen? Eine frühe Erklärung hierfür bot Schumpeter als Wegbereiter der evolutorischen Ökonomik mit der Annahme eines heterogenen Unternehmerbildes. Da sich durch die Annahme homogener Unternehmer Neuerungen im Wirtschaftsprozess nicht erklären ließen, unterschied Schumpeter den Pionierunternehmer („entrepreneur“) mit der Fähigkeit zu schöpferischem Handeln von dem Unternehmer, der sich nur an diese Neuerungen anpasst. In späteren Arbeiten stellte Schumpeter auch die Bedeutung der gesamten Unternehmensorganisation für die Initiierung von Innovationen heraus.³⁰ Als wesentliche Erkenntnis lässt sich hierbei festhalten, dass nicht alle Unternehmer und Unternehmen gleich auf dieselben Rahmenbedingungen reagieren. Insofern kann zwischen unternehmensexternen Faktoren, die allgemein Anreize für Innovationen setzen und unternehmensinternen Faktoren unterschieden werden, die das unterschiedliche Innovationsverhalten von Unternehmen erklären können. In diesem Zusammenhang lässt sich zwischen den Fähigkeiten, Möglichkeiten und der Motivation eines Unternehmens unterscheiden, die sowohl von unternehmensinternen als auch -externen Faktoren beeinflusst werden.³¹ Die Motivation bezieht sich auf die grundsätzliche Bereitschaft von Unternehmen respektive Managern, Innovationen zu forcieren. Die Möglichkeiten werden durch unternehmensexterne Fakto-

²⁷ Vgl. Hanusch/Cantner 1993.

²⁸ Vgl. insbesondere v. Hayek 1968 und 1969.

²⁹ v. Hayek 1969, 259.

³⁰ Hierbei sah er auch eine positive Korrelation zwischen Unternehmensgröße und Innovationen, die sich jedoch empirisch nicht eindeutig nachweisen lässt. Vgl. Schumpeter 1942.

³¹ Vgl. Ashford 2000, 67.

ren geprägt, wie den bereits vorhandenen Technologien, den staatlichen Rahmenbedingungen, dem Finanzsystem etc. Die Fähigkeiten ergeben sich insbesondere aus den unternehmensinternen Ressourcen und der Vernetzung zu externen Ressourcen. Fähigkeit, Möglichkeit und Motivation bedingen sich gegenseitig und bilden die Grundlage für die Herausbildung von Innovationen.

Ein weiteres Charakteristikum von Innovationen besteht darin, dass sie üblicherweise mit positiven Externalitäten³² einhergehen, da das in einer Innovation vorhandene Wissen nur unvollständig geschützt und von anderen Wirtschaftssubjekten sowohl zur Imitation als auch zur Weiterentwicklung eingesetzt werden kann, ohne dass der Innovator davon profitiert. Daher ist zu erwarten, dass das einzelwirtschaftliche unter dem gesamtwirtschaftlichen Innovationsoptimum liegt.³³ Porter hat in diesem Zusammenhang die Nutzung positiver Externalitäten innerhalb von Clustern verwandter Branchen als eine erfolgreiche Innovationsstrategie zur gleichzeitigen Reduktion von Unsicherheit herausgearbeitet.³⁴ Auch Schumpeter empfahl bereits Innovationen im Zuge eines Diversifizierungsprozesses innerhalb verwandter Branchen und Produktgruppen durchzuführen, da man so auf bereits bestehendem Wissen aufbauen kann und sich damit die Erfolgswahrscheinlichkeit der Innovation erhöht.³⁵ So setzt sich auch die neuere Innovationstheorie³⁶ intensiv mit der Frage nach der Bedeutung von Innovationsnetzwerken auseinander. In diesem Kontext wird bezüglich der Erklärung unterschiedlicher Innovationsoutputs in verschiedenen Ländern oder regionalen Einheiten auch auf das gesamte (nationale oder regional bestehende) Innovationssystem³⁷ fokussiert. Hierbei werden die Wechselwirkungen zwischen den Unternehmen, Netzwerken und den institutionellen Rahmenbedingungen untersucht und analysiert, wie sich verschiedene institutionelle Arrangements auf Innovationsanreize und Innovationserfolg von Unternehmen auswirken. Der wirtschaftliche Innovationserfolg ist in diesem Sinne eng verbunden mit dem erfolgreichen Zusammenspiel institutioneller Komponenten wie etwa der Ausgestaltung des Patentschutzes, der Struktur des Finanzsystems, des Bildungs- und Forschungssystems, den gesetzlichen Rahmenbedingungen usw. Die institutionelle Ausgestaltung wirkt sich dabei auf die Motivation sowie die Möglichkeiten und Fähigkeiten der Unternehmen zur Innovation aus.

³² Die Frage nach dem Charakter von Innovationen wurde mittlerweile erheblich ausdifferenziert. Dabei lassen sich bei Innovationen neben positiven Externalitäten ebenso Privatgut- als auch Öffentliche Gutsanteile voneinander abgrenzen. Siehe hierzu u.a. Cantner/Hanusch 1993 oder Foray 1997.

³³ Allerdings lassen sich ebenso theoretische Argumente dafür anbringen, dass gesamtwirtschaftlich betrachtet zu hohe Investitionen in Forschungs- und Entwicklungsprozesse getätigt werden. Vgl. Teece 1992.

³⁴ Vgl. Porter 1991.

³⁵ Vgl. Streb 2001, 133f.

³⁶ Vgl. Koschatzky et al. 2001.

³⁷ Zur Theorie der (nationalen) Innovationssysteme siehe u.a. Lundvall 1992 und Edquist 1997.

Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften sind daneben mit einer partiellen Internalisierung negativer externer Effekte verbunden. Insofern liegt Umweltinnovationen ein doppeltes Externalitätenproblem zugrunde.³⁸ Während jedoch das Auftreten positiver Externalitäten im ungünstigsten Fall zu einem gesamtwirtschaftlich betrachtet geringeren Innovationsanreiz als im Optimum führt, gibt es für Umweltinnovationen – soweit sie nicht explizit vom Markt nachgefragt werden oder beim Unternehmen zu Kosteneinsparungen durch den effizienteren Einsatz von Ressourcen führen – keinen unmittelbaren Anreiz.³⁹ Grundsätzlich ist für die Initiierung und Verbreitung von Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften neben den zuvor genannten Antriebskräften daher zumeist ein regulatorischer Impuls notwendig. Der regulatorische Impuls hat zum Ziel, nicht nachhaltige Handlungsspielräume der Unternehmen – beispielsweise durch preisliche Anreize, Produktionseinschränkungen oder Verbote – zu begrenzen und so auch die Innovationsrichtung zu verändern. Umweltinnovationen unterscheiden sich von klassischen Innovationen insofern bezüglich der Einflussfaktoren vor allem durch die besondere Bedeutung staatlicher Regelungen zur Heilung von Marktversagen.

Neben der Entwicklungs Offenheit und der spontanen wettbewerblichen Ordnungsbildung weist die evolutorische Ökonomik auch auf die historische Prägung der Wirtschaftsentwicklung und der Herausbildung von Entwicklungspfaden hin, durch die zukünftige Innovationsprozesse wesentlich beeinflusst werden. Dies wird auch mit dem Begriff der Pfadabhängigkeit bezeichnet.⁴⁰ Solche Pfadabhängigkeiten wirken sich auf die Richtung von Innovationen aus und können die Durchsetzung von grundlegenden Neuerungen bzw. Basisinnovationen verhindern. Pfadabhängigkeiten resultieren zunächst aus der bestehenden Unsicherheit und der begrenzten Rationalität im Innovationsprozess.⁴¹ Um die Risiken von FuE-Projekten zu reduzieren, orientieren sich die Akteure an bestehenden Routinen und Denkmustern, die nicht bei jeder Veränderung der relativen Preise hinterfragt werden. Unterstützt wird dies dadurch, dass bestehende Technologien einen dynamischen Entwicklungsvorteil gegenüber neuen Technologien haben. Durch umfangreiche Erfahrungen wurden Fehler korrigiert, Kostenvorteile durch effizientere Produktion erzielt und Skaleneffekte durch höhere Marktanteile und damit verbundene Produktionsmengen erreicht. Konkurrierende neue Technologien müssen diese Vorteile erst realisieren.⁴² Aufgrund der positiven Externalitäten kommt es auch zu spill-over Effekten in andere Branchen. Durch diese Verbreitung wird sowohl Sach- als auch Humankapital in bestehende Technologien ge-

³⁸ Vgl. Rennings 1998, 11.

³⁹ In diesem Zusammenhang lässt sich allerdings für die chemische Industrie konstatieren, dass die Erhöhung der Ressourceneffizienz gerade auch um höhere Ausbeutungsgrade innerhalb der Kuppelprozesse zu erreichen, schon immer eine wichtige Rolle gespielt hat.

⁴⁰ Vgl. zum Folgenden auch Linscheidt 1999.

⁴¹ Zurückgehend auf Nelson/Winter 1982.

⁴² Vgl. hierzu Kemp 1997, 268ff.

bunden,⁴³ die einen pfadabhängigen Innovationsprozess verstärken. Auch komplementäre Technologien und Normungsprozesse erhöhen die Vorteilhaftigkeit eines Technologiepfades. Zudem werden etablierte Technologien in der Gesellschaft auch durch Verhaltens- und Konsummuster und eine korrespondierende Entwicklung von Werten getragen. Darüber hinaus werden sie häufig auch durch politische, rechtliche und organisatorische Institutionen (Normierungen, Interessenorganisationen der Produzenten) gestützt.

Diese Faktoren machen es plausibel, dass es für die dezentral entscheidenden Individuen rational ist, sich für die Weiternutzung bestehender Technologien oder für Innovationsbemühungen zu entscheiden, die innerhalb eines technologischen Paradigmas liegen. Somit sind Pfadabhängigkeiten ein Ergebnis dezentraler Koordination offener Entwicklung über Märkte. Inkrementelle Innovationen entlang bestehender Trajektorien lassen sich insofern als „innovativen Normalfall“ technischen Fortschritts bezeichnen.⁴⁴ Der inkrementelle Innovationsprozess ist zunächst gesamtwirtschaftlich betrachtet unproblematisch. Er wird erst dann zum Problem, wenn ein Entwicklungspfad als suboptimal erkannt wird, beispielsweise weil Nachhaltigkeits- bzw. Umweltaspekte innerhalb des bestehenden Paradigmas nur eine untergeordnete Rolle spielen. In diesem Zusammenhang lässt sich feststellen, dass sich die technische Entwicklung über einen langen Zeitraum ohne systematische Einbeziehung von Umweltaspekten vollzogen hat.⁴⁵

In einer empirischen Untersuchung radikaler Innovationen in der chemischen Industrie zwischen 1950-1980 wurden sowohl für Produkt- als auch Prozessinnovationen als wichtigste Faktoren das unternehmensinterne Know-how sowie die Marktnachfrage identifiziert. Als weitere wichtige Faktoren wurden unternehmensextern vorhandene Technologien, neue Rohstoffe und die Wettbewerbsintensität genannt. Den geringsten Einfluss hatten soziale Bedürfnisse und staatliche Regelungen.⁴⁶ Abgesehen davon, dass sich eine umfassendere staatliche Umweltpolitik überhaupt erst gegen Ende des untersuchten Zeitraums in etablierte, deutet diese Untersuchung darauf hin, dass der Einfluss staatlicher Regulierungen allgemein auf Innovationen häufig eher gering zu sein scheint.

Für Umweltinnovationen ist hingegen anzunehmen, dass diese aufgrund fehlender Anreize in den Unternehmen erst durch staatliche Regelungen forciert werden. Hierbei reagieren die Unternehmen vor dem Hintergrund der Unsicherheiten im Innovationsprozess und auf Basis der bestehenden Technologiepfade auf die relativen Preisänderungen, die durch einen regulatorischen Impuls ausgelöst werden. Aufgrund der beschriebenen Pfadabhängigkeit können zu geringe regulatorische Impulse kurzfristig ausgerichtete Lösungen begünstigen, die langfristig wiederum an ihre Grenzen stoßen. Ein Beispiel hierfür sind Investitionen in nachgeschaltete Reinigungstechnologien, anstatt in produktionsintegrierte Technologien. Die politisch durchsetzbaren regulatorischen Impulse können dabei häufig

⁴³ Vgl. Hartje 1990. Kapitalbindung ist häufig eine Ursache für nachgeschaltete Reinigungstechnologien.

⁴⁴ Siehe u.a. Arthur 1989 und Nelson/Winter 1982.

⁴⁵ Vgl. Linscheidt 1999.

⁴⁶ Vgl. Achilladelis/ Schwarzkopf/ Cines 1990, 7.

nur zu inkrementellen Veränderungen im Innovationsprozess beitragen. Da gerade ordnungsrechtliche Regelungen vor allem auf die Anwendung verfügbarer Techniken ausgerichtet sind, ist hierbei vor allem mit einer schnelleren Diffusion von Innovationen zu rechnen. Ähnliches gilt auch für andere Instrumente, wie preisliche Anreize oder Selbstverpflichtungen, sofern sie lediglich mit geringfügigen Änderungen der relativen Preise verbunden sind.

Dagegen können einmal in Gang gesetzte Umweltinnovationsprozesse aufgrund einer veränderten Problemwahrnehmung und der Etablierung neuer Pfade in den Unternehmen auch ohne entsprechende regulatorische Impulse fortbestehen. Dies hat sich beispielsweise bei der rapiden Verteuerung fossiler Energieträger während der Ölpreiskrisen in den Siebziger Jahren gezeigt. Folge dieser Verteuerung waren Innovationsprozesse zur Verbesserung der Energieeffizienz, die sich daraufhin verselbstständigten, so dass sich auch in den Jahren sinkender Rohölpreise unabhängig davon die Energieeffizienz erhöhte.⁴⁷ Derselbe Impuls kann also in verschiedenen Phasen je nach Problemwahrnehmung der Unternehmen und Entwicklungsrichtung des Innovationsprozesses unterschiedliche Innovationsfolgen mit sich bringen.

Als indirekter Nachfragefaktor spielt bei Umweltinnovationen ferner auch der öffentliche Druck auf die Unternehmen eine Rolle. In diesem Zusammenhang führten Chemieunfälle und negative Meldungen über einzelne Schadstoffe zu einer öffentlichen Thematisierung und Skandalisierung der chemischen Produktion insbesondere in den achtziger Jahren. Hieraus resultierte eine weit verbreitete Skepsis gegenüber chemischen Produkten, die sich unmittelbar auch auf das Image der chemischen Industrie auswirkte und mittelbar z.T. auch Wirkungen auf die Nachfrage hatte. Als Folge davon demonstrierten die Unternehmen öffentlich Handlungsbereitschaft. Inwieweit sich dies auch auf die unternehmerischen Innovationsentscheidungen auswirkte, wird noch eingehender untersucht.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass sich neben den einfachen Kosten-Nutzen-Kalkülen weitere Faktoren auf unternehmerische Innovationsentscheidungen auswirken, die sich auf die Besonderheiten des Innovationsprozesses zurückführen lassen. Insbesondere ist hier die Unsicherheit gegenüber dem Innovationserfolg zu nennen, die zum einen zu unterschiedlichem Innovationsverhalten verschiedener Unternehmen beiträgt und zum anderen inkrementelle Weiterentwicklungen auf existenten Technologiepfaden zur Reduktion von Unsicherheit begünstigt. Diese Pfadabhängigkeiten werden durch die hohen versunkenen Investitionen in bestehende Technologien und steigende Skalenerträge noch verstärkt. Die Existenz positiver Externalitäten von Innovationen kann wiederum zur Folge haben, dass weniger Innovationsaktivitäten durchgeführt werden, als es gesamtwirtschaftlich optimal wäre. Daneben wird die effiziente Nutzung dieser positiven Externalitäten zwischen Unternehmen über Technologietransfers und eine starke Vernetzung als erfolgreiche Innovationsstrategie angesehen.⁴⁸ Für die Internalisie-

⁴⁷ Vgl. Erdmann 1993, 93.

⁴⁸ In diesem Zusammenhang wird der Innovationserfolg bestimmter Regionen auch auf die genutzten Innovationssynergien zwischen Unternehmen und Sektoren zurückgeführt.

rung externer Effekte in den Innovationsprozess ist dagegen zumeist ein zusätzlicher regulatorischer Impuls notwendig. Aufgrund der bestehenden Pfadabhängigkeiten kann ein zu geringer Impuls allerdings häufig nur wenig bewirken, oder Aktivitäten in Richtung kurzfristiger Lösungen innerhalb der bestehenden technologischen Entwicklung begünstigen. Wenn sich hingegen bereits ein neuer nachhaltigerer Technologiepfad entwickelt hat, reichen häufig geringe regulatorische Impulse aus, um diesen positiv zu verstärken.

Literaturverzeichnis

- Achilladelis, Basil/ Schwarzkopf, Albert/ Cines, Martin 1990: The Dynamics of Technological Innovation: The Case of the Chemical Industry. *Research Policy* 19, 1-34.
- Arthur, W. Brian 1989: Competing Technologies, Increasing Returns, and Lock-in by Historical Events, in: *Economic Journal* 99, 116-131.
- Ashford, Nicholas A. 2000: An Innovation-Based Strategy for a Sustainable Environment, in: Hemmelskamp, Jens, Rennings, Klaus, Leone, Fabio: (Ed.): *Innovation-oriented Environmental Regulation. Theoretical Approaches and Empirical Analysis*, Physica: Heidelberg, 67-107.
- Benzler, Guido 1998: *Chemiepolitik zwischen Marktwirtschaft und ökologischer Strukturpolitik*, Deutscher Universitäts-Verlag: Wiesbaden.
- Berger, Peter/ Luckmann, Thomas 1969: *Die gesellschaftliche Konstruktion der Wirklichkeit. Eine Theorie der Wissenssoziologie*, Frankfurt/M.
- Berger, Peter/ Berger, Brigitte 1976: *Wir und die Gesellschaft. Eine Einführung in die Soziologie – entwickelt an der Alltagserfahrung*, Reinbeck.
- Blätzel-Mink, Birgit 1997: Elemente einer sozioökonomischen Theorie der Innovation, in: Blätzel-Mink, Birgit, Renn, Ortwin: (Hg.): *Zwischen Akteur und System. Die Organisation von Innovation*. Westdeutscher Verlag: Opladen, 19-37.
- Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) 1999: Statusseminar: Nachhaltigkeit in der Chemie und ihren Produkten, Zusammenfassung der Ergebnisse. Im Rahmen des Chemie-Dialogs des BMBF, Wissenschaftszentrum Bonn, 13./14.4.1999.
- Dosi, Giovanni 1982: Technological Paradigms and Technological Trajectories: A Suggested Interpretation of the Determinants and Directions of Technical Change, in: *Research Policy* 6, 147-162.
- Edquist, Charles (Hg.) 1997: *Systems of Innovation. Technologies, Institutions and Organizations*, London.
- Enquête-Kommission "Schutz des Menschen und der Umwelt" des Deutschen Bundestages: (Hg.) 1994: *Die Industriegesellschaft gestalten. Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen*. Economica-Verlag: Bonn.
- Erdmann, Georg 1993: *Elemente einer evolutorischen Innovationstheorie*. Mohr Siebeck: Tübingen.
- European Environmental Agency 2001: Late lessons from early warnings: the precautionary principle 1896-2000. EEA: Copenhagen.
- Ewringmann, Dieter 1999: Sustainability – Leerformel oder Forschungsprogramm? Forschungsberichte aus dem Sonderforschungsbereich 419, Köln.
- Ewringmann, Dieter 2002: Interdisziplinarität - eine Herausforderung für Wissenschaft und Politik, in: Bizer, Kilian, Führ, Martin, Hüttig, Christoph: (Hg.): *Responsive Regulierung*. Mohr Siebeck: Tübingen, 215-255.
- Faber, Malte/ Jöst, Frank/ Manstetten, Reiner/ Müller-Fürstenberger, Georg 1996: Kuppelproduktion und Umweltpolitik: Eine Fallstudie zur Chlorchemie und zur Schwefelsäureindustrie, in: *Journal für praktische Chemie* 338, 497-505.
- Faber, Malte/ Manstetten, Reiner/ Müller, Georg 1994: *Umweltschutz und Effizienz in der chemischen Industrie – Eine empirische Untersuchung mit 33 Fallstudien*. Diskussionspapier 217: Hagen.

- Foray, Dominique 1997: Generation and Distribution of Technological Knowledge. Incentives, Norms and Institutions, in: Edquist, Charles (Hg.): Systems of Innovation. Technologies, Institutions and Organizations. Pinter: London, 64-85.
- Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) 1999: Beratergremium für Altstoffe (BUA). Altstoffbeurteilung: Ein Beitrag zur Verbesserung der Chemikaliensicherheit, Frankfurt am Main.
- Hanusch, Horst/ Cantner, Uwe 1993: Neuere Ansätze in der Innovationstheorie und der Theorie des technischen Wandels – Konsequenzen für Industrie- und Technologiepolitik, in: Meyer-Krahmer, Frieder (Hg.): Innovationsökonomie und Technologiepolitik. Forschungsansätze und politische Konsequenzen. Physica-Verlag: Heidelberg, 11-46.
- Hartje, Volkmar 1990: Zur Struktur des „ökologisierten“ Kapitalstocks: Varianten und Determinanten umweltsparender technologischer Anpassung in Unternehmen, in: Zimmermann, Klaus W./ Volkmar J. Hartje/ Andreas Ryll (Hg.): Ökologische Modernisierung der Produktion. Edition Sigma: Berlin, 138-195.
- Hayek, Friedrich A. von 1968: Der Wettbewerb als Entdeckungsverfahren, Kieler Vorträge Nr. 56, Kiel.
- Hayek, Friedrich A. von 1969: Freiburger Studien, Mohr Siebeck: Tübingen.
- Hemmelskamp, Jens 1996: Umweltpolitik und Innovation – Grundlegende Begriffe und Zusammenhänge, ZEW-Discussion Paper 96-23.
- Hemmelskamp, Jens 1999: Umweltpolitik und technischer Fortschritt, Physica-Verlag: Heidelberg.
- Jacob, Klaus 1999: Ökologische Modernisierung und Strukturwandel in der Chemischen Industrie: Der Fall Chlorchemie, FFU-Report 2/99: Berlin.
- Kemp, René 1997: Environmental Policy and Technical Change. A Comparison of the Technological Impact of Policy Instruments. Edgar Elgar: Cheltenham.
- Klemmer, Paul/ Lehr, Ulrike/ Löbke, Klaus 1999: Umweltinnovationen. Anreize und Hemmnisse. Analytica: Berlin.
- Koschatzky, Knut/ Kulicke, Marianne/ Zenker, Andrea (Hg.) 2001: Innovation Networks. Concepts and Challenges in the European Perspective. Physica-Verlag: Heidelberg.
- Linscheidt, Bodo 1999: Nachhaltiger technologischer Wandel aus Sicht der Evolutorischen Ökonomik - staatliche Steuerung zwischen Anmaßung von Wissen und drohender Entwicklungsfälle, Umweltökonomische Diskussionsbeiträge, Köln.
- Lohmann, Dieter 1999: Umweltpolitische Kooperationen zwischen Staat und Unternehmen aus Sicht der Neuen Institutionenökonomik, Metropolis: Marburg.
- Longolius, Stefan 1993: Eine Branche lernt Umweltschutz. Motive und Verhaltensmuster der deutschen chemischen Industrie. Edition Sigma: Berlin.
- Lundvall, Bengt Åke (Hg.) 1992: National Systems of Innovation. Towards a Theory of Innovation and Interactive Learning. Pinter Publishers: London.
- Müller-Fürstenberger, Georg 1995: Kuppelproduktion. Eine theoretische und empirische Analyse am Beispiel der chemischen Industrie, Physica-Verlag: Heidelberg.
- Nelson, Richard R./ Winter, Sidney G. 1982: An Evolutionary Theory of Economic Change. Belknap Press: Cambridge.
- Porter, Michael 1991: Nationale Wettbewerbsvorteile. Konkurrieren auf dem Weltmarkt. Droemer Knaur: München.
- Rennings, Klaus 1998: Towards a Theory and Policy of Eco-Innovation – Neoclassical and (Co-) Evolutionary Perspectives, ZEW-Discussion Paper No. 98-24, Mannheim.
- Schumpeter, Joseph A. 1942: Capitalism, Socialism and Democracy. Vorliegende Ausgabe: Kapitalismus, Sozialismus und Demokratie, 7. Aufl., Franke Verlag Tübingen 1993.

- Streb, Jochen 2001: Möglichkeiten und Grenzen der Schumpeterschen Diversifizierung, in: Zeitschrift für Unternehmensgeschichte 46, 131-159.
- Teece, David J. 1992: Competition, cooperation and innovation. Organizational arrangements for regimes of rapid technological progress, in: Journal of Economic Behavior and Organization 18, 1-25.
- Verband der chemischen Industrie (VCI) 2001: Fakten – Analysen – Perspektiven. Chemie 2001, Jahresbericht Verband der chemischen Industrie e.V., Frankfurt am Main.
- VCI 2002: Chemiewirtschaft in Zahlen, Erhardt KG; Frankfurt/Main.
- VCI 2003: Fakten – Analysen – Perspektiven. Chemie 2002, Jahresbericht Verband der chemischen Industrie e.V.: Frankfurt am Main.

Umweltinnovationen – Untersuchung von Fallstudien bei der Bayer AG

Melanie Monßen

Inhaltsverzeichnis

- 1 Fragestellung und Vorgehensweise28**
 - 1.1 Überblick über den Forschungsstand.....29
 - 1.2 Empirischer Untersuchungsrahmen.....31
 - 1.3 Exkurs: Gesellschaftliche und politische Rahmenbedingungen für den Umweltschutz seit den 1960er Jahren.....32
 - 1.3.1 Nationale und internationale politische Rahmenbedingungen.....33
 - 1.3.2 Entwicklung des Umweltschutzes in der Chemieindustrie.....34
- 2 Fallstudien bei der Bayer AG40**
 - 2.1 Die Gründung der Abwasserkommission im Jahr 190140
 - 2.1.1 Zusammenfassung und Auswertung.....46
 - 2.2 Einstellung der Bayer-Dünnsäureverklappung in die Nordsee.....48
 - 2.2.1 Rechtliche und politische Rahmenbedingungen für die Verklappung der Dünnsäure50
 - 2.2.2 Entwicklung der Dünnsäureverklappung.....53
 - 2.2.3 Zusammenfassung und Auswertung.....58
 - 2.3 Hohe-See-Verbrennung von chlorierten Kohlenwasserstoffen59
 - 2.3.1 Zusammenfassung und Auswertung.....63
 - 2.4 Entwicklung und Produktion des Komplexmittels IDS.....64
 - 2.4.1 Zusammenfassung und Auswertung.....72
 - 2.5 Entwicklung und Produktion des Dispergiermittels Polyasparaginsäure.....74
 - 2.5.1 Hintergrund: Dispergiermittel74
 - 2.5.2 Invention und Marktreifeentwicklung77
 - 2.5.3 Zusammenfassung und Auswertung.....78
- 3 Zusammenfassung der Ergebnisse79**
- Literaturverzeichnis85**

1 Fragestellung und Vorgehensweise

Stand im vorangegangenen Abschnitt ein allgemeiner Überblick über verschiedene theoretische Ansätze zur Entstehung von Innovationen – vor allem Umweltinnovationen – im Vordergrund, so wird nun der methodische Rahmen für die empirische Untersuchung enger gefasst. Anhand von Fallbeispielen der Bayer AG Leverkusen wird untersucht, welche Faktoren die Entwicklung und Umsetzung von Umweltinnovationen¹ innerhalb eines Unternehmens beeinflusst haben.² Trotz neuerer Ansätze zu Innovationsnetzwerken und -systemen steht also das einzelne Unternehmen im Mittelpunkt der Untersuchung, da letztlich hier die Entscheidungen über die Durchführung von Innovationsprojekten getroffen werden:

„Der soziale Ort, an dem die Entscheidung für Forschungs- und Entwicklungskooperation, für die Installation eigener Forschungs- und Entwicklungsabteilungen sowie für die wirtschaftliche Nutzung von neuen Technologien fällt, ist das wirtschaftliche Unternehmen, die wirtschaftliche Organisation.“³

Die Erkenntnis leitende Fragestellung dieser empirischen Fallstudien lautet: Was hat Bayer dazu veranlasst, Umweltinnovationen zu entwickeln und anzuwenden, um dadurch bestehende nicht-nachhaltige Produktions- und Entsorgungspfade zu verlassen? Die Aufarbeitung der Innovationsfälle erfolgt in einer quellennahen unternehmenshistorischen Analyse. Es geht hierbei darum, sozioökonomische Strukturen, Prozesse und Ereignisse in einer längerfristigen Perspektive zu betrachten und die internen strategischen Entscheidungen des Unternehmens auf ihre Motivation und ihre Auswirkungen zu untersuchen, dabei werden auch ihre komplexen Bezüge zu anderen gesellschaftlichen Subsystemen berücksichtigt. Erkenntnisse sollen insbesondere durch eine umfangreiche Primäranalyse von Unternehmensdokumenten gewonnen werden. Auf Basis dieser Analyse sollen die Wechselbeziehungen zwischen Einflussnahme durch externe Akteure und den individuellen Handlungsspielräumen und Fähigkeiten des Unternehmens nachgezeichnet werden. Das erfordert eine umfangreiche empirische Aufarbeitung von gedrucktem und ungedrucktem Quellenmaterial des Unternehmens. Dieses konnte zum einem im Archiv der Bayer AG in Leverkusen (BAL) gewonnen werden, aber auch aus operativen Beständen einzelner Unternehmensbereiche. Dies war insbesondere für die Bearbeitung der Fallstudien der 1980er und 1990er Jahre wichtig, da hier die Bestände des Archivs, abgesehen von Presseberichten und Presseinformationen, aufgrund von Sperrfristen wenig Material bieten konnten. Ergänzend wurden zudem Gespräche mit Entscheidungsträgern geführt, die zur Einordnung einzelner Erkenntnisse aus dem Quellenstudium dienten und daher nicht protokolliert wurden. Der Einfluss externer Akteure auf die Unternehmens-

¹ Innerhalb dieser Untersuchung von Innovationen wird hinsichtlich der drei Nachhaltigkeitsdimensionen auf die Umweltdimension fokussiert. Um dies kenntlich zu machen wird zumeist der Begriff der „Umweltinnovation“ dem Begriff „Innovation zum nachhaltigen Wirtschaften“ vorgezogen.

² Zur Definition von Umweltinnovationen siehe den einführenden Beitrag dieses Sammelbandes.

³ Blättel-Mink et. al. 1997, 19-37.

entscheidungen wurde durch Materialien weiterer Archive aufgearbeitet: So fließen Dokumente der staatlichen Behörde BSH, des Umweltbundesamtes sowie einzelner gesellschaftlicher Akteure wie der Umweltschutzorganisation Greenpeace in die Untersuchung mit ein.

Die Auswertung der Fallbeispiele strebt vor dem Hintergrund der Erkenntnis leitenden Fragestellung die Herausarbeitung von Faktoren an, die Einfluss auf die Entscheidungsträger der Bayer AG ausübten, Umweltinnovationen zu entwickeln oder umzusetzen. Das Erkenntnisinteresse liegt in der Aufstellung eines empirisch fundierten Kataloges von Faktoren, die den (Umwelt-)Innovationsprozess in Unternehmen beeinflussen. Besondere Berücksichtigung findet hierbei die Einordnung dieser Faktoren hinsichtlich der unternehmensinternen Motivation und den *Fähigkeiten* sowie den extern gegebenen Möglichkeiten, die den Handlungsspielraum der Unternehmen bestimmen.⁴ Innerhalb dieser Untersuchung soll hierbei insbesondere detaillierter auf den Einfluss der staatlichen Rahmenbedingungen und – sofern vorhanden – von Kooperationsformen zwischen dem Staat und nicht-staatlichen Akteuren eingegangen werden, um daraus vor allem Erkenntnisse über die Möglichkeiten und Grenzen des Staates zur Begünstigung von Umweltinnovationen zu gewinnen.

1.1 Überblick über den Forschungsstand

Eine auf Fallstudien basierende Untersuchung von Umweltinnovationen in unternehmenshistorischer Perspektive stellt im Rahmen der Wirtschaftsgeschichte ein Novum dar. Zwar bieten Forschungsgebiete der Wirtschafts- und Sozialgeschichte, wie etwa die Technikgeschichte, die Umweltgeschichte oder die Neuere Unternehmensgeschichte wertvolle Ansätze für die unternehmenshistorische Untersuchung von Umweltinnovationen, doch empirisch basierte Fallstudien mit historischer Perspektive bilden die Ausnahme. Auch wenn die Aktualität der Umweltthematik mit sich bringt, dass es mittlerweile eine Fülle an Literatur sehr verschiedener Disziplinen gibt, die sich mit dem Themenkreis „Umwelt“ auseinandersetzt – für eine unternehmenshistorische Untersuchung erweisen sich die meisten dieser Publikationen als wenig hilfreich, da ihnen entweder die historische oder die ökonomische Perspektive fehlt. Jedoch sind auch rein historische Betrachtungen vor dem Hintergrund der vorliegenden Fragestellungen nur von begrenztem Wert. Historische Handbücher und Monographien zu den Themenbereichen Chemische Industrie, Umweltgeschichte oder Innovation bieten für die Arbeit an der vorliegenden Fragestellung wenig Hilfe, da sie häufig nicht auf empirischen Untersuchungen basieren und sich eher mit der Mensch-Natur-Beziehung auseinandersetzen.⁵ Die wenigen dort angeführten Beispiele für Umweltschädigungen und -probleme können kaum als gesichertes Quellenfundament

⁴ Siehe detaillierter zu der Aufteilung zwischen Unternehmensmotivation, -möglichkeiten und -fähigkeiten Kapitel 1.4 dieses Sammelbandes und Ashford 2000.

⁵ Vgl. zu dieser Einschätzung auch Andersen 1994, 13.

gelten und haben eher illustrativen Charakter, die Umweltrelevanz von Innovationen oder deren Nachhaltigkeit findet in diesen Arbeiten keine Berücksichtigung. Innovationen werden hier eher im Hinblick auf den Unternehmenserfolg bewertet als im Hinblick auf die Umweltwirkungen.

Zahlreiche empirische Untersuchungen über Umweltinnovationen in Unternehmen bietet dahingegen die umweltökonomische oder -politische Forschung. Etwa aus Forschungsverbünden wie dem [riw]:-Vorgänger-Verbund FIU resultieren zahlreiche Untersuchungen über die Entwicklung von Umweltinnovationen, einige basieren auf empirischen Untersuchungen von Fallbeispielen.⁶ Jedoch bieten diese Untersuchungen weniger unternehmensbezogene Analysen, sondern eher problemorientierte Studien, die auf die Fähigkeiten oder die Motivation betroffener Unternehmen nur indirekt eingehen.

Wenngleich sich die Erforschung der Geschichte der Umwelt in jüngster Zeit unbestreitbar zu einem populären Zweig der historischen Wissenschaft entwickelt hat, fehlen bisher dennoch umfangreiche Detailstudien über die ökologische Vergangenheit einzelner Industriezweige und auch Unternehmensstudien.⁷ Von den wenigen bislang erschienenen Arbeiten, die eine historische Perspektive verfolgen und sich mit den ökologischen Folgen der Aktivitäten eines bestimmten Industriezweiges befassen, ist zunächst Ralf Henneking zu nennen.⁸ In seinem Werk ‚Chemische Industrie und Umwelt‘⁹ arbeitete er annähernd 100 Fallbeispiele zu Umweltwirkungen von Chemieunternehmen am Beispiel der schwerchemischen Farben- und Düngemittelindustrie im 19. Jahrhundert auf. Henneking kann anhand seiner untersuchten Fallstudien zeigen, wie ausgeprägt die Umweltbelastungen durch chemische Fabriken im 19. Jahrhundert waren, wie umfassend und vielfältig die Beschwerden und Einsprüche der betroffenen Nachbarn ausfielen, welche Position die Behörden einnahmen und wie die Unternehmer schließlich darauf reagierten. Er gibt insgesamt einen materialreichen Überblick über den Umgang mit Umweltbelastungen im 19. Jahrhundert. Dieser Hintergrund war für die Fallstudie zur Gründung der Abwasserkommission 1901 von hohem Wert. Zudem gab Arne Andersen gemeinsam mit Gerd Spelsberg eine aufschlussreiche Aufsatzsammlung zur Geschichte der synthetischen Farbstoffe heraus.¹⁰ Arbeiten der Technikgeschichte bieten zudem technologiehistorische Fallstudien und Analysen von technologischen Innovationen, die Aufschluss über die Bedeutung von Innovationen für den unternehmerischen Erfolg geben können, auch wenn eine Berücksichtigung von Umweltaspekten in diesem Rahmen jedoch meist nicht erfolgt. Eine Ausnahme bildet hier wiederum Arne Andersen, der in seiner Arbeit zur historischen Technikfolgenabschätzung auch die Umweltfolgen innovativer Technologien berücksichtigt.¹¹

⁶ Vgl. Klemmer/Lehr/Löbke 1999.

⁷ Schramm 1988.

⁸ Schramm 1987.

⁹ Andersen 1994.

¹⁰ Andersen/Spelsberg 1990.

¹¹ Andersen 1994.

1.2 Empirischer Untersuchungsrahmen

Um Erkenntnisse darüber zu gewinnen, welche Rahmenbedingungen Innovationen bei der Bayer AG im Hinblick auf neue Prozesse, Produkte und Organisationsmuster fördern und welche Widerstände bei der Entwicklung von Innovationen zu überwinden sind, wurden fünf Unternehmensfälle untersucht. Dabei wurden vier Fälle innerhalb eines Zeithorizonts von 30 Jahren – der Phase seit Beginn der modernen Umweltpolitik – ausgewählt. Allerdings wurde auch eine weiter zurückliegende Innovation in die Untersuchung einbezogen, um hieraus eine eventuelle Veränderung der Problemwahrnehmung bezüglich des Stellenwertes von Umweltfragen während des Untersuchungszeitraums nachvollziehen zu können. Es wurden solche Innovationen ausgewählt, die als Basisinnovationen im Mikro-Sinne der Bayer AG gelten können¹², also Fälle, in denen unternehmensintern bestehende Pfade verlassen und in der Unternehmenskultur der Bayer AG herrschende technische und institutionell-organisatorische Paradigmen verlassen wurden. Da sich der Umfang der Innovation bei der Auswahl der Fallstudien noch nicht eindeutig bestimmen ließ, wurde diese Frage zum Abschluss der jeweiligen Untersuchungen wieder aufgegriffen. Hierbei wurde erörtert, inwieweit sich die untersuchte Innovation vor dem Hintergrund des verlassenen Produktions- bzw. Entsorgungspfades tatsächlich als Umweltinnovation einordnen lässt und wie die Innovationshöhe einzuschätzen ist.

Auf Grundlage der genannten Kriterien wurden als Fallstudien ausgewählt:

1. die Gründung einer Abwasserkommission bei den Farbenfabriken vorm. Friedr. Bayer & Co¹³ im Jahr 1901
2. die Entwicklung alternativer Aufbereitungs- und Entsorgungsverfahren für Dünnsäure und das damit einhergehende Ende der Dünnsäureverklappung im Jahr 1982
3. die Einstellung der Hohe-See-Verbrennung von chlorierten Kohlenwasserstoffen im Jahr 1989
4. die Produktinnovation des Iminodisuccinat (IDS) als Substitut für EDTA unter besonderer Berücksichtigung des Zusammenhangs der Produktentwicklung mit der EDTA Selbstverpflichtung der chemischen Industrie
5. die Produktentwicklung der Polyasparaginsäure (PAS) als Substitut für Polycarboxylate

Den spezifischen Fallstudien wird im Folgenden ein kurzer Überblick über die gesellschaftlichen und politischen Rahmenbedingungen für den Umweltschutz in der Bundesrepublik vorangestellt.

¹² Zur Problematik der Untersuchung von Innovationen auf Unternehmensebene, die auch aus einer gesamtwirtschaftlichen Sicht als Basisinnovationen eingeordnet werden können, siehe Einleitung dieses Sammelbandes.

¹³ Im Folgenden durchgängig Bayer AG genannt, auch wenn dies genau genommen erst seit der Neugründung der Bayer AG nach der Zerschlagung der IG Farbenindustrie AG im Jahr 1949 zutreffend ist.

1.3 Exkurs: Gesellschaftliche und politische Rahmenbedingungen für den Umweltschutz seit den 1960er Jahren

In den 1960er und beginnenden 1970er Jahren nehmen die gesellschaftlichen Diskussionen um die Bedeutung des Umweltschutzes zu. Einige zentrale Veröffentlichungen, darunter „Der stumme Frühling“¹⁴ der amerikanischen Biologin Rachel Carson und ein Artikel über das „Raumschiff Erde“¹⁵ und seine begrenzten Ressourcen von Kenneth Boulding machten erstmals international auf Umweltprobleme aufmerksam.¹⁶ Ein weiterer, weltweit beachteter ‚Startschuss‘ für die Auseinandersetzung mit Umweltfragen bildete der Bericht des Club of Rome, der 1972 unter dem Titel „Grenzen des Wachstums“ erschien.¹⁷ Die Verfasser hatten die Entwicklung der Welt erstmalig in einem Simulationsmodell berechnet und wiesen eindringlich auf die Erschöpfung der nichtregenerierbaren Ressourcen hin. Diese Ergebnisse wurden weltweit stark diskutiert und bildeten einen entscheidenden Anstoß für Politik, Wissenschaft und Wirtschaft sich mit dem Problem des Umweltschutzes, vor allem mit dem Raubbau an natürlichen Ressourcen, ernsthaft auseinander zu setzen.

Zudem führten in den 1970er und 1980er Jahren auch Ereignisse wie die Katastrophen von Seveso¹⁸ (1976), Ludwigshafen¹⁹ (1984) sowie im Jahr 1986 Schweizerhalle/Basel²⁰ und Tschernobyl²¹ zu einer massiv gestiegenen Besorgnis

¹⁴ Carson 1962. Carson dokumentiert in ihrem Buch, „Der stumme Frühling“ bzw. in der Originalfassung „Silent Spring“ erstmals die vielfältigen negativen Auswirkungen des ungehemmten Pestizideinsatzes in der Landwirtschaft. Stichhaltig hält sie fest, dass Pflanzenschutzmittel (hier vor allem die chlorierten Kohlenwasserstoffe und die Phosphorinsektizide) Krebs erregen oder das Erbgut schädigen können, oder dass diese keineswegs nur die so genannten Schädlinge vertilgen, sondern auch nicht vor Singvögeln, Haustieren, Regenwürmern und anderen Nützlingen Halt machen. Carson zeigt außerdem auf, wie schnell Insekten Resistenzen gegen Insektizide entwickeln können, und verwirft die waghalsige Unternehmung des Menschen, den Schädlingen mit immer stärkeren Pestiziden Herr zu werden, als Teufelskreis.

¹⁵ Boulding 1966.

¹⁶ Vgl. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 2004.

¹⁷ Meadows/Meadows, 1972.

¹⁸ Durch einen Störfall gelangen bis zu 2 kg Dioxin in die Umwelt, 700 Einwohner werden monatelang evakuiert, 100 Chloraknefälle werden registriert.

¹⁹ Ein mit Dimethylether überfüllter Bahnkesselwagen ohne Sicherheitsventil explodiert. Es sterben 200 Menschen, 3000 werden verletzt.

²⁰ Nach einem Brand in einem Chemielager gelangt Löschwasser mit rund 30 Tonnen Pestiziden in den Rhein mit der Folge eines signifikanten Fischsterbens viele hundert Kilometer rheinabwärts.

²¹ Am 26. April 1986 veränderte der Super GAU im Atomkraftwerk Tschernobyl auch die umweltpolitische Situation in der Bundesrepublik. Durch eine Reaktorexpllosion eines Kernreaktors in Tschernobyl, ausgelöst durch Betriebsfehler der Betreiber starben 31 Menschen sofort, 203 Menschen wurden ins Krankenhaus eingeliefert. Gravierend sind jedoch auch die Spätfolgen der radioaktiven Strahlung, so stieg die Anzahl der an Schilddrüsenkrebs erkrankten Menschen in der betroffenen Region stark an. Die Um-

der Öffentlichkeit. Umweltschutz wurde erstmals in einem solchen Maß zum Gegenstand gesellschaftlicher Auseinandersetzungen und Konflikte, dass sie auch einen zunehmenden Druck auf die Privatwirtschaft ausübten. Es bildeten sich Nicht-regierungsorganisationen (NRO oder auch NGO für non governmental organisations), die sich sowohl regional als auch national organisierten und häufig speziell regionen- oder themenbezogen agierten.²² Darüber hinaus kam es auch zum Aufbau von international agierenden umweltorientierten NGOs, unter denen sicher Greenpeace das herausragende Beispiel ist. Auch politische Vereinigungen bildeten sich seit 1977 in der Bundesrepublik, die sich für den Schutz der Umwelt einsetzten und das Verhalten der Privatwirtschaft im Hinblick auf den Umgang der Unternehmen mit den Ressourcen kritisch beobachteten. Aus diesen Vereinigungen ging im Januar 1980 die Partei ‚Die Grünen‘ hervor.²³

1.3.1 Nationale und internationale politische Rahmenbedingungen

Zur Gründung eines Umweltministeriums kam es hingegen erst im Juni 1986²⁴, sechs Wochen nach der Katastrophe in Tschernobyl. Bis dahin blieb das zuständige Ministerium für den Umweltschutz das Innenministerium, das alle Aktivitäten von entstehenden Umweltressorts und Gremien koordinierte – die umweltpolitischen Zuständigkeiten innerhalb der Regierung verteilten sich auf bis zu sieben Ressorts.

Die politische Auseinandersetzung mit dem Umweltschutz manifestierte sich allerdings bereits 1971 mit der Veröffentlichung des ersten Umweltprogramms.²⁵ In der Folge entfaltete der Bund zunehmende umweltrelevante Gesetzgebungsaktivitäten: In diese Pionierphase der Umweltgesetzgebung fallen u. a. das Benzin-Blei-Gesetz von 1971, das Abfallgesetz von 1972 (heute: Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz) und das Bundes-Immissionsschutzgesetz von 1974. 1976 wur-

gebung rund um Tschernobyl wurde evakuiert, 135.000 Menschen wurden umgesiedelt. Ein nicht unwesentlicher Teil der in Tschernobyl freigesetzten Radioaktivität blieb als Aerosol lange in der Atmosphäre. Diese "radioaktive Wolke" erreichte auch Westeuropa.

²² Zu nennen sind hier u. a. der Naturschutzbund (zuvor Deutscher Bund für Vogelschutz/DVB), Bund für Umwelt und Naturschutz in Deutschland (BUND), der Bundesverband Bürgerinitiative Umweltschutz (BBU), der deutsche Naturschutzring (DNR).

²³ Siehe zur Geschichte der Partei Klein/Falter 2003, 37-51.

²⁴ Siehe hierzu BMU 2004, 1. Eine Vorreiterrolle in der Einrichtung eines Umweltministeriums hatte innerhalb der Bundesrepublik das Land Bayern inne: hier wurde bereits 1970 das erste Landesumweltministerium gegründet.

²⁵ Vgl. Deutscher Bundestag 1971. Dieses sah zur Koordinierung und Unterstützung der Umweltpolitik die Einrichtung eines Umweltbundesamtes sowie eines Sachverständigenrates für Umweltfragen (SRU) vor. Dieser Sachverständigenrat, bestehend aus Mitgliedern unterschiedlicher wissenschaftlicher Fachrichtungen, sollte für alle Fragen der Umweltpolitik wissenschaftliche Grundlagen schaffen und so eine effektive Umweltpolitik fördern.

den das Wasserhaushaltsgesetz (von 1957) und das Atomgesetz reformiert sowie das Abwasserabgabengesetz und das Bundesnaturschutzgesetz verabschiedet.²⁶ Die Zahl der bundesweit erlassenen Umweltgesetze stieg im Zeitraum von 1970 bis 1989 von 26 auf 135 Gesetze an. Entsprechend seiner wachsenden gesellschaftlichen Bedeutung wurde der Umweltschutz im Jahr 1994 auch im Grundgesetz als Staatsziel im Artikel 20a verfassungsrechtlich verankert. Umweltrechtliche Auflagen, Grenzwerte für Emissionen und Sicherheitsbestimmungen für Produktionsanlagen wurden ebenfalls seit Mitte der 1970er Jahre in zunehmendem Maße erlassen. Solche Änderungen verteuerten „die Nutzung der Umwelt als Schadstoffempfänger“²⁷ zunehmend und änderten somit die Rahmenbedingungen für die Wirtschaft maßgebend.

Den *internationalen* Startschuss für die politische Auseinandersetzung mit dem Umweltschutz bildete die internationale Umweltkonferenz der Vereinten Nationen im Jahr 1972 in Stockholm: Vertreter aus 113 Ländern berieten dort erstmals gemeinsam die Nord-Süd-Problematik und die sanfte Nutzung der natürlichen Ressourcen. Ergebnis dieser Konferenz war die Gründung der Umweltorganisation der Vereinten Nationen UNEP (United Nations Environmental Program) mit Sitz in Nairobi. Sie bildete als erste internationale politische Manifestation des Umweltschutzes den Anfang eines neuen globalen Umweltbewusstseins. Dies führte auch dazu, dass zunehmende Medienberichte über Umweltprobleme das gesellschaftliche Interesse schärften.

Das zentrale Ereignis internationaler Umweltpolitik in den 1990er Jahren stellte der Erdgipfel in Rio de Janeiro im Jahr 1992 dar. Diese ‚Konferenz für Umwelt und Entwicklung der Vereinten Nationen‘ (UNCED) prägte das Prinzip der Nachhaltigen Entwicklung (Sustainable Development) als Leitbild nationaler und internationaler Umweltpolitik. Auch die EU nahm im Jahr 1997 das Prinzip der Nachhaltigen Entwicklung in die Präambel des EU-Vertrags auf.

1.3.2 Entwicklung des Umweltschutzes in der Chemieindustrie

Vor diesem politischen und gesellschaftlichen Hintergrund hat sich der Schutz der Umwelt in den vergangenen 30 Jahren auch zu einem der zentralen unternehmenspolitischen Handlungsfelder entwickelt.²⁸ Die Verminderung von Umweltbelastungen aus der Produktion sowie eine umweltgerechte Produktgestaltung stellten aufgrund dieses sich stark verändernden Handlungsspielraums durch gesetzliche und gesellschaftliche Akteure eine große Herausforderung für die gesamte Privatwirtschaft dar. Insbesondere die chemische Industrie zählt jedoch aufgrund ihrer Produkte und Produktionsverfahren – wie im ersten Beitrag dieses Sammelbandes vertiefend beschrieben wird – zu den Branchen, die in hohem Ausmaß Umweltprobleme und Risiken verursachten: Sie verarbeitet nahezu jeden natürlichen Rohstoff, darüber hinaus ist auch der Energie- und der Wasserbedarf

²⁶ Vgl. hierzu BMU 2004, 5.

²⁷ Faber et. al. 1994, 3.

²⁸ Longolius 1993, 11.

bei vielen chemischen Produktionsprozessen bedeutend. Und auch in qualitativer Hinsicht ist die chemische Industrie ein bedeutender Verursacher von Umweltschäden: Beispielhaft seien hier die Thematiken rund um Flouorchlorkohlenwasserstoff (FCKW), Pflanzenschutzmittel und polychlorierte Biphenyle (PCB) genannt, die im Hinblick auf ihre Wirkungen auf Gesundheit und Umwelt zum Gegenstand des öffentlichen Interesses wurden.

Die ersten Aufgabenfelder des praktizierten Umweltschutzes innerhalb der chemischen Industrie lagen zunächst auf dem Gebiet der Luftreinhaltung und Lärmbekämpfung, dem Gewässerschutz sowie dem Bodenschutz. Auch die ersten Maßnahmen der Bayer AG zum Umweltschutz hatten demnach additiven Charakter. In den additiven Umweltschutz investierte die Bayer AG im Jahr 1971 mit dem Bau einer großen industriellen Kläranlage in Dormagen sowie 1980 mit der Entwicklung der so genannten Bayer Turmbiologie, einer ersten biologischen Kläranlage. Das Unternehmen konnte durch solche additiven Maßnahmen die entstehenden Umweltwirkungen durch die Reduktion der Emissionen mindern: Zwischen 1977 und 1987 sinkt z. B. der Anteil der Schwermetalle im Wasser um 85 bis 99 Prozent und die Schadstoffemissionen in die Luft wurden um 80 Prozent reduziert.

Die Reduktionsmöglichkeiten additiver Umweltschutzmaßnahmen sind jedoch begrenzt und können zu Belastungsverschiebungen zwischen einzelnen Umweltmedien führen. Bei der Abluftwäsche beispielsweise entsteht zusätzliches Abwasser – das Umweltproblem wird lediglich verlagert. Darüber hinaus ist auch der Kostenaspekt der additiven Umweltschutzmaßnahmen kritisch zu sehen; die Kosten steigen überproportional an, je besser der bereits erreichte Entsorgungsgrad ist. Schon aus rein ökonomischer Sicht lohnt es sich daher ab einem bestimmten Grad nicht mehr, erst am Ende des Produktionsverfahrens anzusetzen, sondern die Umweltschutzbemühungen bereits in das Verfahren zu integrieren. Dieser integrative Umweltschutz wird auch als Umweltschutz der zweiten Generation bezeichnet.²⁹

Die Chemieindustrie vollzog daher eine Entwicklung vom additiven zum produktions- und schließlich zum produktintegrierten Umweltschutz. Dieser Prozess ist vor einem Hintergrund sich stark verändernder politischer und gesellschaftlicher Rahmenbedingungen zu sehen, die die Handlungsmöglichkeiten und auch die Motivation der Industrie beeinflussten. Er soll an dieser Stelle lediglich skizzenhaft umrissen werden und einen Rahmen für die Falluntersuchungen bieten. Auf einzelne Einflußstrukturen wird dezidiert in den untersuchten Fallstudien eingegangen.

Grundlegend für den produktionsintegrierten Umweltschutz ist die Betrachtung aller etablierten Stoffströme. Sie ermöglicht einerseits die Entwicklung darauf zugeschnittener dezentraler Entsorgungsverfahren und bildet andererseits die Voraussetzung für Verwertungs- und Vermeidungsstrategien. Auch die der Chemieindustrie eigene Kuppelproduktion, die Zwischen- oder auch Abfallprodukte auf ihre Verwendbarkeit für neue Produkte untersucht und diese zur Produktion neuer Stoffe nutzt, ist ein wesentlicher Bestandteil des produktionsintegrierten Umweltschutzes. Dessen Ziel ist die Entwicklung von geschlossenen Produktionskreisläufen.

²⁹ Faber et. al. 1994, 6.

fen, in denen keine Abfallprodukte anfallen und die sich, bedingt durch die Produktionsumstellung, durch einen geringeren Rohstoffbedarf auszeichnen. Beispiele für produktionsintegrierten Umweltschutz durch die Entwicklung geschlossener Produktionskreisläufe sind neben den hier vorgestellten Produktionsprozessen von Iminodisuccinat und Polyasparaginsäure auch die innovativen Produktionsumstellungen bei der Produktion von Adipinsäure oder von Silicon.

Neben dem beschriebenen produktionsorientierten Umweltschutz strebt die Forschung der chemischen Industrie bei der Entwicklung neuer Chemikalien zunehmend den produkt-integrierten Umweltschutz an. Diese Entwicklung ist auf den Einfluss unternehmensexterner Rahmenbedingungen – insbesondere von staatlichen Eingriffen oder Regulierungsmaßnahmen – zurückzuführen, die die Unternehmen zur Berücksichtigung von Umweltzielen veranlassen. So wurde es für die Industrie zum Ziel, Chemikalien zu entwickeln, die möglichst in geschlossenen Produktionskreisläufen, abfall- und emissionsarm produziert werden können, darüber hinaus über ein gutes toxikologisches und ökotoxikologisches Profil verfügen und, wo möglich, aus erneuerbaren Rohstoffen resultieren. Dabei umfasst die Produktverantwortung des Herstellers neben der Produktion und dem ordnungsgemäßen Vertrieb der Chemikalie auch die Berücksichtigung der Anwendung der Chemikalie sowie die Einschätzung des Risikopotenzials bis hin zur Entsorgung nach erfolgtem Gebrauch.³⁰

Das Anforderungsprofil für neue Produkte berücksichtigt zunehmend neben einer hohen Performance des Produktes und des günstigen Preisgefüges auch die Umweltverträglichkeit des Produkts. Dieser Anspruch findet heute beispielsweise durch Öko-Gutachten oft auch in der Investitionsplanung von (Chemie-) Unternehmen Berücksichtigung; danach werden ausschließlich Investitionen in Projekte getätigt, die zuvor hinsichtlich ihres energetischen, toxikologischen und ökotoxikologischen Potenzials bewertet und an bestehenden Produkten und Verfahren gespiegelt wurden.³¹ Zur Lösung dieser Aufgaben ist neben den wissenschaftlichen und technischen Bereichen auch der kaufmännische Sektor (Vertrieb, Im- und Export) in zunehmendem Maß gefordert.

Beispiele für die Strategie, schon im Zuge der Forschungs- und Entwicklungsphase die Umweltfreundlichkeit neuer Produkte angemessen zu berücksichtigen, gibt es bei Bayer seit Beginn der 1990er Jahre. Es bleibt die Frage nach der Motivation des Unternehmens diese Produktinnovationen zu entwickeln: Vor diesem Hintergrund wurden auch Studien zum produktintegrierten Umweltschutz in die vorliegende Untersuchung mit einbezogen. Der Entstehungshintergrund des biologisch abbaubaren Komplexbildners Iminodisuccinat (IDS) sowie der Polyasparaginsäure (PAS) werden im empirischen Teil des Beitrags in jeweils einer eigenen Fallstudie untersucht.

Prozess- und Produktinnovationen sind das Ergebnis zahlreicher endogener und exogener Faktoren und sie sind unternehmensspezifisch auch immer das Ergebnis

³⁰ Dieses Prinzip spiegelt die Verantwortung der Hersteller, die von ihnen in den Verkehr gebrachten Produkte auch zurückzunehmen (Product Stewardship).

³¹ Hulpke et. al. 2000, 18f.

eines kreativen Denkens und Handelns von Menschen in Organisationen.³² Demnach ist eine zielgerichtete Integration des Unternehmenszieles Umweltschutz in die Unternehmensorganisation eine tragende Voraussetzung für eine effiziente Umsetzung. So können Umweltschutzmaßnahmen, die z. B. durch staatliche Auflagen notwendig werden, wie etwa eine Änderung von Produktionsverfahren, in der Praxis nur durch eine für die Herausforderungen sensibilisierte, mit Kompetenzen ausgestattete Organisationsstruktur umgesetzt werden. Die im Folgenden durchgeführte Betrachtung der Aufhängung des Umweltschutzes in der Unternehmensorganisation der Bayer AG zeigt, dass der zunehmende Stellenwert des Umweltschutzes für das Unternehmen durch eine Anpassung in der Organisationsstruktur abgebildet werden kann. Es werden in der Betrachtung bewusst Schwerpunkte in den Zeiträumen der untersuchten Fallsbeispiele gesetzt.

Die Gründung einer Abwasserkommission im Jahr 1901, die in einer gesonderten Fallstudie hinsichtlich ihrer Arbeit und der hieraus hervorgegangenen Umweltinnovationen eingehender untersucht wird, kann als Grundstein für die Einrichtung von Umweltschutzkommissionen und -abteilungen innerhalb der Unternehmensorganisation angesehen werden. Diese Kommission diente für alle seitdem bei der Bayer AG geschaffenen Abwasser- bzw. später auch weiter greifenden Umweltaufteilungen³³ als Beispiel. Im Rahmen der untersuchten Fallstudie zur Abwasserkommission wird auf die Vorbildfunktion dieser Kommission für die Gründung weiterer umweltmedienbezogener Kommissionen bis in die 1950er Jahre detaillierter eingegangen.

Bis in die 1980er Jahre blieb der Umweltschutz bei Bayer eng verbunden mit der Überwachung und Kontrolle von Emissionen und war gleichzeitig organisatorisch eng verknüpft mit der Arbeitssicherheit. So wird der Umweltschutz 1987 organisatorisch eingeordnet in den Zentralbereich Werksverwaltungen, Umweltschutz und Arbeitssicherheit. Die Verantwortung für den Umweltschutz liegt bei der jeweiligen Werksverwaltung der Bayer AG (darunter Leverkusen, Brunsbüttel, Dormagen, Elberfeld und Uerdingen).³⁴ Diese koordinieren die Wasserreinhaltung, die Abfallbeseitigung, den Immissionsschutz, den Schallschutz sowie ein Institut für Umweltanalyse und Bewertungen. Zentral für alle Standorte werden ausschließlich die Produktsicherheit, die zentrale Koordinierung, Umweltpolitik und Verwaltung koordiniert. Auf Vorstandsebene wurde ein Vorstandsausschuss ‚Umweltschutz und Arbeitssicherheit‘ eingerichtet, der Richtlinienkompetenz für die weltweite Koordinierung von Umweltschutzfragen besaß. Ein Koordinationskreis, dem Vorstandsmitglieder und die Leiter der Zentralbereiche Werksverwaltungen angehören, entwickelte werksübergreifende Umweltschutzkonzepte.³⁵

Um den Erfordernissen zur Einhaltung der 17. Verordnung zum Bundes-Immissionsschutzgesetz zu begegnen und die anfallenden Abwassermengen und

³² Metzger et. al. 2002, 415f.

³³ Nach dem Muster der Abwasserkommission wurde z. B. im Jahr 1913 eine Abluftkommission zur Untersuchung der Beschaffenheit der Abluft aus den Produktionsbetrieben gegründet.

³⁴ Bayer AG 1989a.

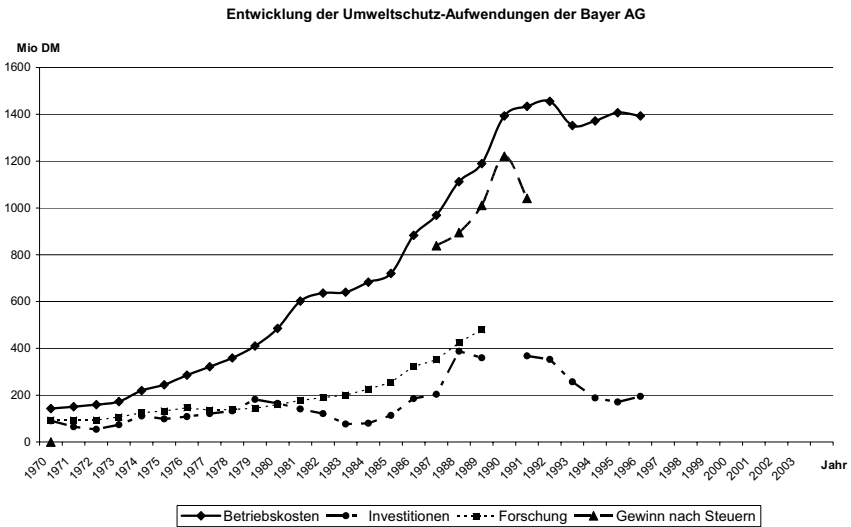
³⁵ Bayer AG 1989b.

-frachten kontinuierlich reduzieren zu können, rief Bayer 1992 ein „3-Milliarden-Programm“³⁶ zu Umweltschutz und Arbeitssicherheit ins Leben. Im Rahmen dieses Programms wurde u. a. ein internes Institut für Umweltanalyse und Bewertungen geschaffen, das Produkte und Produktionsprozesse hinsichtlich ihrer ökologischen Relevanz überprüft, indem alle Eigenschaften von Stoffen und Anlagen, die Auswirkungen auf die Umwelt haben könnten, getestet werden. In der Schaffung eines solchen Instituts kann eine Abkehr von bisher beschrittenen Pfaden im Umgang mit umweltbezogenen Maßnahmen beobachtet werden: Die Handlung des Unternehmens setzt nun bereits im Vorfeld ein – bevor ein Produktionsprozess anläuft und bevor Emissionen entstehen wird ein Prozess evaluiert.

Dies sind Anzeichen dafür, dass Bayer dem Umweltschutz eine zunehmend höhere Priorität beimaß. Dies ist auch vor dem Hintergrund der Teilnahme des Unternehmens an der Responsible Care Initiative zu sehen, einer internationalen Initiative zur Verbesserung von Gesundheit, Sicherheit und Umweltschutz, die im Jahr 1991 in Deutschland eingeführt und seit 1994 vom Verband der Chemischen Industrie als Arbeitsschwerpunkt beschlossen wurde. Kernziel von Responsible Care ist die Steigerung der Eigenverantwortung der chemischen Industrie, die Initiative bietet hierzu Orientierung durch ein Programm mit Grundsätzen und Richtlinien. Da verbindliche Elemente fehlen und Kriterien oder Kontrollmechanismen von der Initiative nicht vorgegeben werden, lässt sich allerdings durch die Verpflichtung auf „verantwortliches Handeln“ noch kein unmittelbarer Einfluss auf die tatsächliche Umweltperformanz ableiten. Die Zunahme des Stellenwertes von Umweltschutzmaßnahmen zeigt allerdings die Betriebskostenentwicklung für den Umweltschutz seit 1970:

³⁶ Bayer AG 1993 (Umweltbericht), 3.

Abb. 1: Entwicklung der Umweltschutz-Aufwendungen der Bayer AG (1970 – 1996)



Quelle: Betriebskostenaufstellungen der Bayer AG bis 1998, eigene Darstellung

Erste verfügbare Aufzeichnungen über die umweltspezifischen Aufwendungen der Bayer AG weisen für das Jahr 1970 143 Mio. DM an Betriebskosten, 91 Mio. DM an Investitionen und 94 Mio. DM an Forschungsaufwendungen aus. Bis 1994 verzehnfachen sich die Betriebskosten auf knapp 1,5 Mrd. DM und bleiben seitdem weitgehend konstant. Im Untersuchungszeitraum der beiden Fallstudien zur Einstellung der Dünnsäureverklappung und der Hohe-See-Verbrennung, seit etwa 1978 bis Ende der 1980er Jahre, steigen insbesondere die Investitionen in den Umweltschutz, darunter sind auch die Entwicklungsarbeiten an den alternativen Entsorgungs- und Nutzungsverfahren für die Dünnsäure und die chlorierten Kohlenwasserstoffe zu fassen.³⁷

Die nun folgenden Fallstudien der Bayer AG sind in diese Zusammenhänge von politischen, gesellschaftlichen und betrieblichen Rahmenbedingungen einzuordnen. Zunächst folgt die zum Anfang des 20. Jahrhunderts zurückgehende Studie zur Gründung einer Abwasserkommission, die einen frühen Meilenstein im Umgang des Unternehmens mit den Produktionsabwässern darstellt.

³⁷ Genaue Zahlen der Forschungs- und Entwicklungskosten sowie der Investitionskosten für die Entwicklung alternativer Entsorgungsverfahren für die Dünnsäure und auch für die Entwicklung der Klärschlammverbrennungsanlage konnten auf Basis des einsehbareren Zahlenmaterials nicht gefunden werden, so dass deren Einordnung in die Gesamtinvestition lediglich als Anhaltspunkt dienen kann.

2 Fallstudien bei der Bayer AG

2.1 Die Gründung der Abwasserkommission im Jahr 1901

Die Gründung der Abwasserkommission bei der Bayer AG im Jahr 1901 konnte sowohl auf der Basis unternehmensinterner Dokumente aus dem Bayer Archiv Leverkusen als auch aus staatlichen Archiven³⁸ rekonstruiert und durch das Studium umfangreicher Literatur – vor allem zu den rechtlichen und industriegeschichtlichen Rahmenbedingungen im Untersuchungszeitraum – ergänzt werden. Auf diese Weise konnten die unternehmensspezifischen Ereignisse, die vor allem aus Kommissionsberichten und -protokollen hervorgehen, im Hinblick auf ihren Stellenwert in den rechtlichen und industriellen „Umweltbemühungen“ im Untersuchungszeitraum eingeordnet werden.

Schon seit den Anfängen der chemischen Industrie in Leverkusen gab es Probleme mit den Abwässern. So musste sich das Unternehmen Dr. C. Leverkus und Söhne bereits 1888 mit klagenden Fischern auseinandersetzen.³⁹ *„Nach Beschwerden von Fischern erklärten die Fabrikbesitzer, (...) in den Abwässern ihres Werks seien ‚nicht im mindesten giftige oder für die Fischerei nachteilige Stoffe enthalten‘“*.⁴⁰ Die Folgen für die klagenden Fischer nahmen aufgrund der Vernichtung ihrer Lebensgrundlage jedoch zum Teil drastische Ausmaße an. Den Unternehmern war insofern an einer pragmatischen Lösung dieses Problems gelegen: Sie ersteigerten die anliegenden staatlichen Fischereireviere meistbietend, um sie dann ungenutzt zu lassen. Dadurch wurden die Fischer jedoch erwerbslos mit der Folge, dass sie als Arbeiter in die Industrie abwanderten.⁴¹ In dem genannten Konflikt wurde schließlich der Gewerberat der Düsseldorfer Bezirksregierung mit einer Untersuchung der Abwässer beauftragt. Dieser stellte zwar fest, dass *„die Abwässer noch schwach sauer und somit schädlich für die Fische waren“*⁴², dieser Befund blieb jedoch ohne Konsequenzen. Als einfachste und für das Unternehmen kostengünstigste Lösung wurde von den Behörden die Versenkung der Abfälle auf dem Fabrikgelände vorgeschlagen, ohne dass dabei eine mittelfristige Umweltbelastung in Betracht gezogen wurde.⁴³

Von der Möglichkeit, die Fischereipachtrechte für einen bestimmten Flussabschnitt zu erwerben, machten diverse Unternehmen in Deutschland Gebrauch.⁴⁴ Dementsprechend war das Verhältnis zwischen Industrie und Anliegern, insbe-

³⁸ Hauptstaatsarchiv Düsseldorf, Bestände der Regierung Düsseldorf Nr. 35948 353/6b sowie das Landeshauptarchiv Koblenz, Akten des Oberpräsidiums der Rheinprovinz, Bestand 403, Akte 10976 und Akten der Rheinstrombauverwaltung, Bestand 418, Akte 895.

³⁹ Paul 1991, 385-401.

⁴⁰ Stadtarchiv Leverkusen 20.738, Bürgermeisterei Opladen an Landrat Solingen 9.9.1888, zitiert nach: Paul 18/1991, 385-401.

⁴¹ Blaschke 1999, 40.

⁴² ebda.

⁴³ ebda.

⁴⁴ Vgl. Paul 1991, 387.

sondere jedoch den Fischern in der Rheinprovinz angespannt. Das war auch den zugehörigen Gremien, wie den Fischereivereinen bewusst. So stellt der Fischschutzverein Köln in seinem Jahresbericht 1900 fest, dass „*der Fischschutz der Thatsache [gemeint ist die Verunreinigung der Wasserläufe, d. Verf.] machtlos gegenüberstehe, und dass ein Vorgehen seinerseits wenig Erfolg verspreche*“.⁴⁵ Es wird festgehalten, dass nur die Zusammenarbeit der Fischschutzvereine mit den öffentlichen Behörden und der Landwirtschaft einen Lösungsansatz darstellt und dass „*sie namentlich bei Neuanlagen sich gegen derartige Vorkommnisse (...) sichern*“ sollten.⁴⁶

Diese Eigeninitiative des Fischschutzvereins in Form von massivem Protest gegenüber den Behörden stellte in der Tat die einzige Handlungsalternative dar. Denn die Rechtslage im Deutschen Reich war unklar. Die einzelnen Staaten hatten infolgedessen im Untersuchungszeitraum unterschiedliche Regelungen im Hinblick auf den Wasserschutz:⁴⁷ Alleine in Preußen gab es im Jahr 1904 mehr als 80 verschiedene Gesetze und Regelungen,⁴⁸ die den Gewässerschutz betrafen – teils mit unklaren, teils auch mit gegensätzlichen Bestimmungen.⁴⁹ Darüber hinaus ließen die Formulierungen der vorhandenen Gesetze großen Interpretationsspielraum. So ist es laut § 43 des preußischen Fischereigesetzes gewerblichen Betrieben verboten, „*Stoffe von solcher Beschaffenheit und in solchen Mengen einzuwerfen, einzuleiten oder einfließen zu lassen, daß dadurch fremde Fischereirechte geschädigt werden können*.“⁵⁰ Hierfür gab es jedoch keine Grenzwerte; die Zulassungsbedingungen blieben allgemein und sie wurden insbesondere nicht konsequent kontrolliert. Die den Farbenfabriken vorm. Friedr. Bayer & Co. am 2.11.1896 erteilte Konzession für eine Rohrleitung etwa enthält lediglich die Bestimmung, dass „*das abzuleitende Wasser (...) möglichst rein und frei von schädlichen oder übelriechenden Beimischungen sein [müsse]*“.⁵¹ In einem Brief der Rheinstrombauverwaltung aus dem Jahr 1902 heißt es darüber hinaus über die Farbenfabriken: „*Es dürfen nur solche Abfallflüssigkeiten in den Boden versenkt oder in den Rheine abgelassen werden, welche klar und rein sind*“.⁵² Doch auch hier fehlt es an Kriterien bzw. an Grenzwerten, wie bei fast allen Konzessionsbe-

⁴⁵ Jahresbericht des Fischschutz-Vereins Köln für 1900, Köln 1901, 7 und Akten des Oberpräsidiums der Rheinprovinz, Bestand 403, Akte 10976, Blatt 235.

⁴⁶ ebda.

⁴⁷ Im Jahr 1894 gab es zwar Ansätze, ein reichsweit einheitliches Wassergesetz einzuführen – dieses Vorhaben wurde jedoch nicht vollendet. Vgl. Gilhaus 1995, 75.

⁴⁸ Als für Preußen zutreffende Abwassergesetze und -richtlinien, die auch die Industrie betreffen, sind im Folgenden zu nennen: das preußische Fischereigesetz von 1874, das Gesetz „Über die Benutzung der Privatflüsse“ vom 28.02.1842, die Gewerbeordnung für den Norddeutschen Bund von 1869, die Verfügung betr. Fürsorge für die Reinerhaltung der Gewässer des Oberpräsidenten der Rheinprovinz vom 20.02.1901 oder die Allgemeine Gewerbeordnung für Preußen vom 17.01.1845.

⁴⁹ Büschenfeld 1997, 75.

⁵⁰ Zitiert nach Henneking 1994, 305.

⁵¹ Konzession für eine Rohrleitung der Farbenfabriken vorm. Friedr. Bayer & Co. vom 2.11.1896, Punkt 2, BAL 58/9.4.1.

⁵² LHK Koblenz, Akten der Rheinstrombauverwaltung, Bestand 418, Akte 895, Blatt 159.

stimmungen, die für chemische Fabriken vorgeschlagen oder erlassen wurden.⁵³ Die Forderungen seitens der Behörden sind zumeist nur insofern präzise, als sie ein zu erreichendes Ziel, wie etwa die Verringerung ‚von übelriechenden Beimischungen‘ vorgeben. Über den Weg zu dessen Verwirklichung sowie die zu dessen Erreichung erforderlichen technischen Maßnahmen fehlten meist Angaben in den Konzessionsbestimmungen der Behörden. Fraglich bleibt in diesem Zusammenhang, inwieweit die Behörden in diesen Fällen über Kenntnisse möglicher erforderlicher Grenzwerte verfügt haben und inwieweit daher eine exakte Vorgabe der einzuhaltenden Grenzwerte überhaupt Bestandteil der Konzessionsauflagen sein konnte. Diese Frage konnte jedoch im Einzelnen im Rahmen dieses Berichts nicht ermittelt werden und bleibt ein Desiderat der weiteren Auseinandersetzung mit dieser Thematik.

Dennoch lassen sowohl die auffallend unverbindlichen Formulierungen dieser Auflagen und die zumeist fehlenden Kontrollen der Einhaltung dieser Bestimmungen den Schluss zu, dass dem Unternehmen von behördlicher Seite die Möglichkeit eingeräumt werden sollte, zunächst mit geringem Einsatz versuchen zu können, die Produktion mit den Produktionsauflagen in Einklang zu bringen.⁵⁴ Es war den Behörden nicht daran gelegen, der Industrie nicht erfüllbare Auflagen zu setzen und auch behördliche Kontrollen von Industrieabwässern waren bis dahin nicht zu erwarten – anders wurde dies im Übrigen zu dieser Zeit bereits gehandhabt im Umgang mit städtischen Abwässern.⁵⁵ Ein Grund für diese beobachtete zurückhaltende Handlungsweise der Behörden im Hinblick auf die Regulierung der Industrieabwässer⁵⁶ ist in dem von der chemischen Industrie aktiv artikulierten Stellenwert derselben für die wirtschaftliche Entwicklung des Reiches zu sehen: So versuchte die chemische Industrie massiv einheitliche gesetzliche Regelungen für das Reich zu unterbinden. Im Jahr 1900 stellt etwa der Verein zur Wahrung der Interessen der chemischen Industrie Deutschlands⁵⁷ seine Grundeinstellung zur Abwasserfrage in einer Denkschrift⁵⁸ dar: Es sei nicht sinnvoll, einheitliche

⁵³ Vgl. Henneking 1994, 303.

⁵⁴ Zu diesem Schluss kommt auch Henneking 1994, 304.

⁵⁵ Zu dieser Zeit sind die Industrieabwässer zwar generell als ein Problem erkannt worden, das Hauptaugenmerk der Behörden galt jedoch in erster Linie den städtischen Abwässern. So hatte es beispielsweise 1892 aufgrund ungeklärter Abwässer eine Cholera-Epidemie in Hamburg gegeben. Auch die Chemieindustrie verweist bei Klagen gegen ihre Abwässer auf die städtischen Abwässer, vgl. Büschenfeld 1997, 67.

⁵⁶ Die städtischen Abwässer standen hingegen durchaus unter behördlicher Kontrolle, wie auch die Auflage in der Konzession für die Rohrleitung der Farbenfabriken vom Jahr 1896 zeigt: „Ganz besonders untersagt ist es, die Inhalte der Aborte und der Arbeiterwohnungen einzuleiten“, Konzession vom 2.11.1896, Punkt 2, BAL 58/9.4.1.

⁵⁷ Der Verein wurde 1877 gegründet und diente den besonders von Klagen betroffenen, abwasserintensiven Industriebranchen unter anderem als Plenum zur (wissenschaftlichen) Diskussion der Abwasserfrage.

⁵⁸ Verfasst von dem Chemietechnologen Konrad Wilhelm Jurisch (1843-1917). Jurisch arbeitete als Privatdozent an der Technischen Hochschule in Berlin über juristische Grundsätze der Luftreinhaltung, in vielem die "TA Luft" von 1974 vorwegnehmend. Er

Grenzwerte für das gesamte deutsche Reich aufzustellen, strenge Grenzwerte beeinträchtigten das Wachstum der wirtschaftlich sehr bedeutenden Chemieindustrie. Es wird betont, dass die „*Ableitung der Fabrik-Abwässer in die Flüsse (...) nothwendig und berechtigt*“ sei.⁵⁹ Dabei bezogen sich die Unternehmer auch auf ‚das Schicksal‘ der Chemischen Industrie Englands, wo eine rigorose Durchsetzung der 1870 aufgestellten Grenzwerte für die Einleitung von Abwässern eine Weiterentwicklung der chemischen Industrie unmöglich gemacht hätte.⁶⁰ Generell forderten die Vertreter der chemischen Industrie in Diskussionen um die Aufstellung von Grenzwerten die Behörden regelmäßig auf, zwischen dem wirtschaftlichen Wert der Industrie und dem wirtschaftlichen Wert der Fischerei und dem Schutz der Umwelt abzuwägen.⁶¹ Als symptomatisch für die Haltung der Unternehmer in der chemischen Industrie kann auch die Einstellung Carl Duisbergs⁶² gelten. Für den Direktor der Farbenfabriken vorm. Friedr. Bayer & Co bedeuteten „technische Maßnahmen zur Abwasserreinigung ‚*Vergeudung von Nationalkapital*““.⁶³ Er trat „für die ‚*Freiheit der fließenden Welle*‘ ein und forderte eine unbeschränkte industrielle Nutzung der Wasserläufe.“⁶⁴ Als im Jahr 1912 erneut Ansätze zu einem einheitlichen Wassergesetz erarbeitet wurden, flehte Duisberg sogar öffentlich: „*Der Himmel bewahre uns vor einem solchen Gesetz*“.⁶⁵

Doch die Rahmenbedingungen für Konzessionserteilungen änderten sich im Jahr 1901, zumindest in dem Sinne, dass regelmäßige Kontrollen der Abwasserbeschaffenheit durch die Behörden angeordnet wurden. Als die Farbenfabriken im Jahr 1896 erstmals eine Konzession für eine Rohranlage zur Einleitung von Abwässern beantragten, genügte im Rahmen des Antrags noch die Formulierung, dass „[d]as ganze Canalnetz bezw. dessen Auslaß, (...) nur unschädliche Abwässer unseres zu Leverkusen (...) belegenen Grundbesitzes zum Rheine zuführen“ würde,⁶⁶ um am 02.11.1896 die erwünschte Genehmigung zu erhalten.⁶⁷ Doch

engagierte sich für bessere Arbeitsbedingungen in chemischen Fabriken und für den Schutz von Luft und Gewässern vor Verunreinigungen.

⁵⁹ Jurisch argumentiert darüber hinaus, dass der Zusammenhang zwischen Epidemien und Abwässern der chemischen Industrie nicht nachgewiesen sei. Vgl. Henneking 1994, 127f.

⁶⁰ Blaschke 1999, 42.

⁶¹ “Es hat sich herausgestellt, dass für ganz Deutschland der wirtschaftliche Werth der Industrien, welche Abwässer liefern, ca. 1000 mal größer ist, als der Werth der Binnenfischerei in Seen und Flüssen, also sicher mehr als tausendmal größer als der Werth der Flussfischerei (...)“ König, J.: Die Verunreinigung der Gewässer, deren schädlichen Folgen, nebst Mitteln zur Reinigung der Schmutzwässer, zitiert nach Brüggemeier et. al. 1995, 145.

⁶² Carl Duisberg, geb. am 29.09.1861, gest. am 19.03.1935. Nach seinem Studium der Chemie in Jena tritt Carl Duisberg im Jahr 1883 in die Farbenfabriken vorm. Friedr. Bayer & Co. erhält 1888 Prokura. 1900 wird Duisberg Direktor des Unternehmens.

⁶³ Blaschke 1999, 42.

⁶⁴ ebda.

⁶⁵ Büschenfeld 1997, 73.

⁶⁶ Baugesuch 13.7.1896 an Königliches Oberpräsidium zu Coblenz, BAL 58/9.4.1.

1901 wurde das Genehmigungsverfahren durch eine Ministerialverfügung neu geregelt: Am 21. Februar 1901 erließ der Oberpräsident der Rheinprovinz eine Ministerialverfügung betreffend der Fürsorge für die Reinerhaltung der Gewässer, die festlegte, dass bei der Beurteilung der Zulässigkeit der Einführung von Abwässern sowohl die Menge und Beschaffenheit des Abwassers als auch die Beschaffenheit des Vorfluters geprüft werden muss.⁶⁸ Zudem wurde eine regelmäßige Begehung der Gewässer eines Bezirkes für die Behörden verpflichtend. Sie waren nun befugt, im Falle einer Wasserverschmutzung einzugreifen.⁶⁹ Als die Farbenfabriken im Sommer 1901 – nach der Verfügung dieses Erlasses – den Bau eines zweiten Kanals beantragten, wurde die Genehmigung am 04. Juni 1901 nur unter der Auflage erteilt, dass auch der bestehende Schacht neu konzessioniert wird.⁷⁰ Und diese Auflage wurde seitens der Behörden auch verfolgt;⁷¹ so wurden regelmäßige Prüfungen der Wasseruntersuchungen veranlasst.⁷² Am 02. Juli 1901 schließlich kam die Königliche Wasserbau-Inspektion zu dem Ergebnis, dass „das Wasser (...) in dieser Beschaffenheit nicht abgeleitet werden“ dürfe,⁷³ vorrangig beanstandet wurde der hohe Anteil an Schwefelsäure und schwefliger Säure in den Abwässern.

Daraufhin erklärte Carl Duisberg den Behörden seine Absicht, eine „Selbstkontrolle bei unseren Abwässern vorzunehmen“.⁷⁴ Die Farbenfabriken beauftragten den Chemiker Prof. Dr. Curt Weigelt aus Berlin mit der Erstellung eines Gutachtens über die Abwässer des Unternehmens.⁷⁵ Sie riefen eine vierköpfige Abwasserkommission ins Leben, die Material sammeln sollte, „welches Prof. Weigelt als Grundlage zu einem Gutachten über die Abwasser-Verhältnisse der Leverkusener Werke dienen soll.“⁷⁶

Am 28. Mai 1902 war ein vorläufiger Bericht von Prof. Weigelt fertig gestellt, er bemängelte darin den doppelten Ablauf in den Rhein, den unregelmäßigen Ablauf der Abwässer nach Qualität und Quantität, die hohe Konzentration der abfließenden Säuremengen und forderte insbesondere, „dass eine größere Gleichmäßig-

⁶⁷ Einzige Bedingung für den Bau war, dass „das abzuleitende Wasser (...) möglichst rein und frei von schädlichen oder übelriechenden Beimischungen“ sein musste. BAL 58/9.4.1.

⁶⁸ Vorläufiger Bericht über die Abwässer in Leverkusen, erstellt von Prof. Dr. Curt Weigelt, 08.05.1902, BAL 58/9.4.1.

⁶⁹ Vgl. Gilhaus 1995, 234 f.

⁷⁰ Protokoll der Abwasser-Konferenz vom 24.11.1908, BAL 58/9.4.1.

⁷¹ Die Kontrolleure der Behörden sind vor allem angewiesen, auf die Gleichmäßigkeit der Einleitung der Abwässer zu achten. Vgl. Böhm 1928, 140.

⁷² Schreiben des zuständigen Wasserbauverwalters Luyken an die Farbenfabriken vom 14. März 1901 und vom 10. Mai 1901, BAL 58/9.4.1.

⁷³ LHAK, Rheinstrombauverwaltung, Bestand 418, Akte 895, Blatt 177.

⁷⁴ LHAK, Rheinstrombauverwaltung, Bestand 418, Akte 895, Blatt 175.

⁷⁵ Dieser schrieb bereits an einem Gutachten über ein weiteres von der Düsseldorfer Behörde beanstandetes Werk, die Duisburger Kupferhütte.

⁷⁶ Protokoll der ersten Sitzung der Abwasserkommission am 04. November 1901, BAL 58/9.4.1.

keit in der Concentration anzustreben“ sei und der Säuregehalt nicht mehr als 5 Gramm pro Liter Abwasser betragen dürfe.⁷⁷ Er legt darüber hinaus Wert auf „Versuche über die Giftigkeit der Abwässer für Fische und Kleinfaua.“⁷⁸ Die Forderung vor allem nach der Gleichmäßigkeit der abgeleiteten Wassermengen entspricht auch dem Stand der wissenschaftlichen Erkenntnisse zur Selbstreinigung fließender Gewässer. Im Jahr 1907 fasste Prof. Weigelt in einer Abhandlung ‚Über die Selbstreinigung der Gewässer‘ seine Thesen zur Selbstreinigung fließender Gewässer und über den Begriff der ‚Opferstrecke‘ zusammen.⁷⁹ Dabei handelte es sich um den Abschnitt des Gewässers, in dem die Selbstreinigungskräfte des Flusses noch nicht hinreichend sind, so dass die Abwässer durchaus schädigende Wirkung haben. Diese müsste nach Weigelt zwar bei großen Industrien in Kauf genommen werden, lässt sich jedoch durch gleichmäßigere Durchmischung verkürzen.⁸⁰

Den Beanstandungen Prof. Weigelts wurde durch die kurzfristige Umsetzung einzelner Maßnahmen Rechnung getragen: Es wurden eine Veränderung der Abläufe in den Rhein sowie regelmäßige Einleitungen in ähnlicher Konzentration veranlasst, hierzu wurden Sammelbehälter aufgestellt sowie zur Erreichung einer geringeren Säurekonzentration Abblasegeräte für schweflige Säure und eine neue Ventilation installiert.⁸¹ Auch die Kanalisation wurde verändert⁸² und sogar die Produktion insoweit, als dass weniger schweflige Säure benötigt wurde.⁸³ Diese Maßnahmen führten zu einer Veränderung der Abwasserbeschaffenheit sowie zu einer deutlichen Verringerung der Abwassermengen; so ist der absolute Säureabfluss durchschnittlich um 2/3 vermindert worden - im Vergleich mit den Untersuchungen vom Dezember 1901 wurde sogar eine Verminderung auf 22,7% erreicht.⁸⁴ Das endgültige Gutachten von 1904 fasst das Erreichte zusammen und bescheinigt den Farbenfabriken, „dass die eingetretene Besserung zwischen 1901 und diesem Sommer eine so beträchtliche ist, dass wir damit zufrieden sein können“, jedoch nach wie vor mit der Bemerkung, dass von einem „so gewaltigen

⁷⁷ BAL 58/9.4.1 und HSTD, Regierung Düsseldorf Nr. 35948 353/6b.

⁷⁸ Brief des Gutachters Prof. Curt Weigelt an die Farbenfabriken, Hauptstaatsarchiv Düsseldorf, Regierung Düsseldorf Nr. 35948 353/6b.

⁷⁹ Weigelt 1907.

⁸⁰ ebda.

⁸¹ BAL 58/9.4.1.

⁸² Die Einleitung wurde insoweit verändert, dass statt zwei nur noch ein Abwasserschacht genutzt wurde. Der alkalische Schacht wurde gesperrt und der Inhalt beider vor dem Einleiten vermischt, BAL 58/9.4.1.

⁸³ „Die Herabminderung des früheren starken Säuregehaltes ist also zurückzuführen sowohl auf eine nicht unbeträchtliche Säureersparnis im Betrieb, wie auch eine stärkere Verdünnung, welche sich pro Tag ausdrückt durch eine Mehrförderung von 8711 cbm Wasser.“ Vgl. Brief des Gutachters Prof. Curt Weigelt an die Farbenfabriken, HSTD Regierung Düsseldorf Nr. 35948 353/6b. Hinweise auf eine Veränderung der Produktion bzgl. des Säureverbrauchs finden sich auch in einem Brief von Carl Duisberg an Prof. Weigelt vom 19.5.1904 HSTD Regierung Düsseldorf Nr. 35948 353/6b.

⁸⁴ Vgl. Brief des Gutachters Prof. Curt Weigelt an die Farbenfabriken, HSTD Regierung Düsseldorf Nr. 35948 353/6b.

Werk (...) nicht erwartet werden darf, dass es völlig unschädliche Abwässer entlässt.“⁸⁵ Auch das Oberpräsidium zeigt sich zufrieden. Der Regierungsrat bescheinigt den Farbenfabriken, „*dass den Farbenfabriken einstweilen weitere Auflagen nicht gemacht werden müssen.*“⁸⁶

Nicht zuletzt aufgrund dieser offiziellen ‚Bescheinigung‘ der Aktivitäten des Unternehmens hinsichtlich der Abwasseraufbereitung dienen die Gutachten der Kommission den Farbenfabriken als willkommene Argumentationsgrundlage gegenüber den Behörden. Prof. Weigelt bestätigt hierin, dass die Farbenfabriken viel für den Gewässerschutz getan hätten und gleichzeitig auch, dass mehr nicht verlangt werden dürfe. Entscheidende Argumentationslinie bleibt in diesem Zusammenhang nach wie vor die Abwägung zwischen dem Wert der Gewässer und der wirtschaftlichen Bedeutung der Industrie. Die behördliche Akzeptanz dieser selbstbewussten Haltung der Chemieindustrie hat sich demnach trotz der rechtlichen Weiterentwicklung offensichtlich nicht entscheidend geändert. Dies zeigt sich u. a. an einem Schreiben Carl Duisbergs aus dem Jahr 1903 an die königliche Wasserbau-Inspektion, in dem er schreibt, dass er „*leider mittheilen [müsse], dass es uns nicht möglich ist, den derzeitigen behördlichen Bestimmungen über den Säuregehalt von Abwässern gerecht werden zu können*“⁸⁷ - nicht ohne darauf hinzuweisen, dass die Abwässer aktuell von Prof. Weigelt untersucht würden.⁸⁸

Auch Ralf Henneking, der im Rahmen seiner Untersuchung ‚Chemische Industrie und Umwelt‘⁸⁹ über 100 Fallstudien aufarbeitete, hinterfragt die Motive der Farbenfabriken zur Gründung dieser Kommission. Vor allem die Rolle des Gutachters Prof. Weigelt bewertet er in diesem Zusammenhang kritisch: „*Eines der Kommissionsmitglieder war Professor Weigelt, der Vorsitzende der Abwasserkommission des Vereins zur Wahrung der Interessen der chemischen Industrie Deutschlands. Diese Tatsache und der Umstand, dass es Weigelt gewesen ist, der im Rahmen des Chemievereins das Opferstreckenkonzept propagiert hat, lässt den Schluss zu, dass (...) sie [die Kommission, d. Verf.] nicht in erster Linie dem Umweltschutz, sondern der Bereitstellung von Argumentationshilfen gegenüber den Behörden und der Wahrung der Interessen des Unternehmens gedient [hat]*“.⁹⁰ Vor diesem Hintergrund muss das Urteil über die Motive zur Gründung dieser Abwasserkommission gespalten ausfallen.

2.1.1 Zusammenfassung und Auswertung

Der regulative Eingriff einer staatlichen Stelle, in diesem Fall des Regierungspräsidiums in Düsseldorf, veranlasste die Farbenfabriken im Hinblick auf die Abwas-

⁸⁵ Endgültiges Gutachten 1904, BAL 58/9.4.1.

⁸⁶ Schreiben vom 16. Januar 1905, HSTD Regierung Düsseldorf Nr. 35948 353/6b.

⁸⁷ Brief vom 13.10.1903 von der Rheinstrombauverwaltung, LHAK Bestand 418, Akte 895, Blatt 245.

⁸⁸ ebda.

⁸⁹ Henneking 1994.

⁹⁰ Henneking 1994, 305 f.

serfrage Maßnahmen zu ergreifen. Die Ministerialverfügung vom 21. Februar 1901, die den Behörden konkrete Befugnisse zusprach industrielle Abwässer regelmäßig zu prüfen und gegebenenfalls Auflagen zu erlassen, schränkte den Handlungsspielraum des Unternehmens ein und erzeugte Handlungsbedarf. Die Verfügung bedeutete somit einen Eingriff in die Möglichkeiten des Unternehmens. Bayer kam dieser behördlichen Aufforderung mit der Gründung der Abwasserkommission nach, die wissenschaftliche Erkenntnisse über die Beschaffenheit der Bayer-Abwässer sowie Konzepte zur Abwasserreinigung vorlegte.

Einen weiteren Einfluss auf die Motivation von Bayer übten die anliegenden Fischer aus. Dieser ist nicht zu unterschätzen, auch wenn er nur indirekte Wirkungen auf den Handlungsspielraum des Unternehmens zeigte. Zum einen wurde das Regierungspräsidium auf das Abwasserproblem des Rheins erst durch zahlreiche Beschwerden der Fischer bzw. der Fischschutzvereine aufmerksam. Zum anderen aber zahlten die Farbenfabriken regelmäßig Ausfallprämien an die anliegenden Fischereibetriebe wegen der durch die Abwässer geschädigten Fische.⁹¹ Diese Zahlungen haben das Interesse des Unternehmens an weniger schädlichen Abwässern aufgrund des Einsparpotenzials (im Falle einer geringeren Fischsterblichkeit) aus ökonomischen Gründen verstärkt und dürften zur Motivation des Unternehmens zur Entwicklung von Wasserschutz-Maßnahmen beigetragen haben.

Lässt sich die Abwasserkommission nun als eine Umweltinnovation ansehen? Auf jeden Fall muss zunächst festgehalten werden, dass in Folge der Arbeitsergebnisse der Abwasserkommission zahlreiche additive Maßnahmen ergriffen wurden, um eine höhere Gleichmäßigkeit in der Konzentration der eingeleiteten Abwässer zu erreichen. Dies führte zu einem besseren Mischungsverhältnis und förderte die Selbstreinigungskraft des Rheins. Darüber hinaus ist auch die Menge des säurehaltigen Abwassers durch eine in Folge des Gutachtens der Kommission erfolgten Änderung des Produktionsverfahrens gemindert worden. Aufgrund dieser Verminderung der negativen Umweltwirkungen durch Vermeidungs-, Verwendungs- und Reinigungstechniken entspricht das Beispiel hinsichtlich seiner Wirkungen den Anforderungen an eine Umweltinnovation. Sie ist als nachhaltige Neuerung anzusehen.

Die organisatorische Neugründung einer Kommission sowie auch deren Ergebnisse und die daraus resultierenden Maßnahmen gingen deutlich über die seinerzeit üblichen Umweltschutzvorkehrungen hinaus. Ralf Henneking stellt trotz seiner oben genannten kritischen Hinterfragung der Motive der Farbenfabriken zur Gründung dieser Kommission fest⁹², dass *„diese Abwasserkommission die erste derartige Institution war, die von einem Chemieunternehmen während des Untersuchungszeitraums eingerichtet worden ist.“*⁹³ Diese organisatorische Innovation

⁹¹ Gesichert sind diese Ausfallprämien in den Akten des Bayer Archivs zwar erst für die Jahre ab 1909, dennoch lassen die Formulierungen der verfügbaren Dokumente den Schluss zu, dass diese Zahlungen auch bereits im Untersuchungszeitraum geleistet wurden. Über die Höhe dieser Zahlungen konnten keine Belege gefunden werden. BAL 58/9.4.1.

⁹² Vgl. Henneking 1994, 305 f.

⁹³ ebda.

zeichnet sich nicht zuletzt auch dadurch aus, dass sie als Grundstein für alle seitdem in der Bayer AG geschaffenen Abwasser- bzw. später auch weiterreichenden Umweltaufteilungen diente und hierdurch fortwährend Bestand hatte. So wurde erstmals im Jahr 1908 auf den Erfahrungen mit der Arbeit einer Abwasserkommission aufgebaut, als die Farbenfabriken gegenüber der Strombauverwaltung in Koblenz erneut die Beschaffenheit ihrer Abwässer nachweisen mussten: Auch hier wurde zur Erfüllung dieser Auflage die erfolgreich erprobte Institution der Abwasserkommission genutzt. Nach dem Muster von 1901 erarbeitete eine eigens eingerichtete und mit Kompetenzen ausgestattete Kommission quantitative Daten als Grundlage für ein wissenschaftliches Gutachten.⁹⁴ Und auch die I.G. Farbenindustrie AG gründete 1922 nach dem Vorbild der Abwasserkommission der Farbenfabriken Bayer eine Abwasserkommission.⁹⁵ Und auch nach dem Zweiten Weltkrieg gründete die Bayer AG am 12. September 1949 eine solche Kommission mit dem Ziel der Überwachung des technischen Zustandes des vorhandenen Kanalnetzes sowie zur Kontrolle der chemischen Zusammensetzung der abgehenden Abwässer.⁹⁶ Ein ständiges Abwasser- und Abluftlabor (AWALU Labor), das hierauf aufbaute wurde 1954 eingerichtet. Dieses Labor nahm nun kontinuierlich die Überwachung der Emissionen des Unternehmens vor und erstellte regelmäßige Berichte. 'Die Einrichtung von Kommissionen, später umbenannt in Ausschüsse, blieb auf verschiedenen organisatorischen Ebenen immer Bestandteil der Organisation des Unternehmens. Dies lässt sich an den Organisationsplänen des Unternehmens gut nachvollziehen.'⁹⁷ Vor diesem Hintergrund kann die Gründung der Kommission als ‚kick-off‘ für einen paradigmatischen Wandel und ein beginnendes Verständnis von Umweltschutz bei Bayer angesehen werden, auch wenn sowohl die Ergebnisse als auch die Motivation zur Gründung in ihrem historischen Kontext und dem damaligen Verständnis von „Umweltschutz“ gesehen werden müssen.

2.2 Einstellung der Bayer-Dünnsäureverklappung in die Nordsee

Die Einstellung der Dünnsäureverklappung der Bayer AG ist vor dem Hintergrund des sich im Laufe der 1970er Jahre entwickelnden Bewusstseins für die Grenzen der Umweltbelastbarkeit zu betrachten. Die Auswirkungen dieses gesellschaftlichen und politischen Wandels auf die Bayer AG nehmen daher einen hohen Stellenwert in der Analyse dieses Falls ein. Sowohl im Unternehmensarchiv der Bayer AG als auch bei Nichtregierungsorganisationen (Greenpeace), privatwirtschaftlichen Instituten (Institut für Ökologie und Politik GmbH) und den staatlichen Behörden (Deutsches Hydrographisches Institut (DHI) bzw. in der Nachfolge das

⁹⁴ Protokoll der Abwasserkommission vom 24.11.1908, BAL 58/9.4.1.

⁹⁵ Abwasserkommission der I.G. Farbenindustrie AG, Protokolle, BAL 58/9.4.1.

⁹⁶ Protokoll der ersten Sitzung der Abwasserkommission der Bayer AG 1949, BAL 58/9.4.1.

⁹⁷ Bayer AG 1975a.

Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)⁹⁸ konnte auf zahlreiche relevante Quellen zurückgegriffen werden. So fließen unternehmensinterne Korrespondenz, Entwürfe des Bayer-Entsorgungskonzeptes und zahlreiche Unternehmensstellungen auf der einen Seite und naturwissenschaftliche Meeresuntersuchungen sowie zentrale Dokumente der Protestbewegung⁹⁹ und der öffentlichen Berichterstattung¹⁰⁰ auf der anderen Seite in die Betrachtung mit ein. Ergänzend wurden zu diesem Themenbereich persönliche Interviews mit verantwortlichen Mitarbeitern der Bayer AG geführt, die an der Entwicklung alternativer Produktions- bzw. Entsorgungsverfahren der Dünnsäure beteiligt waren. Das Studium der Literatur zu diesem Themengebiet ergänzt das Quellenstudium. Hierbei fällt jedoch auf, dass die wissenschaftliche Auseinandersetzung mit der Verbringung von Abfällen auf hoher See mit ihrer Einstellung im Jahr 1989 ein vorzeitiges Ende fand. Für Umweltorganisationen und Umweltforscher war das erklärte Ziel (die Einstellung der Verbringung von Abfällen deutscher Unternehmen auf See) 1989 erreicht,¹⁰¹ daher entwickelte sich von dieser Seite offensichtlich kein weiteres Erkenntnisinteresse.

Dünnsäure hat sich als Sammelbegriff für „saure Produktionsabwässer, die als Hauptbestandteil ca. 20%ige Schwefelsäure enthalten“ etabliert.¹⁰² Sie entsteht bei verschiedenen Fabrikationsprozessen, der bedeutendste Anteil bei der Titandioxidproduktion. Der dazu meist verwendete Rohstoff, das Erz Ilmenit, wird mit konzentrierter Schwefelsäure aufgeschlossen; dabei geht das im Ilmenit gebundene Titan in Lösung und das ebenso gebundene Eisen fällt als Grünsalz aus. Anschließend reagiert das gelöste Titandioxid mit Wasser und fällt als Titandioxidhydrat aus. Dabei entsteht Dünnsäure.¹⁰³ Titandioxid ist das heute weltweit dominierende Weißpigment, es hat das früher übliche Bleiweiß oder den Kalk aus den meisten Anwendungen aufgrund seiner Ungiftigkeit und hohen Weißintensität verdrängt. Die Abfall-, Wasser- und Energieintensität der Produktion von Titandioxid ist jedoch relativ hoch.¹⁰⁴ Die Kapazität der deutschen Hersteller Kronos Ti-

⁹⁸ Vgl. zu Geschichte und Zuständigkeiten der betreffenden Institute Ehlers 1999 und Zwickolf 1979, 88-89.

⁹⁹ Greenpeace Dokumente, aber auch Material regionaler Umweltverbände wurde ausgewertet, z. B. Arbeitskreis Chemische Industrie Köln. Dokumente dieses Arbeitskreises: BAL 58/ 9.4.7.

¹⁰⁰ Es wurden Presseberichte zur Titandioxid- und Farbstoffproduktion, zur Dünnsäureverklappung und zum Meeresschutz sowohl der lokalen Tageszeitungen (Leverkusener Anzeiger, Kölnische Rundschau, Kölner Stadtanzeiger, Westdeutsche Zeitung), der überregionalen Tagespresse (Frankfurter Allgemeine Zeitung, Süddeutsche Zeitung, Handelsblatt), der Wochenmagazine (Der Spiegel, Die Zeit) sowie aus Fachzeitschriften (hervorzuheben sind hier Wasser und Boden, Hansa, Die Abfallwirtschaft) vor allem aus dem Untersuchungszeitraum 1969 bis 1989 ausgewertet.

¹⁰¹ Siehe Ahrens/Lohse 1999.

¹⁰² Vgl. Falbe/Regitz 1990, 1050.

¹⁰³ Ebda, 105. Vgl. BSH 1990, 68-76, bes. 69 und Nesipital 1973, 277-281, hier 277.

¹⁰⁴ Je nach Verfahren pro Tonne Titandioxid ca. 2 t unlösliche Erzurückstände (Gangart), 7 t Dünnsäurefall, 3,8 t Grünsalz, 250 t Waschwasser, 71 bis 82 kg Schwefeloxide; Koschel 1994, 17.

tan (Nordenham, Leverkusen), Sachtleben (Duisburg) und Bayer (Uerdingen) lag im Jahr 1997 bei rund 38.000 Tonnen pro Jahr.¹⁰⁵ Genutzt wurden Titandioxidpigmente in Westeuropa primär für Lacke (60%), Anstrichstoffe und Straßenmarkierungsfarben (20%).¹⁰⁶

Bei Bayer fiel Dünnsäure zum einen ebenfalls bei der anorganischen Titandioxidproduktion im Werk Uerdingen an, zum anderen aber auch in der Farbstoff(zwischen)produktion der organischen Chemie in Leverkusen. Die anorganische Dünnsäure aus der Uerdinger Titandioxidproduktion wurde bei Bayer nie verklappt, sondern bereits seit Beginn der Produktion im Jahr 1957 mit Hilfe von entwickelten Tauchbrennanlagen vollständig aufgearbeitet.¹⁰⁷ Die anfallende Dünnsäure aus der organischen Farbstoffproduktion jedoch wurde auf dem Wege der Verklappung auf See entsorgt und wird im Folgenden Gegenstand der Untersuchung sein. Als entscheidender Unterschied zwischen der organischen Bayer-Dünnsäure und der Dünnsäure der Unternehmen Kronos Titan und Sachtleben ist demnach festzuhalten, dass die Bayer-Dünnsäure organische Fraktionen, das heißt organische Verunreinigungen, enthält.¹⁰⁸

2.2.1 *Rechtliche und politische Rahmenbedingungen für die Verklappung der Dünnsäure*

In Deutschland wird die Einleitung von Abwässern in oberirdische Gewässer zunächst seit 1957 durch das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) geregelt, das als Rahmengesetz des Bundes grundlegende Bestimmungen über wasserwirtschaftliche Maßnahmen festlegt. Wichtigstes ordnungsrechtliches Instrumentarium des WHG ist die Erlaubnis- und Bewilligungspflicht für Gewässerbenutzungen. Benutzungen im Sinne des WHG sind nach § 3 sowohl die Entnahme von Wasser als auch das Einbringen und Einleiten von Stoffen und Abwasser.¹⁰⁹ Speziell die Einbringung (und Verbrennung) von Abfällen auf hoher See wird erstmals geregelt durch das Gesetz zu den Übereinkommen vom 15. Februar 1972 und 29. Dezember 1972 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen

¹⁰⁵ Mitteilung der Regierung der Bundesrepublik Deutschland vom 10. März 1997 – Richtlinie 71/176/EWG des Rates vom 20.2.1978 über Abfälle aus der Titandioxidproduktion.

¹⁰⁶ Darüber hinaus für Kunststoffe (12%), Papier (3%) und in geringem Maße auch für Dekorschichtstoffe, Druckfarben und Korrekturlacke, Kautschuke, Kosmetika und, da Titandioxid untoxisch ist, auch für Arznei- und Lebensmittelumhüllungen und Zigarren, (1983), vgl. Falbe/Regitz 1990, 4630.

¹⁰⁷ „Im Bayer-Werk Uerdingen wird sogar schon seit Beginn der Produktion 1957 die dort anfallende Dünnsäure aufbereitet und für den Erzaufschluss wiederverwertet.“ Kommentar/Richtigstellung von Dr. Gerhard Stolpa, Bayer AG vom 17.11.1989 als Reaktion auf den FAZ-Artikel „Giftverbrennung auf See eingestellt“ vom 30. 10. 1989, BAL 58/9.4.5.

¹⁰⁸ Interview Dr. Frank-Andreas Schendel vom 16.04.2003.

¹⁰⁹ Siehe Umweltbundesamt 2004b.

durch Schiffe und Luftfahrzeuge (Hohe-See-Einbringungsgesetz), das im Dezember 1977 in Kraft trat.¹¹⁰ Auch das Hohe-See-Einbringungsgesetz legt eine Erlaubnispflicht für die Nutzung des Meeres fest und nennt u. a. bundeseinheitliche Mindestanforderungen an das Einleiten von Wasser. Die zuständige Genehmigungsbehörde für die Dünnsäureverklappung und die Hohe-See-Verbrennung war das Deutsche Hydrographische Institut (DHI), das vor einer Entscheidung das Umweltbundesamt sowie die zuständigen Behörden des Bundes und derjenigen Länder anhört, in denen die Stoffe angefallen sind oder beseitigt werden können.¹¹¹ Nach dem Hohe-See-Einbringungsgesetz darf eine Erlaubnis nur erteilt werden, wenn:

- Stoffe nicht ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand an Land beseitigt werden können,
- durch das Einbringen keine nachteilige Veränderung der Beschaffenheit des Meerwassers zu besorgen ist.¹¹²

Eine solche Besorgnis liegt dann vor, wenn eine nachteilige Veränderung der Meeresumwelt durch die Abfallbeseitigung nach menschlichem Ermessen „*nicht (...) unwahrscheinlich*“ ist; ein wissenschaftlich eindeutiger Beweis für einen ursächlichen Zusammenhang zwischen Abfallbeseitigung und Veränderung muss dabei nicht vorliegen.¹¹³ Eine Erlaubnis kann jedoch auch trotz Vorliegens einer Besorgnis erteilt werden, sofern zwingende öffentliche Interessen für das Einbringen von Abfällen in die Hohe See sprechen. So darf das DHI eine Einbringungserlaubnis trotz Besorgnis dann erteilen, „wenn Stoffe eingebracht oder eingeleitet werden sollen, die nicht ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit oder nur mit unverhältnismäßig hohem Aufwand an Land beseitigt werden können“ oder aber „durch das Einbringen oder Einleiten keine nachteilige Veränderung der Beschaffenheit des Meerwassers zu besorgen ist, die die menschliche Gesundheit gefährdet, die lebenden Bestände sowie die Tier- und Pflanzenwelt des Meeres schädigt oder sonstige rechtmäßige Nutzung des Meeres behindert und die nicht durch Bedingungen oder Auflagen verhütet oder ausgeglichen werden kann.“¹¹⁴

Die Besorgnisaufgabe ermöglichte dem DHI, Genehmigungen zu befristen und unter Auflagen zu setzen und war daher als Instrument zur Steuerung des Ausstiegsprozesses von besonderer Bedeutung, wie im Folgenden näher dargelegt wird. Das Hohe-See-Einbringungsgesetz war der rechtliche Schlüssel für das elf Jahre später erfolgende Verbot der Dünnsäureeinbringung auf europäischer Ebene.

¹¹⁰ Bundesgesetzblatt, Teil II, 1977 Artikel 6, Absatz (1). Gesetz zu den Übereinkommen vom 15. Februar 1972 und 29. Dezember 1972 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen durch Schiffe und Luftfahrzeuge vom 11. Februar 1977.

¹¹¹ ebda.

¹¹² ebda.

¹¹³ Aus dem Bericht der Regierung der Bundesrepublik Deutschland an die Kommission der Europäischen Gemeinschaften.

¹¹⁴ Bundesgesetzblatt, Teil II, 1977, Artikel 2, Absätze (2) und (4), 166.

Doch neben den beschriebenen bundesdeutschen gesetzlichen und umweltpolitischen Rahmenbedingungen sind aufgrund des relevanten Verklappungsgebietes, das vor der niederländischen Nordseeküste liegt, auch die umweltpolitischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen der Niederlande von zentraler Bedeutung für die vorliegende Fallstudie. Im Folgenden wird daher zunächst die beginnende Institutionalisierung der Umweltpolitik sowie die Bedeutung der Nichtregierungsorganisationen für die Umweltpolitik in den Niederlanden skizziert.

Das Jahr 1962 kann als Startphase der modernen niederländischen Umweltpolitik bezeichnet werden.¹¹⁵ Ein neues allgemeines Gesetz zur Umweltverschmutzung (Bestrijdingsmiddelenwet) wird auf den Weg gebracht und im selben Jahr wird innerhalb des Sozial- und Gesundheitsministeriums eine Abteilung gegründet, die verantwortlich für den Umweltschutz ist.¹¹⁶ Die konstitutionelle Basis für die niederländische Umweltpolitik findet sich in Artikel 21 der niederländischen Verfassung, der besagt, dass jede Regierung dazu verpflichtet ist, für die Bewohnbarkeit des Landes zu sorgen und zum Schutz und zur Verbesserung der Lebensumwelt beizutragen.

In diese Startphase der Institutionalisierung der niederländischen Umweltpolitik fällt die Gründung des ersten Umweltressorts im Jahr 1971. Dieses Ressort wurde in das schon bestehende Gesundheitsministerium integriert und zu einem neuen Ministerium für Gesundheit und Umweltschutz kombiniert. Die niederländische Administration konzentrierte sich in dieser Phase auf einzelne Umweltprobleme, auf umweltmedienbezogene Lösungen, was zu einem „fragmentierten Problem- und Lösungsansatz“ führte. Das stetige Auftauchen neuer Umweltprobleme in diesen Jahren begünstigte dazu einen kriseninduzierten ad-hoc-Ansatz, der auf jedes spezifische Umweltproblem mit einer singulären Maßnahme reagierte.¹¹⁷

Die gewählten politischen Instrumente bestanden in der Regel in sektoralen, oft umweltmedienbezogenen Gesetzgebungsmaßnahmen und in einem spezifischen Lizenzierungssystem. Dieses hatte sich zu einer der zentralen Säulen der niederländischen Umweltpolitik entwickelt: Das Lizenzierungssystem verbietet es grundsätzlich, auch nur potenziell umweltschädigende Projekte durchzuführen.¹¹⁸ Steuerungspolitisch bildete dieses Lizenzierungssystem in den 1970er und beginnenden 1980er Jahren das dominierende Instrument zur Beeinflussung von umweltrelevantem Verhalten.¹¹⁹ Es bot auch die Grundlage für die in der vorliegenden Fallstudie relevante Genehmigung der Dünnsäureverklappung vor der niederländischen Küste. Die zuständige Genehmigungsbehörde war hier die Rijkswaterstaat.

In der niederländischen Gesellschaft ist die aktive Auseinandersetzung mit umweltpolitischen Fragen tief verankert. Die Akzeptanz der niederländischen

¹¹⁵ Fürst 2003, 107.

¹¹⁶ Bressers/Plettenburg 1997, 113.

¹¹⁷ Fürst 2003, 108.

¹¹⁸ Bressers/Plettenburg 1997, 115.

¹¹⁹ Typisch für diese Art der Regulierung sind z. B. die Gesetze zur Luftverschmutzung aus dem Jahr 1972, zur Meeresverschmutzung (1975), zum Chemikalienabfall (1976) oder das Abfallgesetz von 1977. Vgl. Fürst 2003, 124.

Umweltverbände in der Bevölkerung ist sehr groß.¹²⁰ Im Jahr 2000 engagierten sich über 3,7 Mio. Menschen in beinahe 100 einzelnen Gruppierungen¹²¹ der Umwelt- und Naturschutzbewegung – somit knapp ein Viertel der ca. 16 Mio. Einwohner der Niederlande. Im für die vorliegende Betrachtung zentralen Aktionsfeld der Umweltorganisationen ist die niederländische Greenpeace-Vertretung zwar zahlenmäßig am stärksten vertreten,¹²² dennoch spielt die zahlenmäßig kleinste Organisation Stichting Natuur en Milieu mit ca. 11.000 Mitgliedern eine zentrale Rolle: Sie dient als Dach über ca. 20 Initiativen und arbeitet als so genanntes ‚think tank‘ der niederländischen Umweltbewegung. Auch im Rahmen der folgenden Fallstudie spiegelt sich die hohe Bedeutung dieser Umweltorganisation für die niederländische Umweltbewegung.

2.2.2 Entwicklung der Dünnsäureverklappung

Die Bayer AG beginnt die Verklappung der organischen Dünnsäure aus der Farbstoffproduktion in die niederländische Nordsee im Jahr 1969.¹²³ Die Abfallverbringung durch das Einleiten flüssiger Abfallstoffe ins Meer ist 1969 keine technische Neuheit, die ersten Verbringungsprojekte gab es bereits 1948 vor der amerikanischen Ostküste in der New Yorker Bucht. Der Terminus der ‚Verklappung‘ steht 1969 bereits für eine hoch entwickelte Technologie der Abfallentsorgung auf See, die mittels eigens konstruierter Verklappungsschiffe praktiziert wird. Verklappung lässt sich in diesem Zusammenhang daher nicht als das „Überbord-Kippen von Abfällen“¹²⁴ beschreiben, wie dies in Darstellungen noch aus dem Jahr 1981 zu lesen ist. Sie wird vielmehr verstanden als das „Einbringen fester oder flüssiger Abfälle durch Schiffe ins Meer zwecks schneller Verdünnung in den Schraubenstrahl eigens dazu konstruierter Schiffe“¹²⁵ – ganz im Gegensatz zur früher praktizierten direkten Einleitung des Abwassers in das Meer bzw. in die Flüsse. Mit der Schiffsschraube wird hierbei ein Verdünnungsfaktor von 1:7000 bereits kurze Zeit nach der Einleitung erreicht.¹²⁶ Daher wurde die Entsorgung der

¹²⁰ Fürst 2003, 125.

¹²¹ „Die Gesamtzahl der Umweltorganisationen in den Niederlanden beläuft sich auf etwa 96 einzelne Gruppierungen, die sich in folgende Kategorien gliedern lassen: Umwelt (20% der Mitglieder), Naturschutz (35%), Tierschutz (44%) und alternativer Flügel (ca. 1%); Fürst 2003, 125.

¹²² Mit 600.000 Mitgliedern ist dies der größte Greenpeace Verband weltweit. Vgl. Fürst 2003, 125.

¹²³ Der erste Antrag an Rijkswaterstaat wurde im Mai 1966 gestellt, 1969 wurde die erste Dünnsäure verschifft. Aufstellung einer Chronologie der Abteilung LE Umweltschutz/AWALU zur Verbringung von Dünnsäure vom 15.06.1982, BAL 58/ 9.4.6.

¹²⁴ Mordhorst 1981, 107 ff.

¹²⁵ Falbe/Regitz 1990, 4895.

¹²⁶ Pressemitteilung der Bayer AG zur Verklappungstechnologie, BAL 58/9.4.7. Die erreichbare Verdünnung wurde gemeinsam mit holländischen Instituten theoretisch be-

Dünnsäure in der Nordsee zu der Zeit sowohl von den Bayer-Verantwortlichen als auch von Naturwissenschaftlern als umweltpolitischer Fortschritt in Bezug auf die Chemikalienentsorgung angesehen, da sie wesentlich zur Entlastung der Flüsse beitrug.¹²⁷ Konkrete Umweltbedenken bezüglich der Verschmutzung der Nordsee bestanden in den ersten Jahren nicht, auch die niederländische Regierung zeigte sich nach der Durchführung wissenschaftlicher Studien „mit der *schadlosen Beseitigung der flüssigen Produktionsrückstände im Meer einverstanden*“¹²⁸ und erteilte die notwendigen Genehmigungen.¹²⁹ Dies führte dazu, dass die zwar logistisch aufwändige, insgesamt aber als ökonomisch und ökologisch als tragbar erachtete Entsorgungsmethode bis 1980 ohne Besorgnis verwendet wurde.

Im Jahr 1980 änderten sich diese Rahmenbedingungen und die Angreifbarkeit, der das Unternehmen durch die aufwändige Entsorgungslogistik ausgesetzt war, wurde von Umweltorganisationen erstmalig zu Protestaktionen genutzt. Durch die Verladung der Dünnsäure in Rheinschiffe und wiederum bei Rotterdam in die Hochseefrachtschiffe¹³⁰ entstanden Schnittstellen, die Bayer nicht selbstständig – wie etwa auf den Werksgeländen – sichern konnte. Hierdurch wurde das Unternehmen angreifbar. Dies nutzte die internationale Umweltschutzinitiative Greenpeace und begann ihr Engagement gegen die Dünnsäureverklappung von Bayer im Mai 1980. Im Rotterdamer Hafen hinderten Greenpeace Aktivisten drei Tage lang ein Verklappungsschiff, das Bayer-Dünnsäure geladen hatte, am Auslaufen.¹³¹ Zwar konnte diese Protestaktion beendet werden,¹³² eine gesteigerte Aufmerksamkeit der internationalen Medien und auch internationaler Umweltschutzorganisationen konnte das Unternehmen jedoch nicht mehr verhindern. Das ,Thema Dünnsäure

rechnet und in Modellversuchen festgestellt. Siehe zu näheren Untersuchungsergebnissen Abraham/Hilberts 1967.

¹²⁷ Die deutsche Nordseeforschung kam 1973/74 einheitlich zu der Erkenntnis, dass die Dünnsäure-Abfälle aus der Titandioxidproduktion ins Meer eingebracht werden können, ohne schädliche Wirkungen hervorzurufen. So fasst beispielsweise Walter Nespital nach der Auswertung von 17 internationalen wissenschaftlichen Studien zur Meereschemie und -biologie 1973 zusammen, dass „die vorschriftsmäßig vorgenommene Beseitigung der Dünnsäure für die Ökologie des Meeres unbedenklich ist.“, Nespital 1973, 277-281, hier 281. Diese Position wurde von den Wissenschaftlern und den staatlichen Behörden auch 1978 noch aufrechterhalten. Siehe hierzu BSH 1990.

¹²⁸ Genehmigung der Rijkswaterstaat, Directie Noordzee, zur Losung der Dünnsäure, BAL 58/ 9.4.8.

¹²⁹ Diese Genehmigungen mussten jedoch alle zwei Jahre neu beantragt und geprüft werden. Sie galten für ein eng begrenztes Verklappungsgebiet 40 km vor der niederländischen Nordseeküste, BAL 58/ 9.4.6.

¹³⁰ Kooperiert wurde mit dem Duisburger Logistikunternehmen Lehnkering AG, mit dem seit 1972 Verträge zur Verschiffung der Dünnsäure bestanden, BAL 58/ 9.4.5.

¹³¹ Bericht der Abteilung AWALU an den Vorstand, BAL 58/ 9.4.7.

¹³² Stellungnahme der Bayer AG zum Ende der Dünnsäure-Blockade vom Oktober 1980. Es wird hier betont, dass die Bayer AG „mehrfach (...) Gesprächsbereitschaft signalisierte“ und „Bemühungen um eine Einigung ohne Einschaltung des Rechtsweges“ unternommen hatte, die jedoch scheiterten, BAL 58/ 9.4.5.

säure' wurde nicht zuletzt durch die Medienberichterstattung dieser Aktion zunehmend präsenter. Infolgedessen engagierten sich vermehrt Umweltschutzgruppen für den Schutz der Nordsee und vor allem für die Einstellung der Dünnsäureverklappung.¹³³ Die Umweltschutzorganisationen kooperierten seit dem Sommer des Jahres 1980, um eine konzertierte Aktion gegen die Dünnsäureverklappung ab dem 13. Oktober 1980 zeitgleich an den Standorten der Dünnsäure verklappenden Unternehmen in Leverkusen, Brunsbüttel (Bayer AG) und Nordenham (Kronos Titan) durchzuführen. Dokumentiert wurde diese Aktion in der ‚Blockade Illustrierte‘, die in einer Auflage von 20.000 Stück herausgegeben wurde.¹³⁴ Sie bietet ein gutes Beispiel der guten ‚Verkaufbarkeit‘ dieses Umweltanliegens: Mit Bildern der Verklappungsschiffe, der Greenpeace-Aktionen und daneben Fotos von missgebildeten Klieschen, einem Plattfisch, nutzten die Umweltaktivisten das hohe „Skandalisierungspotenzial“¹³⁵ ihres Anliegens.

Doch darüber hinaus schien auch die Genehmigung des DHI in Gefahr zu sein: Erstmals wurde 1980 die Besorgnis geäußert, dass das Einbringen von Abfällen aus der Titandioxidherstellung die Meeresumwelt schädigen könnte.¹³⁶ Die Besorgnisannahme wurde begründet durch die Untersuchungsergebnisse der Bundesforschungsanstalt für Fischerei, nach denen im Einbringungsgebiet bei Helgoland im Vergleich zu anderen Gebieten in der Nordsee erhöhte Krankheitsraten bei Klieschen festgestellt wurden.¹³⁷ Diese Untersuchungsergebnisse wurden als Indiz dafür gewertet, dass die Einbringung von Abfällen aus der Titandioxidherstellung ursächlich an der im Einbringungsgebiet beobachteten, vergleichsweise höheren Krankheitsrate beteiligt sein könnte.¹³⁸ Spätere Untersuchungen haben zwar keine zweifelsfreien Kausalzusammenhänge zwischen den biologischen Veränderungen und der Dünnsäureeinbringung erbracht, legten aber eine derartige Vermutung weiterhin nahe. Der von der Regierung daraufhin angerufene Sachverständigenrat für Umweltfragen widerspricht dieser Besorgnis in seinem Sondergutachten vom

¹³³ Zu nennen sind hier neben Greenpeace e.V. Hamburg wegen ihrer Arbeitsschwerpunkte „Einstellung der Dünnsäureverklappung“, „Meeresschutz“ bzw. „Bayer AG“ der Arbeitskreis Chemische Industrie Köln, die Leverkusener Bürgerinitiative gegen Umweltgefährdung Leverkusen, die Aktionsgemeinschaft „Rettet den Rhein“ Neuthard, die Wuppertaler Bürgerinitiative gegen Bayer-Umweltgefährdung Wuppertal, der Arbeitskreis Umweltschutz Brunsbüttel und der Bundesverband Bürgerinitiativen Umweltschutz e.V. (BBU) Karlsruhe als Dachverband von ca. 1000 Umweltinitiativen in der BRD im Jahr 1980.

¹³⁴ Blockade Illustrierte. Reportagen und Dokumente über die Verschmutzung der Nordsee und der Elbe durch die chemische Industrie. Die Dünnsäure-Blockade im Herbst 1980 in Leverkusen, Brunsbüttel und Nordenham. Herausgegeben vom Arbeitskreis Chemische Industrie Köln und weiteren Umweltschutzgruppen, BAL 58/ 9.4.9.

¹³⁵ Vgl. zum Begriff des „Skandalisierungspotenzials“ von Umweltproblemen und seinen möglichen Auswirkungen auf Umweltschutzmaßnahmen und die öffentliche Meinung: von Gleich 2002, 131-140.

¹³⁶ Vgl. BSH 1990, 68-78, hier bes. 69.

¹³⁷ Siehe zu diesen Ergebnissen Dethlefsen (Wissenschaftler der Bundesforschungsanstalt für Fischerei) 1986.

¹³⁸ Vgl. BSH 1990, 68-78, hier bes. 69.

Juni 1980 nicht, kommt in diesem so genannten ‚Nordseegutachten‘ jedoch vorrangig zu dem Schluss, dass *„die vorliegenden Untersuchungen (...) keine Gefährdung der menschlichen Gesundheit fest[stellen]“*.¹³⁹

Seit 1980 wurde ebenfalls das erforderliche Genehmigungsverfahren seitens der niederländischen Regierung verschärft: Die Erteilung einer Verklappungsgenehmigung wurde abhängig gemacht von offen zu legenden Fortschritten des Unternehmens bei der Entwicklung alternativer Entsorgungsmethoden bzw. von Verfahrensänderungen bei der Farbenproduktion zur Vermeidung von Dünnsäure.¹⁴⁰ Da die Verklappung der Dünnsäure einen entscheidenden Faktor im Entsorgungskonzept der Bayer-Dünnsäure darstellte¹⁴¹, folgte das Unternehmen diesen erweiterten Auflagen.

Im Mai 1980 wurde diese Vergabepaxis der niederländischen Behörden jedoch auf höchster Ebene beanstandet. Die niederländische Umweltschutzorganisation Natuur en Milieu (Natur und Umwelt) hatte beim Raad van Staate rechtlichen Einspruch gegen die Erteilung der Genehmigungen durch die Rijkswaterstaat eingelegt. Dies hatte eine gerichtliche Untersuchung der Klage zur Folge und führte somit einen Zustand der Rechtsunsicherheit für das Unternehmen bzgl. der Rechtmäßigkeit der Genehmigungen herbei. Es gelang Bayer erst vier Monate später, im August 1980, die Genehmigung für das Losen der Dünnsäure von der niederländischen Rijkswaterstaat für weitere zwei Jahre zu erhalten.¹⁴² Durch diese zielgerichteten Handlungen der niederländischen Naturschutzbewegung und die hierdurch hervorgerufene Rechtsunsicherheit sah sich Bayer seit 1980 veränderten Rahmenbedingungen ausgesetzt: Die niederländische Stiftung Natuur en Milieu hatte für einen bedeutenden Zeitraum von mehreren Monaten die rechtliche Grundlage für die Verklappung in Frage stellen können. Zudem hatte die deutsche Umweltschutzinitiative Greenpeace¹⁴³ durch ihre geschilderten medienwirksamen Aktionen¹⁴⁴ das öffentliche Interesse wecken und das Unternehmen national stark unter Druck setzen können.

Das Unternehmen suchte nun, diese Angreifbarkeit kurzfristig zu vermeiden. Zum einen, um das Unternehmensimage keinen weiteren Schaden nehmen zu las-

¹³⁹ Der Rat der Sachverständigen für Umweltfragen, Umweltprobleme der Nordsee 1980.

¹⁴⁰ Die seitens der Rijkswaterstaat gestellten Anforderungen an die Entwicklung alternativer Entsorgungs- und Produktionswege siehe BAL 9.4.8.

¹⁴¹ Aufstellung zur Dünnsäureentsorgung der Abteilung LE Umweltschutz/AWALU. Hier nach bestand in den Jahren 1980 und 1981 jeweils ein Bedarf zur Seeverbringung an 166.000 bzw. 217.000 t im Jahr, bis alternative Entsorgungsverfahren zur Verfügung stehen. BAL 58/ 9.6.4.

¹⁴² Urteil des Raad van Staate vom 14. August 1980 in deutscher Übersetzung (Anlage an einen Bericht der Bayer AG an den Regierungspräsidenten Köln), BAL 58/ 9.4.8.

¹⁴³ Greenpeace hat zum 01. Januar 1981 auch eine deutsche Niederlassung in Hamburg gegründet.

¹⁴⁴ Schilderungen der Greenpeace-Aktionen gegen das Unternehmen sind in Mitteilungen an den Bayer-Vorstand dokumentiert, BAL 58/ 9.4.5. Die niederländische Stiftung Natuur en Milieu (Natur und Umwelt) agierte primär gegen die niederländische Regierung mit dem Ziel der Verschärfung der Genehmigungsauflagen.

sen, zum anderen aber auch um Kosten zu vermeiden, die durch die Verzögerungen im Entsorgungsprozess zu entstehen drohten. Aus diesen Gründen wurde unternehmensintern während des Zeitraums des Gerichtsprozesses beschlossen, die Entwicklung alternativer Entsorgungswege mit hoher Priorität voranzutreiben.¹⁴⁵ Bei dieser Entwicklung profitierte das Unternehmen Bayer von technischen Verfahren, die im Unternehmen bereits zur Entsorgung bzw. zum Recycling artverwandter Stoffe genutzt wurden: So waren etwa die technischen Erfahrungen mit Tauchbrennern im Bayer-Werk Uerdingen hilfreich.¹⁴⁶ Auf dieser Grundlage wurde seit 1972 an der Entwicklung von Verfahren zur Aufarbeitung der organischen Dünnsäure durch Konzentrierungs- und Spaltverfahren gearbeitet. Der Bayer-Vorstand setzte sich vor dem Hintergrund der Image gefährdenden Ereignisse im Mai 1980 zum Ziel, durch die konsequente Verfolgung dieser Entwicklungsmaßnahmen bis 1984 eine schrittweise Reduzierung des Verklappungsbedarfs von ca. 166.000 t im Frühjahr 1980 auf 0 t Ende 1984 zu erzielen.¹⁴⁷ Alle Betriebe, in welchen Dünnsäure anfiel, wurden dazu aufgerufen, aktiv ihre Kapazitäten für die Aufbereitung zu maximieren;¹⁴⁸ es wurde sogar zunehmend zum angestrebten Ziel, „mit allen verfügbaren Mitteln“¹⁴⁹ einen erneuten Antrag auf Verlängerung der Genehmigung für die Losung der Dünnsäure bereits im Jahr 1982 zu vermeiden. Dieses Ziel konnte durch die beschriebenen Maßnahmen erreicht werden: Seit dem März 1982 konnten die Dünnsäureaufarbeitungsanlagen in Leverkusen die notwendige Kapazität der anfallenden Dünnsäure aufnehmen.¹⁵⁰ Somit war für die Bayer AG die Voraussetzung geschaffen, am 20. März 1982 „die Verklappung der Dünnsäure ein[zustellen]“. ¹⁵¹ Zwar ist die Innovationstiefe dieser entwickelten Aufbereitungsmethode vor dem Hintergrund, dass ein solches Verfahren bereits in ähnlicher Form innerhalb des Unternehmens angewendet wurde, als eher gering einzustufen – dennoch führte die Verfolgung dieses Weges bei Bayer zu einem deutlich früheren Zeitpunkt zum Ausstieg aus der Dünnsäureverklappung als bei anderen von der Dünnsäure-Entsorgungsproblematik betroffenen Unternehmen.

¹⁴⁵ Dünnsäure-Entsorgungskonzept der Bayer AG, Mai 1980, BAL 58/9.4.8 und Interview Dr. Frank-Andreas Schendel 16.04. 2003.

¹⁴⁶ Diese wurden seit 1957 zur Wiederaufbereitung der anorganischen Dünnsäure aus der Titandioxidproduktion verwendet.

¹⁴⁷ Grünewald 1980, BAL 58/9.4.5.

¹⁴⁸ Bestandsaufnahme an Anlagen zur Dünnsäureaufarbeitung bei AC [Abteilung Anorganische Chemie]: „Das Gespräch soll den Sparten FB [Abteilung Farben] und OC [Abteilung Organische Chemie] einen Überblick über die Möglichkeiten der Aufarbeitung von Dünnsäuren nach Beendigung der Verklappungsgenehmigung geben.“ 04.03.1981, BAL 58/9.4.6.

¹⁴⁹ Grünewald 1980, BAL 58/9.4.5.

¹⁵⁰ „Die Aufarbeitungsmöglichkeiten von OC- und FB-Dünnsäuren sind so konzipiert, daß nach einer eventuellen Beendigung der Verklappung im März 1982 diese DS bei AC entsorgt werden können.“, Mitteilung des Fachbereichs AC [Anorganische Chemie] BAL 58/9.4.5.

¹⁵¹ Bayer AG 1982.

2.2.3 Zusammenfassung und Auswertung

In Bezug auf die Ausgangsfragestellungen lässt sich festhalten, dass die entscheidenden Impulse für die massive Beschleunigung der Entwicklung alternativer Dünnsäureentsorgungsmethoden von staatlicher Seite ausgingen. Die rechtlichen Rahmenbedingungen für die Verklappung der Dünnsäure vor der niederländischen Nordseeküste änderten sich sowohl auf deutscher als auch auf niederländischer Seite massiv und beeinträchtigten so in hohem Maße die Möglichkeiten des Unternehmens, weiterhin die Dünnsäure auf dem Seewege zu entsorgen. Die Aussprache der Besorgnis im Sinne des Hohe-See-Einbringungsgesetzes seitens der staatlichen Genehmigungsbehörde DHI im Jahr 1980 führte dazu, dass die Genehmigungen seither mit Auflagen versehen wurden, die die Dünnsäure produzierenden Unternehmen zwangen, die Vermeidung und Verwertung der Abfälle voranzutreiben und dies in jährlichen Berichten nachzuweisen. In den Niederlanden kam eine zunehmend restriktivere Genehmigungspraxis der niederländischen Behörden hinzu sowie eine alarmierende Phase der Rechtsunsicherheit im Sommer 1980, die das Unternehmen dazu veranlasste, aktiv Alternativen für die Einleitung der Dünnsäure in die niederländische Nordsee zu suchen. Hierdurch änderten sich die staatlich vorgegebenen Möglichkeiten des Unternehmens, die Verklappung unverändert fortzuführen.

Eine entscheidende Rolle spielten neben der (nationalen und niederländischen) Umweltgesetzgebung jedoch indirekt auch veränderte gesellschaftliche Rahmenbedingungen durch das zunehmende öffentliche Umweltinteresse und die zielgerichteten Aktionen von deutschen und auch niederländischen Nichtregierungsorganisationen. Die Klage der niederländischen Umweltschutzorganisation *Natuur en Milieu* hatte etwa erst dazu geführt, dass über vier Monate hinweg (Prozessdauer) die Rechtssicherheit für die Entsorgung der Dünnsäure gefährdet war. In dieser Phase wurden bei Bayer die entscheidenden Weichen für eine stark beschleunigte Konstruktion der alternativen Dünnsäureentsorgungsanlagen gestellt. Die Protestaktionen von *Greenpeace Deutschland* bedeuteten darüber hinaus einen zu befürchtenden hohen Imageschaden für das Unternehmen. Die zielgerichteten Aktionen von Nichtregierungsorganisationen (*Natuur en Milieu* und *Greenpeace*) bildeten daher in diesem Fall neben der behördlichen Regulierung einen wichtigen „Katalysator“ für das Bayer-Umweltmanagement, eine umweltgerechtere Entsorgung voranzutreiben. Durch die Hervorrufung eines zu befürchtenden Imageschadens der Bayer AG im Zusammenhang mit der Verklappung haben die Aktionen der NROs ebenfalls die Möglichkeiten des Unternehmens eingeschränkt, weiterhin Dünnsäure auf See zu entsorgen und daher dessen Handlungsrahmen entscheidend beeinflusst. Inwieweit eine rein ökonomische Motivation der Bayer AG vorliegt, die Dünnsäureverklappung einzustellen und einen alternativen Entsorgungsweg zu entwickeln, lässt sich aufgrund des nicht einsehbaren Zahlenmaterials zu den entsprechenden Entsorgungskosten nicht bewerten.

Betrachtet man die Maßnahmen, die bedingt durch die Einstellung der Dünnsäureverklappung zur Aufbereitung der Dünnsäure getroffen wurden, dahingehend, inwieweit sie sich als Umweltinnovationen charakterisieren lassen, so ergibt sich kein eindeutiges Bild: Nachdem die Entsorgungsmethode der Verklappung

von Dünnsäure bis 1969 sogar als eindeutig umweltentlastende Maßnahme und daher als „*Fortschritt in der Umweltpolitik*“ angesehen wurde,¹⁵² da bis dahin die Abfälle einfach in die Flüsse geleitet wurden, hat sich diese Einschätzung zum Ende der 1970er Jahre gewendet. So hatte die Bundesforschungsanstalt für Fischerei die Ansicht vertreten, dass „*vor allem in der südlichen Nordsee die Assimilationsfähigkeit für verschiedene Schadstoffe überschritten*“ worden ist.¹⁵³ Doch die Auffassung, dass dies in Zusammenhang mit der Dünnsäureeinleitung stand, setzte sich nicht zweifelsfrei durch, ein eindeutiger Zusammenhang zwischen der Einbringung der Dünnsäure und den Konzentrationsanomalien im Verklappungsgebiet konnte nicht nachgewiesen werden. Auch das DHI, das zwar im Jahr 1980 aufgrund dieser Ergebnisse seine Besorgnis ausgesprochen hatte, beurteilte die mögliche Schädigung der Nordsee durch die Dünnsäureeinbringung im Jahr 1990 selbst nur sehr zögerlich: „*Aus den Untersuchungen wird gefolgert, dass es nicht zulässig ist, zu behaupten, dass eine Schadwirkung durch die Einbringung von Abfällen auszuschließen ist. Andererseits reichen die Untersuchungsergebnisse nicht aus, um den schlüssigen Beweis zu liefern, dass die Abfallbeseitigung zu der Veränderung der benthischen Fauna*¹⁵⁴ *geführt hat.*“¹⁵⁵ Diese Schlussfolgerung des DHI verdeutlicht die Schwierigkeiten der Wissenschaft, Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen der Dünnsäureeinbringung und Veränderungen in der Fauna festzustellen.

Basierend auf dieser Schwierigkeit kann auch ein Urteil über die Nachhaltigkeit der Umstellung der Dünnsäureentsorgung von der Verklappung auf die nach 1982 bei Bayer ausschließlich praktizierte Entsorgung der Dünnsäure durch Konzentrierungs- und Spaltverfahren nicht eindeutig ausfallen. Es muss in dieser Frage berücksichtigt werden, dass einerseits dem positiven Effekt der „Nicht-Verunreinigung“ der Nordsee durch die Dünnsäure ein negativer Effekt gegenübersteht, resultierend aus steigenden Energieaufwendungen für das Spaltverfahren. Leider konnten im Rahmen dieser Studie jedoch diese Effekte aufgrund nicht zur Verfügung stehender Daten zu den jeweiligen Immissions- und Emissionswerten nicht hinreichend quantifiziert werden. Eine solche abschließende, auf technischen Angaben beruhende Bewertung bleibt weiterhin ein Desiderat der wissenschaftlichen Auseinandersetzung mit der Einstellung der Dünnsäureverklappung.

2.3 Hohe-See-Verbrennung von chlorierten Kohlenwasserstoffen

Auch wenn sie nicht selbst Ziel einer solchen Kampagne wurden, muss den deutschen Unternehmen, die zum Zeitpunkt der Greenpeace Dünnsäurekampagne

¹⁵² Einschätzung von Rühl 1987, Kirbach/Stock 1987, 15.

¹⁵³ Dethlefsen 1987, Kirbach/Stock 1987, 16.

¹⁵⁴ In der Ozeanographie unterscheidet man zwischen den frei im Wasser lebenden planktischen Organismen (Plankton) und den festsitzenden, benthisch lebenden (Benthos) Organismen.

¹⁵⁵ BSH 1990, zitiert nach Ahrens/Lohse 1999, 6.

selbst Abfälle in die Nordsee verklappt bzw. auf See verbrannt hatten, durch die starke Publizität des Themas Abfallentsorgung deutlich geworden sein, dass eine Wende bezüglich der rechtlichen und öffentlichen Akzeptanz der Einbringung von Emissionen in die Umwelt bevorstand. Dies trifft auch für die Bayer AG zu: Spätestens seit der Greenpeace Blockade in Rotterdam wurde dem Unternehmen vor Augen geführt, dass ein externer Entsorgungsweg eine hohe Angreifbarkeit impliziert. Vor diesem Hintergrund ist die Einstellung der Hohe-See-Verbrennung zu sehen: Das Handlungsmuster der Bayer AG ist daher nicht zuletzt unter dem Aspekt möglicher Lerneffekte aus den Erfahrungen der Dünnsäurethematik von Interesse. Da die gesellschaftlichen Rahmenbedingungen denen der Dünnsäureverklappung entsprechen, wird darauf hier nicht wiederholt eingegangen. Den rechtlichen Rahmen für die Hohe-See-Verbrennung bildet wiederum das Hohe-See-Einbringungsgesetz von 1977. Technische Richtlinien für den Betrieb und die Überwachung von Verbrennungsschiffen auf See wurden darüber hinaus auf internationaler Ebene 1978 im Rahmen der London Dumping Convention erarbeitet. Eine zentrale Bedingung dieser Richtlinien war die Erzielung eines Wirkungsgrades von mindestens 99,9 Prozent.

Chlorierte Kohlenwasserstoffe fallen vor allem bei metallverarbeitenden Firmen, Farben- und Lackierbetrieben, Forschungslabors und Möbelherstellern als Lösemittelabfälle an.¹⁵⁶ Sie können hochchloriert (mit einem Chlorgehalt von 45-85%), mittelchloriert (10-40% Chlor) und niedrigchloriert anfallen.¹⁵⁷ Die Entsorgungsfrage der chlorierten Kohlenwasserstoffe betraf neben den an der Rheinschiene angesiedelten Chemieunternehmen und der Hamburger Firma Boehringer vor allem sehr viele lösemittelanwendende kleine und mittlere Unternehmen (allein in Nordrhein-Westfalen waren es bis zu 1.400). Durchgeführt wurde die Entsorgung durch Verbrennung von zwei Unternehmen, der Ocean Combustion Service AG aus Bad Nauheim und der Lehnkering Montan Transport AG aus Duisburg (Tochter der Frankfurter Metallgesellschaft). Seit 1969 wurden flüssige chlorierte Kohlenwasserstoffe auf hoher See verbrannt. Der Verbrennungsort war durch Auflagen festgelegt und lag von 1969 bis 1978 30 km vor dem niederländischen Scheveningen, wurde jedoch aufgrund von Geruchsbelästigungen 1979 in die mittlere Nordsee, 70 Seemeilen nordwestlich der niederländischen Insel Texel gelegen, verlagert.¹⁵⁸ Die Verbrennung auf See begann mit einigen Tonnen chlorierter organischer Flüssigkeiten¹⁵⁹ und stieg innerhalb von drei Jahren auf durchschnittlich über 80.000 Tonnen pro Jahr an. Zwischen 1980 und 1988 wurden durchschnittlich 100.000 Tonnen jährlich verbrannt, im Jahr 1989 noch 50.000 Tonnen.¹⁶⁰

Die Bayer AG beginnt die Verbrennung auf See im März 1969. Sie arbeitete zur thermischen Entsorgung der chlorierten Kohlenwasserstoffe mit dem Logistik- und Abfallverwertungsunternehmen Lehnkering Montan Transport AG zusam-

¹⁵⁶ Vgl. Pohl 1983, 214.

¹⁵⁷ Siehe Falbe/Regitz 1990.

¹⁵⁸ Vgl. Pohl 1983, 214.

¹⁵⁹ Bayer AG 1975 und Ahrens/Lohse 1999, 21.

¹⁶⁰ Vgl. Ahrens/Lohse 1999, 21 f.

men.¹⁶¹ Die Abfälle wurden vom Werk Leverkusen durch Leitungen ins Entsorgungszentrum in Leverkusen Bürriig verbracht¹⁶² und von dort aus durch die Firma Lehnkering mehrmals die Woche über den Rhein nach Rotterdam verschifft, hier wurden die chlorierten Kohlenwasserstoffe in das bereit stehende Verbrennungsschiff geladen. Bis 1978 nutzte die Firma Lehnkering zur Verbrennung auf See umgerüstete Frachtschiffe (namentlich die Frachter Matthias I + Matthias II). Seit 1978 wurden diese durch ein speziell entwickeltes Verbrennungsschiff der Firma Lehnkering ersetzt. Dieses Verbrennungsschiff, VESTA (Göttin des Feuers), wurde in Zusammenarbeit der Bayer AG und der Lehnkering AG 1978 auf dem derzeit aktuellen Stand der Verbrennungstechnik speziell für die Verbrennung auf See entwickelt. Die technischen Richtlinien der London Dumping Convention für den Betrieb von Verbrennungsschiffen auf See erfüllte die VESTA mit einer Verbrennungsleistung von 99,9%. Über zehn Jahre hinweg verbrannte Bayer mit der VESTA kontinuierlich seine chlorierten Kohlenwasserstoffe auf See.

Doch im Jahr 1988 änderten sich sowohl national als auch international die rechtlichen Rahmenbedingungen für die Hohe-See-Verbrennung und schränken die Möglichkeiten der Bayer AG ein, die chlorierten Kohlenwasserstoffe unverändert auf See zu verbrennen. Das DHI erteilte Genehmigungen zur Abfallverbrennung auf See seit Herbst 1988 nur noch nach dem Besorgnisgrundsatz im Sinne des Hohe-See-Einbringungsgesetzes. Als Anlass hierfür wurden *„Ergebnisse im Rahmen eines vom BMFT geförderten Nordseeprojektes, bei dem von der Universität Hamburg in den Oberflächensedimenten des Verbrennungsgebietes - im Vergleich zur Umgebung - erhöhte Gehalte an Hexachlorbenzol (HCB) und Octachlorstyrol festgestellt worden waren und die Vermutung geäußert worden war, dass die Verbrennung auf See damit in Zusammenhang stehen könnte“*, angegeben.¹⁶³ Das DHI erlegte den Unternehmen somit umfangreiche Auflagen auf, um die Einstellung der See-Verbrennung mit Nachdruck voranzutreiben. Darüber hinaus unterzeichneten im Rahmen der Londoner Konvention am 06. Oktober 1988 65 Nationen ein Verbot der Verbrennung von Chemiemüll auf See. Sie einigen sich auf das Enddatum 31. Dezember 1994¹⁶⁴ – dies jedoch nur unter der Voraussetzung, dass bis dahin ausreichende Entsorgungsmöglichkeiten an Land zur Verfügung

¹⁶¹ Die Firma Lehnkering verbrannte in erster Linie die chlorierten Kohlenwasserstoffe der Firmen Bayer AG Leverkusen und Solvay in Rheinbach – und nur kleinere Abfallmengen anderer Unternehmen. Mit dem zweiten wichtigen Betreiber von Verbrennungsanlagen auf See, der Hamburger Firma Ocean Combustion Services hat Bayer nicht zusammengearbeitet.

¹⁶² In Leverkusen Bürriig befindet sich das Bayer Entsorgungszentrum mit Deponien, Klär- und Müllverbrennungsanlagen.

¹⁶³ Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie: Vierter dreijähriger Bericht über Abfälle aus der Titandioxidproduktion gem. EG Richtlinie 78/76/EWG vom 10.12.1990 zitiert nach Ahrens/Lohse 1999, 26.

¹⁶⁴ Die 3. Internationale Nordseekonferenz hat dieses Datum noch auf den 31. Dezember 1991 vorverlegt.

stunden.¹⁶⁵ Diese Konvention bot dem bundesdeutschen Umweltministerium die Grundlage für die Erstellung eines 10-Punkte Programms, das einen Stufenplan zur schrittweisen Verringerung der bundesdeutschen Seeverbrennung und ihrer Beendigung bis Ende 1994 vorsah. Aufgrund des massiven Drucks der Öffentlichkeit¹⁶⁶ wurde dieses Enddatum jedoch auf Dezember 1991 vorverlegt.¹⁶⁷

Die Bayer AG beschloss vor diesem Hintergrund der sich abzeichnenden Verschärfungen der gesetzlichen Rahmenbedingungen für die Abfallentsorgung auf See den Bau einer Klärschlammverbrennungsanlage im Entsorgungszentrum Leverkusen Bürrig. Der Bau dieser Anlage wurde durch eigenes Know-how gestützt, welches das Unternehmen in jahrelanger Erfahrung in anderen Unternehmensbereichen mit der Verbrennung von Abfällen (an Land) aufgebaut hatte. Dieses intern bestehende Wissen bot Bayer eine gute Voraussetzung für den Bau der erforderlichen Verbrennungsanlage durch die bereits hohen bestehenden Fähigkeiten in der Entwicklung von Entsorgungsverfahren an Land.

Der Bau der Entsorgungsanlage wurde in Kooperation mit dem Anlagenbauunternehmen Steinmüller vorgenommen¹⁶⁸, das Investitionsvolumen für diese Abwasser- und Klärschlammverbrennungsanlage belief sich auf etwa 45 Mio. Mark.¹⁶⁹ Die Anlage wurde im Dezember 1988 in Betrieb genommen und hat eine Jahreskapazität von 90.000 Tonnen Klärschlamm und 20.000 Tonnen Abwasserkonzentrat.¹⁷⁰ Ein besonders wichtiger Vorzug dieses Entsorgungssystems bestand darin, dass Bayer in dieser Anlage als Brennstoffe diejenigen chlorierten Kohlenwasserstoffe verwenden konnte, die zuvor auf See verbrannt werden mussten. In dieser Anlage ist es auf diese Weise möglich, chlorierte Kohlenwasserstoffe zu 99,99 % zu entsorgen. Trotz dieses Erfolgs in der Entwicklung einer über die Anforderungen hinausgehenden Entsorgungsmethode ist die Innovationstiefe dieser Entwicklung aufgrund des bereits intern im Unternehmen bestehenden Wissens um die Verbrennung verwandter Abfallstoffe nur als gering zu bezeichnen.

Mit dem Wegfall der chlorierten Kohlenwasserstoffe der Bayer AG, als einem der beiden Hauptkunden, fiel für die Firma Lehnkering ein wirtschaftlich bedeutender Anteil der zu entsorgenden Abfallmenge aus. Nachdem keine neuen Kunden akquiriert werden konnten, rentierte sich die Fortführung der Verbrennungs-

¹⁶⁵ Eine endgültige Entscheidung sollte dann im Jahr 1992 auf Grundlage einer erneuten Evaluation der Umweltschäden erfolgen. Ahrens/Lohse 1999, 30 und List 1991, 105.

¹⁶⁶ Er umfasste unter anderem eine Strafanzeige der Umweltorganisation Greenpeace gegen 97 Firmen wegen illegaler, weil die erlaubten Mengen überschreitender, Müllverbrennung, ein Vorwurf, dessen sachliche Richtigkeit das DHI einräumen musste, wenngleich es verlautbaren ließ, dass es sich „um bekannte Stoffe gehandelt (habe), deren Verbrennung die Umwelt nicht gefährde“ (Reutlinger Generalanzeiger, 9.11.1989, 33).

¹⁶⁷ List 1991, 105.

¹⁶⁸ In die Verträge mit dem Anlagenbauunternehmen L & C Steinmüller GmbH in Gummersbach bei Köln konnte jedoch kein Einblick genommen werden, daher können z. B. die Investitionskosten nur den Firmenpublikationen entnommen werden.

¹⁶⁹ Bayer AG 1991a, 30.

¹⁷⁰ Bayer AG 1991b, 27.

anlagen auf See für das Unternehmen Lehnkering nicht länger und wurde daher eingestellt. Auch insgesamt wurde auf ministerieller Ebene bei einem Treffen von Vertretern des Bundes, der beteiligten Länder sowie der Industrie im November 1989 nur noch ein Entsorgungs-Restbedarf von etwa 10.000 t pro Jahr festgestellt, der jedoch die Fortführung der Verbrennung auf See nicht rechtfertigte. Daraufhin wurde die Verbrennung auf See offiziell für beendet erklärt. Die Einstellung der Hohe-See-Verbrennung erfolgte auf diese Weise schließlich aus wirtschaftlichen Gründen im Dezember 1989, bevor die beschriebenen gesetzlichen Verbote (zum 31. Dezember 1991) greifen konnten.

2.3.1 Zusammenfassung und Auswertung

Vor dem Hintergrund drohender Zeitlimits, die durch das nationale und internationale politisch-rechtliche Umfeld geschaffen wurden und die sich hierdurch verringernenden Entsorgungsmöglichkeiten beschloss die Bayer AG eine interne Methode zur Entsorgung der chlorierten Kohlenwasserstoffe durch den Bau einer Verbrennungsanlage zu entwickeln. Hierbei spielte zum einen die im Herbst 1988 erfolgte Besorgnisaussprache des Deutschen Hydrographischen Instituts (DHI) im Sinne des Hohe-See-Einbringungsgesetzes eine entscheidende Rolle; seitdem wurden die Genehmigungen zur Verbrennung auf See nur noch unter Auflagen und mit regelmäßiger Prüfung einer vorzuziehenden Verbrennung an Land erteilt. Zum anderen änderten sich auch international die rechtlichen Rahmenbedingungen mit der Londoner Konferenz, die festlegte, die Hohe-See-Verbrennung bis 1994 international endgültig einzustellen und so ein verbindliches Zeitlimit für diesen Entsorgungsweg setzte.

In diesem Zusammenhang musste Bayer die Voraussetzungen schaffen, unabhängig von dem Entsorgungsweg auf See seine chlorierten Kohlenwasserstoffe zu entsorgen. Auf die Motivation des Unternehmens wirkte auch die Erkenntnis, dass die Abhängigkeit von externen und logistisch aufwendigen Entsorgungswegen eine hohe Anfälligkeit und Angreifbarkeit implizieren. Diese wollte das Unternehmen zukünftig vermeiden. Zwar spielen in diesem Fall spezielle Aktionen der Umweltorganisationen gegen Bayer keine entscheidende Rolle, dennoch ist diese Entwicklung auch vor dem Hintergrund des wachsenden Öffentlichkeitsinteresses an Umweltfragen zu sehen, das die Handlungsspielräume des Unternehmens in Fragen der Abfallentsorgung einschränkte.

Die Bewertung dieser Fallstudie im Hinblick darauf, ob in der Entwicklung alternativer Entsorgungsmöglichkeiten für die chlorierten Kohlenwasserstoffe eine Umweltinnovation vorliegt, kann nicht eindeutig ausfallen. Ausschlaggebend hierfür ist die Tatsache, dass mit Ausnahme der oben beschriebenen Ergebnisse des Hamburger Nordseeprojektes (nach dem bisherigen Stand der Erkenntnis) von keiner anderen wissenschaftlichen Institution eindeutig schädliche Umweltwirkungen im Verbrennungsgebiet beobachtet wurden. Das DHI sprach seine Besorgnis auf Grundlage nur eines einzigen Forschungsprojektes aus, das auch nur „die Vermutung“ äußerte, dass die festgestellten Konzentrationsanomalien persistenter Chlorkohlenwasserstoffe in Sedimenten und Fischen mit der Verbren-

nung auf See in Zusammenhang stehe.“¹⁷¹ Insoweit war es ungeklärt, ob durch das Ende der Verbrennung tatsächlich eine Umweltverbesserung auftrat. Allerdings ist anzunehmen, dass durch die Erhöhung der Prozesskontrolle des neuen Entsorgungsweges auch die Sicherheit erhöht werden konnte. Unstrittig ist zudem die Tatsache, dass bei der Verbrennung chlorierter Kohlenwasserstoffe Salzsäure in die Atmosphäre abgegeben wurde. Durch die Beendigung der Hohe-See-Verbrennung wurden jährlich ca. 50.000 Tonnen weniger Salzsäure über der Nordsee emittiert.¹⁷²

Es lassen sich in zweierlei Hinsicht konkrete Lerneffekte aufzeigen, die Bayer den Weg für die Einstellung der Hohe-See-Verbrennung von chlorierten Kohlenwasserstoffen bereiteten. Hervorzuheben sind zum einen Lerneffekte im Hinblick auf den Stellenwert der Entsorgungssicherheit und zum anderen im Hinblick auf mögliche Auswirkungen einer Skandalisierung auf das Unternehmensimage: Der hohe Stellenwert einer Entsorgungssicherheit für Produktionsabfälle wurde dem Unternehmen erstmals im Rahmen der Dünnsäureentsorgung bewusst, da die Lagerkapazitäten für die Dünnsäure lediglich auf eine Zwischenlagerung ausgelegt waren und im Falle einer stockenden Entsorgung der Abfallstoffe ein Produktionsstopp drohte. Dies hätte auch im Falle der chlorierten Kohlenwasserstoffe hohe Ausfallkosten verursacht und sollte vor diesem Hintergrund vermieden werden. Zudem sollte auch eine erneute Gefährdung des Unternehmensimages, die – bedingt durch die vergleichsweise große Nähe des Unternehmens zum Endverbrauchermarkt – spürbare ökonomische Folgen als Konsequenz hätte haben können verhindert werden. Auf diese Erfahrungen konnte bei der Konzeption einer Handlungsstrategie im Zusammenhang mit der Beendigung der Hohe-See-Verbrennung zurückgegriffen werden.

2.4 Entwicklung und Produktion des Komplexiermittels IDS

Im Folgenden wird anhand von zwei Fallstudien die beschriebene – seit Beginn der 1990er Jahre verfolgte – Absicht der Bayer AG untersucht neue Produkte konsequent „auf die Erfordernisse der Umwelt“¹⁷³ auszurichten. Beide Studien stehen in engem Zusammenhang, da mit beiden untersuchten Produkten mögliche Substitute für umweltschädliche Stoffe entwickelt wurden und beide Produkte auf denselben Rohstoffen basieren. Beide Produkte werden auch unter demselben Markennamen, Baypure, vermarktet. Dieser Markenname wurde auch beibehalten, obwohl seit 2004 die Chemiesparte der Bayer AG, darunter auch die Produktion der Baypure-Produkte, in die Firma Lanxess ausgegründet wurde.

Die Entwicklung des Komplexiermittels Iminodisuccinat (IDS) bei der Bayer AG konnte auf der Basis unternehmensinterner Dokumente, von Produktpräsentationen und Fachvorträgen sowie anhand von Pressemitteilungen und -berichten

¹⁷¹ BSH 1999, 26.

¹⁷² Vgl. Ahrens/Lohse 1999, 36.

¹⁷³ Bayer AG 1993, 3.

aufgearbeitet und durch Internetrecherche ergänzt werden. Darüber hinaus wurden Expertengespräche geführt, die maßgeblich zur Rekonstruktion der Rahmenbedingungen für die Entwicklung und Produktion von IDS beitragen konnten. Durch das ergänzende Studium von Quellen und umfangreicher Literatur zum Komplexbildner EDTA (Ethylendiamintetraessigsäure), der in vielen Anwendungsbereichen durch das Produkt IDS substituiert werden kann, konnten diese unternehmensbezogenen Quellen ergänzt werden. Parallel hierzu wurde im Rahmen der empirischen Untersuchung von Kooperationsfällen der Prozess und die Einhaltung der Selbstverpflichtung der chemischen Industrie zur Reduktion der EDTA-Konzentration in den Oberflächengewässern untersucht. Trotz der hier aus Gründen der thematischen Strukturierung vorgenommenen Trennung beider Darstellungen, sind diese komplementär zueinander zu betrachten.

Komplexbildner wie EDTA oder auch IDS werden in der Industrie eingesetzt, wo ionische Inhaltsstoffe des Wassers die gewünschten Resultate eines Produktionsprozesses mindern. Gelöste Schwermetall-Ionen sind aufgrund ihrer katalytischen Fähigkeiten in der Lage, unerwünschte Prozesse zu beschleunigen – dies wird durch die Zugabe von Komplexbildnern verhindert. Das Weltmarktvolumen für Komplexiernmittel liegt bei ca. 290.000t / Jahr.¹⁷⁴ Ca. 60 % dieser Produktmenge/Jahresproduktion ist Bestandteil von Wasch- und Reinigungsmitteln¹⁷⁵ und gelangt über die Anwender bzw. Haushalte ins Abwassersystem. Dies ist besonders kritisch zu sehen, da selbst innerhalb der OECD nur etwa 60% der Haushalte an Kläranlagen angeschlossen sind.¹⁷⁶ Und auch in modernen Kläranlagen werden starke Komplexbildner wie EDTA und DTPA nur in äußerst geringem Maße, bzw. nach OECD-Testmethoden gar nicht, abgebaut.¹⁷⁷ Es ist demnach davon auszugehen, dass annähernd die gesamte eingesetzte Menge in die Gewässer eingetragen wird, daher besteht aufgrund der schlechten biologischen Abbaubarkeit dieser Produkte aus ökologischer Sicht Handlungsbedarf zur Entwicklung von abbaubaren Alternativprodukten zu EDTA bzw. DTPA.¹⁷⁸ Diesem Bedarf begegnet die chemische Industrie in den 1990er Jahren mit der Entwicklung von neuen, biologisch abbaubaren Komplexbildnern, die zur Marktreife entwickelt wurden. Darunter Methylglycindiessigsäure (MGDA), entwickelt von der BASF und Iminodisuccinat (IDS), entwickelt von der Bayer AG. Gegenstand dieser Studie ist die Rekonstruktion des Entwicklungshintergrundes des Komplexiernmittels IDS ver-

¹⁷⁴ SRI 1996.

¹⁷⁵ Waschmittel für Haushalt und Gewerbe sind komplex zusammengesetzte Produkte, deren Einzelkomponenten vereinfachend in vier Gruppen zusammengefasst werden können, nämlich dem Tensid-, dem Builder-, dem Bleichmittel- und dem Hilfsmittel-Block. Die Chemikalien im Builderblock haben die Aufgabe den pH-Wert einzustellen, die Wasserhärte zu reduzieren und die abgelösten Schmutzteilchen zu dispergieren und somit von der Wäsche fernzuhalten. IDS kann hier die Komplexiernungsmittel umweltfreundlich ersetzen, darüber hinaus ist IDS im Bleichmittel - Block zur Stabilisierung des Bleichmittels einsetzbar.

¹⁷⁶ Wieland 2003, 1.

¹⁷⁷ Umweltbundesamt 2004a.

¹⁷⁸ ebda.

bunden mit der Fragestellung nach der Motivation des Unternehmens, IDS zum einen zu innovieren, zum anderen aber auch IDS bis zur Marktreife weiterzuentwickeln und auf den Markt zu bringen. Ein möglicher Zusammenhang der Selbstverpflichtung mit der Innovation und Diffusion des biologisch abbaubaren Komplexmittels IDS soll eingehend geprüft und hinterfragt werden.

Der Komplexbildner-Markt wird von vier Produktklassen beherrscht, deren Produkteigenschaften und biologische Abbaubarkeit im Folgenden skizziert werden sollen. Zu den Komplexbildnern zählen die Polyphosphate und Phosphonate, die Hydroxycarboxylate sowie die Aminocarboxylate.¹⁷⁹

- Polyphosphate sind ideale Komplexbildner in Waschmitteln, haben jedoch den Nachteil der Eutrophierung¹⁸⁰ von Oberflächengewässern.
- Phosphonate sind starke Komplexbildner, sind jedoch in der Regel ebenfalls biologisch nicht gut abbaubar.
- Hydroxycarboxylate (z.B. Glukonate, Zitronensäure) sind sehr gut biologisch abbaubar, jedoch ist das Komplexiervermögen der Zitronensäure nicht stark ausgeprägt und im Falle der Glukonate der Anwendungsbereich stark eingeschränkt (häufig nur bei hoher Alkalität).
- Aminocarboxylate sind gute Komplexbildner und universell einsetzbar, sind jedoch, wie z. B. das absatzstärkste Produkt EDTA, nicht immer biologisch gut abbaubar.

Keine der vorgestellten Komplexbildnergruppen erfüllt demnach beide Kriterien: Eine gute Komplexierleistung bei gleichzeitig guter biologischer Abbaubarkeit.

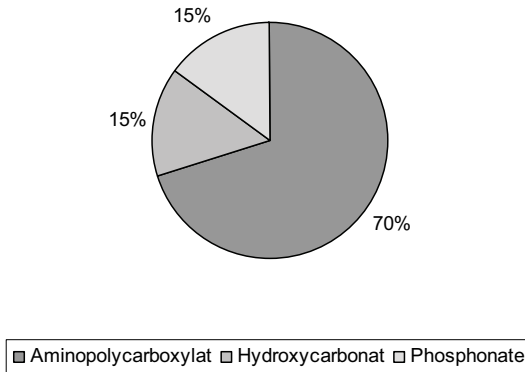
Die Anteile der Komplexmittel-Klassen am Gesamtanteil des Marktvolumens (Jahr 2001) werden in folgendem Schaubild dargestellt¹⁸¹:

¹⁷⁹ Mitschker 2002, 24.

¹⁸⁰ Eine *Eutrophierung* von Oberflächengewässern bedeutet eine Überdüngung der Gewässer.

¹⁸¹ Bayer AG 2002.

Abb. 2: Anteile verschiedener Komplexmiermittel am Gesamtmarkt im Jahr 2001



Von dem hier gezeigten Marktvolumen für Komplexmiermittel von 290.000 t entfallen etwa 170.000 t auf die sehr starken und universell gut einsetzbaren aber gleichzeitig schwer abbaubaren Aminocarboxylate, deren absatzstärkstes Produkt mit ca. 115.000 t das EDTA ist.¹⁸² Diese Aminocarboxylate beherrschen den Markt, während gleichzeitig die biologisch sehr gut abbaubaren Hydroxycarboxylate (Glukonate) mit ca. 15% nur einen geringen Marktanteil haben.

Im Jahr 1991 kam es seitens des Verbands der Chemischen Industrie (VCI) und der BASF als einzigem deutschen EDTA Produktionsunternehmen¹⁸³ zu einer gemeinsamen „Erklärung zur Reduzierung der Gewässerbelastung durch EDTA“, die die Absicht der Unterzeichner erklärte, die Einträge von EDTA in die Gewässer innerhalb von fünf Jahren um 50% zu reduzieren.¹⁸⁴ Die erforderliche EDTA-Reduzierung sollte erfolgen durch

- die Reduzierung der EDTA-Emissionen durch Produktionsprozessoptimierungen
- die Weiterentwicklung von (additiven) Abwasserreinigungsverfahren
- den Einsatz bzw. die Entwicklung von Substituten.

Zum Zeitpunkt der Selbstverpflichtung im Jahr 1991 stellt die Substitution von EDTA in den verschiedenen Verwendungsbereichen (Reinigungsmittel, Fotoindustrie etc.) für die anwendenden Unternehmen jedoch noch keine Handlungsalternative dar. Mögliche Substitute für EDTA waren zum Teil ebenfalls mit prob-

¹⁸² Mitschker 2002, 25.

¹⁸³ Im Ausland sind neben der BASF die Unternehmen DOW, AKZO Nobel und Solutia (ehem. Monsanto) Produzenten von EDTA.

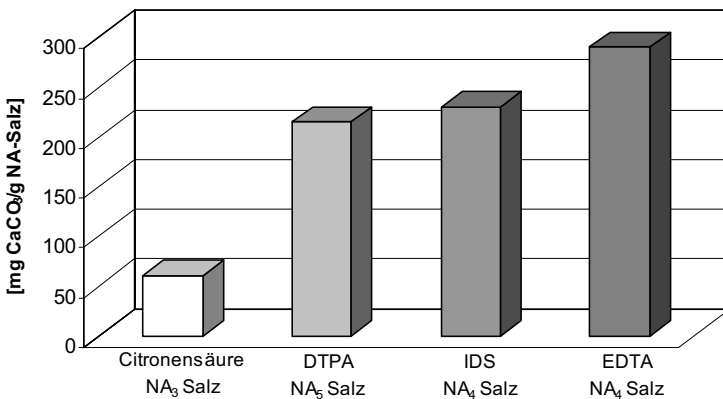
¹⁸⁴ Diese Selbstverpflichtung wird innerhalb des Beitrags zu kooperativer Umweltpolitik detailliert hinsichtlich ihrer Wirkungen untersucht.

lematischen Eigenschaften verbunden wie etwa die Phosphonate oder waren nur für sehr ausgewählte Produktionsprozesse anwendbar.¹⁸⁵ Aus diesem Grund wird die Erfüllung der Selbstverpflichtung seitens der anwendenden Unternehmen zunächst in erster Linie durch die Optimierung der Produktionsprozesse sowie der Reinigungsverfahren angestrebt.

Seit den 1990er Jahren wurden mit MGDA, das 1994 von der BASF als Neustoff angemeldet wurde, und mit IDS, das 1997 von der Bayer AG angemeldet wurde, zwei biologisch abbaubare Aminocarboxylate innoviert und zur Marktreife neu entwickelt. Methylglycindiessigsäure (MGDA) liegt hinsichtlich seiner Komplexiereigenschaften zwischen NTA und EDTA und ist gleichzeitig biologisch gut abbaubar. Jedoch ist es verglichen mit EDTA deutlich teurer. Eingesetzt werden kann es v. a. in der Wasch- und Reinigungsmittelindustrie.¹⁸⁶

Die Komplexierkraft des IDS ist besser vergleichbar mit der Komplexierkraft des NTA als der des universell einsetzbaren EDTA. Dies ist jedoch immer abhängig von den Anwendungsbereichen, für die ein Komplexiermittel eingesetzt wird. Das Calcium-Bindevermögen pro Gramm Komplexbildner ist eine anwendungstechnisch wichtige Kenngröße: Dieser sogenannte CCDK-Wert beträgt für IDS Na₄-Salz etwa 220 mg CaCO₃/g und liegt damit zwischen den Werten der DTPA und EDTA-Natrium-Salze. Hierbei kommt dem IDS sein im Vergleich zu DTPA und EDTA geringeres Molekulargewicht zu gute. Das hier aufgeführte Natriumsalz der Zitronensäure bindet dagegen nur ca. 50 mg/g.

Abb. 3: Komplexiereigenschaften des IDS im Vergleich zu DTPA und EDTA (Calciumbindevermögen)



Quelle: Mitschker 2002, 27

¹⁸⁵ Eine Übersicht über alle bestehenden EDTA Alternativen sowie eine Skizzierung ihrer Umweltverträglichkeit und Produkteigenschaften bietet das Umweltbundesamt: Umweltbundesamt 2004a.

¹⁸⁶ Umweltbundesamt 2004a.

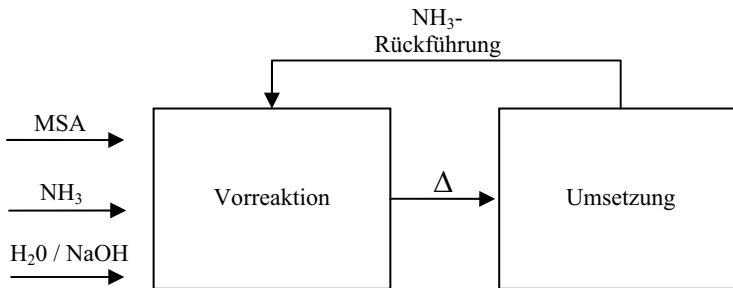
IDS, das von der Bayer AG innovierte Substitut, das sowohl hinsichtlich seiner guten Komplexiereigenschaften als auch hinsichtlich seiner guten biologischen Abbaubarkeit eine Alternative zu EDTA bietet, soll im Folgenden hinsichtlich seines Entwicklungshintergrundes, der Produkteigenschaften und Einsatzmöglichkeiten näher betrachtet werden.

Unter der Dachmarke Baypure® CX vermarktet der Geschäftsbereich Chemikalien der Bayer AG (jetzt Lanxess Deutschland GmbH, s.o.) mit dem biologisch abbaubaren Komplexbildner Iminodibernsteinsäure Na₄-Salz (Baypure® CX100), ein mittelstarkes Komplexmittel.¹⁸⁷ Seit 1993 produziert der damalige Geschäftsbereich Organische Chemikalien der Bayer AG, heute ebenfalls Lanxess, die Basischemikalie Maleinsäureanhydrid (MSA) in Baytown, USA. Da die Ertragslage dieser Grundchemikalie von der Konjunkturlage der chemischen Industrie beeinflusst wird, hat Bayer gezielt nach internen alternativen Einsatzmöglichkeiten des Maleinsäureanhydrids geforscht. Ziel der Forschung war es, so genannte „Downstream-Produkte“ zu schaffen, die auf Basis der Maleinsäure produziert werden können und für das Unternehmen eine höhere Wertschöpfung generieren. Vor allem im Bereich der Dispergier- und Komplexmittel sah Bayer einen attraktiven Markt und mögliche Einsatzmöglichkeiten für das MSA.¹⁸⁸ Ergebnis dieser Entwicklungsarbeit war zunächst die Produktion von Polyasparaginsäure, einem wasserlöslichen Dispergiermittel, das in einem thermischen Verfahren durch die Umsetzung von Maleinsäureanhydrid mit Ammoniak und Natronlauge entsteht. Im Rahmen der Verfahrensbearbeitung für die Polyasparaginsäure konnte durch Variation der Reaktionsparameter eine gezielte Synthese des Iminodisuccinates entwickelt werden und eröffnete so der Bayer AG den Zugang zu einem möglichen Substitut für EDTA.

Sowohl die preiswert verfügbaren Rohstoffe als auch die festgestellten Produkteigenschaften versprachen eine gute Vermarktbarkeit des neu gewonnen IDS und führten im Jahr 1997, nachdem ein ausgereifter Produktionsprozess entwickelt worden war, zur Neustoffanmeldung entsprechend den EU-Richtlinien für neue chemische Produkte. IDS wird durch Umsetzung von Maleinsäureanhydrid mit Wasser, Ammoniak und Natronlauge gewonnen. Intermediär treten dabei Malein- und Asparaginsäure-Abkömmlinge auf, aus denen sich ein Stereoisomeren-Gemisch des Iminodisuccinats bildet. Das Blockschema verdeutlicht das abwasser- und abluftarme Verfahren zur Herstellung der technischen IDS-Salzlösung. Das eingesetzte Ammoniak wird aufgearbeitet und wieder dem Prozess zugeführt.

¹⁸⁷ Unter der Dachmarke Baypure® wird ebenfalls das Polyasparaginsäure Natriumsalz (Baypure® DS100), ein wasserlösliches, biologisch abbaubares Dispergiermittel vermarktet, auf das separat in einer Fallstudie eingegangen wird.

¹⁸⁸ Conrad 1999, 21.

Abb. 4: Produktionsprozess von Iminodisuccinat (Baypure CX 100®)

Quelle: Mitschker 2002, 22

Bei der Produktion von IDS können Synergieeffekte mit der Polyasparaginsäure-Produktion (PASP) genutzt werden, die sich aus den gemeinsamen Rohstoffen (v. a. Maleinsäureanhydrid) und der räumlichen Nähe der Produktionsanlagen ergeben. Bei der Produktion beider Produkte wurde Wert auf einen geschlossenen Produktionskreislauf gelegt. Es entstehen somit keine zu entsorgenden Abfälle.¹⁸⁹

Nach Anmeldung des IDS in Europa und USA wurde Anfang 1998 mit dem Vertrieb des Produktes begonnen. Erste Premarketingmengen wurden in einer Pilotanlage produziert, um potenziellen Anwendern die Produkteigenschaften des IDS im Rahmen gezielter Marketingaktivitäten vorzustellen. Da seit 1999 die Nachfrage nach IDS stetig stieg, entschloss sich Bayer im Jahr 2000, in eine neue, große Produktionsanlage für IDS zu investieren, die im November 2000 ihren Betrieb aufnehmen konnte.¹⁹⁰ Die neue Produktionsanlage für die Produktion von IDS startete die Produktion mit einer Kapazität von ca. 4.000 Tonnen/Jahr und kann aufgrund ihrer modularen Bauweise den Marktgegebenheiten flexibel angepasst werden.¹⁹¹

IDS ist leicht biologisch abbaubar – in OECD-Abbautests werden bis zu 99% erreicht - und zeigt keine Hinweise auf mutagene Wirkung. Verbunden mit den guten Komplexiereigenschaften genügt IDS daher sowohl ökologischen als auch ökonomischen Anforderungen – ausgezeichnet sogar mit mehreren Umweltpreisen, darunter dem „Presidential Green Chemistry Award“¹⁹², der 2001 verliehen wurde¹⁹³ oder dem Umweltpreis des Bundesverbands der deutschen Industrie (BDI) (2002).¹⁹⁴ Das dänische Ökowaschmittel „Grön Linie Color Maskin Vask“

¹⁸⁹ Bayer AG 2000.

¹⁹⁰ ebda.

¹⁹¹ Stand: 06/2003.

¹⁹² Dieser Preis wurde 1995 vom damaligen US-Präsidenten Bill Clinton ins Leben gerufen, um den industriellen Umweltschutz zu fördern.

¹⁹³ Bayer AG 2001a.

¹⁹⁴ Bayer AG 2001b.

(es enthält sowohl IDS als auch Polyasparaginsäure) wurde sogar europaweit als das erste Waschmittel mit der EU-Umwelt-Blume ausgezeichnet.¹⁹⁵

IDS kann in zahlreichen Produktionsprozessen EDTA oder NTA vergleichsweise einfach ersetzen. Es entstehen keine dauerhaften Produktionsumstellungskosten, da durch den Rezepturwechsel keine anderen Stoffe berührt werden (etwa aufgrund von unerwünschten Reaktionen des IDS mit anderen Zusätzen). Zudem ist IDS selbst nicht teurer als EDTA oder NTA. Einziges, starkes Umsetzungshemmnis sind aus Sicht der Industrie vor allem die (Anschub-) Kosten der Produktionsumstellung, die sowohl mit den Kosten der Erstellung einer neuen Rezeptur als auch mit den Kosten der einmaligen Umstellung des Produktionsprozesses verbunden sind.

Unternehmen, die ihren Produktionsprozess umgestellt haben und IDS verwenden, sprechen IDS anwendungstechnische Vorteile im Vergleich zum EDTA zu, so werden u. a. weniger unerwünschte Reaktionen mit anderen zugesetzten Chemikalien beobachtet. Zunehmend verwenden daher insbesondere Produzenten der Kosmetik- und Waschmittelindustrie EDTA Substitute, um sowohl der Selbstverpflichtung nachzukommen als auch den Marktbedürfnissen z. B. in Skandinavien und den südeuropäischen Ländern gerecht zu werden, in denen EDTA und/oder das Substitut NTA auf dem Markt verboten sind. Insbesondere sind es demnach international agierende Unternehmen der Waschmittel- und Kosmetikindustrie, die das IDS-Substitut nachfragen. Starkes Bayer-Kundensegment für IDS ist darüber hinaus der Automobilsektor. Namhafte Mineralölkonzerne verwenden z. B. in ihren Waschanlagen ausschließlich IDS. In der Fotoindustrie sowie in der Papierindustrie kann IDS aufgrund seiner Produkteigenschaften jedoch nur partiell eingesetzt werden. In diesen Sparten wird alternativ primär an der Senkung der EDTA Emissionen durch additive Maßnahmen gearbeitet.

Eine große Nachfrage nach IDS kommt aus Skandinavien. Dies liegt darin begründet, dass die skandinavischen Länder EDTA verboten haben und daher zum Vorreiter im europäischen Ausland avanciert sind, was die Substitution von gefährlichen oder nicht biologisch abbaubaren Stoffen betrifft. Auch die Konsumenten sind in Skandinavien sehr viel kritischere Kunden: Ein Beispiel hierfür ist die Produktliste des „Weißen Schwans“, eine Auszeichnung für umweltfreundliche Produkte, die jährlich überarbeitet wird. In einer Untersuchung zum Kaufverhalten schwedischer Bürger wurde festgestellt, dass 67% der nordischen Einwohner die Auszeichnung des Weißen Schwans kennen und mit umweltfreundlichen Produkten in Verbindung bringen. Produkte, die mit dem weißen Schwan ausgezeichnet wurden, werden von 77% dieser Menschen für besonders vertrauenswürdig erachtet und berücksichtigen dies bei ihrer Kaufentscheidung.¹⁹⁶ Es ist demnach für Unternehmen, die auf dem skandinavischen Markt ihre Produkte anbieten möchten, sehr erstrebenswert, diese Auszeichnung zu erhalten und mit dem umweltfreundlichen Image arbeiten zu können.

¹⁹⁵ Die EU-Umwelt-Blume wird seit 1992 von der Europäischen Kommission an besonders umweltverträgliche Produkte des täglichen Gebrauchs vergeben.

¹⁹⁶ Vgl. zu diesen Erhebungen <http://www.svanen.nu/Eng/producer>.

Denselben Effekt haben für international agierende Unternehmen die NTA (Nitriloessigsäure) Verbote in Italien und der Türkei. Diese Verbote kommen Bayer als Produktionsunternehmen für einen biologisch abbaubaren Komplexbildner insofern zugute, da die Unternehmen, die europaweit ihre Produkte verkaufen wollen, die regionalen Verbote der starken, biologisch nicht abbaubaren Komplexmittel beachten müssen, wenn sie nicht ihre Produkte in verschiedenen Ausführungen in den einzelnen Ländern anbieten wollen.

2.4.1 Zusammenfassung und Auswertung

Die sich durch Regulierungsmaßnahmen indirekt ergebenden Markt-Möglichkeiten für EDTA Substitute waren für die Entwicklung und Vermarktung des Komplexbildners IDS bei Bayer entscheidend. Durch die Aussprechung von EDTA Verboten in zentralen europäischen Ländern/Marktpartnern und die beschriebene Selbstverpflichtung der chemischen Industrie zur Verringerung der EDTA-Emissionen entstand national wie international ein Marktpotenzial für ein ökonomisch und ökologisch viel versprechendes EDTA Substitut. Hierbei beläuft sich die Größe des potenziellen Marktes für EDTA-Substitute auf 290.000 Tonnen/Jahr.

Auch die bestehenden (technologischen) Fähigkeiten der Bayer AG, aus dem bereits entwickelten Produkt der Polyasparaginsäure unter Nutzung vorhandener Ressourcen ein weiteres Produkt sowie Synergieeffekte zu erzielen, spielten eine entscheidende Rolle für die Unternehmensentscheidung, in die Marktreifeentwicklung von IDS zu investieren. Die Gründe des Unternehmens, aus einer vorhandenen Basischemikalie (Maleinsäureanhydrid) ein Wert schaffendes (Downstream-) Produkt zu generieren, waren also rein ökonomischer Natur.

Vor allem im Bereich der Dispergier- und Komplexmittel sah Bayer einen attraktiven Markt und Einsatzmöglichkeiten für das MSA.¹⁹⁷ Eine erfolgreiche Diffusion hing allerdings von der Problematisierung und Regulierung ökologisch bedenklicher Komplexbildner ab, die auch ausschlaggebend für weitere Investitionen in die Weiterentwicklung von IDS waren. Wie aus den EDTA Fachgesprächen hervorgeht, sensibilisierte die abgeschlossene Selbstverpflichtung die EDTA anwendenden Unternehmen für die ökologische Bedenklichkeit von EDTA und eröffnete so für potenzielle EDTA-Substitute ein großes Marktpotenzial, denn eine Skandalisierung der EDTA-Thematik in der Öffentlichkeit sollte aus Sicht sowohl des EDTA Produktionsunternehmens BASF als auch aus Sicht der anwendenden Unternehmen vermieden werden. Die Selbstverpflichtung hat demnach dazu beigetragen, dass Bayer das identifizierte Substitut vor diesem Hintergrund bis zur Marktreife weiterentwickelt hat. Verstärkender Faktor war darüber hinaus das auf dem europäischen Markt bestehende Marktpotenzial für EDTA Substitute. Dies liegt darin begründet, dass das EDTA Verbot in Schweden und Dänemark den gesamten Markt in Skandinavien bereits seit Beginn der 1990er Jahre für die EDTA Thematik sensibilisierte und Skandinavien daher zum Vorreiter im europäischen

¹⁹⁷ Conrad 1999, 21.

Ausland avanciert, was die Substitution von gefährlichen oder nicht biologisch abbaubaren Komplexbildnern betrifft. Denselben Effekt haben die Verbote für das EDTA Substitut NTA (Nitriloessigsäure) in Italien und der Türkei. Diese Verbote kommen Bayer insofern zugute, da die (deutschen und internationalen) Unternehmen, die im gesamten europäischen Markt agieren, diese Verbote beachten müssen, wenn sie nicht ihre Produkte in verschiedenen Rezepturen in den einzelnen Ländern anbieten wollen. Diese Marktaussichten führten nicht zuletzt dazu, dass die Entwicklung von IDS auch zeitlich sehr stark vorangetrieben wurde. Betrachtet man die Dauer des Entwicklungsprozesses (1994 wurde mit der Entwicklung begonnen, 1997 wurde IDS bereits freigegeben und ab 1998 vermarktet), so wird deutlich, dass die Entwicklungszeit von IDS vor dem Hintergrund von durchschnittlichen Entwicklungszeiträumen von 10 bis 15 Jahren¹⁹⁸ als ausgesprochen kurz bewertet werden muss.

Zusammenfassend lässt sich hinsichtlich des Zusammenhangs der IDS-Entwicklung und der Selbstverpflichtung der chemischen Industrie zur Reduzierung der EDTA Anwendung festhalten, dass IDS aufgrund der guten Einsetzbarkeit v. a. in Wasch- und Reinigungsmitteln zur Realisierung der Selbstverpflichtung (insbesondere in dieser Sparte) einen Beitrag leisten konnte. Für eine Quantifizierung dieser Wirkung, d.h. der Senkung des EDTA Verbrauchs speziell durch den Einsatz von IDS wären jedoch u. a. die Verbrauchszahlen der IDS Anwender notwendig gewesen, die nicht verfügbar waren. Angesichts der Beurteilung des Substitutionserfolges insgesamt ist des Weiteren zu berücksichtigen, dass die seitens der Bayer AG geplante Produktionsmenge für IDS im Jahr 2005 immerhin einen Anteil von ca. 10 Prozent des Weltmarktmarktvolumens von EDTA betragen sollte. Dies wäre vor dem Hintergrund der kurzen Zeit, die für die Entwicklung und Vermarktung des Produkts aufgewendet wurde, als Erfolg versprechendes Indiz zu betrachten. Es gilt jedoch, diese Entwicklung im Rahmen der weiteren wissenschaftlichen Auseinandersetzung mit dem Komplexbildnermarkt zu beobachten. Als das größte Hemmnis für die Umstellung auf EDTA Substitute haben sich auf Seiten der produzierenden Industrie die Umstellungskosten erwiesen, die durch den Rezepturwechsel und die Produktionsumstellung entstehen. Die Produkteigenschaften von IDS sowie eine etwaige Steigerung der laufenden Kosten einer Produktion mit dem Einsatz von IDS können als Umsetzungshemmnisse nach den Erkenntnissen der Studie ausgeschlossen werden. Der Preis für IDS entspricht dem Preis für das EDTA, so dass in der laufenden Produktion mit dem Substitut keine Kostensteigerungen verbunden sind.

¹⁹⁸ Conrad 1999, 22.

2.5 Entwicklung und Produktion des Dispergiermittels Polyasparaginsäure

Unter der Dachmarke Baypure® vermarktet heute die Lanxess Deutschland GmbH¹⁹⁹ mit der biologisch abbaubaren Polyasparaginsäure (Baypure® DS) ein umweltfreundliches Dispergiermittel.²⁰⁰ Gegenstand dieser Studie ist die Rekonstruktion des Entwicklungshintergrundes des Produktes Baypure® DS unter Berücksichtigung der Frage nach der Motivation des Unternehmens, dieses Produkt bis zur Marktreife zu entwickeln. Die unternehmensexternen und -internen Rahmenbedingungen sollen in diesem Zusammenhang beleuchtet werden um Aussagen über die Möglichkeiten und Fähigkeiten des Unternehmens für die Entwicklung dieser Produktinnovation treffen zu können.

Die Untersuchung basiert auf Unterlagen und Präsentationen der Baypure-Marketingabteilung, auf Presseinformationen der Bayer AG sowie auf den Inhalten von Unternehmenspublikationen, die größtenteils im Internet zugänglich sind.²⁰¹ In Zusammenarbeit mit der Baypure-Marketingabteilung bei der Lanxess Deutschland GmbH konnten diese Informationen um einige interne Hintergründe dieser Produktentwicklung ergänzt werden.

2.5.1 Hintergrund: Dispergiermittel

Dispergiermittel wie die Polyasparaginsäure werden in der Industrie in verschiedenen Anwendungsbereichen eingesetzt. Sie eignen sich zur Dispersion, d.h. zur besseren Verteilung von Farbpigmenten z. B. bei der Herstellung von Papier, Wandfarben und anderen Produkten, aber auch für die Kühlwasserbehandlung. Zudem finden sie in Wasch- und Reinigungsmitteln Verwendung, um Wasser zu enthärten und Schmutzpartikel in Lösung zu halten. Dispergiermittel haben die Funktion, in Wasser gelöste Kalzium- und Magnesiumionen, die Kalkablagerungen verursachen können, zu binden und sie in der Schwebe zu halten. Neben einer Verhinderung von Kalkablagerungen zeigen viele Dispergiermittel, wie auch die Polyasparaginsäure, zudem eine steininhibierende Wirkung. Unter bestimmten Bedingungen kann auch die Wiederauflösung von bereits vorhandenen Kalkablagerungen durch Polyasparaginsäure beobachtet werden. Dies ermöglicht einen Produkteinsatz beispielsweise in Bauwerk-Entwässerungssystemen. Abnehmer der Polyasparaginsäure sind demnach primär Kunden im Bereich der Wasser- und Abwasserbehandlung und Kühlwasserkreislaufbehandlung sowie Wasch- und Reinigungsmittelproduzenten.

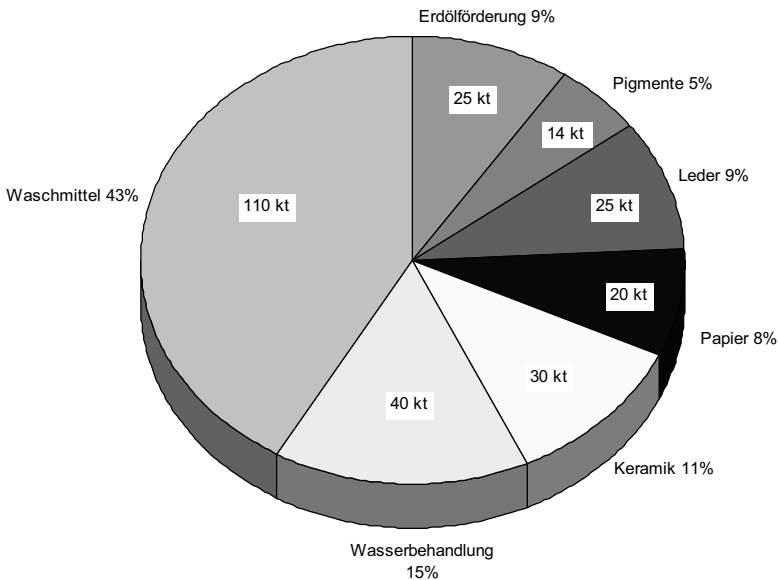
¹⁹⁹ Die Firma Lanxess Deutschland GmbH ist durch Abspaltung des Chemiebereichs und Teilen des Polymerbereichs im Jahre 2004 aus der Bayer AG hervorgegangen.

²⁰⁰ Unter der Dachmarke Baypure® wird ebenfalls das Iminodisuccinat (Baypure® CX100) vermarktet, ein biologisch abbaubares Komplexmiermittel, auf das separat in einer Fallstudie eingegangen wird.

²⁰¹ Bayer AG 2004a bis Bayer AG 2004e.

Bis 1980 wurden primär phosphathaltige Dispergiermittel in Wasch- und Reinigungsmitteln eingesetzt. Doch seit Beginn der 1980er Jahre wurden Phosphate vor dem Hintergrund der Problematik der Eutrophierung der Gewässer durch den Einsatz phosphatfreier Waschmittel zunehmend ersetzt. Als Phosphatersatz diente ein Zweistoffgemisch bestehend aus Polycarboxylaten und Zeolithen. Als Polycarboxylate bezeichnet man die wasserlöslichen Salze langkettiger Polycarbonsäuren. Sie werden in phosphatfreien Waschmitteln in Verbindung mit Zeolith als Gerüststoff eingesetzt, um die Fällung schwerlöslicher Erdalkalisalze (wie Kalzium oder Magnesium) zu verhindern. Ein Niederschlag auf der Wäsche oder den Heizstäben der Waschmaschine wird dadurch vermieden. Wichtigstes Marktsegment der Dispergiermittel sind die Wasch- und Reinigungsmittel mit allein über 110.000 t pro Jahr.

Abb. 5: Marktvolumen für Polycarboxylate (Stand: 09/2000)



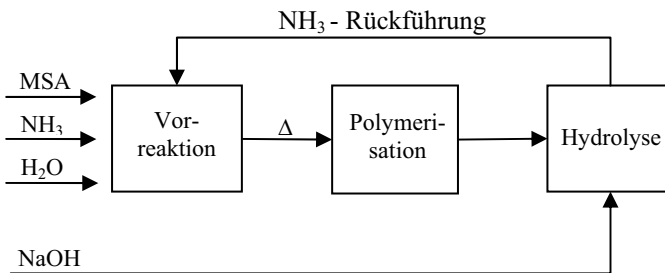
Quelle: Mitschker 2000, 18

Waschmittel für Haushalt und Gewerbe sind komplex zusammengesetzte Produkte, deren Einzelkomponenten vereinfachend in vier Gruppen zusammengefasst werden können, namentlich den Tensid-, den Builder-, den Bleichmittel- und den Hilfsmittelblock. Die Chemikalien des Builderblocks haben die Aufgabe den pH-Wert einzustellen, die Wasserhärte zu reduzieren und die abgelösten Schmutzteilchen zu dispergieren und somit beispielsweise von der Wäsche fernzuhalten. Hier

werden Dispergiermittel wie die Polycarboxylate eingesetzt.²⁰² Jährlich werden weltweit mehr als 265.000 t an wasserlöslichen Polycarboxylat-Typen als Dispergiermittel vermarktet.

Ein Grund für die erstrebenswerte Substitution der Polycarboxylate besteht darin, dass sie nur schwer biologisch abbaubar sind. Zwar werden sie in modernen Kläranlagen fast vollständig eliminiert, jedoch nur in geringem Maße biologisch abgebaut²⁰⁷, d.h. der größte Teil absorbiert am Klärschlamm. Wird dieser Klärschlamm landwirtschaftlich genutzt, gelangen die Polycarboxylate erneut in die Biosphäre. Die von Bayer entwickelte und nun von Lanxess Deutschland GmbH vertriebene synthetische Polyasparaginsäure auf Basis des Maleinsäureanhydrids²⁰³ hingegen ist biologisch gut abbaubar und wird zudem in einem geschlossenen Produktionskreislauf hergestellt. Somit fallen weder Abfallstoffe noch Abwasser im Produktionsprozess an.

Abb. 6: Schema des Produktionsprozess der Polyasparaginsäure



Quelle: Mitschker 2000, 11

Baypure® DS wurde aufgrund seiner guten Wirksamkeit verbunden mit der in zahlreichen Tests²⁰⁴ nachgewiesenen biologischen Abbaubarkeit und des geschlossenen Produktionskreislaufs mit mehreren Umweltpreisen ausgezeichnet²⁰⁵, darunter die EU Umwelt Blume für das dänische Ökowaschmittel „Grön Linie Color

²⁰² Seit Beginn der 1980er Jahre wurden Phosphate, die bis dahin diese Funktion des Dispergiermittels übernommen hatten, vor dem Hintergrund der Eutrophierung von Gewässern durch phosphathaltige Waschmittel zunehmend ersetzt.

²⁰³ Neben Lanxess Deutschland GmbH sind NanoChem Solutions, früher Donlar (USA) und die Universität Asinomoto (China) die einzigen Produzenten synthetischer Polyasparaginsäure. NanoChem Solutions (Donlar) stellte Polyasparaginsäure in einem Polymerisationsverfahren aus Asparaginsäure her.

²⁰⁴ Unter den Bedingungen des OECD-310E-Tests ist das Produkt vollständig biologisch abbaubar und nach den Kriterien des Zahn-Wellens-Tests wird Baypure als inhärent abbaubar eingestuft. Bayer AG 2004d.

²⁰⁵ Bayer AG 2004a.

Maskin Vask“ (es enthält sowohl IDS als auch Polyasparaginsäure), das europaweit als das erste Waschmittel mit der EU-Umwelt-Blume ausgezeichnet wurde.²⁰⁶

2.5.2 Invention und Marktreifeentwicklung

Im Jahr 1986 meldet Bayer ein Schutzrecht zur Produktion von Polyasparaginsäure an.²⁰⁷ Der Chemiker Böhmke synthetisierte erstmals Polyasparaginsäure aus Maleinsäureanhydrid (MSA), Ammoniak (NH₃) und Natronlauge (NaOH). Das Produkt wurde in der zentralen Forschungsabteilung der Bayer AG entwickelt, Ziel der Forschungsarbeiten war es, mögliche Downstreamprodukte für das damals bei Bayer in großen Mengen anfallende Maleinsäureanhydrid zu entwickeln. Bis 1992 wurde das patentgeschützte Verfahren bei Bayer aufgrund fehlender Marktmöglichkeiten nicht genutzt. Ende 1992 geschahen zwei Entwicklungen parallel, die dem Unternehmen neue Erkenntnisse über die Marktpotenziale der synthetischen, biologisch abbaubaren Polyasparaginsäure boten. Waschmittelhersteller suchten ein Substitut für Polycarboxylate für den Einsatz im europäischen Markt. Bei der Suche nach Alternativen für die Polyacrylate stießen die Waschmittelhersteller auf das Patent von Bayer aus dem Jahre 1986. Daraufhin begannen Forschungs- und Entwicklungskooperationen für die Weiterentwicklung des Produkts, um mittelfristig eine biologisch unbedenklichere Alternative zu den Polycarboxylaten zur Verfügung zu haben.

Dieses Bestreben des Waschmittelherstellers ist vor dem Hintergrund einer zunehmenden Diskussion unter den Fachverbänden der Waschmittelproduzierenden Industrie um den Einsatz biologisch schlecht abbaubarer Bestandteile in Wasch- und Reinigungsmitteln zu sehen. Der internationale Verband der waschmittelproduzierenden Industrie AISE verfasste darüber hinaus im Jahr 1996 eine Erklärung mit den ihm angeschlossenen Unternehmen. Sie erklärten hierin das Bestreben, den Anteil der organischen, nicht biologisch abbaubaren Bestandteile ihrer Waschmittel in fünf Jahren um 10% zu reduzieren. Obgleich der Ehrgeiz dieser Erklärung hinterfragt werden sollte²⁰⁸, war es Ziel hiermit potenziellen staatlichen Regulierungsmaßnahmen vorzubeugen. Bis heute ist in der Bundesrepublik der Einsatz von Polycarboxylaten in Reinigungsmitteln nicht durch regulative Maßnahmen von staatlicher Seite betroffen.²⁰⁹

²⁰⁶ Die EU-Umwelt-Blume wird seit 1992 von der Europäischen Kommission an besonders umweltverträgliche Produkte des täglichen Gebrauchs vergeben.

²⁰⁷ Im Patent beansprucht Bayer den Schutz des Herstellungsverfahrens, nicht die Anwendungen des Polyasparaginsäure.

²⁰⁸ Eine kritische Hinterfragung der in dieser Erklärung genannten Ziele sowie eine abschließende Abwägung des Einflusses auf das Agieren von Industrie und vor allem staatlichen Institutionen konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht erfolgen und sollte weiterhin Gegenstand der wissenschaftlichen Auseinandersetzung mit dieser Thematik sein.

²⁰⁹ Umweltbundesamt 2004a.

Durch das Böhmké-Patent aufmerksam geworden, kam es Anfang der 90er Jahre zu einer Kooperation zwischen Bayer und einem Unternehmen, das bereits Erfahrung mit Polyasparaginsäure in der Wasserbehandlung gesammelt und hierauf Schutzrechte angemeldet hatte. Ziel dieser Kooperation war es, die Marktreifeentwicklung der biologisch abbaubaren Polyasparaginsäure voranzutreiben und mögliche Anwendungsbereiche für deren Verwendung zu identifizieren. Frühzeitig das Interesse an der biologisch abbaubaren Polyasparaginsäure erkennend, entwickelte Bayer das Herstellungsverfahren für Baypure® DS weiter, basierend auf dem Böhmké Patent. Die Motivation der Bayer AG für das Eingehen dieser Investitionen in die Marktreifeentwicklung und in Testproduktionen beruhte darauf, dass ein Markt für biologisch abbaubare Dispergiermittel wie die entwickelte Polyasparaginsäure gesehen wurde.

Bayer produzierte Polyasparaginsäure anfangs in einer Technikumsanlage in Uerdingen, bis 1996 im Werk Leverkusen eine Pilotanlage in Betrieb genommen wurde. Im Jahre 2000 reichte die Kapazität dieser Anlage nicht mehr aus und der Bau einer Neuanlage wurde notwendig. Da diese in unmittelbarer Nähe zur Produktionsanlage für IDS positioniert wurde, konnten Synergieeffekte, beispielsweise bei der Rohstoffanlieferung und -verwendung, genutzt werden. Ende 2002 wurde die neue Produktionsanlage für die Polyasparaginsäure mit einem Produktionsvermögen von mehreren tausend Tonnen im Jahr in Betrieb genommen.

2.5.3 Zusammenfassung und Auswertung

In der Inventionsphase war es zunächst das ökonomische Interesse der Bayer AG, die aus verschiedenen Produktionsverfahren in großen Mengen anfallende Basischemikalie Maleinsäureanhydrid (MSA) gezielt in Wert schaffende Downstream-Produkte weiterzuentwickeln. Dies gelang der zentralen Forschungsabteilung mit der Entwicklung der auf MSA, Ammoniak und Natronlauge basierenden Synthese von Polyasparaginsäure im Jahr 1986.

Die Motivation für Investitionen in die Marktreifeentwicklung der Polyasparaginsäure war für Bayer eine Erfolg versprechende Perspektive im Markt der Dispergier- und Komplexmittel.²¹⁰ Der Jahresbedarf an Dispergiermitteln, der bislang fast ausschließlich durch biologisch schwer abbaubare Polycarboxylate bedient wurde, betrug ca. 265.000t. Durch die beschriebene Selbsterklärung der Waschmittel-Industrie (AISE) zur Verringerung der Anwendung von schwer abbaubaren Bestandteilen – die jedoch in einer Folgeerklärung, in der die Polyacrylate durch ihre Adsorption am Klärschlamm als nicht mehr wesentlich kritisch eingestuft wurden, partiell wieder negiert wurde - konnte ein interessantes Marktpotenzial für ein gut abbaubares und ökologisch viel versprechendes Substitut angenommen werden. Einzelne Unternehmen waren mit ihrem Bedarf an unbedenklicheren Dispergiermitteln sogar an Bayer herangetreten. Dies führte zur Investitionsbereitschaft in die Produktion und Vermarktung von Baypure® DS. Ökonomisch besonders attraktiv ist in diesem Zusammenhang die Tatsache, dass

²¹⁰ Conrad 1999, 21.

das Unternehmen mit der Baypure®-Linie gleich zwei interessante Produkte aus denselben Rohstoffen durch eine Variation der Rohstoffparameter produzierte, wodurch zahlreiche Synergieeffekte genutzt werden konnten.

Die Synthetisierung der Polyasparaginsäure auf der Basis von Maleinsäureanhydrid und Natronlauge stellt eine Abkehr der bis dahin bekannten Syntheseverfahren dar, eine hohe Innovationstiefe dieser Produktinnovation ist daher hier eindeutig festzustellen. Als eine Umweltinnovation ist das Produkt der Polyasparaginsäure ebenfalls anzusehen, da es als Dispergiermittel wie beschrieben eine nachweislich gute biologische Abbaubarkeit zeigt und aufgrund einer gleichzeitig guten Dispergierwirkung eine Alternative zu anderen, schlecht biologisch abbaubaren Dispergiermitteln bietet, wie etwa den Polycarboxylaten oder Phosphaten. Als das größte Hemmnis für die Anwendung von Polyasparaginsäure in der Waschmittelproduktion sind die einmaligen, recht hohen Umstellungskosten zu nennen, die bei den Waschmittelherstellern durch den Rezepturwechsel und die Produktionsumstellung entstehen.

3 Zusammenfassung der Ergebnisse

Im Rahmen dieses Beitrags wurden Fallbeispiele der Bayer AG im Hinblick auf die maßgeblichen Einflussfaktoren für die Entwicklung und Umsetzung von Umweltinnovationen im Unternehmen untersucht. Die ausgewählten Fallstudien erlauben Aussagen zu fallspezifischen Einflussfaktoren für die Entwicklung von Umweltinnovationen, die im Folgenden dargestellt werden. Aussagen zu verallgemeinerbaren Einflussfaktoren lassen sich aufgrund der gewählten Mikro-Perspektive des Beitrags und der Heterogenität der Fallstudien nur in begrenztem Maße treffen. Grundsätzlich konnte ein komplexes Zusammenspiel externer und unternehmensinterner Faktoren beobachtet werden, das die unternehmerischen Entscheidungen der Bayer AG im Hinblick auf die Entwicklung oder Anwendung von Umweltinnovationen beeinflusste. Diese Einflussfaktoren wurden im Rahmen dieser Untersuchung der *Motivation*, den *Möglichkeiten* und den *Fähigkeiten* des Unternehmens bezüglich der Einführung von Umweltinnovationen zugeordnet.

Die Untersuchung der Gründung einer Abwasserkommission bei der Bayer AG liefert Hinweise darauf, dass sich die Faktoren, die sich auf Unternehmensentscheidungen auswirken im Zeitverlauf verschoben haben. Die zunehmende Problematisierung von Umweltbeeinträchtigungen veränderte hierbei die Außenwahrnehmung und dadurch auch den Handlungsspielraum des Unternehmens. Zu Beginn des Untersuchungszeitraums nahm die chemische Industrie Ende des 19. Jahrhunderts einen sehr hohen gesellschaftlichen Stellenwert ein. Dies äußerte sich in einem ausgeprägten Selbstbewusstsein der chemischen Industrie – und der Bayer AG – gegenüber staatlichen und auch gesellschaftlichen Akteuren. Dieses Selbstbewusstsein der Industrie stieß seit dem Ende der 1970er Jahre jedoch auf Widerstände: Es bildete sich ein zunehmend stärker werdendes öffentliches Umweltinteresse heraus, das die Chemieindustrie – wie in der Fallstudie zur Einstel-

lung der Dünnsäureverklappung gezeigt – so stark unter Druck setzen konnte, dass das Image der gesamten Branche beeinträchtigt wurde. Bedingt durch Umweltschutzkampagnen und eine starke Publizität des Themas Meeres- und Umweltschutz wurde der Bayer AG zunehmend bewusst, dass eine Wende bezüglich der rechtlichen und öffentlichen Akzeptanz der Einbringung von Emissionen in die Umwelt bevorsteht. Mit dieser skizzierten veränderten Problemsicht geht auch eine sich langsam verändernde Unternehmenspolitik in Bezug auf Umweltschutzmaßnahmen einher, der Stellenwert des Umweltmanagements wächst. Dies manifestiert sich an steigenden Investitionen und Betriebskosten im Umweltschutz genauso wie an der zunehmenden Bedeutung einer umweltbezogenen Öffentlichkeitsarbeit.

Im Rahmen dieser Entwicklung lassen sich anhand der untersuchten Fallstudien deutliche Lerneffekte innerhalb des Unternehmens im Umgang mit externen Rahmenbedingungen und der Umsetzung von Innovationen aufzeigen. Dies gilt insbesondere für die untersuchten Studien der 1980er Jahre, hier fällt der Zusammenhang eines sich rasant verändernden gesellschaftlichen Wertewandels mit der Aktion bzw. Reaktion der Bayer AG besonders ins Auge. Während Bayer im Jahr 1980 bedingt durch die beschriebenen Aktivitäten von Nichtregierungsorganisationen die ersten Erfahrungen mit dem Skandalisierungspotenzial der Entsorgung auf See und dem damit verbundenen drohenden Imageverlust sammelte, so war das Unternehmen während des Untersuchungszeitraums der Entwicklung alternativer Entsorgungsmöglichkeiten für die chlorierten Kohlenwasserstoffe im Jahr 1987/88 hierauf bereits besser vorbereitet. Die aus der Entsorgung der Dünnsäure gewonnenen Erfahrungen hinsichtlich der Tatsache, dass ein externer Entsorgungsweg eine hohe Angreifbarkeit impliziert und eine fehlende Entsorgungssicherheit das Unternehmen ökonomisch hart treffen kann, führten dazu, dass die kontinuierliche Sicherstellung der Entsorgung anfallender Chemieabfälle für das zukünftige Umweltmanagement grundsätzlich als wichtige Anforderung erkannt wurde: Die Gewährleistung einer hohen Entsorgungssicherheit, die Priorisierung der internen Entsorgung der Chemieabfälle gegenüber einer externen Entsorgung und die damit einhergehende Unabhängigkeit von Auslandsgenehmigungen wurden zu Zielen des Bayer-Umweltmanagements. Diese Erkenntnisse trugen bereits Ende der 1980er Jahre im Fall der Entsorgung von chlorierten Kohlenwasserstoffen dazu bei, dass Bayer frühzeitig alternative Nutzungsmöglichkeiten entwickelte um den drohenden gesetzlichen Regelungen und der öffentlichen „Nutzung“ des bestehenden Skandalisierungspotenzials zuvor kommen zu können.

Diese Studien zeigen, dass Unternehmen hinsichtlich Umweltschutzaspekten zunehmend nicht mehr nur auf institutionelle bzw. gesellschaftliche Faktoren reagierten, sondern im Untersuchungszeitraum deutliche Lernprozesse zeigen und Umweltschutzaspekte bei Planung, Fertigung und Vertrieb als wichtigen Faktor für den Erfolg eines Produktes bzw. den Unternehmenserfolg begreifen. Die Einbeziehung der Produktstudien zu IDS und PASP, die in die 1990er Jahre fallen, zeigt demnach auf, dass ein Unternehmen hier grundsätzlich bei der Innovierung von Produkten vor diesem Hintergrund den produktions- bzw. produktintegrierten Umweltschutz berücksichtigen und auch nachweisen muss.

An den untersuchten Fallstudien zeigt sich, dass sich spezifische Charakteristika des Unternehmens, wie z. B. der hohe Diversifizierungsgrad der Bayer AG als günstige Voraussetzung für die Entwicklung von Umweltinnovationen und deren zum Teil sehr frühzeitige Umsetzung erwiesen haben. Auf der einen Seite hatte dieser Diversifizierungsgrad einen Einfluss auf die Fähigkeiten des Unternehmens, innovative Lösungen für die Abfallentsorgung zu schaffen. So profitierten die Bayer-Ingenieure bei der Entwicklung neuer Aufbereitungsanlagen von dem langjährigen Erfahrungshintergrund in der technischen Abfallentsorgung, Bayer konnte bei der Entwicklung der Aufbereitungsanlage für seine organische Dünnsäure – im Gegensatz zu den konkurrierenden Spezialunternehmen Kronos Titan und Sachtleben – durch die Variation eines bereits seit 1957 bestehenden Verfahrens zur Aufbereitung verwandter Stoffe in Uerdingen anknüpfen. Genauso trifft dies im Zusammenhang mit der Entwicklung einer Verbrennungsanlage für chlorierte Kohlenwasserstoffe an Land zu: Bei der Konstruktion der hierzu entwickelten Klärschlammverbrennungsanlage, in welcher die chlorierten Kohlenwasserstoffe zu 99,99 % verbrannt werden können, konnte Bayer ebenfalls auf langjährige Erfahrungen mit der Müllverbrennung zurückgreifen. In beiden beschriebenen Prozessen war die vorangegangene technologische Entwicklung und die damit verbundene gute Wissensbasis grundlegend. Diese Wissensbasis ermöglichte dem Unternehmen durch Variationen bestehender Technologien eine frühere Abkehr von den problembehafteten Verfahren als den betroffenen Wettbewerbern.²¹¹ Betrachtet man in diesem Zusammenhang die Innovationstiefe der entwickelten Aufbereitungsverfahren lässt sich jedoch festhalten, dass durch die vorgenommene Variation bereits bestehender technologischer Lösungsansätze – insbesondere in der Entwicklung der alternativen Entsorgungswege für die Dünnsäure – auf bereits bekannte Pfade ausgewichen wurde und nur eine geringe Innovationstiefe beobachtet werden kann.

Es bleibt in diesem Zusammenhang die Frage, inwiefern sich das hier beobachtbare enge Zeitfenster, das sich aus der drohenden Nichtverlängerung der Genehmigung der niederländischen Regierung und die Besorgnisaussprache des DHI im Rahmen des Hohe-See-Einbringungsgesetzes für das Unternehmen ergab, eher innovationsfördernd oder eher innovationshemmend auswirkte bzw. inwiefern die Gewährung eines längeren Zeitfensters tiefer gehende Innovationsprozesse ermöglicht hätte. Hierzu lässt sich festhalten, dass Pläne für die Entwicklung alternativer Aufbereitungsverfahren im Unternehmen bereits vor 1980 existierten. Die beschriebenen rechtlichen Rahmenbedingungen konnten daher in diesem Fall entscheidend eine kurzfristige Umsetzung dieser geplanten Investitionsmaßnahmen bewirken, die ursprünglich erst zum Ende der 1980er Jahre bzw. bis 1984 erfolgen sollte. Demnach hat sich der regulative Eingriff des DHI in diesem Fall zwar eindeutig fördernd auf die konsequente Umsetzung bestehender Planungen ausgewirkt – allerdings weniger auf die Innovationstiefe der entwickelten Maßnahmen.

²¹¹ Wie beschrieben erfolgte der Bayer-Ausstieg aus der Dünnsäureverklappung im Jahr 1982 sieben Jahre vor den Konkurrenten und aus der Hohe-See-Verbrennung 1988 knapp ein Jahr vor der Ausstiegserklärung der Chemischen Industrie am 5. November 1989.

Bezüglich der untersuchten Produktinnovationen ergibt sich ein differenziertes Bild. Hier konnte ein Wirkungsgeflecht von regulativen Eingriffen (regulatory push), Selbstverpflichtungen der Industrie sowie der Marktnachfrage (demand pull) auf die Entwicklung umweltfreundlicher Produkte nachgezeichnet werden. Für die Invention von IDS und PASP waren zunächst rein ökonomische Interessen der Bayer AG ausschlaggebend, da für die in großen Mengen anfallende Basischemikalie Maleinsäureanhydrid (MSA) gezielt Wert schaffende Downstream-Produkte gesucht wurden. Vor allem im Bereich der Dispergier- und Komplexmittel sah Bayer einen attraktiven Markt und Einsatzmöglichkeiten für das MSA. Zudem bestand die Möglichkeit, aus dem bereits entwickelten Produkt der Polyasparaginsäure unter Nutzung bereits vorhandener Ressourcen durch Variation des Produktionsverfahrens zwei viel versprechende Produkte entwickeln zu können.

Durch die Aussprechung von EDTA Verboten in zentralen europäischen Ländern und die deutsche Selbstverpflichtung der chemischen Industrie zur Verringerung der EDTA-Emissionen entstand national wie international ein Marktpotenzial für ein ökonomisch und ökologisch viel versprechendes EDTA Substitut wie IDS. Die Nachzeichnung der Auswirkungen der Selbstverpflichtung auf die Motivation des Unternehmens, ein EDTA Substitut zu entwickeln, stand hier im Fokus des Interesses. Es zeigte sich aufgrund der Tatsache, dass Bayer kein EDTA produzierendes Unternehmen ist und auch nur in sehr geringem Rahmen EDTA in Produktionsprozessen anwendet, dass sich für Bayer keine unmittelbare Motivation aus der beschriebenen Selbstverpflichtung der chemischen Industrie ergab ein Substitut für EDTA zu entwickeln. Dennoch ist ein indirekter Zusammenhang festzustellen, da die Selbstverpflichtung positive Auswirkungen auf die Marktmöglichkeiten für EDTA Substitute hatte. Die aus der Selbstverpflichtung entstehenden Marktchancen auf dem nationalen Markt konnten zwar im Rahmen der Studie nicht quantifiziert werden, es ist aber anzunehmen, dass sie in Verbindung mit den internationalen Marktchancen dem Unternehmen einen Anreiz boten, Investitionen in die Marktreifeentwicklung zu tätigen. Ein Einfluss der Selbstverpflichtung auf die Möglichkeiten des Unternehmens kann daher festgehalten werden. Hinsichtlich der Frage, inwieweit IDS einen Beitrag zur Erfüllung der Selbstverpflichtung leisten konnte, konnten keine eindeutigen Aussagen getroffen werden. Zwar wurde aufgrund der guten Einsetzbarkeit von IDS in Wasch- und Reinigungsmitteln ein Beitrag zur Realisierung der Selbstverpflichtung (insbesondere in dieser Sparte) geleistet, eine Quantifizierung dieser Wirkung, d.h. der Senkung des EDTA Verbrauchs speziell durch den Einsatz von IDS konnte jedoch aufgrund fehlender Verkaufs- und Verbrauchszahlen nicht erfolgen.

Die Marktreifeentwicklung für PASP wurde erst vorgenommen, als sich eine Erfolg versprechende Perspektive im Markt der Dispergier- und Komplexmittel zeigte und so aus Sicht des Unternehmens die externen Marktmöglichkeiten gegeben waren, Baypure absetzen zu können. Diese Marktmöglichkeiten basieren auf einem Jahresbedarf an Dispergiermitteln, der bislang fast ausschließlich durch biologisch schwer abbaubare Polycarboxylate bedient wurde, in Höhe von ca. 265.000t. Aufgrund der anhaltenden Diskussion der Problematik nicht biologisch abbaubarer Bestandteile in Reinigungsmitteln wurde ein beachtliches Marktpoten-

zial für ein gut abbaubares und ökologisch viel versprechendes Substitut angenommen. Einzelne Unternehmen waren mit ihrem Bedarf an unbedenklicheren Dispergiermitteln sogar an Bayer herangetreten. Der Einfluss der beschriebenen Selbsterklärung der Waschmittel-Industrie (AISE) zur Verringerung der Anwendung von schwer abbaubaren Bestandteilen in Reinigungsmitteln konnte im Rahmen der Studie nicht erschöpfend beurteilt werden.

Betrachtet man übergreifend den Einfluss der Öffentlichkeit auf den Handlungsspielraum der Bayer AG vor dem Hintergrund der Marktpresenz des Unternehmens, so ergeben sich hieraus einige Zusammenhänge: Bayer bietet aufgrund einer hohen Diversifizierung in unterschiedlichen Unternehmensbereichen eine breite Produktpalette an und bedient neben dem B2B Markt auch den Endverbrauchermarkt (insbesondere an Farb-, Pharma- und Pflanzenschutzprodukten). Aus dieser großen Marktnähe zu Endverbrauchern resultiert ein großes Interesse des Unternehmens an einem einwandfreien Unternehmensimage. Eine positive Wahrnehmung des Unternehmens bei den Verbrauchern spielt eine große Rolle auch für den ökonomischen Erfolg im Endverbrauchermarkt, ein möglicher Imageverlust kann sich auch auf die Produkte auswirken, die in keinem Zusammenhang mit einer Umweltproblematik zu sehen sind. Hier besteht für das Unternehmen ein Zusammenhang zwischen dem gesellschaftlichen Interesse an Umweltschutz, der Wahrnehmung möglicher Umweltskandale in der Öffentlichkeit und einer mit ökonomischen Folgen verhafteten Marktnachfrage.

Hierbei stimmt der Wahrnehmungsgrad einer Umweltbeeinträchtigung in der Öffentlichkeit nicht immer mit dem realen Ausmaß der Umweltbeeinträchtigung überein. Skandalisierungspotenzial bieten insbesondere Umweltprobleme, die besonders gut wahrnehmbar – und auch vorzeigbar – sind. Die Verklappung der Dünnsäure auf hoher See hat sich als ein solcher skandalisierbarer, weil der Öffentlichkeit vorzeigbarer Fall erwiesen. Er bot Umweltschutzorganisationen bessere Ansatzpunkte für zielgerichtete Aktionen gegen die Chemieindustrie als dies etwa produktionsinterne Umweltprobleme geboten hätten. Ein öffentliche Skandalisierung, die zu einer negativeren Wahrnehmung von Unternehmen in der Öffentlichkeit führt als es aufgrund der nachweisbaren Umweltwirkungen geboten wäre, kann in den betreffenden Unternehmen zur Priorisierung weniger relevanter aber öffentlichkeitswirksamer Umweltmaßnahmen führen. Es lässt sich hierbei annehmen, dass der Handlungsspielraum eines im Markt präsenten, diversifizierten Großunternehmens durch die Einflussnahme von Medien oder gesellschaftlichen Institutionen (NROs) besser beeinflussbar ist als der Handlungsspielraum von weniger präsenten Unternehmen. Da bis heute das Ausmaß der Schädlichkeit der Dünnsäureverklappung nicht nachgewiesen werden konnte ist zu vermuten, dass der Öffentlichkeitsfaktor zwar Unternehmen zu einer Abkehr bestehender Pfade bewegen kann, ob dies jedoch tatsächlich die umweltschädlichsten oder nicht eher die öffentlichkeitswirksamsten sind, lässt sich stark anzweifeln.

Grundsätzlich lässt sich festhalten, dass die Marktbedingungen (demand pull) erwartungsgemäß vor allem bei Produktinnovationen eine besondere Rolle spielen, so z. B. bei der durch die Marktrahmenbedingungen maßgeblich geförderten Entscheidungen, IDS und PASP zur Marktreife zu entwickeln. Technologische Faktoren (technology push) ebenso wie die Öffentlichkeitsreaktion waren wichtige

Einflussfaktoren auf die Innovationen zur Beendigung der Dünnsäureverklappung und die Hohe-See-Verbrennung chlorierter Kohlenwasserstoffe, wobei auf bereits vorhandene Technologien aus anderen Prozessen aufgebaut werden konnte. Hierfür spielte der unternehmensexterne Faktor der Diversifizierung eine wichtige Rolle, der die Variation bereits praktizierter Lösungen in anderen Bereichen vereinfachte. Neben diesen in einzelnen Fällen wesentlichen Einflussfaktoren lässt sich jedoch als wesentliche Erkenntnis festhalten, dass es in allen untersuchten Fallstudien regulatorische Impulse gegeben hat. Dies bedeutet, dass in den Einzelfällen durchaus unterschiedliche Impulse wirksam waren, aber keine Innovation ohne staatliche Regulierungsimpulse zustande gekommen ist. In allen untersuchten Fällen lagen behördliche bzw. gesetzgeberische Interventionen vor. Dies war bei der Gründung der Abwasserkommission ein Ministerialerlass, im Fall der Dünnsäureverklappung die Genehmigungsverschärfung der niederländischen sowie der deutschen Genehmigungsbehörden und im Fall der Hohe-See-Verbrennung die Besorgnisaussprache seitens der Genehmigungsbehörde DHI im Sinne des Hohe-See-Einbringungsgesetzes. Unter dem Druck bestehender oder bevorstehender Gesetzesänderungen bzw. schärferer behördlicher Kontrollen wurden bei Bayer innovative Maßnahmen ergriffen, die den Regulierungen entweder entsprachen oder sie sogar vorwegnahmen.

Selbst dort, wo sich die Marktnachfrage als wichtiger Einflussfaktor in den Vordergrund zu drängen scheint, sind öffentliche Regulierungen im Hintergrund aufgezeigt worden. Dass überhaupt eine Marktnachfrage für IDS entstehen konnte, lag an der Problematisierung von EDTA und dem Produktionsrückgang aufgrund der abgeschlossenen Selbstverpflichtung. Und auch, dass sich IDS bisher nicht in einem größeren Umfang durchsetzen konnte, lag sicherlich – neben den Umstellungskosten – daran, dass die Selbstverpflichtung nur in einem begrenzten Maß zum Produktionsrückgang von EDTA geführt hat, sondern vor allem durch Emissionsminderungen (teil)erfüllt wurde.

Literaturverzeichnis

Verzeichnis der besuchten Archive/Institute

I. Bayer Archiv Leverkusen (BAL)

Bestände Umweltschutz/Abwasser:

BAL 58/ 9.2, BAL 58/ 9.4.1, BAL 58/9.4.2, BAL 58/ 9.4.5, BAL 58/ 9.4.6,

BAL 58/ 9.4.7, BAL 58/ 9.4.8, BAL 58/ 9.6.4

Organisationspläne 1899-2003 BAL 10/15

Protokolle der Jahreshauptversammlung der Aktionäre 1978-1982

II. Hauptstaatsarchiv Düsseldorf

Regierung Düsseldorf Nr. 35948 353/6b

III. Landeshauptarchiv Koblenz

Akten des Oberpräsidiums der Rheinprovinz, Bestand 403, Akte 10976

Akten der Rheinstrombauverwaltung, Bestand 418, Akte 895

IV. Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH)

Bernhard-Nocht-Straße 78

20359 Hamburg

V. Greenpeace Hamburg

Große Elbstraße 39

22767 Hamburg

VI. Institut für Ökologie und Politik (ÖKOPOL) Hamburg

Nernstweg 32-34

22765 Hamburg (Altona)

Gedruckte Quellen und Literatur

Abelshauser, Werner (Hg.) 1994: Umweltgeschichte. Umweltverträgliches Wirtschaften in historischer Perspektive, acht Beiträge, Göttingen.

Abraham, G./ Hilberts, B. 1967: Vermischung von Abfallsäure im Propellerstrahl eines Küstenmotorschiffes, in: Delft's Hydraulics Laboratory (Nr. 51) Oktober 1967.

Ahrens, Andreas/ Pirntke, Ulrike 1998: Anforderungen an Stoffeinträge in Gewässer – Hinweise für Stoffanwender (Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit – Umweltchemikalien), erstellt im Auftrag des Umweltbundesamtes, Berlin.

Ahrens, Andreas/ Lohse, Joachim 1999: Rekonstruktion und Bewertung zweier Greenpeace-Kampagnen zum Meeresschutz. Verklappung von Dünnsäure und Verbrennung von Abfällen auf hoher See, Ökopol GmbH, Hamburg.

Aktionskonferenz Nordsee e. V. (Hg.) 1989: Das Nordsee-Memorandum. Ergebnisse und Forderungen der Konferenzen der Umweltverbände 1984 und 1987 in Bremen, Bremen.

- Andersen, Arne/ Spelsberg, Gerd (Hg.) 1990: Das blaue Wunder. Zur Geschichte der synthetischen Farben, Köln.
- Andersen, Arne 1993: Über das Schreiben von Umweltgeschichte, in: Simon, C. (Hg.): Umweltgeschichte heute. Neue Themen und Ansätze der Geschichtswissenschaft – Beiträge für die Umweltwissenschaft, Mannheim.
- Andersen, Arne 1996: Historische Technikfolgenabschätzung am Beispiel des Metallhüttenwesens und der Chemieindustrie 1850-1933, Stuttgart.
- Andersen, Arne 1999: Chemie als Zukunftstechnologie. Teerfarbenindustrie vor dem ersten Weltkrieg, in: Jahrbuch für Wirtschaftsgeschichte (1999/2), Berlin, 85-101.
- Anschütz, Richard 1915: Die Bedeutung der Chemie für den Weltkrieg. Rede gehalten beim Antritt des Rektors der rheinischen Friedrich-Wilhelm-Universität am 18. Oktober 1915, Bonn.
- Ashford, Nicholas 2000: An innovation-Based Strategy for a sustainable Development, in: Hemmelskamp, Jens/ Rennings, Klaus/ Leone, Fabio (Hg.), Innovation-Orientated Environmental Regulation: Theoretical Approach and Empirical Analysis, Heidelberg, New York, 67-107.
- Bathelt, Harald 1997: Chemische Industrie zwischen Kontinuität und Umbruch. Technologischer Wandel, Flexibilisierung und räumliche Nähe, in: Geographische Zeitschrift 84, 193-212.
- Bayer AG 1963: Beiträge zur 100jährigen Firmengeschichte 1863-1963, erschienen 1963/64 in der Werkszeitschrift Unser Werk, Leverkusen.
- Bayer AG 1975a: Umweltschutz bei Bayer, Bayer Umweltschutz-Information, Nr. 22, Leverkusen.
- Bayer AG 1975b: Bayer verbrennt chlorhaltige Flüssigkeiten auf hoher See, Bayer Umweltschutz-Information, Nr. 28, Leverkusen.
- Bayer AG 1982: Pressemitteilung der Bayer AG vom 20. März 1982, Leverkusen.
- Bayer AG 1989a: Organisationsstruktur Umweltschutz (UWS), Leverkusen.
- Bayer AG 1989b: Organisatorische Gliederung der Bayer AG, Leverkusen.
- Bayer AG 1991a: Bayer - Umweltschutz 2/ 91, Leverkusen.
- Bayer AG 1991b: Umweltperspektive II – Presseforum 1991, Leverkusen.
- Bayer AG 2000: Pressemitteilung der Bayer AG vom 07.12.2000, Leverkusen.
- Bayer AG 2001a: Pressemitteilung der Bayer AG vom 11.06.2001, Leverkusen.
- Bayer AG 2001b: Pressemitteilung der Bayer AG vom 26.06.2001, Leverkusen.
- Bayer AG 2004a: www.baypure.de/imperia/md/content/baypure/service/pdf-presse/umweltpreis.pdf.
- Bayer AG 2004b: www.baypure.de/imperia/md/content/baypure/service/pdf-presse/haerte.pdf.
- Bayer AG 2004c: www.baypure.de/imperia/md/content/baypure/service/pdf-presse/kalk.pdf.
- Bayer AG 2004d: www.baypure.de/imperia/md/content/baypure/service/pdf-presse/umweltfreundliche.pdf.
- Bayer AG 2004e: www.baypure.de/imperia/md/content/baypure/service/pdf-presse/Woche-der-Umwelt.pdf.
- Bayerl, Günter/ Fuchsloch, Norman/ Meyer, Torsten (Hg.): Umweltgeschichte. Methoden, Themen, Potentiale, Münster.
- Behrens, Karl Christian/ Schultze, Joachim/ Geßner, Hans-Jürgen 1973: Wasserversorgung und Umweltschutz in der chemischen Industrie – dargestellt am Beispiel der BASF Ludwigshafen, Hannover.

- Berger, Peter/ Luckmann, Thomas 1969: Die gesellschaftliche Konstruktion der Wirklichkeit. Eine Theorie der Wissenssoziologie, Frankfurt am Main.
- Berger, Peter/ Berger, Brigitte 1976: Wir und die Gesellschaft. Eine Einführung in die Soziologie – entwickelt an der Alltagserfahrung, Reinbeck bei Hamburg.
- Berghoff, Hartmut 1999: Transaktionskosten. Generalschlüssel zum Verständnis langfristiger Unternehmensentwicklung? Zum Verhältnis von Neuer Institutionenökonomie und moderner Unternehmensgeschichte, in: Jahrbuch für Wirtschaftsgeschichte (1999/2), Berlin, 159-179.
- Birnie, P.W. 1991: The North Sea Legal Regime, in: Cicin-Sain, Biliana/ Jolliffe, I.P./Knecht, R.W. (Hg.): Ocean & Shoreline Management, 16 (1991), 177-197.
- Blätzel-Mink, Birgit 1997: Elemente einer sozioökonomischen Theorie der Innovation, in: Blätzel-Mink, Birgit/ Renn, Ortwin (Hg.): Zwischen Akteur und System. Die Organisierung von Innovation, Westdeutscher Verlag: Opladen, 19-37.
- Blaschke, Stefan 1999: Unternehmen und Gemeinde. Das Bayerwerk im Raum Leverkusen 1891-1914, Köln.
- Böhlmann, Dietrich 1971: Müllgrube Meer?, in: Kosmos, 67. Jahrgang, Heft 7, Stuttgart, 275-282.
- Böhm, Bruno 1928: Gewerbliche Abwässer. Ihre Reinigung, Beseitigung und nutzbare Verwertung. Ein Handbuch zum praktischen Gebrauch für Gewerbeaufsichts-, Wasserbau- und Medizinalbeamte, städtische und Verwaltungsbeamte, Fischereiinteressenten und Gewerbeunternehmer, Berlin.
- Borgh, Richard van der 1892: Die wirtschaftliche Bedeutung der Rhein-Seeschifffahrt, Köln.
- Borowsky, Peter/ Vogel, Barbara/ Wunder, Heide 1989: Einführung in die Geschichtswissenschaft. Bd. 1: Grundprobleme, Arbeitsorganisation, Hilfsmittel, Opladen.
- Boulding, Kenneth 1966: The economics of the coming spaceship, in: Jarret (Hg.) 1966: Environmental Quality in a Growing Economy, Baltimore.
- Bressers, Hans/ Plettenburg, Loret 1997: The Netherlands, in: Jänicke, Martin/ Weidner, Helmut (Hg.), National Environmental Policies. A Comparative Case Study of Capacity Building, Berlin.
- Brundtlandkommission 1987: Unsere gemeinsame Zukunft. Bericht der Weltkonferenz für Umwelt und Entwicklung, New York.
- Brüggemeier, Franz-Josef 1996: Das unendliche Meer der Lüfte. Luftverschmutzung, Industrialisierung und Risikodebatten im 19. Jahrhundert, Essen.
- Brüggemeier, Franz-Josef/ Rommelspacher, Thomas (Hg.) 1987: Besiegte Natur. Geschichte der Umwelt im 19. und 20. Jahrhundert, München.
- Brüggemeier, Franz-Josef/ Toyka-Seid, Michael (Hg.) 1995: Industrie-Natur. Lesebuch zur Geschichte der Umwelt im 19. Jahrhundert, Frankfurt am Main, New York.
- BSH 1990: Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie: Vierter dreijähriger Bericht über Abfälle aus der Titandioxidproduktion gem. EG Richtlinie 78/76/EWG vom 10.12.1990.
- Bundesgesetzblatt, Teil II, 1977: Gesetz zu den Übereinkommen vom 15. Februar 1972 und 29. Dezember 1972 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen durch Schiffe und Luftfahrzeuge vom 11. Februar 1977.
- Bundesministerium für Umwelt 2004: 15 Jahre BMU. www.bmu.de/files/15JahreBMU/pdf.
- Bütschenfeld, Jürgen 1997: Flüsse und Kloaken. Umweltfragen im Zeitalter der Industrialisierung (1870-1918), Schriftenreihe des Arbeitskreises für moderne Sozialgeschichte, 59, Stuttgart.

- Carson, Rachel 1981: Der stumme Frühling, München.
- Cicin-Sain, Biliana/ Jolliffe, I.P./ Knecht, R.W. (Hg.) 1991: Ocean & Shoreline Management, 16 (1991), o. Ort.
- Conrad, Jobst 2000: Environmental Policy Regulation by Voluntary Agreements. Technical Innovations for reducing Use and Emissions of EDTA (FFU Report 99-04), Berlin.
- Der Rat der Sachverständigen für Umweltfragen 1980: Umweltprobleme der Nordsee. Sondergutachten, Verlag W. Kohlhammer GmbH: Stuttgart, Mainz.
- Dethlefsen, Volkert 1986: Überblick über Auswirkungen der Verklappung von Abfällen aus der Titandioxidproduktion in der deutschen Bucht, Hamburg.
- Dethlefsen, Volkert 1987: Toxikologisches Institut Cuxhaven der Bundesforschungsanstalt für Fischerei in einem Interview, in: DIE ZEIT Nr. 48 vom 20. Dezember 1987.
- Dethlefsen, Volkert 1989: Quellen und Auswirkungen der Schadstoffe in der Nordsee, in: Haury, H.-J./ Koller, U./ Assmann, G. 1989: Meer – Deponie oder Lebensraum. Journalistenseminar der Informationsstelle Umwelt der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung München, Hamburg, 51-54.
- Dreyhaupt, Franz Joseph 1978: Umweltschutz für Unternehmer, Köln.
- Droysen, Johann Gustav 1958: Historik, Darmstadt.
- Durkheim, Emile 1965: Die Regeln der soziologischen Methode, Neuwied.
- Ehlers, Peter 1999: Die Geschichte maritimer Dienste in Deutschland – Das BSH und seine Vorgänger. Schriftliche Fassung eines Vortrags bei der Deutschen Gesellschaft für Schifffahrts- und Marinegeschichte e. V. vom 22.04.1999, Hamburg.
- Eisenlohr, 1903: Industriehäfen mit besonderer Berücksichtigung der Anlagen am Rhein. Verbandsschriften des Deutsch-Österreichisch-Ungarischen Verbandes für Binnenschifffahrt, Berlin.
- Erker, Paul 1997: Aufbruch zu neuen Paradigmen. Unternehmensgeschichte zwischen sozialgeschichtlicher und betriebswirtschaftlicher Erweiterung, in: Archiv für Sozialgeschichte 37, 321-365.
- Fachhochschule Flensburg (Hg.) 1974: Umweltschutz an Nord- und Ostsee. Flensburger Hochschultage 1973, Flensburg.
- Falbe, Jürgen/ Regitz, Manfred (Hg.) 1990: Chemie Lexikon Römpf, 9. Auflage, Stuttgart.
- Febvre, Lucien 1994: Der Rhein und seine Geschichte, Frankfurt am Main.
- Fiebig, Karl-Heinz/ Hinzen, Ajo 1980: Umweltschutz und Industriestandorte. Planungskonzeptionen und Rechtsinstrumente, Berlin.
- Fuchsloch, Norman 1996: Einführung in Methodenfragen der Umweltgeschichte, in: Bayerl, Günter/ Fuchsloch, Norman/ Meyer, Torsten (Hg.): Umweltgeschichte. Methoden, Themen, Potentiale, Münster, 13-20.
- Fürst, Volker 2003: Umweltpolitisches Regieren im Weltmarkt – Zur Transformation von Staatlichkeit in weltmarktorientierten Staaten. Diss. Berlin.
- Gaul, Horst 1989: Chlorierte Kohlenwasserstoffe – ein Beispiel für die Schadstoffbelastung in Nord- und Ostsee, in: Haury, H.-J./ Koller, U./ Assmann, G. 1989: Meer – Deponie oder Lebensraum. Journalistenseminar der Informationsstelle Umwelt der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung München, Hamburg, 12-22.
- Gilhaus, Ulrike 1995: Schmerzenskinder der Industrie. Umweltverschmutzung, Umweltpolitik und sozialer Protest im Industriezeitalter in Westfalen 1815-1914. Forschungen zur Regionalgeschichte 15, Paderborn.
- Gleich, Armin von 2002: Risiko, Vorsorge und Wettbewerbsfähigkeit am Beispiel des EU-Weißbuchs zur Chemiewirtschaft, in: BAUM (Bundesdeutscher Arbeitskreis für umweltbewusstes Management) (Hg.): Jahrbuch Ökologie, Hamburg, 131-140.

- Greiling, Walter 1952: 75 Jahre Chemieverband. Ein Beitrag zur Industriegeschichte und wirtschaftspolitischen Meinungsbildung – zur Erinnerung an den 75. Jahrestag der Gründung des Vereins zur Wahrung der Interessen, Frankfurt am Main.
- Grundsten, Claes 1997: The North Sea – The Dustbin of Europe, in: *Enviro. International Magazine on the Environment*, No. 23, August 1997, o. O., 6-7.
- Hanisch, Jochen/ Oquinená, Iciar/ Günther, Michael 1990: Die Umsetzung der Beschlüsse der internationalen Nordseeschutzkonferenzen 1984 und 1987 in Bremen und London in der Bundesrepublik Deutschland. Abschlussbericht. Erarbeitet vom Planungsinstitut Küstenregion (PIK) e. V. im Auftrag von Greenpeace e.V., Hamburg.
- Haury, H.-J./ Koller, U./ Assmann, G. 1989: Meer – Deponie oder Lebensraum. Journalistentseminar der Informationsstelle Umwelt der Gesellschaft für Strahlen- und Umweltforschung München, Hamburg.
- Helmstädter, Ernst. 1974: Wirtschaftstheorie I: Eine Einführung – Dispositionsgleichgewicht – Marktgleichgewicht, Göttingen.
- Hemmelskamp, Jens 1996: Umweltpolitik und Innovation – Grundlegende Begriffe und Zusammenhänge, ZEW-Discussion Paper 96-23, Mannheim.
- Hemmelskamp, Jens 1999: Umweltpolitik und technischer Fortschritt, Heidelberg.
- Hemmelskamp, Jens/ Rennings, Klaus/ Leone, Fabio (Hg.) 2000: *Innovation-Orientated Environmental Regulation: Theoretical Approach and Empirical Analysis*, Heidelberg, New York.
- Henneking, Ralf 1994: Chemische Industrie und Umwelt. Konflikte um Umweltbelastungen durch die chemische Industrie am Beispiel der schwerchemischen, Farben- und Düngemittelindustrie in der Rheinprovinz, Stuttgart.
- Hermend, Jost 1996: Umweltgeschichte wozu?, in: Bayerl, Günter/ Fuchsloch, Norman/ Meyer, Torsten (Hg.): *Umweltgeschichte. Methoden, Themen, Potentiale*, Münster, 303-309.
- Hoebink, Hein (Hg.) 1992: *Staat und Wirtschaft an Rhein und Ruhr 1816-1991. 175 Jahre Regierungsbezirk Düsseldorf. Düsseldorfer Schriften zur neueren Landesgeschichte und zur Geschichte Nordrhein-Westfalens*, 34, Essen.
- Hopfenbeck, Waldemar/ Jasch, Andreas/ Jasch, Christine 1996: *Lexikon des Umweltmanagements*, Landsberg/ Lech.
- Hulpke, Herwig 2001: Paradigmenwechsel im Umweltschutz der Chemischen Industrie. Vortrag im Rahmen des Kolloquiums „Fortschritt und Verantwortung – 100 Jahre Umweltschutz bei Bayer“, Pressemitteilung der Bayer AG vom 28. November 2001.
- Internationale Kommission zum Schutze des Rheins 1993: *Statusbericht Rhein. Chemisch-physikalische und biologische Untersuchungen bis 1991*, Koblenz.
- Jäger, Helmut 1994: *Einführung in die Umweltgeschichte*, Darmstadt.
- Jänicke, Martin/ Weidner, Helmut (Hg.) 1997: *National Environmental Policies. A Comparative Case Study of Capacity Building*, Berlin.
- Jahresbericht des Fischschutts-Vereins Köln für 1900, Köln 1901, 7.
- Kahl, Wolfgang/ Voßkuhle, Andreas 1995: *Grundkurs Umweltrecht. Einführung für Naturwissenschaftler und Ökonomen*, Heidelberg, Berlin, Oxford.
- Kiesewetter, Hubert 1989: *Industrielle Revolution in Deutschland 1815-1914*, Frankfurt am Main.
- Kirbach, Roland/ Stock, Ulrich 1987: Gift ahoi – Nordsee tot. Auch die zweite Nordseeschutzkonferenz wird das Sterben des Meeres nicht aufhalten, in: *DIE ZEIT*, Nr. 48 vom 20. Dezember 1987.

- Klemmer, Paul/ Lehr, Ulrike/ Löbbe, Klaus 1999: Umweltinnovationen. Anreize und Hemmnisse, Berlin.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften 1986: Zweiter dreijähriger Bericht über die Verhütung und schrittweise Verringerung der durch Abfälle aus der Titandioxidproduktion verursachten Verschmutzung (Periode 1981-1983), o. O.
- Kortum, Gerhard 1988: Von der Seewarte zum DHI. 125 Jahre Meeresforschung in Hamburg, in *Hamburger Geographische Studien*, 44 (1988), Hamburg, 1-20.
- Koschel, Henrike 1994: Technologischer Wandel in der Titandioxidindustrie. Eine empirische Untersuchung über die Folgewirkungen von Umweltgesetzen. *Diskussionsschriften* Nr. 210/ 1994, Alfred Weber Institut der Universität Heidelberg.
- Krämer, Hans R. (Hg.) o. Jahr: Die wirtschaftliche Nutzung der Nordsee und die Europäische Gemeinschaft (Schriftenreihe des Arbeitskreises Europäische Integration e.V., Band 6), Baden-Baden.
- Kronos-Titan GmbH (Hg.) 1983: Die Kronos-Titan-Initiative 1983-1990. So können wir das Dünnsäure-Problem lösen, Köln.
- Lange, Christoph 1978: Umweltschutz und Unternehmensplanung. Die betriebliche Anpassung an den Einsatz umweltpolitischer Instrumente, Wiesbaden.
- Lenz, Walter 1990: Über die Effizienz der internationalen Übereinkommen zur Verhütung der Meeresverschmutzung, in: Lozán, José/ Lenz, Walter/ Rachor, Elke/ Watermann, Burkard/ von Westernhagen, Hein (Hg.) 1990: Warnsignale der Nordsee. Wissenschaftliche Fakten, Berlin, Hamburg, 350-355.
- Lies-Benachib, Gudrun 2002: Immissionsschutz im 19. Jahrhundert, Berlin.
- List, Martin 1991: Umweltschutz in zwei Meeren. Vergleich der internationalen Zusammenarbeit zum Schutz der Meeresumwelt in Nord- und Ostsee (Reihe Politikwissenschaften, Bd. 50), München.
- Longolius, Stefan 1993: Eine Branche lernt Umweltschutz. Motive und Verhaltensmuster der deutschen chemischen Industrie, Berlin.
- Lozán, José/ Lenz, Walter/ Rachor, Elke/ Watermann, Burkard/ von Westernhagen, Hein (Hg.) 1990: Warnsignale der Nordsee. Wissenschaftliche Fakten, Berlin, Hamburg.
- Lozán, José/ Lenz, Walter/ Rachor, Elke/ Watermann, Burkard/ von Westernhagen, Hein 1990: Überblick über die Warnsignale, in: Lozán, José/ Lenz, Walter/ Rachor, Elke/ Watermann, Burkard/ von Westernhagen, Hein (Hg.) 1990: Warnsignale der Nordsee. Wissenschaftliche Fakten, Berlin, Hamburg, 357-362.
- Mathieu, Petra 2002: Unternehmen auf dem Weg zu einer nachhaltigen Wirtschaftsweise. Theoretische Grundlagen – Praxisbeispiele aus Deutschland – Orientierungshilfe, Wiesbaden.
- Meadows, Donatella/ Meadows, Dennis 1972: Die Grenzen des Wachstums, o. O.
- Meadows, Dennis/ Randers, Jorgen 1992: Die neuen Grenzen des Wachstums, Stuttgart.
- Mitschker, Alfred 2000: Bayer AG. Umweltfreundliche Funktionspolymere und Komplexbildner – Vortrag auf der Tagung des GDCH in Oldenburg im September 2000.
- Mitteilung der Regierung der Bundesrepublik Deutschland vom 10. März 1997 – Richtlinie 71/176/EWG des Rates vom 20.2.1978 über Abfälle aus der Titandioxidproduktion.
- Mordhorst, Jan 1981: Müllkippe Nordsee? Alles über Ölpest und Billigflaggen, über Industrieabfälle und Verklappung, über Umweltverschmutzung und die bedrohte Natur, Hamburg.
- Nespital, Walter 1973: Zur schadlosen Beseitigung von Dünnsäure im Meer, in: *Wasser und Boden* (25. Jahrgang Heft 9), Hamburg, Berlin, 277-281.

- Newell, R.C./ Clegg, D.R./ Maughan, D.W. 1991: Environmental Impact of Liquid Wastes Discharge in Coastal Waters, in: Cicin-Sain, Biliana / Jolliffe, I.P./ Knecht, R.W. (Hg.): Ocean & Shoreline Management, 16 (1991), o. O., 327-347.
- Nihoul, Claire C. 1991: Dumping at Sea, in: Cicin-Sain, Biliana / Jolliffe, I.P. / Knecht, R.W. (Hg.): Ocean & Shoreline Management, 16 (1991), o. Ort, 313-326.
- Nünning, Vera/ Saal, Ralf 1995: Geschichtswissenschaft. Eine Einführung in Grundstrukturen des Fachs und Methoden der Quellenarbeit, Stuttgart.
- Paul, Johann 1991: Die Rheinverschmutzung in Köln und Leverkusen im 19. und 20. Jahrhundert, in: Die alte Stadt. Vierteljahreszeitschrift für Stadtgeschichte, Stadtsoziologie und Denkmalpflege, 18/1991, 385-402.
- Pierenkemper, Toni 1995: Gebunden an zwei Kulturen. Zum Standort der modernen Wirtschaftsgeschichte im Spektrum der Wissenschaften, in: Jahrbuch für Wirtschaftsgeschichte 1995/2, Berlin, 163-176.
- Pierenkemper, Toni 1999a: Was kann eine moderne Unternehmensgeschichte leisten? Und was sollte sie tunlichst vermeiden, in: Zeitschrift für Unternehmensgeschichte 44/1, München, 15-32.
- Pierenkemper, Toni 1999b: Business History in Deutschland. Zur Ortsbestimmung einer Disziplin, in: Teichowa, Alice/ Matis, Herbet/ Resch, Andreas (Hg.): Business History. Wissenschaftliche Entwicklungstrends und Studien aus Zentraleuropa, Wien, 33-53.
- Pierenkemper, Toni 2000a: Unternehmensgeschichte. Eine Einführung in ihre Methoden und Ergebnisse, Stuttgart.
- Pierenkemper, Toni 2000b: Sechs Thesen zum gegenwärtigen Stand der deutschen Unternehmensgeschichtsschreibung, in: Zeitschrift für Unternehmensgeschichte 45/2, 158-166.
- Pohl, Hans 1983: Die chemische Industrie in den Rheinlanden während der industriellen Revolution, Wiesbaden.
- Pohl, Hans 1993: Industrie und Umwelt, Stuttgart.
- Prinz el Hassaan bin Talal 2002: Keine Grenzen des Wissens, aber Grenzen der Armut: Auf dem Wege zu einer nachhaltigen Wissensgesellschaft. Zum 30-jährigen Jubiläum des ersten Reports an den Club of Rome: Die Grenzen des Wachstums, Brüssel.
- Radkau, Joachim 1991: Unausdiskutiertes aus der Umweltgeschichte, in: Hettling, Manfred et. al. (Hg.): Was ist Gesellschaftsgeschichte? Positionen, Themen, Analysen, München.
- Radkau, Joachim 1994: Was ist Umweltgeschichte?, Bielefeld.
- Reith, Reinhold 1996: Umweltgeschichte aus der Sicht historischer Methodik, in: Bayerl / Fuchsloch / Meyer (Hg.): Umweltgeschichte. Methoden, Themen, Potentiale, Münster, 21-30.
- Reutlinger Generalanzeiger, 9.11.1989, 33
- Rogall, Holger 2000: Bausteine einer zukunftsfähigen Umwelt- und Wirtschaftspolitik, Berlin.
- Rommelspacher, Thomas 1987: Das natürliche Recht auf Wasserverschmutzung. Geschichte des Wassers im 19. und 20. Jahrhundert, in: Brüggemeier, Franz-Josef/ Rommelspacher, Thomas (Hg.) 1987: Besiegte Natur. Geschichte der Umwelt im 19. und 20. Jahrhundert, München, 42-63.
- Rühl, Niels Peter 1987: Deutsches Hydrographisches Institut Hamburg in einem Interview, in: DIE ZEIT Nr. 48 vom 20. Dezember 1987.

- Rühl, Niels-Peter 1989: Abfallbeseitigung auf See – derzeitige nationale und internationale Situation, in: Haury, H.-J./ Koller, U./ Assmann, G. 1989: Meer – Deponie oder Lebensraum, München, Hamburg, 5-12.
- Schua, Leopold/ Schua, Roma 1981: Wasser. Lebenselement und Umwelt. Die Geschichte des Gewässerschutzes in ihrem Entwicklungsgang dargestellt und dokumentiert, Freiburg/München.
- Schulte-Wülwer-Leidig, Anne 1991: Ökologisches Gesamtkonzept für den Rhein. Beitrag der internationalen Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung, Koblenz.
- Seidel, Axel 2000: Kreislaufwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Ökonomie und Ökologie in Deutschland (Kölner Forschungen zur Wirtschafts- und Sozialgeographie herausgegeben von Ewald Gläßer, Rolf Sternberg und Götz Voppel, Band 50), Köln.
- Sonderstelle des Bundes zur Bekämpfung von Meeresverschmutzungen 2000: Nationale und internationale Grundsätze und Vorgaben für die Bekämpfung von Meeresverschmutzungen, in: Ortung und Navigation (Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Ortung und Navigation e.V.) 1/2000, Ort, 83-88.
- Spelsberg, Gerd 1990: Im Fieber des Farbenrauschs. Eine Siegesgeschichte, in: Andersen, Arne/ Spelsberg, Gerd (Hg.): Das blaue Wunder. Zur Geschichte der synthetischen Farben, Köln, 9-56.
- Stolberg, Michael 1994: Ein Recht auf saubere Luft? Umweltkonflikte am Beginn des Industriezeitalters, Erlangen.
- Streck, Wolf Rüdiger 1984: Chemische Industrie. Strukturwandel und Entwicklungsperspektiven, Berlin.
- Teltschik, Walter 1992: Geschichte der deutschen Großindustrie. Entwicklung und Einfluss in Staat und Gesellschaft, Weinheim.
- Umweltbundesamt 1992/1993: Daten zur Umwelt 1992/1993, Berlin 1994, 457-470.
- Umweltbundesamt 2004a: <http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/wasch/trends.htm>.
- Umweltbundesamt 2004b: www.umweltdatenbank.de/lexikon/wasserhaushaltsgesetz.htm.
- VCi 2001: Fakten – Analysen – Perspektiven. Chemie 2001, Jahresbericht Verband der chemischen Industrie e.V., Frankfurt am Main.
- Wallerang, E. 1986: Es wird weniger verklappt. Rückstände an Dünnsäure bei der Titandioxidproduktion verringert, in: Umwelt (VDI): Die Fachzeitschrift für Technik und Management 16 (1986), o. Ort, 69-71.
- Walter, Rolf 1995: Inventur 1995, in: Vierteljahresschrift für Sozial- und Wirtschaftsgeschichte 82, o. Ort, 500.
- Weber, Max 1964: Wirtschaft und Gesellschaft, Köln.
- Weichart, Günter 1978: Verschmutzung der Nordsee, in: Krämer, Hans R. (Hg.): Die wirtschaftliche Nutzung der Nordsee und die Europäische Gemeinschaft (Schriftenreihe des Arbeitskreises Europäische Integration e.V., Bd. 6), Baden-Baden, 85-91.
- Weigelt, Curt 1907: Beiträge zur chemischen Selbstgesundung der Gewässer, Stuttgart.
- Weltkonferenz für Umwelt und Entwicklung 1987: Unsere gemeinsame Zukunft. Bericht der Weltkonferenz für Umwelt und Entwicklung (Brundtlandkommission), Greven.
- Wichert, V.C.H. 1993: Dünnsäure-Recycling, in: Praxis der Naturwissenschaften Chemie 42/5, o. Ort.
- Wieland, Ulrich 2003: Wasserverbrauch und Abwasserbehandlung in der EU und in den Beitrittsländern, (Eurostat - Statistik kurz gefasst. Thema 8 – 13/2003), Verlag: Luxemburg.

- Zirnstein, Gottfried 1996: Ökologie und Umwelt in der Geschichte, Marburg.
- Zwickolf, G. 1979: Das Deutsche Hydrographische Institut (DHI), in: Hansa. Zentralorgan für Schifffahrt – Schiffbau – Hafen, 116. Jahrgang, 1979/2, o. Ort, 88-89.

Quellenverzeichnis

- Akten des Oberpräsidiums der Rheinprovinz, Bestand 403, Akte 10976, Blatt 235.
- Anforderungen der Rijkswaterstaat an die Entwicklung alternativer Entsorgungs- und Produktionswege, BAL 9.4.8.
- Arbeitskreis Chemische Industrie Köln (Hg.) 1980: Blockade Illustrierte. Reportagen und Dokumente über die Verschmutzung der Nordsee und der Elbe. Die Dünnsäure-Blockade im Herbst 1980 in Leverkusen, Brunsbüttel und Nordenham, BAL 58/ 9.4.9.
- Aufstellung einer Chronologie der Abteilung LE Umweltschutz/AWALU zur Verbringung von Dünnsäure vom 15.06.1982, BAL 58/ 9.4.6.
- Aufstellung zur Dünnsäureentsorgung der Abteilung LE Umweltschutz/AWALU, BAL 58/ 9.6.4.
- Baugesuch vom 13.7.1896 an Königliches Oberpräsidium zu Coblenz, BAL 58/9.4.1.
- Bayer AG (Hg.) o. J.: Dünnsäure ins Meer, BAL 58/ 9.4.5.
- Bericht der Abteilung AWALU an den Vorstand, BAL 58/ 9.4.7.
- Bestandsaufnahme an Anlagen zur Dünnsäureaufarbeitung bei AC [Abteilung Anorganische Chemie] vom 04.03.1981, BAL 58/9.4.6.
- Brief des Gutachters Prof. Curt Weigelt an die Farbenfabriken, HSTD Regierung Düsseldorf Nr. 35948 353/6b.
- Brief von Carl Duisberg an Prof. Weigelt vom 19.5.1904, HSTD Regierung Düsseldorf Nr. 35948 353/6b.
- Brief vom 13.10.1903 von der Rheinstrombauverwaltung, LHAK Bestand 418, Akte 895, Blatt 245.
- Bundesgesetzblatt, Teil II, 1977. Gesetz zu den Übereinkommen vom 15. Februar 1972 und 29. Dezember 1972 zur Verhütung der Meeresverschmutzung durch das Einbringen von Abfällen durch Schiffe und Luftfahrzeuge vom 11. Februar 1977.
- Deutscher Bundestag 1971: Umweltprogramm der Bundesregierung. Umweltplanung. Drucksache VI/2710, Bonn.
- Dünnsäure-Entsorgungskonzept der Bayer AG, Mai 1980, BAL 58/ 9.4.8.
- Endgültiges Gutachten 1904, BAL 58/9.4.1.
- Genehmigung der Rijkswaterstaat, Directie Noordzee, zur Losung der Dünnsäure, BAL 58/ 9.4.8.
- Grünwald, Herbert 1980: Das „Problem Dünnsäure“ bald technisch lösbar. Stellungnahme auf der Hauptversammlung der Aktionäre am 19. Juni 1980 in Köln, BAL 58/9.4.5.
- Kommentar/Richtigstellung von Dr. Gerhard Stolpa, Bayer AG vom 17.11.1989 als Reaktion auf den FAZ-Artikel „Giftverbrennung auf See eingestellt“ vom 30. 10. 1989, BAL 58/9.4.5.
- Konzession für eine Rohrleitung der Farbenfabriken vorm. Friedr. Bayer & Co. vom 2.11.1896, Punkt 2, BAL 58/9.4.1.
- Landeshauptarchiv Koblenz, Akten der Rheinstrombauverwaltung, Bestand 418, Akte 895, Blatt 159.
- Landeshauptarchiv Koblenz, Akten der Rheinstrombauverwaltung, Bestand 418, Akte 895, Blatt 175.

- Landeshauptarchiv Koblenz, Akten der Rheinstrombauverwaltung, Bestand 418, Akte 895, Blatt 177.
- Mitteilungen an den Bayer-Vorstand, BAL 58/ 9.4.5.
- Mitteilung des Fachbereichs AC [Anorganische Chemie], BAL 58/9.4.5.
- Organisationspläne bezüglich der Entwicklung des Stellenwerts der Umwelta Abteilung der Bayer AG, BAL 10/15.
- Protokoll der Abwasser-Konferenz vom 24.11.1908, BAL 58/9.4.1.
- Protokoll der ersten Sitzung der Abwasserkommission am 04. November 1901, BAL 58/9.4.1.
- Protokoll der ersten Sitzung der Abwasserkommission der Bayer AG 1949, BAL 58/9.4.1.
- Schreiben des zuständigen Wasserbaurates Luyken an die Farbenfabriken vom 14. März 1901 und vom 10. Mai 1901, BAL 58/9.4.1.
- Schreiben vom 16. Januar 1905, HSTD Regierung Düsseldorf Nr. 35948 353/6b.
- Stellungnahme der Bayer AG zum Ende der Dünnsäure-Blockade vom Oktober 1980, BAL 58/ 9.4.5.
- Urteil des Raad van Staate vom 14. August 1980 in deutscher Übersetzung (Anlage an einen Bericht der Bayer AG an den Regierungspräsidenten Köln), BAL 58/ 9.4.8.
- Vorläufiger Bericht über die Abwässer in Leverkusen, erstellt von Prof. Dr. Curt Weigelt, 08.05.1902, BAL 58/9.4.1.

Interviews

- Dr. Frank-Andreas Schendel: Bayer AG, Konzernstab Qualität, Umwelt und Sicherheitspolitik; Umweltpolitik Deutschland
- Dr. Hanno Henkel: Bayer AG, Leiter Umweltschutz des Bayerwerks Uerdingen, Leiter Marketing Umwelttechnologie, zuletzt Konzernstab Qualität, Umwelt und Sicherheitspolitik
- Klaus Holzer: Bayer AG, Entwicklung Ablufttechnologie, Marketing Umwelttechnologie, Koordinator Umweltschutzforschung
- Dr. Ralf-Johann Moritz: Bayer AG, Marketing Polyasparaginsäure
- Andreas Ahrens: Ökopol GmbH Hamburg, Geschäftsführung
- Dr. Hans-Willhelm Marquart: ehemaliger Mitarbeiter der Bayer AG, Fachbereich Produktsicherheit

Kooperative Umweltpolitik: Theoretische Einordnung und empirische Fallstudien

Lars Koch

Inhaltsverzeichnis

- 1 Kooperation: Eingrenzung des Gegenstandes.....97
- 2 Zur Einordnung und Begründung von Kooperation..... 100
 - 2.1 Die Existenz und Bedeutung von Transaktionskosten..... 101
 - 2.1.1 Ausdifferenzierung der Informationsproblematik 106
 - 2.2 Probleme des politischen Prozesses: Individuelle versus kollektive Rationalität 109
 - 2.3 Beschränkung und Erweiterung staatlicher Steuerungsfähigkeit..... 115
 - 2.3.1 Korporatismus und Politiknetzwerke..... 118
 - 2.4 Rationales Verhalten und Reziprozität 121
 - 2.5 Einordnung der theoretischen Ansätze und erstes Zwischenergebnis . 123
 - 2.6 Ordnungspolitische Bewertung von Kooperation..... 125
- 3 Typologie und Ausgestaltung von Kooperation 127
 - 3.1 Problemstruktur: zwischen Aufgaben- und Verteilungsorientierung .. 129
 - 3.2 Problemstruktur und Politikphasen..... 132
 - 3.3 Institutionelle Rahmenbedingungen 135
 - 3.4 Staatliche und nicht-staatliche Akteure: Ressourcen und Interessen... 135
 - 3.5 Kooperationsformen 137
 - 3.6 Ausgestaltung der Rahmenbedingungen für Kooperation 139
 - 3.7 Innovationswirkungen kooperativer Umweltpolitik 140
- 4 Empirische Fallstudien kooperativer Chemikalienpolitik 146
 - 4.1 Entwicklung zum deutschen Chemikaliengesetz..... 148
 - 4.2 Das Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA)..... 150
 - 4.2.1 Die erste BUA-Phase: 1982-1993..... 151
 - 4.2.2 Die zweite BUA-Phase: 1993-1999..... 153
 - 4.2.3 Die dritte BUA-Phase seit 1999 155
 - 4.2.4 Das BUA zwischen Sach- und Konfliktorientierung 156
 - 4.2.5 Mittelbare und unmittelbare Rückwirkungen der BUA-Arbeit ... 157
 - 4.2.6 Abschließende Bewertung 159
 - 4.3 Der Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS)..... 161
 - 4.3.1 BUA und AGS: Ein Vergleich 165
 - 4.4 REACH – Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik..... 166
 - 4.5 Selbstverpflichtungen in der chemischen Industrie 178

4.5.1 Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) 181

4.5.2 Alkyphenolethoxylate (APEO)..... 187

4.5.3 Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen.. 190

4.5.4 Abschließende Bewertung von Selbstverpflichtungen 192

5 Zusammenfassung und Empfehlungen..... 193

Literaturverzeichnis..... 201

1 Kooperation: Eingrenzung des Gegenstandes

Ausgangspunkt dieses Beitrags ist die Frage, inwieweit Kooperationsformen zwischen Staat und Privaten dazu geeignet sind, nachhaltige Innovationen zu begünstigen und die Wirtschaft zur Abkehr von bestehenden nicht-nachhaltigen Pfaden zu bewegen. Dafür soll Kooperation zunächst als Untersuchungsgegenstand eingegrenzt werden. In der Umweltökonomik wird Kooperation vor allem als Instrument zur Umsetzung gegebener Umweltziele in Form von Selbstverpflichtungen der Industrie analysiert und anderen Instrumenten wie preislichen Anreizen und klassisch ordnungsrechtlichen Regelungen hinsichtlich ihrer Effizienz und Effektivität gegenübergestellt. Dieser zumeist einseitigen Fokussierung auf Kooperation bei der Zielumsetzung steht jedoch in der Realität eine Vielzahl von formellen und informellen Erscheinungsformen von Kooperation¹ gegenüber, die sich in allen Phasen des Politikprozesses wiederfinden lassen.² In diesem Zusammenhang wird von Jänicke darauf hingewiesen, dass die Auswirkungen des Zielfindungsprozesses gerade auf den umweltpolitischen Output häufig wesentlich größer sind als die der umweltpolitischen Instrumentierung:

„Wenn davon ausgegangen wird, dass die Zieldefinition gegenüber der Mittelwahl ausschlaggebender ist, gewinnen Kooperationsformen an Bedeutung. Nicht die Wahl des Instrumentes ist dann entscheidend, sondern die glaubhafte Ankündigung darüber, bestimmte Ziele anzustreben.“

Während sich die Instrumentierung vor allem auf die Effizienz der Umweltpolitik auswirkt, scheint der Zielfindungsprozess besonderen Einfluss auf den Umfang und damit letztendlich auch auf die Effektivität der Umweltpolitik zu haben. Ein effektiver regulatorischer Impuls kann wiederum bei adäquater Ausgestaltung positive Auswirkungen auf die Forcierung von Umweltinnovationen ausüben. Daher wird Kooperation hier als Untersuchungsgegenstand über die instrumentelle Ebene hinaus im gesamten politischen Prozess analysiert.³ Unter kooperativer Politik soll die Einbindung organisierter Interessen in die Verfahren der Politikformulierung, Entscheidungsfindung und Zielumsetzung verstanden werden.⁴ Als *koopera-*

¹ Dieses Phänomen war hierbei insbesondere Untersuchungsgegenstand innerhalb der Politikwissenschaften. Siehe stellvertretend für viele andere Ritter 1979, Scharpf 1993a und Voigt 1995.

² Eine umfassendere, über die Phase der Zielumsetzung hinausgehende wirtschaftswissenschaftliche Auseinandersetzung mit kooperativer Umweltpolitik erfolgte u.a. von Lohmann 1999 aus institutionenökonomischer Sicht und von Weiß 2000 in einer evolutionsökonomisch fundierten Akteursperspektive. Daneben können noch die Arbeiten von Frick 1996, Geldsetzer 2001, Linscheidt 2000 sowie Döring/Pahl 2003 erwähnt werden. Alle Arbeiten sind jedoch überwiegend abstrakt-theoretisch ausgelegt.

³ Verhandlungslösungen zwischen Privaten, wie sie u.a. von Coase näher beleuchtet wurden, werden innerhalb dieser Arbeit nicht behandelt.

⁴ In Anlehnung an Voelzkow/Hilbert/Heinze 1987, 84. Innerhalb des Politikzyklus' als Phasenheuristik des politischen Prozesses werden generell die Phasen der Problemwahrnehmung, Thematisierung, Politikformulierung, Entscheidung, Implementation und Evaluation unterschieden.

tiv kann ein Verhalten des Staates bezeichnet werden, „das darauf abzielt, mit anderen gesellschaftlichen Akteuren mehr oder weniger von gleich zu gleich zu verhandeln bzw. zusammenzuarbeiten.“⁵ Kooperation im Sinne eines Koordinationsmechanismus im politischen Zielfindungsprozess liegt zwischen einseitig staatlich-hoheitlichem Handeln auf der einen Seite und marktlicher bzw. verbandlicher Selbstregelung auf der anderen Seite.⁶ Diese Koordinationsmechanismen sind im Regelfall in gemischter Form vorzufinden, so dass eine eindeutige Abgrenzung nicht immer eindeutig möglich ist. Hierarchische Politikformen werden beispielsweise durch kooperative Elemente ergänzt, oder Formen der verbandlichen Selbstregelung werden durch die staatliche Rahmensetzung in ihrer Funktionsweise unterstützt.⁷

Kooperation kann des Weiteren auch als „staatliche Indienstnahme privater Handlungsrationaltäten für staatliche Schutzziele“⁸ beschrieben werden. Diese Definition hebt hervor, dass die privaten Interessen auch innerhalb kooperativer Politikformen bestehen bleiben und nicht zugunsten von Gemeinschaftsinteressen zurückgestellt werden. Die Ergebnisse von kooperativen Prozessen sind daher im Wesentlichen davon abhängig, inwieweit private und öffentliche Interessen miteinander in Einklang gebracht werden können. Kooperative Politik geht dabei in der Regel aufgrund der unterschiedlichen Interessenslagen der Beteiligten immer auch mit Verhandlungen einher.⁹ Ein Anreiz zu kooperieren besteht dann, wenn die beteiligten Akteure davon ausgehen, dass sie ihre Ziele so besser erreichen können als durch einseitiges Handeln. Kooperation kann daher auch – in Analogie zum Markttausch – als politischer Tausch betrachtet werden.

Kooperative Politikformen sollen hier theoretisch und empirisch mit dem Ziel untersucht werden, Erkenntnisse über die Frage zu gewinnen, inwieweit diese zu einer nachhaltigen ökologischen Entwicklung industrieller Innovationssysteme beitragen können. Hierbei wird zunächst anhand wirtschafts- und politikwissenschaftlicher Ansätze sowohl nach der Problemlösungsfähigkeit als auch nach den Innovationswirkungen von Kooperation gefragt. Eine Einordnung und Bewertung der Politikinhalte, die aus kooperativen Politikprozessen resultieren, ist jedoch mit einigen Schwierigkeiten behaftet. Während sich die kooperative Umsetzung gegebener Ziele vor allem – neben den Zielen der administrativen Praktikabilität und Verteilungsfragen – an den Kriterien der Effizienz und Effektivität in statischer und dynamischer Perspektive messen lässt,¹⁰ ist es wesentlich problematischer, ei-

⁵ Voigt 1995, 41. Als Akteure sollen im Weiteren nicht einzelne Personen sondern Organisationen bzw. Vertreter dieser Organisationen verstanden werden. Mayntz/Scharpf verwenden hierfür den Ausdruck *korporative Akteure*. Vgl. Mayntz/Scharpf 1995.

⁶ Vgl. Scharpf 1993a.

⁷ Darüber hinaus kann Kooperation auch abgegrenzt werden von einer einfachen und nicht so weit reichenden Konsultation von Interessengruppen bei staatlichen Akteuren einerseits und einer über Kooperation hinausgehenden Delegation von Staatsaufgaben an private Akteure andererseits. Vgl. Wolff 2004, 69ff.

⁸ Gawel 2003, 283.

⁹ Vgl. Benz 1991, 50.

¹⁰ Neben den Verteilungswirkungen und der administrativen Handhabbarkeit.

nen Maßstab an die Beurteilung des Zielfindungsprozesses und an die letztendlichen Ziele anzulegen.¹¹ Als Ausgangspunkt einer rationalen Umweltpolitik kann aus umweltökonomischer Perspektive grundsätzlich die marktkonforme Internalisierung externer Effekte angesehen werden. Ausgangspunkt hierfür ist eine (wissenschaftsbasierte) quantitative Bestimmung von Umweltproblemen, die wiederum die Grundlage für die Festlegung auf umweltpolitische Ziele bildet. Da eine optimale Internalisierungspolitik – unter Berücksichtigung und Quantifizierung aller anfallenden Kosten und Nutzen – aufgrund zu vieler Unsicherheitsparameter jedoch nicht wissenschaftlich neutral bestimmbar ist,¹² beinhaltet die Zielfestlegung immer auch eine normative Entscheidung vor dem Hintergrund bestehender Zielkonflikte.

Auch die normative Zielvorgabe dieses Forschungsprojekts mit der ökologischen Nachhaltigkeit bzw. der Begünstigung nachhaltiger Innovationsprozesse schafft wegen der begrenzten Operationalisierbarkeit keinen eindeutigen Bewertungsmaßstab. Grundsätzlich soll daher hinsichtlich der Bewertung von Kooperation nach den alternativ zur Verfügung stehenden Koordinationsmechanismen und -instrumenten gefragt werden. Als ganz allgemeiner Maßstab bei der Darstellung der theoretischen Ansätze wird dabei zunächst das Pareto-Kriterium angewandt. Als pareto-optimal wird ein Zustand bezeichnet, in dem kein Individuum mehr besser gestellt werden kann, ohne dass ein anderes Individuum dadurch schlechter gestellt wird.¹³ Pareto-Optimalität muss bei der Betrachtung unterschiedlicher Koordinationsmechanismen allerdings nicht absolut, sondern nur relativ gegeben sein. Das bedeutet, dass keine der in einem Politikfeld relevanten Interessen über kooperative Politikformen mehr verliert als durch alternative Koordinationsmechanismen – z.B. einseitig-hierarchische Entscheidungen. Darüber hinaus wird nach der Erweiterung der Steuerungsfähigkeit des Staates über kooperative Politikformen gefragt. Der Begriff der Steuerungsfähigkeit findet dabei vor allem innerhalb der Politikwissenschaften Verwendung.

Die im nächsten Abschnitt behandelten Ansätze zur Einordnung und Bewertung von Kooperation sind keine genuinen Kooperationstheorien. Sie wurden vielmehr danach ausgewählt, inwieweit sie Bestandteile zur Erkenntnisgewinnung über Kooperation enthalten, oder sogar bereits von anderen Autoren dafür nutzbar gemacht wurden. Dabei wurde zunächst eine größere Bandbreite an theoretischen Ansätzen aufgenommen. Die Einordnung und Bewertung von Kooperation reicht von der These der Aufrechterhaltung der Steuerungsfähigkeit des Staates über die Einbindung organisierter Interessen auf der einen Seite und der Kritik des "rent

¹¹ Vgl. Hansjürgens 2000, 149.

¹² Selbst wenn Kosten und Nutzen genau bekannt wären, würde immer noch ein Problem darin bestehen, dass sich der Nutzen (einer verbesserten Umweltqualität) meist nur qualitativ und nicht quantitativ angeben lässt. Insofern ist eine Abwägung zwischen Kosten und Nutzen immer auch mit einer Wertung verbunden und lässt sich nicht einfach positiv begründen.

¹³ Da es bereits erhebliche Probleme mit sich bringt, Aussagen zur Pareto-Optimalität von Kooperationsformen auf Grundlage der verschiedenen Theorieansätze zu treffen, soll hier von einer Erweiterung um das Kaldor-Hicks-Kriterium abgesehen werden.

seeking” von einflussreichen Interessengruppen und einer Verwässerung umweltpolitischer Zielvorgaben auf der anderen Seite; für beide Thesen lassen sich empirische Belege benennen.¹⁴ Aufbauend auf diese divergierenden theoretischen Erkenntnisse wird daher in einem weiteren Schritt eine Typologie denkbarer und existierender Formen kooperativer Umweltpolitik und ihrer jeweiligen Kontexte entwickelt. Diese Typologie dient dazu, differenzierte Aussagen über die Funktionalität verschiedener Formen kooperativer Umweltpolitik in Abhängigkeit von der Struktur des jeweiligen Umweltproblems zu ermöglichen. Zudem bildet sie die Grundlage für die empirische Untersuchung bestehender Kooperationsformen, indem sie die relevanten Untersuchungskategorien der Einflussfaktoren auf kooperative Politik liefert. Anhand der Erkenntnisse aus den theoretischen Ansätzen und der Typologie werden schließlich die Möglichkeiten und Grenzen kooperativer Arrangements zur Begünstigung bzw. Förderung nachhaltiger Innovationsprozesse diskutiert. Vor dem Hintergrund dieser Ausführungen werden im daran anschließenden Abschnitt empirische Fallbeispiele kooperativer Chemikalienpolitik untersucht. Im abschließenden Kapitel werden hieraus allgemeine Schlussfolgerungen und Handlungsempfehlungen abgeleitet.

2 Zur Einordnung und Begründung von Kooperation

Die Grundlage für Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik liegen im Marktversagen aufgrund bestehender negativer Externalitäten im Produktionsprozess oder – in einer etwas anderen Perspektive – im Charakter von Umwelt als öffentliches Gut begründet. Da Umweltschutz unter solchen Bedingungen eine Aufgabe des Staates darstellt und seine Hoheitsgewalt ihm prinzipiell immer die Möglichkeit bietet, umweltpolitische Regulierungen im Alleingang durchzusetzen, ist daher zu fragen welche Gründe für diesen bestehen, auf Kooperationslösungen in der Umweltpolitik zurückzugreifen.¹⁵ Auf Grundlage der neoklassischen Umweltökonomik lässt sich staatlicherseits zunächst auch kein Kooperationsbedarf ableiten. Die Neoklassik konzentriert sich auf die Analyse umweltpolitischer Instrumente zur Umsetzung gegebener Internalisierungsziele hinsichtlich ihrer Wohlfahrtswirkungen, aus der Empfehlungen an die Politik abgeleitet werden. Basierend auf der Annahme, dass sowohl die Individuen als auch der Staat über vollkommene Informationen verfügen, wird für die Individuen rationales eigennutzmaximierendes Verhalten postuliert, wohingegen dem Staat, der als homogene Einheit betrachtet wird, das Ziel der gesamtgesellschaftlichen Wohlfahrtsmaximierung zugeschrieben wird.¹⁶

¹⁴ Siehe auch Czada 2001, 135.

¹⁵ Vgl. Hansjürgens 1994, 35.

¹⁶ Die Annahme, dass der Staat das Ziel verfolgt, die gesamtgesellschaftliche Wohlfahrt zu maximieren (und nicht seinen eigenen Nutzen), lässt sich implizit daraus ableiten, dass die Wähler auch vollkommen über die Wohlfahrtswirkungen der Regierungspolitik informiert sind und eine rationale und eigennutzmaximierende Regierung nur Pro-

Die Bewertung von Selbstverpflichtungen¹⁷ als kooperatives Instrument fällt vor allem gegenüber preislichen Anreizen negativ aus, da der marktwirtschaftliche Allokationsmechanismus von Vermeidungsaktivitäten durch eine verbandlich geregelte Aufteilung ersetzt und so eine verursachergerechte und gesamtwirtschaftlich effiziente Verteilung der Vermeidungskosten verhindert wird. Gegenüber dem Ordnungsrecht wird allerdings auch positiv hervorgehoben, dass Selbstverpflichtungen flexibler einsetzbar sind und mit einer geringeren Eingriffsintensität einhergehen. Von den Beschränkungen, die im politischen Prozess zur Umsetzung solcher Empfehlungen bestehen, wird in der Analyse abstrahiert, Informationsprobleme, Konflikte oder institutionelle Grenzen werden ausgeblendet. Gerade für chemiespezifische Umweltproblematiken wurde jedoch bereits im Einführungsbeitrag gezeigt, dass die Überwindung von Informationsproblemen hinsichtlich der Risikoeigenschaften chemischer Stoffe für adäquate Regelungen grundlegend ist. Daher sind über die restriktiven Annahmen der Neoklassik existierende Kooperationsformen zwischen dem Staat und nicht-staatlichen Akteuren weder im politischen Prozess noch auf der instrumentellen Umsetzungsebene adäquat erfassbar.

2.1 Die Existenz und Bedeutung von Transaktionskosten

Bestehende staatliche Informationsprobleme lassen sich über das Konzept der Transaktionskosten als Bestandteil der neuen Institutionenökonomik (NIO)¹⁸ in die Analyse integrieren. Diese entwickelte sich zunächst aus der Fragestellung heraus, wie sich die Existenz von Unternehmen erklären lässt, wenn doch unter der Annahme vollkommener Informationen und ohne zeitliche Restriktionen die Abwicklung aller privatwirtschaftlichen Transaktionen unmittelbar über den Markt zu erwarten wäre.¹⁹ Zur Klärung dieser Frage erweiterte Williamson das Gerüst der Neoklassik um die Annahme einer asymmetrischen Informationsverteilung zwischen den Wirtschaftsakteuren auf der einen Seite und opportunistischem Verhalten auf der anderen Seite. Die Relevanz opportunistischen Verhaltens erwächst hierbei aus den Informationsunterschieden, da unter der Annahme vollkommen informierter Akteure keine Opportunismusspielräume bestehen. Analy-

jekte durchführen wird, die die gesamte Wohlfahrt erhöht, um wiedergewählt zu werden. Welche Schwierigkeiten eine solche Annahme bei der Berücksichtigung heterogener Präferenzen und Verteilungswirkungen mit sich bringt, soll hier nicht diskutiert werden. Siehe hierzu u.a. Arrow 1951.

¹⁷ Selbstverpflichtungen werden als Untersuchungsgegenstand in Abschnitt 3.5 noch näher definiert.

¹⁸ Vgl. Williamson 1985. Die neue Institutionenökonomik beinhaltet hierbei vor allem die Zweige der Transaktionskostentheorie, der Prinzipal-Agent-Theorie und der Verfügungsrechtstheorie, die stark miteinander verbunden sind und deren Konzepte hier zur Analyse kooperativer Umweltpolitik nutzbar gemacht werden.

¹⁹ Vgl. Coase 1937.

seeinheit sind wirtschaftliche Transaktionen, die aufgrund asymmetrisch verteilter Informationen und opportunistischem Verhalten mit Kosten – Williamson spricht auch von Reibungsverlusten – verbunden sind, die zusätzlich zu den Produktionskosten bei der Untersuchung Beachtung finden müssen.

Bei der Betrachtung privatwirtschaftlicher Tauschgeschäfte wird unterschieden zwischen dem Prinzipal und dem Agenten, wobei der Agent gegenüber dem Prinzipal bezüglich des Tauschgeschäftes über einen Informationsvorsprung verfügt. Bei Vorliegen von Informationsasymmetrien vor dem Tauschvertrag besteht für den Agenten ein Anreiz, tauschrelevante Informationen zurückzuhalten und somit das Tauschergebnis zu seinen Gunsten zu beeinflussen. Kann der Prinzipal nach dem Tausch die Vertragserfüllung durch den Agenten nicht vollständig kontrollieren, kann dieser seinen Handlungsspielraum ebenso opportunistisch nutzen.²⁰ Aufgrund der bestehenden Opportunismusspielräume entstehen bei wirtschaftlichen Transaktionen daher auch Transaktionskosten, die im Vorfeld einer Transaktion vor allem in Form von Informationskosten und nach der Tätigung einer Transaktion in Form von Kontrollkosten anfallen. Der Prinzipal wird nun vor dem Hintergrund seines unvollkommenen Informationsstandes eine Koordinationsform für den Tausch wählen, die den Opportunismusspielraum so begrenzt, dass *ceteris paribus* seine gesamten Kosten inklusive der bei der Transaktion anfallenden Kosten minimal sind. Die verschiedenen Formen des Tausches über den Markt, innerhalb von Unternehmensorganisationen oder über relationale Verträge – die eine langfristige Kooperation zwischen Unternehmen festschreiben – lassen sich nun aus Sicht der NIO damit erklären, dass neben grundsätzlichen Wirtschaftlichkeitserwägungen auch die entstehenden Transaktionskosten berücksichtigt werden müssen.

Die Transaktionskosten werden nicht nur durch die Art des privatwirtschaftlichen Tauschgeschäftes selbst sondern auch durch die institutionellen Rahmenbedingungen beeinflusst. Hierbei sind auch die politischen Entscheidungen über die Veränderung und Durchsetzung dieser Rahmenbedingungen mit Transaktionskosten verbunden. Das Transaktionskostenkonzept lässt sich daher auch auf die Politik anwenden.²¹ Hierfür ist eine Erweiterung von privatwirtschaftlichen Tauschar-

²⁰ Sowohl Prinzipal als auch Agent haben ein Interesse daran, dass der Tausch nicht an den vorliegenden Informationsasymmetrien scheitert. In der Literatur werden verschiedene Verfahren diskutiert, um Informationsasymmetrien und somit bestehende Opportunismusspielräume sowohl marktintern als auch marktextern zu begrenzen. Beide Tauschpartner können dabei Instrumente einsetzen, um ein Scheitern des Tausches zu verhindern. In diesem Zusammenhang werden in der Literatur insbesondere sogenannte screening- und signaling-Verfahren diskutiert, die zu einer partiellen Überwindung der Informationsasymmetrien beitragen und so zu einem pareto-optimalen Tausch beitragen können. Siehe hierzu u.a. Macho-Stadler/Pérez-Castrillo 2001.

²¹ Die Veröffentlichungen institutionenökonomischer Analysen der Umweltpolitik sind zahlreich. Stellvertretend können hier Gawel 1996 und Häder 1997 genannt werden. Von Lohmann 1999, Linscheidt 2000, sowie Döhring/ Pahl 2003 wurde der institutionenökonomische Ansatz auch auf kooperative Umweltpolitik mit besonderem Fokus auf Selbstverpflichtungen angewandt.

rangements hin zu einer generellen Betrachtung von Institutionen zur Reduzierung von Transaktionskosten sinnvoll. Als Institutionen sollen ganz allgemein formuliert alle innerhalb einer Gesellschaft bestehenden formellen und informellen Regeln bezeichnet werden. Formelle Institutionen bezeichnen insbesondere Regelungen, die auch rechtlich sanktionierbar sind, wohingegen unter informellen Institutionen gemeinsame Verhaltensorientierungen an Normen, Werten, Sitten und Gewohnheiten verstanden werden. Institutionen schaffen Verhaltenserwartungen und reduzieren „Unsicherheit in einer Welt unvollständiger Informationen.“²² Institutionen lassen aber auch immer Handlungsspielräume offen, die von den Akteuren ausgefüllt und – bei Informationsasymmetrien wie oben beschrieben – opportunistisch genutzt werden können. Verschiedene institutionelle Arrangements wirken sich insofern unterschiedlich auf die Höhe der Transaktionskosten politischer Transaktionen aus. Die Herausbildung und Veränderung von Institutionen wird von der NIÖ über deren Effizienz, unter Einbezug anfallender Transaktionskosten, erklärt. Die Tragfähigkeit formeller Institutionen ist wiederum nicht unwesentlich von den bestehenden informellen Institutionen abhängig. Bestehende informelle Institutionen in Form geteilter Normen und Werte senken die Opportunismusgefahr und somit die Transaktionskosten innerhalb der formellen Institutionen.²³ Das Vorhandensein informeller Institutionen wurde allerdings zunächst innerhalb der Transaktionskostenökonomik nicht berücksichtigt und geht mit einer Modifikation der Annahme opportunistischen Verhaltens einher.

Eine wesentliche Institution für den Umgang mit Umweltbeeinträchtigungen ist der staatlich gesetzte Verfügungsrechtsrahmen. Vollständige Verfügungsrechte an einem Gut sind charakterisiert durch die Rechte zur Nutzung eines Gutes, zur Einbehaltung der Erträge, zur Veränderung von Form und Substanz sowie zum Verkauf oder der Überlassung des Gutes an Dritte.²⁴ Im Rahmen der NIÖ beschäftigt sich die Verfügungsrechtstheorie mit den Wirkungen unterschiedlicher Verfügungsrechtsregime, sowie der Entstehung und Veränderung von Verfügungsrechten.²⁵ Das Umweltproblem ist aus dieser Perspektive ein Problem unzureichend spezifizierbarer Verfügungsrechte, das aus dem Öffentlichen Guts-Charakter der Umwelt bzw. aus den Externalitäten, die insbesondere mit der Veränderung von Form und Substanz eines Gutes verbunden sind, resultiert.

Dem Staat wird nun die Aufgabe zugeschrieben, die Verfügungsrechte so auszugestalten und durchzusetzen, dass bestehende Externalitäten pareto-optimal internalisiert werden und so eine Steigerung der gesellschaftlichen Wohlfahrt erreicht wird. Der Staat in der Rolle des Prinzipals gegenüber den Regelungsadressaten hat nun Kraft seiner hierarchischen Entscheidungsgewalt die Möglichkeit umweltpolitische Regelungen zur Veränderung der Verfügungsrechte einseitig durchzusetzen. Diese geplanten Regelungen können ebenfalls als Transaktionen aufgefasst werden, weisen allerdings gegenüber privatwirtschaftlichen Transaktionen ein paar Unterschiede auf: Im Gegensatz zu Markttransaktionen

²² Gretschnann 1990, 341.

²³ Vgl. Richter/ Furubotn 1996, 56.

²⁴ Vgl. Richter 1990, 574f.

²⁵ Vgl. Lohmann 1999, 65.

können sich Staat und Private ihre Transaktionspartner nicht frei wählen. Zudem haben die Regelungsadressaten zumeist kein unmittelbares Interesse an umweltpolitisch motivierten Transaktionen, sondern haben vielmehr einen Anreiz dazu, diese abzuwenden. Auch bei privatwirtschaftlichen Transaktionen sind zwar unterschiedliche Interessen bezogen auf die Ausgestaltung und Erfüllung gegeben, die Transaktion selbst wird aber von beiden Seiten als vorteilhaft angesehen.

Da die Privaten über einen Informationsvorsprung sowohl vor der Transaktion hinsichtlich der Auswirkungen und Vermeidungsoptionen bezüglich ihrer Produktionstätigkeit als auch nach der Transaktion im Hinblick auf die tatsächliche Einhaltung einer Regelung verfügen, wird die Ausgestaltung und Umsetzung erheblich vom Verhalten der Regelungsadressaten beeinträchtigt. Jede umweltpolitische Transaktion geht daher – neben den Kosten für die Unternehmen für die Umsetzung von rechtlichen Vorschriften – mit weiteren Kosten für das Zustandekommen, die Durchsetzung und Überprüfung einer Regelung einher. Die daraus resultierenden Transaktionskosten lassen sich generell in Informations-, Einigungs- und Vollzugskosten unterteilen.

Aus normativer Perspektive sollte der Staat nun bestrebt sein, zieladäquate Regelungen zu finden, aus denen unter Einbezug der Transaktionskosten die geringsten gesamtwirtschaftlichen Kosten bei gegebenem Nutzen oder vice versa resultieren. Selbstverpflichtungen können in diesem Kontext anderen Mechanismen der Zielerreichung dadurch überlegen sein, dass die Informations- und Vollzugskosten durch eine höhere Akzeptanz bei den Unternehmen im Vergleich mit anderen Instrumenten wie ordnungsrechtlichen Maßnahmen oder preislichen Anreizen niedriger sind. Daneben kann unter bestimmten Umständen auch der Umsetzungszeitraum im Vergleich zu einem aufwändigen Gesetzesverfahren verkürzt werden.

Ein besonderes Argument für die potenzielle Vorteilhaftigkeit von Selbstverpflichtungen ergibt sich auch aus der chemiespezifischen Stoffproblematik. Während einem umweltökonomischen Instrumentenvergleich zumeist die effiziente Reduktion von äquivalenten Emissionen – wie z.B. Kohlendioxid – als Nebenprodukt der Produktion zugrunde liegt, resultiert ein wesentliches Umweltproblem innerhalb der chemischen Industrie aus der Produktion, Verwendung und Entsorgung der produzierten Stoffe selbst. Die Vielzahl der produzierten Einzelstoffe, die mit unterschiedlichen Risiken und Gefährdungen einhergehen, dürfte jedoch über eine individuelle Besteuerung nur begrenzt zu bewältigen sein bzw. mit sehr hohen Transaktionskosten einhergehen. Insofern stellen Selbstverpflichtungen hierbei vor allem eine Alternative zu ordnungsrechtlichen Maßnahmen dar.

Selbstverpflichtungen gehen aber auch mit Verhandlungskosten einher und beinhalten die Gefahr, aufgrund hoher Kontrollkosten nicht oder nur unvollständig eingehalten zu werden. Während der Staat versucht, über eine Selbstverpflichtung die gesamtwirtschaftlichen Kosten einer umweltpolitischen Regelung zu minimieren, werden analog dazu die Unternehmen Selbstverpflichtungen grundsätzlich dann eingehen, wenn die daraus resultierenden Kosten unter den zu erwartenden Kosten für eine alternative staatliche Regulierung liegen. Kostenvorteile von Selbstverpflichtungen für die Unternehmen können sich vor allem aus der höheren Flexibilität und geringeren Kosten bei der Umsetzung ergeben. Insofern besteht

grundsätzlich die Möglichkeit, dass Kooperationslösungen sowohl gesamtwirtschaftlich als auch für die betroffenen Unternehmen vorteilhaft sind.

Für die Abgabe einer Selbstverpflichtung ist allerdings auch eine innerverbandliche Koordinationsleistung erforderlich, die ebenfalls mit Transaktionskosten verbunden ist und sich negativ auf das Anspruchsniveau und die Einhaltung auswirken kann. Der Verband muss hierbei in der Lage sein, sowohl einen konstruktiven Umweltbeitrag mit seinen Mitgliedsverbänden zu vereinbaren als auch dessen Einhaltung zu gewährleisten.²⁶ Die Mitgliedsunternehmen haben hierbei nur einen geringen individuellen Anreiz, Reduktionsleistungen gegenüber dem Verband zuzusichern. Die Kollektivgutproblematik wird also zunächst nur auf die Verbandsebene verschoben, auf der für die Mitgliedsunternehmen – ebenso wie auf gesamtwirtschaftlicher Ebene – ein Anreiz zum Trittbrettfahrerverhalten besteht. Dieses Anreizproblem kann sich negativ auf die Möglichkeiten des Verbandes auswirken, Selbstverpflichtungen mit hohem Anspruchsgehalt abzugeben.

Hinsichtlich der Umsetzung abgegebener Selbstverpflichtungen verfügt der Verband formal nur begrenzt über Sanktionsmittel. Eine verbandliche Koordination ist leichter durchführbar, wenn nur wenige Unternehmen von einer Selbstverpflichtung betroffen sind sowie technische Reduktions- bzw. Substitutionsmöglichkeiten bestehen und deren Kosten niedrig sind. Auch der staatliche Druck bleibt weiterhin sowohl in Bezug auf den Anspruchsgehalt als auch auf die Umsetzung von Selbstverpflichtungen erforderlich. Wesentlich hierfür sind die formal und faktisch bestehenden alternativen Handlungsoptionen, die der Staat als Drohpotenzial einsetzen kann, um die Bereitschaft der Unternehmen, „freiwillig“ aktiv zu werden, zu erhöhen. Um die staatliche Überprüfbarkeit von Selbstverpflichtungen zu sichern und Informationsprobleme bei der Kontrolle zu vermeiden, ist die Festschreibung eindeutiger und messbarer Ziele notwendig.²⁷

Zusammengefasst resultiert die Möglichkeit niedriger Transaktionskosten von Selbstverpflichtungen daraus, dass eine mit Informationsasymmetrien verbundene Regulierung – die durch die bestehenden Interessensgegensätze zwischen Regulierern und Regulierten zum Tragen kommt – ersetzt wird durch kostengünstigere kooperative Umsetzungsmechanismen. Die Höhe der Transaktionskosten von Selbstverpflichtungen im Vergleich zu anderen umweltpolitischen Instrumenten hängt von verschiedenen Parametern ab. Niedrige Vermeidungskosten und bestehende no-regret-Potenziale verbunden mit einer gewissen Eigenmotivation der Unternehmen gegenüber einer Problemlösung senken die Transaktionskosten von Selbstverpflichtungen. Als weitere Transaktionskosten senkende Faktoren werden kleine, gut organisierte Verursachergruppen genannt, die über spezifisches Vermeidungswissen verfügen.²⁸ Darüber hinaus ist für die tatsächliche Realisierung von Kooperationsgewinnen auf beiden Seiten auch die Häufigkeit kooperativer Transaktionen ein entscheidender Faktor. Mit zunehmender Häufigkeit steigen die Kosten opportunistischen Verhaltens an, da das Risiko der Aufdeckung zunimmt,

²⁶ In der Praxis spielen bei der Aushandlung von Selbstverpflichtungszusagen insbesondere die Großunternehmen eine wesentliche Rolle.

²⁷ Siehe auch Knebel/Wicke/Michael 1999.

²⁸ Vgl. Linscheidt, 2000.

wodurch die als vorteilhaft angesehene Kooperation gefährdet wird. Insofern kann der Transaktionskostenansatz einerseits die Pareto-Optimalität von kooperativen Lösungen begründen. Andererseits können die bestehenden Informationsasymmetrien zwischen Staat und Unternehmen gerade auch einen potenziellen pareto-optimalen Tausch verhindern, da der Staat sowohl den Anspruchsgehalt einer Selbstverpflichtung für die Industrie als auch deren Umsetzung nur begrenzt beurteilen kann.

Die Effizienzperspektive der neuen Institutionenökonomik, die bei der Analyse von Wirtschaftsprozessen noch gerechtfertigt erscheint, wird allerdings spätestens bei der Anwendung auf das politische System problematisch. Die Anreize zur Herausbildung effizienter Institutionen und Regelungen sind hierbei in mehrfacher Weise eingeschränkt. Politische Transaktionen sind in viel höherem Maße als Wirtschaftstransaktionen mit Kosten verbunden, die vor allem aus Interessen- und Zielkonflikten sowohl innerstaatlich als auch zwischen staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren resultieren. Zudem steht eine empirische Untersuchung vor dem Problem, dass sich die verschiedenen Transaktionskostenarten kaum quantifizieren lassen.

Trotz der genannten Probleme kann das Transaktionskostenkonzept zu einer besseren Beurteilung umweltpolitischer Instrumente beitragen. Durch den Einbezug von Transaktionskosten ließ sich hierbei zeigen, dass das Bewertungskriterium für kooperative Politik nicht allein der Vergleich mit einem theoretischen first-best-Optimum sein kann, das von bestehenden Informationsdefiziten abstrahiert. Vielmehr ist eine adäquate Beurteilung der Umweltpolitik nur unter der Beachtung bestehender staatlicher Restriktionen sinnvoll. Das Konzept der Transaktionskosten ermöglicht den Einbezug von Informationsasymmetrien in die Analyse und zeigt auf, dass Kooperationslösungen unter bestimmten Bedingungen pareto-optimal sein können. Allerdings verhindern die Informationsrestriktionen letztlich auch eindeutige Aussagen gegenüber Kooperationslösungen hinsichtlich des Pareto-Kriteriums.

2.1.1 *Ausdifferenzierung der Informationsproblematik*

In den obigen Ausführungen wurde die Möglichkeit der partiellen Überwindung von Informationsasymmetrien als wesentlicher Faktor für die Realisierung von Kooperationsgewinnen genannt. Im Folgenden wird die Informationsproblematik, die innerhalb der Informationsökonomik²⁹ aufbauend auf den institutionenökonomischen Annahmen behandelt wird, weiter ausdifferenziert. Der in dieser Arbeit untersuchte Regelungsbereich der Chemikalienpolitik ist dabei in besonderem Maße von Informationsdefiziten und -asymmetrien betroffen. Informationsunsicherheiten bestehen vor allem gegenüber den unerwünschten Eigenschaften und der Exposition chemischer Stoffe. Damit für den Staat seinen Schutzaufgaben gegenüber Mensch und Umwelt nachkommen kann, ist er auf Informationen über die Risikoeigenschaften von Stoffen angewiesen.

²⁹ Grundlegend für die Entwicklung der Informationsökonomik ist Akerlof 1970.

Als Grundlage für umweltpolitische Maßnahmen ist ausschlaggebend, über welche Regelungsformen der Staat zur partiellen Überwindung von Unsicherheit und permanent bestehenden Informationsdefiziten³⁰ gegenüber den Risikoeigenschaften von Stoffen verfügt. Über das allgemeine Informationsdefizit hinaus existieren ebenso Informationsasymmetrien zwischen Staat und Hersteller von Stoffen im Hinblick auf deren Risikoeigenschaften. Neben unmittelbar erkennbaren Risikoeigenschaften gibt es solche, die man den Kategorien der Inspektions-, Erfahrungs-, und Vertrauensrisiken zuordnen kann.³¹ Unter Inspektionsrisiken können jene Risikoeigenschaften gefasst werden, die mit einem gewissen Ressourceneinsatz schon vor der Anwendung aufgedeckt werden können. Als Erfahrungsrisiken lassen sich diejenigen Risikoeigenschaften klassifizieren, die erst bei der Anwendung sichtbar werden, und unter Vertrauensrisiken lassen sich diejenigen Eigenschaften einordnen, zu denen es auch über die Anwendung keinen unmittelbaren Zugang gibt. Die Risikoeigenschaften resultieren aus dem Öffentlichkeitsgrad und der Höhe der Transaktionskosten zur Überwindung von Informationsdefiziten.³² Vertrauensrisiken ergeben sich daher letztlich aus den prohibitiv hohen Informationskosten. Offensichtlich ist es für die institutionelle Ausgestaltung der Informationsgenerierung und -bewertung von außerordentlicher Bedeutung, wie sich die Risikoeigenschaften von chemischen Stoffen einordnen lassen. Dabei kann für den Chemikalienbereich angenommen werden, dass sich vornehmlich Stoffe mit Risikoeigenschaften, die sowohl Anteile von Erfahrungs- als auch von Vertrauensrisiken haben, vorfinden lassen.³³

Für Regelungen zur Identifizierung von Stoffrisiken sind Aufdeckungsmechanismen notwendig, die die Charakteristika der stoffbezogenen Informationsproblematik berücksichtigen. Zu unterscheiden ist hierbei zwischen der unternehmensinternen Erstellung von Risikoinformationen und deren öffentlichen Bereitstellung bzw. Diffusion. Der Informationsvorsprung der Wirtschaft lässt es zunächst sinnvoll erscheinen, die Unternehmen zur Informationserhebung und -bereitstellung zu verpflichten. Die rechtliche Verpflichtung zur Bereitstellung ist jedoch mit Problemen verbunden, da für die Unternehmen ein Anreiz gegeben ist, Risikomerkmale zu verbergen, um eine drohende Regulierung zu vermeiden. Für die Unternehmen besteht also grundsätzlich ein negativer Anreiz zur Verbreitung von negativen Stoffinformationen.³⁴

„Negative Stoffeigenschaften sind für die Unternehmung nur entscheidungsrelevant, wenn unerwünschte Eigenschaften Be- und Verarbeiter direkt betreffen oder sich in der Zahlungsbereitschaft der Nachfrager niederschlagen.“³⁵

³⁰ Siehe auch Haberer 1996.

³¹ Näheres dazu u.a. bei Gawel 1997, 272.

³² Vgl. Tietzel 1988, 25.

³³ Dabei bestehen natürlich auch für die Stoffhersteller Informationsdefizite gegenüber den Risikoeigenschaften. Dennoch kann davon ausgegangen werden, dass diese besser über die Eigenschaften informiert sind als der Staat, bzw. sich mit geringerem Ressourceneinsatz Zugang zu diesen Eigenschaften verschaffen könnten.

³⁴ Vgl. Hecht 1997, 321.

³⁵ Ebda., 235. Die Annahme, Unternehmen wären gar nicht an den negativen Stoffeigenschaften interessiert, lässt sich auch als den "worst case" verstehen. Natürlich gibt es

Im ungünstigsten Fall ist das Wissen über problematische Stoffeigenschaften nur auf Unternehmensebene vorhanden. Der Staat ist insofern auch bei einer rechtlichen Verpflichtung zur Informationsbereitstellung auf eine kooperative Haltung der Industrie angewiesen, sofern er nicht über funktionierende Mechanismen zur Informationskontrolle verfügt, deren Transaktionskosten sich in Grenzen halten. Insofern können kooperative Politikformen bei der Informationsbereitstellung eine adäquate Möglichkeit zur Überwindung bestehender Informationsdefizite bei gleichzeitiger Reduktion der Transaktionskosten darstellen.³⁶ Dabei bleibt jedoch das Anreizproblem für die Unternehmen bestehen, Informationen offen zu legen, da sie bei einer negativen Risikobewertung von einer drohenden Regulierung unmittelbar betroffen wären; insofern besteht immer auch die Gefahr einer strategischen Nutzung von Kooperation. Über die wiederholt stattfindende Interaktion kann allerdings die Opportunismusgefahr gesenkt werden. Kooperation kann das bestehende Informationsproblem insofern nicht lösen oder überwinden, sondern im besten Falle lediglich abmildern.

Die hier abgeleiteten Gründe für Kooperation sind nur begrenzt stichhaltig. Informationsdefizite und -asymmetrien ließen sich beispielsweise auch dadurch begrenzen, dass der Staat Standards für die Verfahren von Stofftests vorgibt. Dadurch werden sowohl die Möglichkeiten zur unkorrekten Informationsweitergabe begrenzt als auch die Transaktionskosten für die Überprüfung gesenkt. Ferner sind Informationen über die Risikoeigenschaften von Stoffen nicht nur in den Unternehmen, sondern auch in der Wissenschaft vorhanden. Hierbei ist zu differenzieren zwischen Informationen über die Wirkungen von Stoffen einerseits und deren Exposition andererseits. Informationen über die Verwendung liegen vor allem innerhalb der Industrie vor, wohingegen die human- und ökotoxikologischen Wirkungen von Stoffen ebenfalls umfangreich innerhalb der Wissenschaft untersucht werden. Ein größeres Problem als die beschriebenen Informationsasymmetrien sind hierbei aufgrund der Menge an produzierten Stoffen vor allem die grundsätzlich bestehenden Informationslücken. Hinzu kommt die hohe Unsicherheit aufgrund verschiedenster Wechselwirkungen und der häufig erst mittel- bis langfristig eintretenden Schäden. Welche Relevanz die Informationsproblematik praktisch hat, soll anhand der empirischen Fallbeispiele in Abschnitt 4 illustriert werden.

auch gute Gründe für die Unternehmen, negative Wirkungen produzierter und verarbeiteter Stoffe zu vermeiden, sei es beispielsweise, weil die eigenen Arbeiter geschützt werden sollen, negative Öffentlichkeitswirkungen befürchtet werden, oder weil auch zukünftig zu erwartende Regelungen bezüglich Stoffeinschränkungen antizipiert werden und in gegenwärtige Produktionsentscheidungen eingehen.

³⁶ Siehe dazu auch Scruggs 2003, 152.

2.2 Probleme des politischen Prozesses: Individuelle versus kollektive Rationalität

Nachdem in den vorherigen Abschnitten insbesondere die aufgrund von Informationsasymmetrien gegenüber den Regelungsadressaten eingeschränkte staatliche Handlungsfähigkeit thematisiert wurde, soll nun auf Basis des Analyserahmens der neuen politischen Ökonomie der staatliche Handlungswille problematisiert werden. Hierbei wird die Gemeinwohlorientierung der politischen Akteure und deren Interesse an einer effizienten und effektiven Umweltpolitik hinterfragt. Bisher wurde implizit oder explizit davon ausgegangen, dass der Staat sein Handeln am Allgemeinwohl ausrichtet. Dass auch staatliche Akteure ihre eigenen Interessen verfolgen und die Maximierung der gesamtgesellschaftlichen Wohlfahrt nur unter sehr restriktiven Bedingungen unmittelbar anstreben, hat gleichwohl bereits Schumpeter erkannt:

„Aber um zu verstehen, wie die demokratische Politik diesem sozialen Ziele dient, müssen wir vom Konkurrenzkampf um Macht und Amt ausgehen und uns klar werden, dass die soziale Funktion, so wie die Dinge nun einmal liegen, nur nebenher erfüllt wird – im gleichen Sinne wie die Produktion eine Nebenerscheinung beim Erzielen von Profiten ist.“³⁷

Die neue politische Ökonomie analysiert diese Problematik, indem sie auch den Politikern Eigeninteressen zuschreibt.³⁸ Die NPÖ basiert grundsätzlich auf denselben Annahmen wie die neue Institutionenökonomik – bestehende Informationsasymmetrien und opportunistisches Verhalten – die sie auf die Politik überträgt. Obwohl sich NIÖ und NPÖ zunächst unabhängig voneinander entwickelt haben, unterscheidet sich die NPÖ insofern im Grunde vor allem durch die konsequente Anwendung der Annahme opportunistischen Verhaltens auf den Politikbereich. In der institutionenökonomischen Betrachtung in Abschnitt 2.1 wurde in diesem Zusammenhang der Staat als Prinzipal, der das Allgemeinwohl vertritt und die umweltbeeinträchtigenden Unternehmen als Agenten aufgefasst. Innerhalb der NPÖ wird diese Perspektive erweitert. Der Staat wird nun nicht mehr nur als Prinzipal gegenüber den Regelungsadressaten, sondern auch selbst als Agent gegenüber den Wählern betrachtet. Während im vorherigen Abschnitt also das Prinzipal-Agent-Verhältnis zwischen Regulierern und Regulierten im Vordergrund stand, wird nun vor allem auf das Verhältnis zwischen Politikern und Wählern fokussiert. Auf weitere wesentliche Prinzipal-Agent-Beziehungen wird anhand von Erkenntnissen aus der ökonomischen Theorie der Bürokratie und der Interessengruppen als Unterzweige der NPÖ eingegangen.

Die Ziele von Politikern als Agenten können vielfältig sein und beispielsweise in der Maximierung von Macht, Prestige, Budget, Geld aber auch in der Umsetzung bestimmter politischer Projekte liegen.³⁹ Die Anwendung des Rationalitätsprinzips liefert also zunächst keine Aussagen darüber, was als rational anzusehen

³⁷ Schumpeter 1987, 448.

³⁸ Vgl. Behrends 2001.

³⁹ Siehe auch Downs 1957.

ist.⁴⁰ Das Erreichen der oben genannten Ziele ist jedoch unmittelbar abhängig von der (Wieder-)wahl, also von dem Votum der Bevölkerung. Rational handelnde Politiker werden daher, allgemein formuliert, vor allem politische Projekte durchführen, die eine Wiederwahl begünstigen und politische Projekte vermeiden, die dieses Ziel gefährden. In diesem Sinne lassen sich für die Nutzen- und Kostenseite von politischen Maßnahmen auch unterschiedliche Anforderungen festmachen: Während der Nutzen für den Wähler unmittelbar sichtbar und der Regierung zurechenbar sein sollte, sollten die Kosten möglichst breit gestreut und diffus sein.

Für Art und Umfang der Umweltpolitik⁴¹ sind nun nicht nur die Präferenzen sondern auch der Informationsstand unterschiedlicher Wählergruppen ausschlaggebend. Gegenüber ersterem ergibt sich zumeist ein ambivalentes Bild: Einerseits werden Umweltprobleme von der Bevölkerung als schwerwiegendes Problem betrachtet und dem Umweltschutz ein hoher Stellenwert zugeschrieben, andererseits werden finanzielle Belastungen nur in einem begrenzten Maß akzeptiert. Da die Stimme des einzelnen Wählers im Normalfall keinen Einfluss auf das Wahlergebnis hat, besteht für diesen auch nur ein geringer Anreiz, sich umfangreich zu informieren. Daher ist es individuell durchaus rational, sich nicht mit den Wirkungen politischer Programme auseinander zu setzen. Durch die rationale Ignoranz der Wähler ist der Wahlmechanismus nur unzureichend dazu in der Lage, eigennutzenorientierte Politiker hinreichend zu kontrollieren.⁴²

Auf der anderen Seite weist die ökonomische Theorie der Interessengruppen insbesondere auf zweierlei hin: erstens auf den höheren Informationsstand von Interessengruppen und zweitens auf die unterschiedliche Organisationsfähigkeit von Interessen.⁴³ Beides ist verbunden mit einem stärkeren Einfluss gut organisierten Interessen auf die Politik. Die Aufgabe der Interessenvertreter besteht im Kontext von Politikprozessen u.a. darin, Entscheidungen im Sinne der eigenen Mitglieder zu beeinflussen.⁴⁴ Daher haben Interessenvertreter in der Regel einen Anreiz, gut über politische Programme informiert zu sein. Insofern ist zu erwarten, dass deren Kenntnisse über Inhalte und Wirkungen der Regierungspolitik in der Regel größer sind als die des Durchschnittswählers. Je nach Einfluss der Verbände auf die Meinungsbildung ihrer Mitglieder und anderer Wählergruppen hat die Regierung einen Anreiz, die Verbandsvertreter bei der Politikformulierung in besonderer Weise zu berücksichtigen. Dies wäre im Sinne der Gemeinwohlorientierung von Politik dann unproblematisch, wenn alle gesellschaftlich vorhandenen Interessen in ähnlicher Weise organisiert und informiert wären und dadurch je nach Größe der vertretenen Gruppe im politischen Raum Berücksichtigung fänden. Von Olson

⁴⁰ Vgl. Meyer 1996, 55.

⁴¹ Siehe zur Instrumentenwahl aus Sicht der NPÖ auch Endres/ Finus 1996.

⁴² Vgl. hierzu Downs 1957.

⁴³ Vgl. Olson 1965.

⁴⁴ Auch innerhalb von Interessengruppen bestehen natürlich interne Prinzipal-Agent-Strukturen. Hierbei kann ebenfalls nicht ohne weiteres davon ausgegangen werden, dass die Verbandsvertreter in allen Belangen die Interessen der Mitglieder verfolgen. Von diesem organisationsinternen Koordinationsproblem wird hier jedoch weitestgehend abstrahiert.

wurde dabei allerdings theoretisch gezeigt, dass sich nicht alle Interessen entsprechend organisieren lassen. Hierbei wird von Meyer für die Umweltpolitik auch auf die „Startvorteile“ der Regelungsadressaten hingewiesen, da diese – im Gegensatz zu den Umweltinteressen – bereits zu Beginn der modernen Umweltpolitik über Interessenvertretungen verfügten, deren Aufgabenbereiche lediglich erweitert werden mussten.⁴⁵

Durch die unterschiedliche Repräsentation verschiedener gesellschaftlicher Interessen im politischen Raum besteht die Gefahr der selektiven Berücksichtigung organisierter Interessen. Bezogen auf die Umweltpolitik werden insbesondere die Regelungsadressaten mit in den Politikprozess eingebunden. Als ein Grund dafür wurde bereit innerhalb der Ausführungen der NIO genannt, dass diese über entscheidungsrelevante Informationen verfügen. Darüber hinaus resultiert dieser Einfluss aber auch daher, dass die Regelungsadressaten mit den negativen Folgen der für die Regierung häufig wahlrelevante(re)n Themen wie der wirtschaftlichen Entwicklung oder der Beschäftigung drohen können. Das Interesse der Regelungsadressaten an der politischen Entscheidungsfindung beteiligt zu werden, besteht wiederum vorwiegend darin, die Umsetzung umweltpolitischer Vorhaben – und somit die Veränderung der Verfügungsrechte zu ihren Ungunsten – abzuwenden. Die verbandliche Interessenvertretung hat daher also einen Anreiz, Ressourcen für die Verhinderung solcher Vorhaben aufzuwenden.

Die Regierung steht nun vor dem Problem, die bestehenden und zum Teil widersprüchlichen Anforderungen miteinander in Einklang zu bringen und vor allem Belastungen für einflussreiche gesellschaftliche Teilgruppen zu vermeiden. Von Engel wird das Regierungsverhalten vor dem Hintergrund unterschiedlicher Ansprüche folgender Maßen auf den Punkt gebracht:

„Auf diese widersprüchlichen Anforderungen reagiert die Politik ganz rational: nämlich widersprüchlich. Mit markigen Worten im Gesetz beschwichtigt sie die Bevölkerung. Durch Sollbruchstellen, die einen wirksamen Vollzug verhindern, schützt sie die direkt oder indirekt Betroffenen vor fühlbaren Einschnitten.“⁴⁶

Da eine Umweltverbesserung häufig nur diffus von der Bevölkerung wahrgenommen wird, kann eine vorwiegend symbolische Umweltpolitik⁴⁷ aufgrund der bestehenden Informationsasymmetrien zwischen staatlichen Akteuren und Wählern häufig wichtiger sein, als der tatsächliche Regelungsoutput. Hierbei bieten ordnungsrechtliche Regelungen oder Selbstverpflichtungen oftmals einen höheren Umsetzungsspielraum als preisliche Anreize,⁴⁸ der insofern durchaus politisch gewollt sein kann.⁴⁹ Bestehende Kooperationsformen im politischen Prozess können in diesem Sinne als einseitige Interessenberücksichtigung gedeutet werden. Über Kooperationsformen kann daher sowohl öffentlich umweltpolitische Handlungsfähigkeit demonstriert, als auch konfliktträchtige Kostenbelastungen für re-

⁴⁵ Vgl. Meyer 1996, 116

⁴⁶ Engel 1998, 175.

⁴⁷ Vgl. Hansjürgens 2000.

⁴⁸ Wenngleich die Ausnahmeregelungen innerhalb der ökologischen Steuerreform ein Beleg dafür sind, dass auch preisliche Anreize in ihrer Ausgestaltung unterminiert werden können.

⁴⁹ Siehe zur Instrumentenwahl aus Sicht der NPÖ auch Endres/ Finus 1996.

levante Interessengruppen vermieden werden. Ergebnis einer einseitigen Einbeziehung der Regelungsadressaten in die Politikprozesse kann die Verwässerung umweltpolitischer Maßnahmen sein oder auch die Einigung auf Regelungen, die zu Lasten nicht beteiligter gesellschaftlicher Gruppierungen gehen. Grundsätzlich entstehen dabei innerhalb aller Lösungen, die keine adäquate Internalisierung externer Effekte zum Ziel haben und durchsetzen können, weiterhin soziale Kosten, die sich zu Lasten der Gesamtwirtschaft auswirken.

Eine wichtige Rolle in der Umweltpolitik kommt auch der Bürokratie zu, die auf verschiedenen Ebenen von Bedeutung ist. Hierbei können zum einen die planende Ministerialbürokratie und die umsetzende Verwaltung und zum anderen die Aufteilung in fachspezifische Ressorts sowie zwischen zentraler und föderaler Ebene unterschieden werden. Auch die Bürokraten verfolgen aus Sicht der NPÖ in erster Linie ihre Eigeninteressen. Ebenso können die Ziele der Bürokraten sehr unterschiedlich sein und beispielsweise im Erreichen von Macht, Prestige, einem angenehmen Leben oder bestimmten politischen Zielen liegen.⁵⁰ Diese Ziele sind ganz allgemein positiv korreliert mit der Höhe des zugewiesenen Budgets und dem diskretionären Spielraum bei der Verwendung.⁵¹

Grundsätzlich ist zwar festzuhalten, dass die Mitarbeiter der Bürokratie – genauso wie in einem Unternehmen – daran gemessen werden, inwieweit sie zur Erreichung von Organisationszielen beitragen. Bestehende Opportunismusspielräume ermöglichen aber auch immer ein Abweichen zugunsten eigener Ziele. Der Wert der Bürokratieleistung wird hierbei nicht durch den Markt bestimmt, sondern hängt von der Nachfrage der Politiker ab. Diese führen die Budgetzuweisung mit dem Ziel der Wählerstimmenmaximierung durch. Aufgrund der Informationsasymmetrien zwischen der Regierung als Prinzipal und der Bürokratie als Agent spielt die Außendarstellung für eine notwendige Erweiterung der behördlichen Aufgaben eine wesentliche Rolle für die erfolgreiche Einflussnahme auf das Budget. Für die Bürokraten besteht ein Anreiz, sowohl das Budget über den gesamtwirtschaftlichen Grenznutzen hinaus auszuweiten, als auch die Verwendungsspielräume zu erhöhen, womit die Gefahr einer ineffizienten Verwendung (Anschaffung von Dienstwagen, aufwändige Büroausstattung u.ä.) einhergeht. Eine solche Gefahr ist allerdings je geringer einzuschätzen, desto mehr sich die Mitarbeiter mit den Ressortzielen identifizieren können. Hierbei wird insbesondere für die Umweltbürokratie angenommen, dass sich überdurchschnittlich viele Mitarbeiter mit den formellen Ressortzielen identifizieren können, und daher ein Interesse an einer effizienten Nutzung des Budgets haben.⁵² Daher wird hier angenommen, dass die Umweltbürokraten zumindest ein größeres Interesse daran haben, bestimmte Umweltziele zu erreichen als die Politiker.

Bei dem Ziel der Budgetausweitung steht die Ministerialbürokratie wiederum in Konkurrenz mit anderen Ressorts. Dabei wird ein struktureller Nachteil der Umweltbürokratie gegenüber anderen Ministerien vermutet, da andere Ressorts

⁵⁰ Siehe auch die Unterscheidung zwischen verschiedenen Bürokratietypen bei Downs 1967, 88.

⁵¹ Vgl. Niskanen 1974, 209 und Behrends 2001.

⁵² Vgl. Gawel 1995, 85.

für das Regierungsziel der Wählerstimmenmaximierung häufig wichtiger sind und die Interessen der Kostenträger umweltpolitischer Regelungen – wie oben dargestellt – grundsätzlich besser organisiert sind als die der Umweltschutzinteressen.⁵³ Insofern scheint auch die Gefahr einer über den Grenznutzen hinausgehenden Budgetzuweisung an die Umweltbürokratie eher gering einzuschätzen zu sein.

Interaktionsformen zwischen Bürokraten und Regelungsadressaten sind häufig wesentlich umfassender, als zwischen Politikern und Bürokraten. Was lässt sich nun hinsichtlich der Instrumentenpräferenzen der Bürokraten annehmen? Zum Teil wird hierbei in der Literatur die Dominanz des aus umweltökonomischer Perspektive ineffizienten Ordnungsrechts in der Umweltpolitik auch aus den Eigeninteressen der Bürokraten abgeleitet. Da ordnungsrechtliche Regelungen auf der einen Seite kontrollintensiver sind als marktliche Instrumente und zudem Implementationsspielräume zuließen, würden sie sowohl zu einer Budgeterweiterung als auch zu einer Erhöhung der Handlungsspielräume beitragen und daher von den Bürokraten bevorzugt. Die Präferenz für das ordnungsrechtliche Instrumentarium ließe sich aber auch anders erklären, beispielsweise damit, dass die Behörden mit diesem Instrumentarium vertraut sind.⁵⁴

Inwieweit hat nun die Umweltbürokratie ein Interesse an Kooperation mit den Regelungsadressaten? Wenn davon ausgegangen wird, dass die Umweltbürokraten (auch) eine Effektivierung der Umweltpolitik anstreben, können Kooperationsformen dem Ziel dienen, unter den bestehenden Restriktionen die Umsetzung dieses Ziels zumindest teilweise zu erreichen. Sowohl bei der Entscheidungsvorbereitung als auch bei der Implementation ist die Umweltbürokratie hierbei auf Informationen angewiesen, die vor allem bei den Verursachern vorliegen. In Anlehnung an die Erkenntnisse aus der NIÖ würden die Bürokraten nur dann auf Kooperationen eingehen, wenn sie so die umweltpolitischen Ziele mit geringeren Transaktionskosten erreichen könnten als alleine. Dabei werden die Bürokraten allerdings auch noch ihre eigenen Kosten berücksichtigen: vor dem Hintergrund des Teilziels eines angenehmen Lebens können die Bürokraten beispielsweise auch grundsätzlich eine Präferenz für konsensuale gegenüber konflikthafter Entscheidungsprozessen haben, zumal konflikthafte Entscheidungen hinterher auch gegen den Willen der Regelungsadressaten implementiert werden müssen. In diesem Zusammenhang wird auch darauf hingewiesen, dass die häufigen Interaktionen zwischen Bürokraten und Regelungsadressaten, die sich auf den bestehenden Informations- und Abstimmungsbedarf zurückführen lassen, dazu führen können, dass die Bürokraten zumindest in Teilen die Position der Regelungsadressaten bei der Formulierung von Umweltmaßnahmen bereits von vorneherein berücksichtigen bzw. teilweise auch übernehmen.⁵⁵

Vor dem Hintergrund dieser kurzen Ausführungen über die Interessen der Umweltbürokratie und die daraus resultierenden Folgen lassen sich keine eindeu-

⁵³ Siehe hierzu auch Horbach 1996.

⁵⁴ In diesem Zusammenhang kann beispielsweise darauf verwiesen werden, dass ein Großteil der ministeriellen Bürokratie eine juristische Ausbildung absolviert hat (vgl. Meyer 1996, 88).

⁵⁵ Vgl. Meyer 1996.

tigen Aussagen über Kooperationsformen zwischen Bürokraten und Regelungsadressaten ableiten. Zum einen ist plausibel anzunehmen, dass das Ressortziel durchaus angestrebt wird, zum anderen kann aber ebenso angenommen werden, dass die eigenen Interessen einer effizienten Verfolgung dieses Ziels entgegenstehen können. In Bezug auf das hier dargestellte Prinzipal-Agent-Verhältnis zwischen Regierung und Bürokratie ist zudem anzumerken, dass dieses in der Praxis wesentlich komplizierter ist, da der Leiter der Bürokratie gleichzeitig auch der Regierung angehört. Eine einfache Trennung zwischen Regierung und Bürokratie ist daher nicht ohne weiteres möglich.

Während die Institutionenökonomik vor allem auf die Transaktionskosten verschiedener umweltpolitischer Instrumente und Koordinationsformen von den Informations- bis zu den Implementationskosten hinweist und so die Perspektive über die reinen Vermeidungskosten hinaus öffnet, lässt sich über die Neue politische Ökonomie auf diejenigen Kosten und Nutzen fokussieren, die der Regierung bei der Wahl von Art und Umfang politischer Maßnahmen entstehen. Eine Regierung wird hierbei vor allem bestrebt sein nicht die gesamtwirtschaftlichen Kosten, sondern ihre politischen Kosten von Politikmaßnahmen bei gegebenem Nutzen minimal zu halten.⁵⁶

Die Erkenntnisse aus der NPÖ führen grundsätzlich sowohl zu einer kritischen Einschätzung staatlicher Handlungsspielräume im Allgemeinen als auch kooperativer (Umwelt-)politik im Besonderen. Kooperation lässt sich polit-ökonomisch als Einbindung einflussreicher gesellschaftlicher Gruppierungen verstehen und spiegelt vor allem das institutionelle und faktisch bestehende Machtgefüge wider. Das Allgemeinwohl wird aus dieser Perspektive weder durch den Staat noch durch die eingebundenen Verbände adäquat eingebracht. Die kooperativen Tauschgeschäfte sind zwar – unter Vernachlässigung von Informationsasymmetrien zwischen den Tauschpartnern – für die Beteiligten pareto-optimal, nicht jedoch aus gesamtgesellschaftlicher Sicht. Kooperationsformen sind in diesem Sinne mit negativen Externalitäten verbunden, bzw. können eine allgemeinwohlfördernde Internalisierung externer Kosten verhindern. Bei der Fokussierung auf das Verhältnis von Politik und Interessengruppen darf jedoch nicht vergessen werden, dass auch nicht organisierte latent bestehende Wählerinteressen in Politikentscheidungen berücksichtigt werden.⁵⁷ Zudem wurden hier der Parteienwettbewerb sowie andere Einrichtungen, die für eine verbesserte Transparenz und Kontrolle politischer Entscheidungen und einer Ausrichtung an der Mehrheit der Wählerpräferenzen sorgen können, vernachlässigt.⁵⁸ Die selektive Bevorzugung besonders gut organisierter und einflussreicher Verbände birgt jedoch in jedem Fall die Gefahr, dass diese Interessen in politischen Entscheidungen überrepräsentiert sind.

Aus den bisherigen Überlegungen lassen sich zwei grundsätzliche Schlüsse ableiten: Zum einen wäre es sinnvoll, die Opportunismusspielräume des Staates

⁵⁶ Bzw. bei gegebenen politischen Kosten, den Nutzen zu maximieren.

⁵⁷ Vgl. Behrends 2001, 66.

⁵⁸ Hierbei können beispielsweise auch erhebliche Unterschiede zwischen den Parteien bezüglich umweltpolitischer Ziele bestehen, die sich beispielsweise aus den unterschiedlichen Präferenzen der jeweiligen Wählerklientel ergeben können.

durch institutionelle Beschränkungen zu begrenzen, um ihn so stärker an das Allgemeinwohl zu binden. Zum anderen müssten innerhalb kooperativer Politikformen die unterrepräsentierten gesellschaftlichen Gruppen stärker eingebunden und unterstützt werden. Beides würde institutionelle Veränderungen durch den Staat erfordern, die nicht der Logik des hier angewandten Verhaltensmodells entsprechen. Die NPÖ liefert unmittelbar Gründe für Staatsversagen und zeigt mittelbar Gründe für Staat und Verbände dafür auf miteinander zu kooperieren. Auch die Bewertung kooperativen Staatshandelns fällt dabei allerdings eindeutig negativ aus. Ungeklärt bleibt dagegen die Frage, wie Anreiz- und Kollektivgutproblematiken zwischen Markt-, Staats- und Kooperationsversagen alternativ gelöst werden können. Zudem ist Vorsicht geboten, Defizite der staatlichen Steuerung allein als Folge mangelnden politischen Willens aufzufassen. Gerade die Komplexität des umweltpolitischen Regelungsfeldes deutet vielmehr auch auf eine eingeschränkte staatliche Handlungsfähigkeit hin.⁵⁹

2.3 Beschränkung und Erweiterung staatlicher Steuerungsfähigkeit

Die Beschäftigung mit kooperativer Politik hat in den Politikwissenschaften wesentlich intensiver und umfangreicher als in den Wirtschaftswissenschaften stattgefunden und steht vor allem im Kontext zu Fragen der politischen Steuerungsfähigkeit moderner Gesellschaften.⁶⁰ Dabei wird vor allem auch auf die Konflikthaftigkeit von Politikfeldern fokussiert sowie auf die bestehenden institutionellen Ressourcen und Beschränkungen zu deren Bearbeitung. Politikwissenschaftliche Analysen staatlichen Handelns in verschiedenen Politikfeldern sind zunächst empirisch ausgerichtet. Ein umfassendes und allgemein anerkanntes Theoriegebäude liegt der empirischen Forschung nicht zugrunde. Einflussreichster Ansatz zur Strukturierung von Politikfeldanalysen ist der akteurzentrierte Institutionalismus,⁶¹ der eine Systematisierung und Feinjustierung relevanter Untersuchungskategorien zwischen Akteuren und Institutionen vornimmt. Das Primat der Analyse liegt auf der Erklärung von Politikergebnissen anhand der relevanten Akteursinteressen und -orientierungen im jeweiligen Politikfeld. Hierbei wird zwar auch von rational handelnden Akteuren ausgegangen, zudem wird jedoch angenommen, dass deren Handeln in der Regel auch auf gruppenspezifischen bzw. gesamtgesellschaftlich gültigen Normen und Zielen basiert.⁶² Im Gegensatz zum ursprünglichen Ansatz der Institutionenökonomik wird angenommen, dass die

⁵⁹ Siehe auch Engel 1998, 183.

⁶⁰ Vgl. Ritter 1979, Glasgow 1984, Scharpf 1993a, Mayntz 1993.

⁶¹ Der akteurzentrierte Institutionalismus wurde am Max-Planck-Institut für Gesellschaftsforschung in Köln entwickelt. Siehe hierzu Mayntz/Scharpf 1995.

⁶² Vgl. Scharpf 2000, 296.

Rationalität der Akteure subjektiv begrenzt ist.⁶³ Dies bedeutet, dass die Akteure vor dem Hintergrund ihres Wissens und ihrer Situationsdeutungen auch Fehleinschätzungen unterliegen können. Kooperative Politikformen können in diesem Kontext also auch dann bestehen, wenn sie nicht die für alle Beteiligten beste Lösung darstellen. Im Gegensatz zu den bisherigen Ansätzen wird der Staat auch nicht mehr als eine Einheit betrachtet, sondern vielmehr als fragmentierter Akteur wahrgenommen. Dieser ist mit verschiedenen Entscheidungseinheiten ausgestattet, die Einfluss auf Politikinhalte nehmen können und zum Teil sehr gegensätzliche Ziele verfolgen.

Für den Fall, dass sich Politikergebnisse nicht aus dem reinen Akteurshandeln heraus erklären lassen, werden auf der zweiten Ebene Institutionen in die Analyse mit einbezogen. Der Institutionenbegriff wird hierbei nur auf formelle Institutionen angewandt, informelle Institutionen hingegen, wie Normen und Werte, werden wie oben erwähnt den Akteuren zugeschrieben. Die Institutionen stellen nicht allein den Handlungsspielraum für die Akteure zur Verfolgung ihrer Eigeninteressen dar, sondern können darüber hinaus auch deren Handlungsorientierung verändern. So werden sich beispielsweise Mitarbeiter des Umweltministeriums auch mit den ihnen obliegenden Aufgaben identifizieren und versuchen, diese erfolgreich auszuführen. Auf der anderen Seite können die Akteure auch Einfluss auf die Gestaltung von Institutionen nehmen.

Aufgrund der vielfältig bestehenden Unsicherheiten im Politikprozess beispielsweise gegenüber Wählerpräferenzen, Konfliktpotenzialen und den Auswirkungen unterschiedlicher Politikmaßnahmen, lässt sich rationales Akteursverhalten darüber hinaus auch nur begrenzt spezifizieren. Neue Gesetze oder Regelungen sind im Allgemeinen das Ergebnis langwieriger Politikprozesse, das von keiner Seite umfassend antizipiert werden kann. Daher lassen sich die bestehenden Koordinationsmechanismen und Instrumente nicht von vorneherein auf deren Effizienz zurückführen, sondern vielmehr auch als einen Trial-and-Error-Prozess verstehen, der durch die relevanten Akteursinteressen und -ressourcen vor dem Hintergrund des bestehenden Institutionenkontextes beeinflusst wird. Die Unsicherheit gegenüber den Wirkungen von Institutionen lässt wiederum Platz für die Möglichkeit von Lernprozessen im Zeitverlauf.⁶⁴ In diesem Kontext wird aber auch auf die Pfadabhängigkeit und den inkrementellen Charakter von politischen Veränderungsprozessen hingewiesen. Umfassende und pfadverändernde Politikmaßnahmen sind insbesondere im deutschen politischen System aufgrund der institutionellen Verflechtung mit der Einbindung vieler Entscheidungsträger auf unterschiedlichen Ebenen mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden und daher eher die Ausnahme. Die Dominanz des Ordnungsrechts in der Umweltpolitik lässt sich daher auch mit der Pfadabhängigkeit institutioneller Veränderungen erklären.

Aus den bisherigen Ausführungen lässt sich bereits erkennen, dass der politikwissenschaftliche Ansatz mit der Fokussierung auf Akteure und Institutionen

⁶³ Zum Teil sind allerdings die Verhaltensannahmen innerhalb der Weiterentwicklung institutionenökonomischer Ansätze auch weiter gefasst worden, wodurch eine klare Abgrenzung beider Ansätze in Teilen erschwert wird.

⁶⁴ Siehe u.a. Sabatier 1988.

durchaus anschlussfähig an die bisher vorgestellten Ansätze ist, wenngleich die Annahmen wesentlich differenzierter und offener sind. Passend dazu wurde auch der Transaktionskostenansatz von Williamson zur Erklärung unterschiedlicher Transaktionsformen aufgegriffen und erweitert. In diesem Zusammenhang wird mit dem Begriff der „governance“⁶⁵ auf die vielfältigen Koordinations- und Austauschformen zwischen Markt und Staat, sowie Mischformen fokussiert und in ihren Wirkungen analysiert.⁶⁶

Für den Staat wird nun anhand empirischer Studien allgemein eine abnehmende einseitig hierarchische Koordinierungsfähigkeit konstatiert.⁶⁷ Hierbei lassen sich gerade in der Umweltpolitik außerordentlich viele Beispiele für die Interventionsprobleme des Staates aufzeigen.⁶⁸ Der Staat ist in seiner Handlungsfähigkeit einerseits in Bezug auf seine Informations- und Bearbeitungsressourcen erheblich eingeschränkt. Andererseits sieht er sich Zielkonflikten ausgesetzt und muss seine Politik gegen unterschiedliche Interessen durchsetzen.⁶⁹ Des Weiteren bestehen institutionelle Restriktionen, beispielsweise durch die Kompetenzverflechtung zwischen Bund und Ländern. Ferner wird die nationale Handlungsfähigkeit auch immer stärker durch die Verlagerung von Kompetenzen auf die Europäische Union beeinträchtigt.

Vor diesem Hintergrund wird im Hinblick auf Kooperationsformen gefragt, welche „institutionellen Verfahren und organisatorische Ressourcen [diese] hervorbringen, mit denen gesellschaftliche Entwicklungen [...] gesteuert werden sollen.“⁷⁰ Dabei weisen verschiedene empirische Studien zu kooperativen Politikformen nach, dass sich als ein Weg zur Überwindung von Marktversagen einerseits und einem zentralen Informationsdefizit des Staates andererseits Interaktionsformen herausgebildet haben, die zwischen einer rein marktlichen und einer rein staatlichen Koordinierung liegen.

„Politische Steuerung ist in der Realität weit vom Idealtypus hierarchischer Intervention entfernt und findet in Form vielfältiger Verhandlungsprozesse statt, in denen Politikziele sowohl definiert als auch durchgesetzt werden.“⁷¹

In Bezug auf diese Interaktionsformen wird gerade auf die Einbindung der Verbände in die Politikprozesse hingewiesen, die zu einer Erweiterung der staatlichen Handlungsfähigkeit beitragen könne. Die Herausbildung des kooperativen Staates wird auch als Zeichen funktionaler Ausdifferenzierung der Politik und als Synthese zwischen Markt- und Staatsversagen zur Bereitstellung öffentlicher Güter angesehen.⁷² Das auf zentraler Ebene bestehende Informationsdefizit kann so durch den Einbezug dezentral vorhandener Informationen abgemildert werden. Zudem kann Kooperation der Akzeptanzerzielung im Vorfeld dienen, um sowohl

⁶⁵ Der Begriff „governance“ lässt sich mit Lenkungsstruktur übersetzen.

⁶⁶ Vgl. Hollingsworth/ Boyer 1997.

⁶⁷ Vgl. Gusy 2001, 1.

⁶⁸ Siehe beispielsweise Jänicke 1990.

⁶⁹ Vgl. Voigt 1995, 41.

⁷⁰ Weiß 2000, 17.

⁷¹ Weiß 2000, 113.

⁷² Vgl. Mayntz 1993.

die Durchsetzung als auch die Implementation politischer Inhalte zu gewährleisten. Für die Betrachtung von Kooperations- und Koordinationsformen zwischen Markt und Staat lassen sich vor allem zwei Ansätze – Korporatismus und Politiknetzwerke (policy networks) – voneinander abgrenzen, die im Folgenden näher dargestellt werden.

2.3.1 Korporatismus und Politiknetzwerke

Die Bezeichnung Korporatismus umfasst sowohl das Bestehen zentralisierter Verbände als auch die politische Nutzung der Verbandsstrukturen durch Einbindung in oder Delegation von Staatsaufgaben:

„Als Korporatismus bezeichnen wir die Beteiligung von Interessengruppen an der Formulierung und Implementation von politischen Programmen, und zwar auf der Basis von Interorganisationsnetzwerken zwischen Regierung und politischer Verwaltung einerseits und stark zentralisierten gesellschaftlichen Verbänden andererseits.“⁷³

Wesentlich für den Korporatismusansatz ist die Feststellung der gegenseitigen Durchdringung von Politik und Verbänden, im Gegensatz zu früheren Ansätzen der Verbandsforschung, die sich auf die Untersuchung der einseitigen Einflussnahme von Verbänden auf die Politik konzentrierten. Verbände können durch die Übernahme von gesellschaftlichen Aufgaben zur Entlastung des Staates beitragen. Durch eine gut ausgebaute intermediäre Ebene kann dabei die Bearbeitung von Kollektivgutproblemen erleichtert werden. Die Einbindung von Verbänden in den Politikprozess wird durchaus auch als problematisch angesehen, da diese vorrangig ein Interesse daran haben, Gruppengüter für ihre Mitglieder zu erstellen, die nur partiell Kollektivgutcharakter aufweisen und daher nur in seltenen Fällen mit dem Allgemeinwohl übereinstimmen. Die Aussagen der NPÖ zum Bestreben der Verbände, ihre Partikularinteressen durchzusetzen und beispielsweise Umweltgesetze zu verwässern, werden hierbei also nicht ignoriert. Die entscheidende Frage ist insofern, wie die Nutzung von Verbandsstrukturen mit einer Orientierung am Allgemeinwohl in Einklang gebracht werden kann.⁷⁴

Die Korporatismusforschung richtet ihr Augenmerk vornehmlich auf Politikfelder, in denen es traditionell um den Ausgleich von Arbeitgeber- und Arbeitnehmerinteressen geht. Innerhalb dieser Politikfelder sind die Großverbände der Gewerkschaften und Arbeitgeber die wesentlichen Organisationen. Wesentlich für die Funktionsweise von korporatistischen Arrangements ist, dass Arbeitgeberverbände und Gewerkschaften zueinander als Gegengewichte fungieren und große Teile der gesellschaftlichen Interessen repräsentieren.⁷⁵ In diesem Zusammenhang werden aber gerade auch verstärkt die Dysfunktionalitäten des korporatistischen

⁷³ Czada 1992.

⁷⁴ Vgl. Streeck 1999, 214.

⁷⁵ Dabei wird allerdings auch darauf hingewiesen, dass auch Arbeitgeberverbänden und Gewerkschaften unterschiedlichen Organisationsbedingungen unterliegen, was sich auf ihren gesellschaftlichen Einfluss auswirkt. Vgl. Streeck 1999.

Systems betont, da Einigungen zu Lasten nicht beteiligter Dritter – beispielsweise der Arbeitslosen – getroffen werden. Zudem werden dem bestehenden System vor dem Hintergrund von vielfach für notwendig erachteter struktureller Veränderungen starke Verharrungstendenzen zugeschrieben.⁷⁶ Dies lässt sich vor allem darauf zurückführen, dass durch die Notwendigkeit der Zustimmung aller involvierten Verbände die durchsetzbaren Politikoptionen verringert werden, da kein Verband Verluste für die eigene Klientel hinnehmen wird. Anhand der Arbeitsbeziehungen deutet sich also an, wie sich die Funktionalität institutioneller Arrangements im Zeitverlauf verändern kann.

Das System der Arbeitsbeziehungen in Deutschland hat eine lange korporatistische Tradition, die auch den Arbeitsschutz mit einbezieht. Obwohl sich der Umweltschutz u.a. auch aus dem Arbeitsschutz heraus entwickelt hat, ist die Umweltpolitik kein klassisch korporatistisches Feld, da sich hier nicht in erster Linie die Interessen von Arbeitgebern und Arbeitnehmern gegenüberstehen, sondern vielmehr die von Verursachern und Betroffenen.⁷⁷ Soweit es sich bei den Verursachern um die produzierenden Unternehmen handelt, werden diese zwar von ihren Verbänden vertreten, diesen steht jedoch kein adäquater Betroffenenverband gegenüber. Die Umwelt- und Verbraucherinteressen sind zwar ebenfalls organisiert, allerdings wesentlich heterogener und von der Organisationsstruktur her weniger professionalisiert. Ein Umweltkorporatismus im Sinne des gleichwertigen Einbezugs von Umwelt- und Produzentenverbänden in den Politikprozess lässt sich bisher nur vereinzelt vorfinden. Eine Tendenz in Richtung Korporatismus wird in der zunehmenden Anzahl an Selbstverpflichtungen, dem dualen System oder in der Einführung von Umweltmanagementsystemen gesehen, bei denen allerdings jeweils nur die Seite der Regelungsadressaten einbezogen ist.⁷⁸ Diese einseitige Berücksichtigung von Interessen legt die Annahme nahe, dass sich dies eher hemmend auf staatliche Umweltschutzaktivitäten auswirkt.⁷⁹

Zwei international vergleichende Studien weisen hingegen nach, dass sich ein positiver Zusammenhang zwischen länderspezifischer Umweltperformance und dem Vorhandensein korporatistischer Abstimmungsprozesse vorfinden lässt.⁸⁰ Dieser Befund wird damit begründet, dass die Qualität und der Austausch von Informationen reibungsloser verlaufe, die Akzeptanz und Vorhersehbarkeit von Umweltpolitik erhöht werden könne und eine höhere Verpflichtungsfähigkeit aufgrund des hohen verbandlichen Organisationsgrades gewährleistet sei. Diese Vorteile scheinen in den untersuchten Umweltbereichen die grundsätzliche Gefahr der Verwässerung umweltpolitischer Vorhaben überzukompensieren.

Für die deutsche Umweltpolitik wird basierend auf empirischen Studien der Existenz von Politiknetzwerken eine höhere Bedeutung zugeschrieben als korporatistischen Verhandlungssystemen.⁸¹ Als Politiknetzwerk soll „die Gesamtheit aller

⁷⁶ Vgl. u.a. Berthold/Hank 1999.

⁷⁷ Mit Ausnahme des Gesundheitsschutzes am Arbeitsplatz.

⁷⁸ Vgl. Weidner 1996, 44.

⁷⁹ Siehe hierzu auch Weiß 2000, 205.

⁸⁰ Vgl. Scruggs 2003 und Jahn 1998.

⁸¹ Vgl. Scharpf 1993a.

Interaktionen korporativer Akteure auf einem Gebiet gemeinsamen politischen Interesses⁸² verstanden werden. Netzwerkartige Strukturen innerhalb des politischen Prozesses konnten dabei in vielen empirischen Studien nachgewiesen werden.⁸³ Wie im neokorporatistischen Ansatz wird auch mit dem Konzept der Politiknetzwerke die Einbindung nicht-staatlicher Akteure in den Politikprozess erfasst. Die Hauptunterschiede liegen in der größeren Anzahl an beteiligten Akteursgruppen, der größeren Flexibilität und dem geringeren Formalisierungsgrad der Interaktion. Hinzu kommt, dass mit diesem Konzept auch Interaktions- und Austauschformen zwischen staatlichen Akteuren verschiedener Institutionen erfasst werden. Wesentliches Merkmal von Politiknetzwerken ist die häufige und zunächst unbefristete Interaktion. Dadurch kann zweierlei gewährleistet werden: Zum einen sind zwischen den Akteuren nicht nur Transaktionen möglich, von denen alle einen positiven Nutzen oder zumindest keinen Nutzenverlust im Sinne des Pareto-Kriteriums haben, sondern es reicht aus, wenn der Nettonutzen aller Transaktionen langfristig für alle Akteure positiv ist. Zum anderen ist der Anreiz zur Defektion gering, da dies zukünftige nutzenstiftende Transaktionen innerhalb eines Netzwerkes verhindern würde.

Charakteristisch für Politiknetzwerke ist also nicht jede Tauschhandlung für sich genommen, sondern der generalisierte politische Tausch.⁸⁴ Die Durchführung politischer Transaktionen wird über die bestehenden Netzwerke erleichtert bzw. ist im Idealfall mit geringeren Transaktionskosten verbunden, da zum einen Unsicherheit reduziert und zum anderen die Stärkung informeller Institutionen in Form von Vertrauen möglich wird. Interessenkonflikte bleiben zwar auch innerhalb dieser Netzwerke bestehen, werden aber besser kanalisiert.

Das Vorhandensein von Politiknetzwerken impliziert jedoch nicht, dass diese auch staatlich initiiert und etabliert werden können. Vielmehr entzieht sich der Charakter von informellen Netzwerken einer staatlichen Steuerung. Kooperationsnetzwerke entstehen häufig gerade als Nebenprodukt zur Abwehr staatlicher Regelungsbestrebungen.⁸⁵ Eine bewusste staatliche Initiierung von Netzwerken kann sich daher auch auf die Handlungsmotivation der beteiligten Akteure auswirken.⁸⁶ Dieses Dilemma gilt im Übrigen für jede Form staatlich initiierte Kooperation, da das offen gelegte Interesse des Staates an der Kooperation seine eigene Verhandlungsposition schwächt.

„Können die Verbände hingegen darauf vertrauen, dass sie es fortan mit einem verhandlungsbereiten Staat zu tun haben, dem die Deutung der Verhandlungsergebnisse aus informationellen Gründen vollständig entzogen ist [...], dürfte in der Tat eine interessengeleitete Umdeutung politischer Vorgaben eintreten [...]“⁸⁷

Grundsätzlich lässt sich zusammenfassen, dass der Staat, wenn er auf Ressourcen angewiesen ist, über die nur die Verbände verfügen, seine Steuerungsfähigkeit

⁸² Héritier 1996, 473.

⁸³ Vgl. Mayntz 1993, 39.

⁸⁴ Zu diesem Begriff siehe Marin 1996.

⁸⁵ Vgl. Klemmer/Lehr/Löbke 1999, 68.

⁸⁶ Vgl. Voelzkow/Hilbert/Heinze 1987, 97.

⁸⁷ Wegner 1998, 64.

über Verhandlungen bzw. kooperative Politikformen erhöhen kann.⁸⁸ Die Herausbildung kooperativer Politikformen ist dabei allerdings zunächst als Reaktion des Staates auf seine eingeschränkte Handlungsfähigkeit zu verstehen und nicht schon als deren Lösung. Inwieweit die Überwindung der Kollektivgut- bzw. Externalitätenproblematik in adäquater Form gelingt, ist daher als empirisch kontingent zu betrachten. Für die Funktionsfähigkeit von Kooperation wird zudem als wesentlich angesehen, inwieweit der Staat dazu in der Lage ist, bei unbefriedigenden kooperativen Lösungen wieder auf seine einseitig hierarchische Entscheidungsgewalt zurückzugreifen.⁸⁹ Kooperative Politikelemente sind insofern nicht als Ersatz für hierarchische Politikformen zu verstehen, sondern vielmehr in hierarchische Strukturen eingebettet.⁹⁰

2.4 Rationales Verhalten und Reziprozität

Während die bisherigen Ansätze Aussagen zu den Beweggründen und der Pareto-Optimalität bzw. Steuerungsfähigkeit kooperativer Politik enthielten, beschäftigt sich dieses Kapitel mit der Genese von Kooperation. Über spieltheoretische Modelle wie das Gefangenendilemma lässt sich hierbei aufzeigen, dass individuell rationales Verhalten in bestimmten Situationen sowohl individuell als auch kollektiv suboptimale Ergebnisse zur Folge haben kann. Eine für alle Seiten vorteilhafte Kooperation kann in diesem Kontext dadurch verhindert werden, dass jeder Akteur für sich seinen Output noch erhöhen kann wenn er nicht kooperiert, vorausgesetzt, die Gegenseite ist weiterhin kooperationsbereit. Da dieser Anreiz für alle Seiten gleichermaßen besteht, bildet sich unter der Annahme rationaler eigennutzenorientierter Individuen ein suboptimaler Gleichgewichtszustand wechselseitiger Nicht-Kooperation. Ohne die Möglichkeit bindender Absprachen bleibt das Dilemma auch bestehen, wenn das Spiel häufiger gespielt wird, da der Anreiz nicht zu kooperieren, in jeder Runde neu besteht. Eine pareto-optimale Kooperation kann also äußerst instabil sein, und trotz ihrer Vorteilhaftigkeit für alle Seiten nicht zustande kommen.

Aufbauend auf dieser Grundproblematik hat Axelrod⁹¹ anhand von Computersimulationen, in der sich Akteure mit unterschiedlichen Interaktionsstrategien gegenüberstehen, nachweisen können, dass eine Strategie, die auf Kooperation aufbaut und im weiteren Verlauf reziprok auf das Verhalten des Gegenübers reagiert, gegenüber allen anderen Strategien im Gesamtergebnis die erfolgreichste ist.⁹² In Experimenten konnte wiederum gezeigt werden, dass die Verhaltensannahme reziproken bedingt kooperativen Verhaltens realitätsnäher ist, als die der reinen Ei-

⁸⁸ Vgl. Weiß 2000, 242.

⁸⁹ Vgl. Scharpf 1993b, 67.

⁹⁰ Vgl. Scharpf 1993a, 41.

⁹¹ Vgl. Axelrod 1987.

⁹² Die Strategie wird auch als TIT for TAT – eigentlich this for that – bezeichnet, wodurch der reziproke Charakter der Strategie zum Ausdruck kommen soll.

gennutzorientierung, d.h. die Mehrheit der Probanden verhielt sich in Experimenten kooperativen Akteuren gegenüber kooperativ und beantwortete defektes Verhalten ebenfalls mit Defektion.⁹³ Die Testpersonen verhielten sich häufig auch dann noch reziprok, wenn dieses Verhalten für sie mit einem materiellen Verlust einherging. Reziprozität wird dabei nicht allein als Strategie, sondern vielmehr als Verhaltensmuster angesehen.⁹⁴ Ob sich die Annahme reziproken Verhaltens als Norm auf Organisationen übertragen und somit zur Analyse von Kooperation zwischen Staat und Verbänden nutzbar machen lässt, ist allerdings zu bezweifeln. Denn Aufgabe der Organisation ist es gerade, das gemeinsame Interesse seiner Mitglieder zu vertreten. Insofern ist es durchaus plausibel, Organisationen eine höhere Strategiefähigkeit zuzusprechen als einzelnen Individuen. Reziprokes Verhalten lässt sich insofern vor allem dann zugrunde legen, wenn es als Erfolg versprechende Strategie im Sinne von Axelrod gedeutet wird, die sich auf Grundlage unendlich wiederholter Interaktionen auszahlt.

Für das Gefangendilemma bedeutet die Berücksichtigung von Reziprozität nun zwei mögliche Gleichgewichtszustände. Wenn das Individuum davon ausgeht, dass sein Gegenüber kooperiert, wird es sich auch kooperativ verhalten und vice versa. Das Gefangendilemma wird so zu einem Koordinationsdilemma und lässt sich durch vorherige Absprache überwinden. In Experimenten zeigt sich aber auch, dass eigennutzorientiertes Verhalten und reziprokes Verhalten in einer Gesellschaft nebeneinander existieren.⁹⁵ Wesentlich für die Entstehung eines Kooperations- oder Defektionsgleichgewichts sind daher auch die Rahmenbedingungen und die Ausgestaltung von Kooperation. Am Beispiel von Kollektivgutexperimenten konnte die Bedeutung der Möglichkeit, eigennutzorientiertes Verhalten durch die Gruppe zu sanktionieren, nachgewiesen werden. Ist eine Sanktion nicht möglich, werden sich die reziproken Akteure die Ausbeutung durch die eigennutzorientierten Akteure nicht gefallen lassen und ebenfalls keinen Kollektivgutbeitrag mehr leisten, so dass sich ein Defektionsgleichgewicht herausbilden kann, in dem niemand mehr einen Kollektivgutbeitrag leistet.

„Es zeigt sich, dass Kooperation weniger ein individuell-strategisches Problem, sondern vielmehr ein Interdependenzproblem ist. Kooperation entsteht folglich durch sich wechselseitig verstärkende Selbstorganisationsprozesse, indem vergangene positive Kooperationserfahrungen zukünftige Kooperationsentscheidungen fördern.“⁹⁶

Die Voraussetzungen zur Überwindung sozialer Dilemmata sind zwar gegeben, die Herausbildung von Kooperation bleibt jedoch kontingent. Wesentliches Augenmerk liegt dabei auf den geeigneten institutionellen Vorkehrungen zur Unterstützung kooperativen Verhaltens. Im Fall der Kooperation zwischen dem Staat und gesellschaftlichen Akteuren verfügt der Staat hingegen prinzipiell über institutionelle Sanktionsmechanismen und kann dadurch kooperatives Verhalten för-

⁹³ Vgl. Falk 2001.

⁹⁴ Dies lässt sich jedoch auch rational begründen. Evolutionär betrachtet ließ sich durch reziprokes Verhalten das Überleben einer Gruppe besser sichern als durch rein eigennutzorientiertes Verhalten. Vgl. Schenk/ Weise 1995, 130.

⁹⁵ Vgl. Ockenfels 1999.

⁹⁶ Vgl. Schenk/ Weise 1995, 148.

dern, wodurch die Dilemmasituation grundsätzlich überwunden werden kann. Dies gilt allerdings nur unter den Voraussetzungen, dass er defektierendes Verhalten erkennen und faktisch sanktionieren kann und er nicht selbst einen Anreiz hat zu defektieren. Empirisch ist zudem eine Unterscheidung ausschließlich zwischen den Gleichgewichtszuständen Kooperation und Nicht-Kooperation zu einfach. Vielmehr lassen sich verschiedene Formen bedingter Kooperation oder Nicht-Kooperation vorfinden. Gerade unter Vorliegen von Informationsasymmetrien ist für den Staat der Kooperationsgrad des Gegenübers – beispielsweise bei der Weitergabe von Informationen – nicht unmittelbar überprüfbar. Dadurch besteht ein Anreiz für die Gegenseite, Kooperationsbereitschaft zu signalisieren, aber nur insoweit zu kooperieren, wie es vom Staat überprüft werden kann. Der Anreiz zu kooperieren hängt daher auch wesentlich von den zukünftig erwarteten Kooperationsgewinnen (Häufigkeit der Interaktion) und der Aufdeckungswahrscheinlichkeit nicht-kooperativen Verhaltens in jeder Runde ab.

2.5 Einordnung der theoretischen Ansätze und erstes Zwischenergebnis

Wenn Kooperation als politischer Tausch verstanden wird, dann werden die interagierenden Parteien nur auf Kooperationsformen eingehen, von denen die Beteiligten glauben, daraus einen Nettovorteil zu erhalten. Bei Vorliegen vollkommener Informationen gegenüber Tauschinhalt und alternativen Handlungsoptionen wird insofern nur auf Kooperationen eingegangen, die die Bedingungen der Pareto-Optimalität für die beteiligten Akteure erfüllen. Sind mit der Kooperation keine negativen Externalitäten für Unbeteiligte verbunden, ist dieser Tausch auch gesamtwirtschaftlich betrachtet pareto-optimal.

Allerdings ergeben sich erst aus der Annahme, dass die staatliche Handlungsfähigkeit eingeschränkt ist, überhaupt Gründe für kooperative Politikformen. Bei bestehenden Informationsasymmetrien können kooperative Politikformen unter bestimmten Bedingungen die Gesamtkosten inklusive der Transaktionskosten der Beteiligten senken. Der Opportunismusanreiz für die Unternehmen hängt dabei im Wesentlichen von den staatlichen Möglichkeiten zur potenziellen Überprüfung von Unternehmensinformationen ab. Diese Informationsproblematik kann staatlich nur bedingt bewältigt werden. Durch die Informationsasymmetrien unterschiedlicher Intensität wird die staatliche Handlungsfähigkeit eingeschränkt, woraus sich Anreize für kooperative Politikformen ergeben. Weder aus der institutionenökonomischen noch aus der informationsökonomisch erweiterten Perspektive lassen sich dabei eindeutige Aussagen über die Pareto-Optimalität kooperativer Umweltpolitik ableiten, da der Staat die Kosten alternativer Regelungsmechanismen aufgrund der bestehenden Informationsasymmetrien nicht kennt. Selbst wenn davon ausgegangen wird, dass der Staat das Interesse des Allgemeinwohls vertritt, kann also nicht davon ausgegangen werden, dass dieser automatisch pare-

to-optimale Koordinationsmechanismen und Instrumente wählt bzw. wählen kann.⁹⁷

Schreibt man den staatlichen Akteuren Eigeninteressen zu, die sie davon abhalten, das Allgemeinwohl zu vertreten, ergeben sich Ansatzpunkte für ein generelles Staatsversagen, das sich durch die einseitige Einbeziehung von Interessengruppen in die Politikprozesse noch verstärken kann. Über steuerungstheoretische Ansätze wird hingegen die Perspektive hinsichtlich staatlich bestehender Restriktionen erweitert, aus denen sich Gründe für kooperative Politikformen ergeben. Neben der eingeschränkten Handlungsfähigkeit und Handlungsmotivation des Staates werden auch die begrenzten Handlungsmöglichkeiten aufgrund von institutionellen Beschränkungen und bestehenden Zielkonflikten in die Analyse integriert. Ausgehend von empirischen Untersuchungen, die die Ubiquität von Kooperation im politischen Prozess aufzeigen, werden die Gründe und Funktionsbedingungen analysiert. Die Herausbildung kooperativer Politikformen wird dabei zunächst als Reaktion auf das Marktversagen auf der einen Seite und den eingeschränkten staatlichen Handlungsressourcen auf der anderen Seite gesehen. Ob kooperative Politikformen auch zur Problemlösung beitragen, ist damit hingegen nicht a priori zu beantworten.

Politiknetzwerken wird in diesem Zusammenhang auf Grundlage empirischer Studien eine hohe Leistungsfähigkeit zugesprochen, u.a. auch aufgrund der Möglichkeit, Unsicherheit und opportunistisches Verhalten über die Häufigkeit politischer Transaktionen zu reduzieren. Dabei zeigt sich allerdings auch, dass der Staat aufgrund gewachsener politischer Strukturen nur begrenzt über die Steuerungsmöglichkeit verfügt, kurzfristig zwischen verschiedenen Koordinationsmodi und Instrumenten zu wählen. Aussagen über die Funktionsfähigkeit von Kooperation in einem Problemfeld lassen daher auch nur begrenzt Rückschlüsse hinsichtlich der Übertragbarkeit auf ein anderes Politikfeld zu.

Ansätze zur Genese von Kooperation weisen ergänzend dazu auf die Kontingenz von Kooperation hin, die auch in Situationen besteht, in denen sich die Beteiligten über Kooperation besser stellen würden als durch einseitiges Handeln. Insofern spielen die staatlichen Möglichkeiten zur institutionellen Stärkung von Kooperation eine wichtige Rolle. Die Ausführungen zum Aufbau von Vertrauen zur Senkung der Opportunismusgefahr verweisen darauf, dass kooperative Politikformen einseitig-hierarchischen Politikformen gerade auch in einer längerfristigen Perspektive überlegen sein können.

Die dargestellten Ansätze unterscheiden sich vor allem in ihren unterschiedlichen Annahmen über Handlungsorientierung und Restriktionen des Staates. Dabei kann insbesondere unterschieden werden zwischen staatlicher Entscheidungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation.⁹⁸ Die staatliche Entscheidungsfähigkeit ist vor allem eingeschränkt durch Informationsrestriktionen und die Komplexität des Regelungsgegenstandes; die Entscheidungsmöglichkeiten werden beeinflusst

⁹⁷ Vgl. Weiß 2000, 86.

⁹⁸ Die Begrifflichkeiten *capacity*, *opportunity* und *willingness*, die hier mit Fähigkeit, Möglichkeit und Motivation übersetzt werden, wurden ursprünglich von Ashford zur Charakterisierung des Verhaltens von Unternehmen verwendet. Vgl. Ashford 2002.

durch institutionelle Beschränkungen und Zielkonflikte innerhalb des Regelungsfeldes, und die Entscheidungsmotivation bezieht sich auf die dem staatlichen Handeln zugrunde liegenden Ziele. Fähigkeit, Möglichkeit und Motivation bedingen sich zum Teil gegenseitig. Die Möglichkeiten zur umweltpolitischen Steuerung können sich beispielsweise positiv auf die Motivation auswirken. Je nachdem welche Annahmen über staatliches Handeln zugrunde gelegt werden, ergeben sich unterschiedliche Begründungen und Bewertungen für kooperative Umweltpolitik.

2.6 Ordnungspolitische Bewertung von Kooperation

Wie lassen sich Kooperationsformen nun aus ordnungspolitischer Perspektive einordnen? Grundsätzlich setzt sich die Ordnungspolitik vor allem mit der Art und weniger mit dem Umfang staatlicher Eingriffe auseinander. Aus Sicht der Ordnungspolitik besteht die Aufgabe des Staates darin, durch die Wahl der geeigneten Rahmenbedingungen die Funktionsfähigkeit des Marktes herzustellen und zu sichern. Prozessorientierte Eingriffe des Staates werden hingegen in der Regel als nicht ordnungskonform angesehen, da sie zu Marktverzerrungen führen würden. Aus Sicht einer evolutorischen Ordnungspolitik werden sie zudem mit dem Argument abgelehnt, dass der Staat nicht über das dafür notwendige und dezentral verteilte (Lenkungs-)wissen verfügt.⁹⁹ In einer ökologisch erweiterten ordnungspolitischen Konzeption lassen sich hierbei über das Externalitätenkonzept Gründe für einen staatlichen Eingriff ableiten.¹⁰⁰ Ein marktkonformer Eingriff bestünde nun in der staatlichen Korrektur der Preise für Umweltgüter, die zu einer Internalisierung negativer Externalitäten führen würde. Idealtypisch stellt diese Internalisierung durch die Korrektur der Preise einen einmaligen staatlichen Eingriff dar, durch den die Funktionsfähigkeit des Marktes wieder gewährleistet ist.

In neueren Arbeiten zur evolutorischen Ordnungspolitik wird darüber hinaus – im Gegensatz zur klassischen Ordnungspolitik – der Entwicklungsprozess neuer Rahmensetzungen betont.¹⁰¹ Neue Anforderungen an die staatliche Rahmensetzung können dabei aus den stetigen Veränderungs- und Differenzierungsprozessen des Marktes sowie einer veränderten Perzeption potenzieller Marktstörungen resultieren. Gerade die Bestimmung bestehender Marktexternalitäten ist sowohl abhängig von der jeweiligen Bewertung als auch von neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen. Zudem ist die Wirkungsweise institutioneller Rahmenbedingungen nicht a priori zu bestimmen, so dass die Entwicklung marktdäquater Institutionen auch mit einem ständigen Lernprozess einhergeht.

Für kooperative Politikformen ist innerhalb der dichotomisierenden ordnungspolitischen Perspektive zwischen staatlicher Rahmensetzung und Marktprozess – ebenso wie in der Neoklassik – zunächst kein Platz. Dementsprechend negativ fällt

⁹⁹ Vgl. von Hayek 1968.

¹⁰⁰ Vgl. Rennings et al. 1997.

¹⁰¹ Siehe u.a. Budzinski 2000.

die Bewertung von Kooperation aus.¹⁰² Neben der Kritik, dass Kooperation in Form von Selbstverpflichtungen aufgrund der verbandlichen Allokation von Vermeidungsaktivitäten nicht marktkonform sei, wird auf die Gefahren verwiesen, die mit der einseitigen Einbindung von Interessengruppen einhergingen. Hierbei wird insbesondere die Abschottung von Märkten und die Einigung zu Lasten Dritter genannt. Des Weiteren wird dem Staat vorgeworfen, seine öffentlichen Schutzpflichten nicht ausreichend wahrzunehmen:

„Darüber hinaus vernichtet eine umfassende Gestaltung der Umweltpolitik mittels freiwilliger Selbstverpflichtungen die Basis der Ordnungspolitik. Denn der Staat vernachlässigt durch Verabredungen in der Umweltpolitik seine Aufgabe, einen Ordnungsrahmen abzustecken. Stattdessen delegiert er seine Verantwortung an die Verbände selbst.“¹⁰³

Innerhalb dieser ordnungspolitischen Kritik von Kooperation ist zwischen einer Ziel(findungs)- und einer Mittelebene zu unterscheiden. Auf der Zielfindungsebene sieht sich kooperative Politik insbesondere dem Vorwurf der Zielverwässerung ausgesetzt, wohingegen auf der Mittelebene die mangelnde Marktkonformität kritisiert wird. Dem Vorwurf der mangelnden Marktkonformität ist entgegenzuhalten, dass marktliche Instrumente – neben den Problemen der formalen wie faktischen Durchsetzung – aufgrund der Spezifika der chemiebezogenen Stoffproblematik nur begrenzt einsetzbar sind und Selbstverpflichtungen gerade im Vergleich zu ordnungsrechtlichen Maßnahmen den Unternehmen eine höhere Flexibilität geben, folglich mit einer niedrigeren Beeinträchtigung der Funktionsbedingungen des Marktes verbunden sind.

Der Vorwurf der Zielverwässerung ist wiederum nicht allein auf Abstimmungsprozesse im Vorfeld von Selbstverpflichtungen anwendbar. Vielmehr gilt dieser für alle Kooperationsformen im politischen Prozess der Zielfindung mit einseitiger Interessenbeteiligung. Kooperation und Verhandlungen sind dabei kein Charakteristikum von Selbstverpflichtungen allein, sondern finden in der Regel auch vor der Einführung von ordnungsrechtlichen Maßnahmen oder preislichen Instrumenten statt. Das Argument der Zielverwässerung und der mangelnden Wahrnehmung staatlicher Schutzverantwortung basiert auf der Annahme, dass der Staat über einseitig-hoheitliches Handeln in der Lage dazu wäre, ein höheres Schutzniveau durchzusetzen.¹⁰⁴ Diese Annahme ist jedoch vor dem Hintergrund der aufgezeigten staatlichen Handlungsbeschränkungen zu bezweifeln. Von diesen Handlungsbeschränkungen wird innerhalb der Ordnungspolitik allerdings – abgesehen vom zentral bestehenden Informationsdefizit – abstrahiert. Für die Informationsproblematik ergeben sich dabei in der ökologischen Ordnungsperspektive zwei widersprüchliche Annahmen: Auf der einen Seite wird dem Staat mangelndes Wissen zur prozessorientierten Marktsteuerung zugeschrieben, andererseits wird unterstellt, er verfüge über das zentrale Wissen zur Festlegung und effizienten Umsetzung umweltpolitischer Ziele.¹⁰⁵ Wenn nun davon ausgegangen wird,

¹⁰² Vgl. Für viele andere Rennings et al. 1997.

¹⁰³ Schlecht 1997, ix.

¹⁰⁴ Vgl. Weiß 2000, 231.

¹⁰⁵ Vgl. Wegner 1998, 64.

dass der Staat sich auch in Bezug auf die umweltbezogene Regulierung mit Informationsmängeln konfrontiert sieht und das notwendige Steuerungswissen vor allem dezentral vorhanden ist, verändert sich auch die Einschätzung kooperativer Politikformen. Kooperation kann dann dazu beitragen, die dezentral vorhandenen Informationen zu bündeln und so die staatliche Aufgabe der Beseitigung von marktlichen Dysfunktionalitäten zu gewährleisten.¹⁰⁶ Die Vermeidung einer Zielverwässerung ist im Sinne dieser Argumentation nicht durch einen Rückzug des Staates auf seine einseitig-hierarchische Entscheidungsgewalt lösbar, sondern vielmehr durch die Erhöhung von Transparenz und Kontrolle und die Stärkung und Einbindung weiterer gesellschaftlicher Interessengruppen.¹⁰⁷ Insofern entspricht zwar eine unabhängig vom Einfluss einzelner Interessengruppen erfolgende staatliche Rahmensetzung dem ordnungspolitischen Ideal, diese kann jedoch auf Kosten der staatlichen Handlungsmöglichkeiten zur Bearbeitung von Externalitäten gehen.¹⁰⁸ Aufgrund der Abstraktion von real bestehenden staatlichen Handlungsbeschränkungen, ist daher eine ordnungspolitische Einordnung kooperativer Umweltpolitik nur begrenzt hilfreich.

3 Typologie und Ausgestaltung von Kooperation

Bei einem Vergleich kooperativer Politikformen mit anderen Koordinationsmechanismen und -instrumenten müssen die staatlichen Handlungsbeschränkungen also entsprechend berücksichtigt werden. Eine Gegenüberstellung mit hierarchischer Koordination unter den idealtypischen Annahmen, dass der Staat Fähigkeit, Möglichkeit und Motivation zur Umsetzung adäquater Regulierungsformen aufweise, ist als Maßstab in jedem Fall ungeeignet. Die Grundlage für einen Vergleich besteht vielmehr in der Frage, in welchem Ausmaß einzelne Faktoren, die das staatliche Handeln einschränken oder erweitern können, in unterschiedlichen Regelungsfeldern vorzufinden sind und wie diese Handlungsspielräume über kooperative Politikformen verändert werden können.

Ferner scheint aufgrund der eingeschränkten staatlichen Handlungsfähigkeit eine kooperative Haltung gegenüber den Regelungsadressaten in vielen Ausgangssituationen nahezu unvermeidlich zu sein. Hierbei lautet die Frage häufig nicht, welche Gründe sich für Kooperation festmachen lassen, sondern, inwieweit überhaupt reale Alternativen existieren. Die weit reichende Verbreitung von Kooperationsformen im politischen Prozess deutet in diesem Zusammenhang darauf hin, dass es häufig weniger um das „ob“ von Kooperation, sondern vielmehr um das „wie“ und „unter welchen Bedingungen“ geht. Wenn Kooperation ubiquitär ist, führen generelle Aussagen auch nur begrenzt weiter und müssen um eine differenziertere Betrachtung einzelner Kooperationsformen erweitert werden. Dadurch

¹⁰⁶ Vgl. Linscheidt 1999, 3.

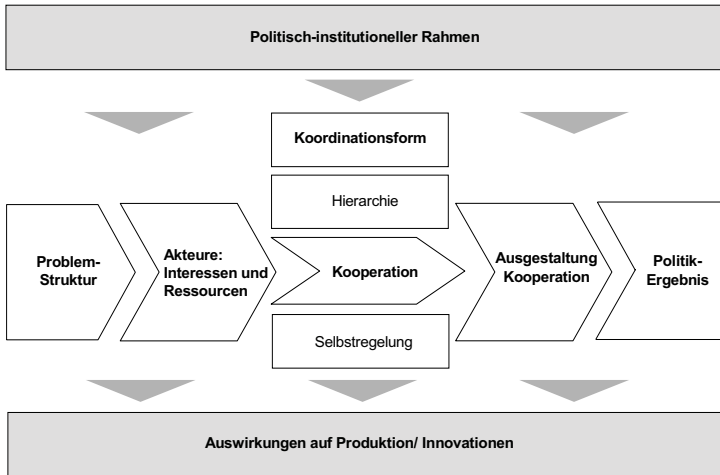
¹⁰⁷ Siehe hierzu auch Benzler 1998, 120.

¹⁰⁸ Siehe auch Wegner 1998, 65.

rückt die Frage nach der „optimalen“ Verzahnung von Kooperationsformen und anderen Koordinationsmechanismen und -instrumenten vor dem Hintergrund der institutionellen Rahmenbedingungen in den Fokus der Untersuchung. Hierbei geht es insofern um eine institutionelle Ausgestaltung, über die private und öffentliche Interessen miteinander in Einklang gebracht werden können.

Vor diesem Hintergrund wird im folgenden Abschnitt eine Typologie bestehender Ausgangsproblematiken auf der einen Seite und der Rahmenbedingungen zur staatlichen Problembearbeitung auf der anderen Seite entwickelt. Diese hat zum Ziel, auf Grundlage der theoretischen Ausführungen differenziertere Aussagen über die Funktionsfähigkeit unterschiedlicher Kooperationsformen machen zu können. Dadurch sollen die Erkenntnisse aus den verschiedenen theoretischen Ansätzen als Grundlage für die empirische Analyse nutzbar gemacht werden. Ausgangspunkt einer solchen Typologisierung sind die innerhalb der verschiedenen Theorieansätze herausgearbeiteten Gründe für eine Kooperation, die sich gleichzeitig auch auf deren Funktionsfähigkeit auswirken. Der erste Schritt besteht dabei in der Konkretisierung möglicher Problemstrukturen, die den potentiellen Regelungsgegenständen zugrunde liegen und die staatliche Steuerungsfähigkeit beeinträchtigen können. Die Bearbeitung von Problemen erfolgt innerhalb einer gegebenen Akteurs- und Institutionenkonstellation, die sich insbesondere auf die staatlichen Handlungsmöglichkeiten auswirkt. Mit der „Wahl“ eines Koordinationsmodus kann der Staat sowohl seinen eigenen Handlungsspielraum als auch die Einflussmöglichkeiten und die Form der Interessenartikulation bestehender Interessengruppen beeinflussen. Wählt er Kooperation als Koordinationsmodus, verbleiben für den Staat Ausgestaltungsspielräume, auf die ebenfalls kurz eingegangen wird.

Im Folgenden werden also die Kategorien Problemstruktur, Institutionelle Rahmenbedingungen, Akteure, Kooperationsformen sowie deren Ausgestaltung näher betrachtet, die sich auf das Kooperationsergebnis auswirken können. Hierbei kann zwischen exogen gegebenen und staatlich veränderbaren Einflussfaktoren unterschieden werden. Der Staat kann formal das Instrument, den Koordinationsmodus und die Ausgestaltung von Kooperationsformen bestimmen, und dadurch auch die Handlungsspielräume der relevanten Akteure verändern. Die weiteren institutionellen Rahmenbedingungen sind hingegen nur über einen längeren Zeitraum veränderbar und Problemstruktur sowie das Handeln der nicht-staatlichen Akteure ist zum überwiegenden Teil exogen gegeben. Abb. 1 fasst die Einflussfaktoren auf die Funktionsweise von Kooperation noch einmal zusammen:

Abb. 1: Analyseschema: Kooperation¹⁰⁹

3.1 Problemstruktur: zwischen Aufgaben- und Verteilungsorientierung

Ausgangspunkt für die staatliche Steuerungsfähigkeit ist das zu bearbeitende Problem. Hierbei haben die staatlichen und nicht-staatlichen Akteure sowohl gemeinsame als auch konfligierende Interessen bei unterschiedlicher Ressourcenausstattung. Idealtypisch können aufgaben- von verteilungsorientierten Problemstrukturen abgegrenzt werden.¹¹⁰ Innerhalb aufgabenorientierter Problemstrukturen können über Kooperation dezentral vorhandene Ressourcen wie z.B. steuerungsrelevante Informationen in den Politikprozess integriert werden und so zu einer besseren Aufgabenerfüllung des Staates beitragen. Konfliktorientierte Kooperation dient hingegen vor allem der Akzeptanzzerzielung bei den Betroffenen im Spannungsfeld bestehender Zielkonflikte.

Während aufgabenorientierte Kooperation aus der Komplexität eines Regelungsfeldes und der dadurch begrenzten Steuerungsfähigkeit des Staates resultiert, ergibt sich verteilungsorientierte Kooperation vor allem aus den beschränkten staatlichen Steuerungsmöglichkeiten – z. T. verbunden mit mangelndem Regelungswillen – konfliktvolle Entscheidungen einseitig-hierarchisch durchzusetzen. Grundsätzlich lässt sich daher sagen, dass das Ziel von aufgabenorientierter Kooperation primär in der Verbesserung bzw. Erhöhung und von verteilungsorien-

¹⁰⁹ In Anlehnung an Scharpf 2000, 85.

¹¹⁰ Vgl. Lohmann 1999, 269.

tierter Kooperation in der Durchsetzung bzw. Akzeptanz eines Regelungsoutputs liegt.

Aufgabenorientierte Kooperation kann ferner hinsichtlich des Komplexitätsgrades und der Informationsverteilung bezüglich des Regelungsgegenstandes ausdifferenziert werden. Bei rein aufgabenorientierter Kooperation richtet diese sich in ihrer Zusammensetzung nach dem produktiven Beitrag unterschiedlicher Interessengruppen zur Schaffung einer adäquaten Regelung. Wenn Verteilungsorientierung keine Rolle spielt, kann sich die staatliche Rolle auch darauf beschränken, solche Kooperationsformen zu initiieren und mit Ressourcen auszustatten. Eine solche Delegation öffentlicher Aufgaben ist zum Beispiel innerhalb der Normung weit verbreitet, wenngleich diese nicht vollkommen von Verteilungsfragen zu trennen ist.¹¹¹ Ausschließlich aufgabenorientierte Kooperationsformen sind selten, gerade umweltpolitische Regelungen sind wie gezeigt mit Verteilungskonflikten verbunden, da sie mit Kostenbelastungen für die Regelungsadressaten einhergehen.¹¹²

Verteilungskonflikte geringer Komplexität lassen sich aus demokratietheoretischer Perspektive wiederum entweder dadurch lösen, dass der Staat sich auf seine einseitig-hierarchische Entscheidungsverantwortung zurückzieht, oder indem alle betroffenen Akteursgruppen mit einbezogen werden:

„Gesellschaftliche Selbststeuerung von Konflikten wäre im Idealfall dann immer durch Verbände möglich, wenn für jedes Partialinteresse eine Organisation existieren würde, die dieses Interesse zugleich organisieren könnte sowie eine entsprechende Konfliktfähigkeit besäße.“¹¹³

In reinen Verteilungskonfliktsituationen im Sinne von Nullsummenspielen, in denen die eine Seite gewinnt, was die andere Seite verliert, bringen kooperative Politikformen allerdings zunächst keinen Mehrwert, sondern bergen die Gefahr einer Entscheidungsblockade. Hier lassen sich nur gleichwertige Ergebnisse im Vergleich zu einseitig-hierarchischen Entscheidungen erwarten, wenn verschiedene Entscheidungsprozesse miteinander verknüpft und so Paketlösungen möglich werden, die in der Summe keine der beteiligten Interessen schlechter stellen.¹¹⁴ Zudem wurde bereits erläutert, dass nicht alle Interessen gleich organisationsfähig sind und auch über eine unterschiedliche Ressourcenausstattung verfügen. Darüber hinaus ist eine adäquate Repräsentation aller gesellschaftlichen Interessen äußerst aufwändig. In diesem Zusammenhang wird auch darauf hingewiesen, dass anspruchsvolle Einigungen innerhalb von Kooperationen gerade auch dadurch erleichtert werden, dass nicht-konsensfähige Interessen außen vor gehalten werden

¹¹¹ Spieltheoretisch betrachtet entspricht die Normung dem “battle of the sexes”. Für alle Seiten ist hierbei eine gemeinsame Regelung für eine Norm besser als gar keine. Allerdings können unterschiedliche Präferenzen hinsichtlich verschiedener Normungsmöglichkeiten bestehen, so dass eine Einigung auf eine gemeinsame Regelung zu erwarten ist, jedoch mehrere Lösungen möglich sind.

¹¹² Hierbei sei darauf verwiesen, dass in den Politikwissenschaften mit der Unterscheidung zwischen distributiver, redistributiver und regulativer Politik eine andere Abgrenzung vorgenommen wird.

¹¹³ Vgl. Brennecke 1996, 33.

¹¹⁴ Vgl. Scharpf 2000.

und eine verstärkte Outputorientierung daher mit einer unzureichenden Repräsentation gesellschaftlicher Interessen erkaufte wird.¹¹⁵ Aus einer input-orientierten Perspektive ist daher bei Verteilungsproblemen die selektive Beteiligung von Interessen problematisch, aus einer output-orientierten Perspektive, die hier im Vordergrund der Untersuchung steht, ist hingegen eine zeitaufwändige umfassende Partizipation kritisch.¹¹⁶

In jedem Falle könnte der Staat bei geringer Komplexität auch allein seinen Schutzpflichten nachkommen. Dies wird hingegen problematisch bei zunehmender Komplexität und dezentraler Informationsverteilung, da dadurch die einseitige Handlungsfähigkeit des Staates beeinträchtigt wird. Eine solche Problemstruktur ist sowohl durch ihre hohe Komplexität als auch durch ihre Konflikthaftigkeit gekennzeichnet. Auf der einen Seite ist der Staat nun auf Ressourcen angewiesen, die seine Handlungsfähigkeit erhöhen können. Auf der anderen Seite haben diejenigen, die die Ressourcen in den politischen Prozess einbringen, ein Interesse daran, den Regelungoutput in ihrem Sinne zu beeinflussen.¹¹⁷

Die beiden Ebenen lassen sich auch als Produktions- und Verteilungsspiel betrachten. Auf der ersten Ebene erzielen die Kooperationspartner einen höheren Output als ohne Kooperation. Ein solcher Output ist dabei unterschiedlich vorstellbar. Er kann daraus resultieren, dass über die Ressourcen der eingebundenen Akteure mehr Wissen verfügbar ist, das zur Schaffung von adäquaten Umweltregelungen beiträgt. Er kann aber auch darin bestehen, dass über eine kooperative Umsetzung von Umweltzielen die gesamtwirtschaftlich anfallenden Transaktionskosten gesenkt werden. Grundsätzlich sind verschiedene Situationen vorstellbar, in denen über Kooperation Ressourcen gebündelt werden können. Auf der zweiten Ebene wird dieser Output zwischen den Kooperationspartnern „verteilt“. Dies kann beispielsweise in einem geringeren Regelungsumfang zum Ausdruck kommen. Wie die Verteilung erfolgt, ist nicht determiniert und hängt von der jeweiligen Verhandlungsstärke der Akteure ab.¹¹⁸ Es muss lediglich die Bedingung erfüllt sein, dass alle Seiten einen Output oberhalb dessen erhalten, was für sie auch ohne Kooperation erreichbar gewesen wäre. Bei zwei Kooperationsparteien entspricht dies der Situation in einem bilateralen Monopol¹¹⁹. Die Produktivität von Kooperation wird allerdings durch die Verteilungsproblematik beeinträchtigt, da ein Anreiz für die nicht-staatlichen Akteure besteht, vorhandene Informationsressourcen nur noch strategisch und nicht zur Erhöhung der Produktivität einzubringen. Potenzielle Kooperationsgewinne sind also durch die Verteilungsdimension in ihrer letztendlichen Realisierung gefährdet.

¹¹⁵ Vg. Wiesenthal 2001, 174.

¹¹⁶ Zu den Begriffen der Input- und Output-Orientierung siehe Scharpf 1998.

¹¹⁷ Aufgabenorientierte Ressourcen nicht-staatlicher Akteure können bestehen in Experten, technischen Einrichtungen und Finanzen, verteilungsorientierte Ressourcen sind z.B. Beziehungen zu einflussreichen Organisationen, Fähigkeit im Rahmen der eigenen Organisation für die Unterstützung einer Politik zu sorgen und die Fähigkeit die Öffentlichkeit zu mobilisieren. Siehe Schneider 1988, 160.

¹¹⁸ Vgl. Scharpf 2000.

¹¹⁹ Vgl. Geldsetzer 2001, 52.

Wenn der Staat auf Ressourcen nicht-staatlicher Akteure – beispielsweise auf Informationen – angewiesen ist, ist eine kooperative Haltung der Regierung häufig unumgänglich. In Verteilungskonflikten hingegen ist die selektive Einbindung organisierter Interessen aufgrund der Gefahr des „rent seeking“ hingegen äußerst problematisch. Insofern wäre eine klare Abgrenzung der beiden Ebenen geboten, die sich aus den genannten Gründen allerdings innerhalb des politischen Prozesses zumeist nur begrenzt voneinander trennen lassen. Bei einer Bewertung solcher Kooperationsformen, bei denen der Staat die Beteiligung an politischen Entscheidungen gegen Informationen und Akzeptanz tauscht, muss insofern die Erhöhung der Steuerungsfähigkeit dem Qualitätsverlust durch die selektive Einbindung einzelner Interessengruppen in die Politikprozesse gegenübergestellt werden.¹²⁰ Abb. 2 gibt noch einmal einen Überblick über die verschiedenen Fälle.

Abb. 2: Problemstruktur und Koordinationsmodus

Problemstruktur	aufgabenorientiert	verteilungsorientiert
Komplexität	Kooperation, Selbstregulung	Alle Koordinationsformen problematisch
Klarheit	Alle Koordinationsformen unproblematisch	Hierarchie, umfassende Partizipation

3.2 Problemstruktur und Politikphasen

Bei der Analyse von chemiebezogenen Kooperationsformen konzentriert sich die empirische Untersuchung auf Maßnahmen zur Verminderung des Gefährdungspotenzials bei der Produktion, Verwendung und Entsorgung von Stoffen, Stoffverbindungen und chemischen Erzeugnissen, denn:

„Die wichtigsten Umweltauswirkungen der chemischen Industrie bestehen [...] zumeist nicht in den Emissionen über Abluft oder Abwasser, sondern in der Produktion von chemischen Stoffen, deren Anwendung und deren Verbrauch.“¹²¹

Untersuchungsgegenstand sind also nicht die aus der Produktion resultierenden Emissionen, sondern die produzierten Stoffe selbst. Grundlage für das Risikomanagement im Sinne einer verstärkten Internalisierung von Risiken sind daher Informationen über das Gefährdungspotenzial und über die Exposition produzierter chemischer Substanzen. An die Informationssammlung schließt sich die Risikobewertung an, die die Grundlage zur Festlegung auf Risikominderungsmaßnahmen und deren Umsetzung – dem eigentlichen Risikomanagement – bildet. Alle Phasen dieses Prozesses sind mit spezifischen Problemen verbunden, die sich wie folgt zusammenfassen lassen:

¹²⁰ Döhring/Pahl 2003, 12.

¹²¹ Friegle 1990, 103.

Informationssammlung und Risikobewertung

Informationen über das Gefährdungspotenzial von Stoffen sind wie bereits festgestellt häufig nicht vorhanden, oder asymmetrisch zwischen Produzenten und Regulierern verteilt.¹²² Wegen der potentiellen Regulierungsgefahr besteht für die Unternehmen ein negativer Anreiz sowohl zur Erstellung als auch zur korrekten Verbreitung von Risikoinformationen. Informationen über die Eigenschaften und Anwendungsbereiche (und die daraus resultierende Exposition von Stoffen) stellen die Basis für die Bewertung des Gefährdungspotenzials dar. Innerhalb der Risikobewertung wird in der Regel der kritische Schwellenwert für verschiedene Medien ermittelt – die sogenannte Probable No-Effect Concentration (PNEC) – und in Bezug gesetzt mit der Predicted Environmental Concentration (PEC). Liegt der PEC oberhalb des PNEC, ergibt sich daraus ein Bedarf für Risikominderungsmaßnahmen – dem eigentlichen Risikomanagement. Allerdings ist sowohl die Ermittlung des PNEC als auch des PEC mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, da sich über die Durchführung von Tests die Komplexität von Wirkungszusammenhängen nur begrenzt simulieren lässt. Zudem wird eine umfassende Risikobewertung auch durch die dafür notwendigen finanziellen und zeitlichen Ressourcen eingeschränkt. Eine vollständige Erfassung des Gefährdungspotenzials eines Stoffes sowie mögliche Wechselwirkungen mit anderen Stoffen ist zumeist nicht möglich, bzw. mit prohibitiv hohen Kosten verbunden.

Zielfestlegung

An eine wissenschaftliche Risikobewertung schließt sich im Fall identifizierter Risiken eine Diskussion um mögliche Risikominderungsmaßnahmen an. Informationsdefizite und Unsicherheiten in den Phasen der Informationssammlung und Risikobewertung wirken sich jedoch auch auf die Zielfestlegung aus. Denn aufgrund der verbleibenden Unsicherheit sind Abschätzungen über Kosten und Nutzen verschiedener Risikominderungsziele in nur sehr eingeschränktem Maße möglich. Zudem sind die Kosten von Risiken vornehmlich qualitativer Art (Umwelt-, Gesundheitsbeeinträchtigung) die sich nicht quantifizieren lassen, ohne dass damit bereits eine implizite Wertung verbunden ist. Darüber hinaus sind die Kosten und Nutzen zumeist unterschiedlich auf verschiedene Akteure verteilt. Risikominderungsziele lassen sich insofern nicht neutral bestimmen, so dass eine repräsentative Berücksichtigung gesellschaftlicher Interessen im Entscheidungsprozess sinnvoll erscheint.

Risikomanagement

Als eigentliches Risikomanagement kann die Phase der Umsetzung von Zielen in Form von Risikominderungsmaßnahmen verstanden werden. Die bestehende Unsicherheit in den vorangegangenen Phasen wirkt sich hierbei auch auf das Risikomanagement aus. Auch unter der Voraussetzung, dass eine eindeutige Bewertung des Gefährdungspotenzials möglich ist, bleibt ein adäquates staatliches Risikomanagement mit Problemen behaftet. Ohne hier eine umfassende Instrumentendiskussion zu führen, soll kurz auf ein paar Probleme bei der Anwendung unterschiedli-

¹²² Vgl. Glagow 1984, 131.

cher umweltpolitischer Maßnahmen eingegangen werden: Im einfachsten Fall liegt eine akute Gefährdung vor, bei der ein Stoffverbot als unumgänglich angesehen wird. Ein Stoffverbot geht jedoch mit einer hohen Eingriffsintensität einher und wird daher nur in Ausnahmefällen angewandt. Grundsätzlich besteht aufgrund der Kuppelproduktion das Problem, dass Regulierungsformen geringer Eingriffstiefe bestehende Produktionspfade nur geringfügig tangieren, wohingegen Regulierungsformen mit hoher Eingriffstiefe ganze Produktionsbereiche und somit die Wettbewerbsfähigkeit partiell, zumindest kurzfristig, beeinträchtigen können. Marktkonforme preisliche Anreize scheinen hingegen aufgrund der Vielzahl der produzierten Stoffe, die mit unterschiedlichen Steuersätzen belegt werden müssten, mit erheblichen praktischen Problemen einherzugehen. Ferner wären diese Steuersätze aufgrund der bestehenden Unsicherheiten gegenüber dem Gefährdungspotenzial mit erheblichen auch rechtlichen Konflikten behaftet. Ein theoretisch gut geeignetes Instrument zur verursachergerechten Kompensation von Schädigungen ist dagegen das Haftungsrecht. Dies ist jedoch in der praktischen Anwendung – abgesehen von den mit einer Umsetzung verbundenen Konflikten – durch den häufig nur unzureichend möglichen Kausalitätennachweis zwischen Ursache und Schädigung nur in begrenztem Maße einsetzbar.¹²³ Eine eindeutige Zurechnung wird beispielsweise dadurch erschwert, dass sich kleine paretoirrelevante Wirkungen zu größeren Umweltbelastungen summieren können,¹²⁴ oder ursächliche Emissionen und deren negative Wirkung zeitlich oder örtlich voneinander getrennt sind. Auch für ein funktionierendes Haftungsrecht sind daher Informationen über die Risikoeigenschaften und die Exposition von Stoffen grundlegend.

Da das Risikomanagement nicht nur die Emissionen als Nebenprodukte, sondern auch die produzierten Stoffe direkt betreffen und somit erhebliche Auswirkungen auf die Unternehmenstätigkeit haben, ist der Konfliktgrad als außerordentlich hoch einzuschätzen. Der Konflikt mit den Regelungsadressaten äußert sich dabei in der Phase der kooperativen Zielumsetzung anders als in den Phasen der Informationssammlung und Zielfestlegung. Bis zur Phase der Zielfestlegung versuchen die Regelungsadressaten bei verteilungsorientierter Kooperation, Regelungsinhalte in ihrem Sinne zu beeinflussen. In der Phase der Zielumsetzung besteht hingegen ein Anreiz für das einzelne Unternehmen, einen möglichst geringen Beitrag zur Einhaltung einer Selbstverpflichtung zu leisten. Im ersten Fall besteht das Problem in der Zielverwässerung, im zweiten Fall in der mangelnden Umsetzung einer Vereinbarung. Wenngleich alle Phasen des Risikomanagements mit Unsicherheiten und Konflikten einhergehen, sind tendenziell die ersten Phasen der Informationssammlung und -bewertung stärker durch Komplexität und Unsicherheit geprägt, wohingegen die Phasen der Zieldefinition und -umsetzung insbesondere durch die damit verbundenen Ziel- und Interessenskonflikte gekennzeichnet sind.

¹²³ Siehe Zimmermann/Pahl 1999, 121.

¹²⁴ Vgl. Hecht 1999, 105.

3.3 Institutionelle Rahmenbedingungen

Die formellen institutionellen Rahmenbedingungen weisen staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren Ressourcen insbesondere in Form von Handlungskompetenzen zu, wirken sich auf die Informationsverteilung aus, schaffen Handlungsspielräume und bilden daher den Gesamtrahmen zur Bearbeitung von Problemfeldern im Spannungsfeld verschiedener Koordinationsmechanismen und -instrumente. Eine empirische Untersuchung kooperativer Politikformen muss also immer auch die institutionellen Rahmenbedingungen berücksichtigen, die sich vor allem auf die staatlichen Handlungsmöglichkeiten auswirken können. Vor dem Hintergrund der oben genannten Problematiken müssen bestehende institutionelle Regelungen sowohl zur Informationssammlung und Informationsbewertung als auch zum Risikomanagement einbezogen werden. Der staatliche Entscheidungsspielraum wird dabei nicht nur durch nationale, sondern immer stärker auch durch europäische Institutionen bestimmt. Innerhalb der empirischen Untersuchung von Kooperationsformen kommt der Betrachtung der institutionellen Rahmenbedingungen entsprechendes Gewicht zu.

3.4 Staatliche und nicht-staatliche Akteure: Ressourcen und Interessen

Vor dem Hintergrund der institutionellen Rahmenbedingungen wird der Output in einem Regelungsfeld durch die bestehende Akteurskonstellation beeinflusst. Unter der Akteurskonstellation sollen hier die Interaktionen und Handlungen der jeweils innerhalb eines Politikfeldes relevanten Akteursgruppen mit ihren jeweiligen Interessen und Ressourcen verstanden werden. Der wirksame Einsatz bestehender Ressourcen und somit der Einfluss nicht-staatlicher Akteure auf politische Entscheidungen ist unmittelbar abhängig von der staatlichen Wahl des Koordinationsmodus.¹²⁵ Gesellschaftliche Interessengruppen, die über Kooperation in den Politikprozess einbezogen werden, können beispielsweise intern mit anderen Mitteln auf eine Entscheidung einwirken, als dies bei einseitig-hierarchischem Handeln der Fall ist.

Als wesentlicher Erfolgsfaktor für die Funktionsfähigkeit von Kooperation wurde bereits – neben Handlungsfähigkeit und -möglichkeit – die Handlungsmotivation der Regierung herausgearbeitet. Aufgrund bestehender Zielkonflikte und unterschiedlicher Kosten und Nutzen von Politikmaßnahmen ist dabei im Sinne der Erkenntnisse aus der NPÖ immer zu fragen, inwieweit Regierung und Behörden selbst lösungsorientiert agieren. Darüber hinaus ist wesentlich, inwieweit der Staat dazu bereit und in der Lage ist, alternativ auch auf seine hoheitliche Entscheidungsgewalt zurückzugreifen, wenn kooperativ keine befriedigenden Lösungen zustande kommen. Die Regierung kann dabei nicht als ein einheitlicher Akteur aufgefasst werden, vielmehr müssen staatliche Akteure unterschiedlicher

¹²⁵ Siehe hierzu auch Scharpf 2000:87

Politikfelder und Handlungsebenen Berücksichtigung finden. Die Zielorientierung und die Entscheidungsressourcen der innerhalb eines Politikfeldes involvierten staatlichen Akteure sollen in der empirischen Analyse ausdifferenziert werden.

Der Staat interagiert mit verschiedenen nicht-staatlichen Akteuren, insbesondere mit den potentiellen Regelungsadressaten. Wesentlicher Interaktionspartner des Staates innerhalb der Chemiepolitik ist der Verband der Chemischen Industrie (VCI), der die Interessen der chemischen Industrie nach außen vertritt. 90 % der Unternehmen sind über den Verband der Chemischen Industrie organisiert, so dass dieser ein Quasi-Repräsentationsmonopol innehat.¹²⁶ Das Verhältnis zwischen dem VCI und insbesondere dem Wirtschaftsministerium ist traditionell sehr eng. Des Weiteren existieren sektorspezifische Fachverbände, wie u.a. die TEGEWA (Textilhilfsmittel, Gerbstoffe, Waschrohstoffe), der IHO (Industrieverband Hygiene und Oberflächenschutz) oder der IKW (Industrieverband Körperpflege- und Waschmittel e.V.). Kommunikationsprozesse mit den Unternehmen laufen vornehmlich über den VCI oder über die jeweiligen Fachverbände. Auf der europäischen Ebene sind 40.000 Chemieunternehmen im European Chemical Industry Council (CEFIC) organisiert. Daneben unterhalten insbesondere die größeren Einzelunternehmen auch ihre eigenen Lobbyeinrichtungen und treten zum Teil unabhängig von den Verbandsinteressen in Interaktion mit staatlichen Akteuren.

Die Ressourcen der Unternehmensverbände bestehen insbesondere in ihrem Expertenwissen, das sie innerhalb interner Politikprozesse besser geltend machen können als in der Öffentlichkeit sowie der Bedeutung der chemischen Industrie für die Wirtschaftsentwicklung. Die Vertretung zum Teil heterogener Unternehmensinteressen aus verschiedenen Sektoren innerhalb eines Verbandes bringt immer auch ein Repräsentationsproblem mit sich. Die nach außen vertretene Verbandsposition ist dabei als kleinster gemeinsamer Nenner zwischen den Unternehmen zu verstehen, wodurch ein progressives Verbandshandeln nicht unbedingt forciert wird. Daher liegt die Vermutung nahe, dass die Verbandspolitik hinter den Vorreiterunternehmen im Umweltschutz zurückbleiben wird. Dies hat auch erhebliche Konsequenzen für die Begünstigung von Umweltinnovationsprozessen über Kooperation, die in Abschnitt 3.7 diskutiert werden.

Als weitere nicht-staatliche Akteure sind die Gewerkschaften und die Umweltverbände zu nennen. Die Rolle der Gewerkschaften ist vor allem durch ihre traditionelle Arbeitsschutzorientierung geprägt. Im Hinblick auf den Umweltschutz lässt sich bei ihnen hingegen eine eher ambivalente Haltung erkennen. Der Einsatz für den Umweltschutz wird dadurch gebremst, dass durch zu hohe Regulierungsaufgaben Wettbewerbshemmnisse und somit die Gefährdung von Arbeitsplätzen befürchtet werden. Aufgrund der gewachsenen Strukturen innerhalb des korporatistischen Systems haben die Gewerkschaften häufig einen größeren Einfluss auf die Umweltpolitik als Umwelt- oder Verbraucherverbände. Durch eine Integration von Umwelt- und Verbraucherverbänden in kooperative Politikformen kann hingegen eine verbesserte Repräsentation von Umweltinteressen gewährleistet werden.

¹²⁶ Im Vergleich hierzu machen in den USA die vier größten Chemieverbände nicht einmal 1/3 der Betriebe aus, die im VCI organisiert sind. Vgl. Schneider 1988, 107.

Darüber hinaus kann auch Vertretern aus der Wissenschaft ein wichtiger Stellenwert innerhalb von kooperativen Politikformen zukommen, da sie – sofern man ihnen das notwendige Fachwissen und eine höhere Unabhängigkeit als den oben genannten Interessengruppen zuschreibt – sachliche Entscheidungen begünstigen können. Die wichtigste wissenschaftliche Vereinigung für die Chemie ist hierbei die Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh). Eine differenziertere Betrachtung der genannten Akteure erfolgt innerhalb der empirischen Analyse von Kooperation.

3.5 Kooperationsformen

Generell können folgende Kooperationsformen unterschieden werden:¹²⁷

1. Auf der Regierungsebene können verschiedene Formen formalisierter Gremien voneinander abgegrenzt werden, die sowohl aufgaben- als auch konfliktorientiert zusammengesetzt sein können. Der Regelfall sind Mischformen zwischen Aufgaben- und Konfliktorientierung. Diese Gremien können hinsichtlich ihrer formalen und faktischen Kompetenzen sowie ihrer Anbindung an den Politikprozess unterschieden werden. Als ein Fallbeispiel wird hier das Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) untersucht. Daneben existieren zahlreiche temporäre und/oder weniger formalisierte Kooperationsformen wie politische Kommissionen oder Dialogforen.

Einen Sonderfall hinsichtlich solcher Beratungsgremien stellt die technische Normung durch privatrechtliche Normungsorganisationen dar, die aufgrund hoher Komplexität bei gleichzeitigem Interesse an einer gemeinsamen Lösung (hohe Sachorientierung) zum Großteil in verbandlicher Selbstregelung mit geringer staatlicher Einflussnahme vorgenommen wird. Diese Selbstregelung ist allerdings durch die zunehmende Berücksichtigung von Umweltaspekten innerhalb des Normungsprozesses im Wandel begriffen. Umwelt- und gesundheitsbezogene Normung ist dabei als wesentlich konfliktträchtiger anzusehen. In diesem Zusammenhang wird in dieser Arbeit die arbeitsschutzbezogene Gefahrstoffnormierung im Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS) näher betrachtet, die bereits seit langem kooperativ geregelt wird.

2. Die formale Beteiligung von Verbänden an der Gesetzgebung des Bundes im Zuge der Anhörung von Referentenentwürfen kann als verfassungspolitische Selbstverständlichkeit angesehen werden. Wesentlich wichtiger ist jedoch häufig die informelle Beteiligung von Verbänden innerhalb bestehender Politiknetzwerke. Diese Beteiligung reicht vom einfachen Dialog bis zu gemeinsamen Arbeitstreffen und Positionspapieren. Eine solche Beteiligung lässt sich im gesamten politischen Prozess wiederfinden. In

¹²⁷ In Teilen in Anlehnung an Murswieck 2001, 8.

dieser Arbeit findet sie insbesondere Berücksichtigung in Form der Beteiligung im Vorfeld von Gesetzesvorhaben. Diese Formen von Kooperation fallen auch unter den Begriff des kooperativen Regierungshandelns. Gesetze, die mit intensiven kooperativen Abstimmungsprozessen im Vorfeld einhergehen, werden als paktierte Gesetze bezeichnet.

3. Selbstverpflichtungen sind zumeist von einem Verband abgegebene rechtlich unverbindliche Zusagen über die Umsetzung von Umweltzielen, die zumeist über Verhandlungen zwischen Regulierern und Regulierten zustande kommen und eine gesetzliche Regulierung ersetzen oder ergänzen sollen.¹²⁸ Chemiespezifische Selbstverpflichtungen werden hier ebenfalls näher analysiert.
4. Daneben besteht häufig Kooperation auf der Ebene des Gesetzesvollzugs, z.B. bei der Antragstellung genehmigungspflichtiger Anlagen. Diese Form, die auch als kooperatives Verwaltungshandeln bezeichnet wird, wird im Rahmen dieser Arbeit nicht näher behandelt.
5. Eine neuere Variante von Kooperation stellen die in den USA zuerst angewandten alternativen Konfliktregelungsverfahren (ADR) dar.¹²⁹ Dabei werden in Situationen, die durch ihr hohes Konfliktpotenzial gekennzeichnet sind, immer häufiger sogenannte Mediationsverfahren eingesetzt. Solche Verfahren werden nach bestimmten Regeln von einem neutralen Mediator geleitet und finden unter Beteiligung aller betroffenen Interessengruppen statt.¹³⁰ Diese Kooperationsformen finden hier keine Berücksichtigung, da sie vor allem verteilungsorientiert sind und der Konfliktschlichtung dienen.

Weiterhin können Kooperationsformen danach unterschieden werden, inwieweit sie zur Umsetzung oder Veränderung des gesetzlichen Rahmens dienen, oder innerhalb des bestehenden gesetzlichen Rahmens stattfinden. Bezogen auf das stoffbezogene Risikomanagement lassen sich die einzelnen Kooperationsformen grundsätzlich den Phasen der Sammlung von Risikoinformationen, der Festlegung und der Umsetzung von Risikominderungsmaßnahmen zuordnen. Innerhalb dieser Unterteilung lassen sich die oben beschriebenen Kooperationsformen grob wie folgt zuordnen:

¹²⁸ Für eine ausführliche Übersicht und umfassende Kategorisierung verschiedener international vorfindbarer Selbstverpflichtungen auch im Hinblick auf das Verhältnis zu staatlichen Regelungen, der Ausgestaltungsform und dem Anwendungsbereich siehe Baake/de Clercq/Matthijs 1999.

¹²⁹ In Anlehnung an den englischen Ausdruck 'alternative dispute resolution' (ADR).

¹³⁰ Näheres hierzu siehe für viele Weidner 1996.

Abb. 3: Kooperationsformen im Politikprozess

Chemiebezogene Kooperationsformen	Zur Sammlung und Bewertung von Risikoinformationen	Zur Festlegung auf Risikominderungsmaßnahmen	Zur Umsetzung von Risikominderungsmaßnahmen
Zur Veränderung des gesetzlichen Rahmens	Paktierte Gesetze Gremien ADR Selbstverpflichtungen		
Innerhalb des gesetzlichen Rahmens als formeller oder informeller Bestandteil			
Zur Umsetzung des gesetzlichen Rahmens	Kommissionen Dialogforen Informales Verwaltungshandeln		

3.6 Ausgestaltung der Rahmenbedingungen für Kooperation

Auch bei der unmittelbaren Einbindung gesellschaftlicher Akteure in die Politik verbleiben dem Staat Steuerungsressourcen, mit denen er die Orientierung kooperativer Politikformen am Allgemeinwohl verstärken kann. Dabei stehen ihm vor allem folgende Einflussmöglichkeiten zur Verfügung:¹³¹

1. Er kann die Zusammensetzung und Struktur der Akteurskonstellation beeinflussen.
2. Er kann die Spielregeln prozedural festlegen und die formellen Entscheidungskompetenzen von kooperativen Politikformen bestimmen. Der faktische Einfluss kooperativer Gremien kann sich dabei allerdings erheblich von den formellen Entscheidungsbefugnissen unterscheiden. Wenn dem Staat beispielsweise entscheidungsrelevantes Wissen fehlt, können rechtlich unverbindliche Regelungsvorschläge, die aus einer Kooperation hervorgegangen sind, durch eine unmittelbare Übernahme durch den Staat rechtliche Geltungskraft erlangen.
3. Er kann solchen Gruppierungen, die mit weniger Ressourcen ausgestattet sind, selektiv Unterstützung gewähren.
4. Er kann nicht zustande gekommene oder unbefriedigende Entscheidungen autoritativ treffen bzw. ändern. Durch die Aufrechterhaltung des "Schattens der Hierarchie" kann der Staat die Allgemeinwohlorientierung der beteiligten Akteure stärken. Für die Funktionsweise von Kooperation ist daher im Wesentlichen mit entscheidend, inwieweit der Staat auf seine einseitig-hierarchische Entscheidungsgewalt faktisch zurückgreifen kann.

¹³¹ Vgl. Körber 1998, 29.

Dadurch kann er sowohl die Produktionsebene von Kooperation verbessern als auch seine Position auf der Verteilungsebene stärken.

Die Möglichkeiten zur Veränderung einmal festgelegter Spielregeln von Kooperationsformen sind allerdings dahingehend begrenzt, dass jede Änderung auch Auswirkungen auf die Motivation der beteiligten Akteure hat. Daher wird ein ständiger Rückgriff auf einseitig-hierarchische Entscheidungsformen die Kooperationsbereitschaft nicht-staatlicher Akteure negativ beeinträchtigen. Der Staat kann also nicht beliebig zwischen verschiedenen Koordinationsmodi wechseln, sondern muss vielmehr zur Gewährleistung der Stabilität die prozedurale Kontinuität sichern.

3.7 Innovationswirkungen kooperativer Umweltpolitik

Die Eignung kooperativer Arrangements für die Induzierung von Umweltinnovationen wurde innerhalb des Forschungsverbundes „Innovative Wirkungen umweltpolitischer Instrumente“ (FIU) als nach wie vor offene Forschungsfrage eingestuft.¹³² Grundsätzlich bestand jedoch eine verhalten positive Einschätzung gegenüber den Innovationswirkungen kooperativer Umweltpolitik. Diese Einschätzung beruhte dabei mehr auf empirischen Untersuchungen und weniger auf theoretischen Überlegungen. Auch die bisher vorgestellten theoretischen Ansätze liefern vor allem Aussagen über die Möglichkeiten und Grenzen kooperativer Umweltpolitik vor dem Hintergrund staatlicher Handlungsbeschränkungen. Verbunden mit den Ausführungen zur Typologie von Kooperation lassen sich jedoch auch Aussagen über Umweltinnovationswirkungen kooperativer Umweltpolitik ableiten. In diesem Abschnitt sollen daher aus den bisher vorgestellten Theorien und der Typologisierung Ansatzpunkte zur Erörterung der Innovationswirkungen kooperativer Politik herausgefiltert werden.

Da Umweltpolitik im Normalfall Verfügungsrechte begrenzt, werden sowohl durch klassisch-hoheitliche Politik als auch durch kooperative Politikformen zur umweltpolitischen Regulierung zunächst sowohl Produktions- als auch Innovationsmöglichkeiten eingeschränkt. Der Handlungsspielraum für Innovationen verkleinert sich also. Diese Einschränkung ist durchaus staatlich intendiert und vor allem mit dem Ziel verbunden, die Innovationsrichtung zu beeinflussen, d.h. Umweltinnovationen zu fördern. Innovationsorientierte Umweltpolitik kann daher nicht in klassischer Weise an der Quantität der hervorgebrachten Innovationen gemessen werden, sondern muss sich insbesondere an der Qualität orientieren.

Wenn kooperative Politikformen nachhaltige Innovationsprozesse begünstigen sollen, müssen diese handlungsleitende Informationen und Anreize für die Unternehmen – vor allem in Form veränderter Kosten-Nutzen-Relationen – hervorbringen. In diesem Zusammenhang wurde bereits im Einführungsbeitrag die Bedeutung des regulatorischen Impulses für die Induzierung von Umweltinnovationen

¹³² Vgl. Klemmer/Lehr/Löbbe 1999, 111.

herausgearbeitet. Die Innovationswirkungen sind sowohl vom Umfang als auch der Ausgestaltung dieses regulatorischen Impulses abhängig.¹³³ Hierbei kann insbesondere angenommen werden, dass der Anreiz für Umweltinnovationen positiv mit der Höhe des Regelungsimpulses korreliert.¹³⁴ Im Zusammenhang mit Kooperation können insbesondere Selbstverpflichtungen – wenngleich nicht rechtlich sanktionierbar – analog zu einem solchen Regelungsimpuls betrachtet werden.

Mittelbar können Innovationswirkungen aber auch daraus resultieren, dass über Kooperation innerhalb des Politikprozesses problemadäquate Regulierungsformen zur Stimulierung von Umweltinnovationen gefunden und umgesetzt werden können. Darüber hinaus können von den Kooperationsformen im Politikprozess selbst Innovationsimpulse ausgehen. Die potentiellen Innovationswirkungen von Kooperation in diesen verschiedenen Politikphasen sollen im Folgenden, beginnend mit den Selbstverpflichtungen, erörtert werden.

Sowohl die verbandlichen Voraussetzungen für den Abschluss von Selbstverpflichtungen als auch die Erfolgskriterien zur Einhaltung deuten darauf hin, dass Selbstverpflichtungen tendenziell eher mit einem niedrigen Regelungsimpuls verbunden sind. Insofern sind auch nur geringe Innovationswirkungen zu erwarten, es ist vor allem mit einer schnelleren Diffusion von bereits bestehenden Umweltinnovationen zu rechnen. In diesem Zusammenhang wurde gezeigt, dass Unternehmen eine Selbstverpflichtung nur abzugeben bereit sein werden, wenn sie diese als kostengünstiger im Vergleich zu alternativen staatlichen Maßnahmen ansehen. Hierbei werden die Unternehmen ihre Entwicklungsmöglichkeiten und Innovationspotenziale zur Erreichung umweltpolitischer Ziele abschätzen, die als Grundlage für den Anspruchsgehalt von Selbstverpflichtungen dienen. Aufgrund der Dynamik des Innovationsprozesses und der immanenten Unsicherheit kann davon ausgegangen werden, dass die bestehenden Möglichkeiten von den Unternehmen vor Abgabe einer Selbstverpflichtung – auch aus eigenem Interesse – systematisch unterschätzt werden.¹³⁵ Unternehmen werden sich zudem nur unter massivem staatlichen Druck zu Zielen verpflichten lassen, die sie mit den bestehenden technischen Möglichkeiten gar nicht erreichen können und die für sie mit hohen Kosten verbunden sind. Bisherige Untersuchungen zeigen dementsprechend, dass der Inhalt von Selbstverpflichtungen häufig nicht über das hinausgeht, was innerhalb von no-regret-Maßnahmen innerhalb der Unternehmen erreichbar ist.¹³⁶

Daneben gibt es auch Argumente für Innovationswirkungen von Selbstverpflichtungen, die auf den bestehenden Freiräumen bei der Umsetzung gegebener Ziele und den Interaktionen zwischen den relevanten Akteursgruppen aufbauen, wodurch Raum für Lernprozesse entsteht. Insbesondere Aggeri¹³⁷ hebt die Mög-

¹³³ Siehe auch Kemp 2000, der als ein Ergebnis der Umweltforschung die Bedeutung der Stringenz von Umweltpolitik zur Forcierung von Umweltinnovationen hervorhebt.

¹³⁴ Allerdings wurde auch darauf hingewiesen, dass der staatlichen Regulierung im Vergleich zu anderen Faktoren, die sich auf die Entwicklung von Innovationen auswirken, zumeist nur ein kleiner Einfluss zukommt.

¹³⁵ Budzinski 2000, 286.

¹³⁶ Siehe stellvertretend Linscheid/ Ochtrop 1999 und Rennings et al. 1996.

¹³⁷ Vgl. Aggeri 1999.

lichkeit von Lernprozessen über Selbstverpflichtungen hervor, die helfen können die Komplexität und Unsicherheit gegenüber heute bestehenden Umweltproblematiken abzumildern. Durch Selbstverpflichtungen kann auch die Innovationsrichtung vorgegeben werden, die besonders die innovativen Unternehmen dazu veranlassen kann, alternative Produkte und Prozesse zu entwickeln. Unterstützt wird ein solcher Prozess durch die Erwartung der Unternehmen, dass die Selbstverpflichtung nicht als Ersatz für ordnungsrechtliche Maßnahmen eingesetzt wird, sondern dieser quasi vorgelagert ist. Chemiespezifische Selbstverpflichtungen, die sich auf die Reduktion einzelner Stoffe beziehen, lassen sich in diesem Kontext empirisch häufig auch als Vorstufe zu restriktiveren ordnungsrechtlichen Maßnahmen zu einem späteren Zeitpunkt festmachen. Jacob zeigt hierbei eine bestehende Regulierungsspirale auf, in der die Regelungstiefe im Zeitverlauf verstärkt wird.¹³⁸ In einer solchen Perspektive sind Selbstverpflichtungen vor allem als ein Instrument zunächst geringerer Regelungsintensität zu betrachten, das insbesondere Auswirkungen auf die besonders innovativen Unternehmen ausübt, wohingegen Stoffverbote erst dann zum Einsatz kommen, wenn die Stoffproduktion von vielen Unternehmen bereits erheblich reduziert wurde und nur noch die Nachzügler zur Produktionsumstellung bewegt werden sollen.¹³⁹ Selbstverpflichtungen lassen sich in ihrem Anspruchsgehalt dementsprechend nur begrenzt mit anderen Instrumenten vergleichen, wenn sie intentional aufgrund ihrer geringeren Regelungstiefe zur Anwendung kommen.

Wie sieht es nun mit den möglichen Innovationswirkungen kooperativer Politik im politischen Prozess der Zielfindung aus? Bei hoher Komplexität des Regelungsgegenstandes kann über die Einbindung nicht-staatlicher Ressourcen – wie ausführlich erläutert – die Steuerungsfähigkeit erhöht werden. Dadurch können theoretisch problemadäquatere Lösungen möglich werden, die mit entsprechenden Anreizen für Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften einhergehen. Eine solche Argumentation ist insbesondere für aufgabenorientierte Kooperationsformen plausibel. Verteilungsorientierte Kooperation erleichtert hingegen die Durchsetzung und spätere Akzeptanz von Regelungen, die eher vom Kompromiss denn vom Effizienzgedanken getragen werden. Theoretisch lassen sich also aus aufgabenorientierter Kooperation eher höhere Innovationswirkungen ableiten, wohingegen verteilungsorientierte Kooperation eher geringere Innovationswirkungen zuzuschreiben sind. Da umweltpolitische Regelungen für die Unternehmen in der Regel mit einer Einschränkung ihrer Handlungsmöglichkeiten verbunden sind, geht deren Einführung zumeist auch mit Konflikten einher. Das Kooperationsinteresse der Unternehmen besteht dabei gerade darin, dass der eigene Beitrag an der Umweltentlastung möglichst gering ausfällt. Die unterschiedlichen Interessen und

¹³⁸ Vgl. Jacob 1999, 227.

¹³⁹ Ein solcher Wechsel vom kooperativen zum ordnungsrechtlichen Instrumentarium bedeutet allerdings nicht, dass der Staat nun einseitig-hierarchisch entscheidet, also auf der Zielfindungsebene den Koordinationsmechanismus verändert. Zumeist sind stoffbeschränkende Regelungen vorher mit den produzierenden Unternehmen abgestimmt und – nicht zuletzt durch die Selbstverpflichtungen – mit einer langen Vorlaufzeit verbunden.

Ziele bezüglich des Regelungsgegenstandes lassen sich insofern nicht überwinden, sondern ermöglichen lediglich Lösungen, die mit niedrigeren Kosten für die Unternehmen einhergehen und trotzdem ähnliche oder höhere dynamische Anreize zur Vermeidung von Umweltbelastungen setzen. Als Ergebnis von verteilungsorientierter Kooperation ist daher ein Regelungoutput auf niedrigem Niveau zu erwarten, von dem im besten Fall Umweltinnovationen im inkrementellen Bereich angestoßen werden. Eher zu erwarten ist hingegen die schnellere Diffusion bereits bestehender Neuentwicklungen.

Daneben sind Kooperations- und Innovationsprozesse mit weiteren unterschiedlichen Anforderungen verbunden.¹⁴⁰ Konfliktorientierte Kooperation ist von Seiten der Unternehmen darauf ausgerichtet, eine umweltpolitisch motivierte Entwertung ihrer getätigten Investitionen zu vermeiden. Erfolgreiche Innovationen führen dagegen gerade zu einer teilweisen Entwertung von bestehenden Produktionsanlagen oder Produkten. Dem individuellen unternehmerischen Anreiz zu innovieren, um Marktanteile zu gewinnen, oder zumindest keine zu verlieren, steht das kollektive und in Kooperationsgremien vertretene Interesse der Konkurrenten einer solchen Entwertung der Bestände entgegen. Innovationshemmend auf die Lösungssuche wirkt sich dabei auch aus, dass die Unternehmensverbände als Kooperationspartner des Staates nicht die innovativen Vorreiterunternehmen repräsentieren, sondern vielmehr den kleinsten gemeinsamen Nenner ihrer Mitglieder. Daher ist eher eine geringe Innovationsorientierung solcher Kooperationsformen zu erwarten. Ashford verweist in diesem Zusammenhang darauf, dass Kooperationen zumeist mit den etablierten Marktakteuren stattfinden, radikale Innovationen jedoch vor allem von außenstehenden Unternehmen hervorgebracht werden. In diesem Kontext weist er nach, dass die einseitig-hierarchische staatliche Handlungsorientierung in den USA in den 1970er Jahren zu einer strikteren Umweltregulierung und damit auch in Teilbereichen zu mehr (radikalen) Umweltinnovationen als im stärker konsensorientierten Europa geführt hat.¹⁴¹

Darüber hinaus ist mit langfristigen Kooperationsformen auch die Gefahr der Schließung gegenüber anderen nicht beteiligten Akteuren verbunden. Auf Langfristigkeit ausgelegte Kooperationsformen, die Vertrauensprozesse fördern und Opportunismusanreize begrenzen, beinhalten immer auch die Gefahr der ‚Verkrustung‘. Dabei trägt die Zusammensetzung von kooperativen Gremien auch nicht immer gesellschaftlichen Wandlungsprozessen Rechnung. So werden beispielsweise Umweltverbände, die den Druck auf anspruchsvolle Regelungsinhalte erhöhen könnten, bisher kaum in kooperative Politikformen einbezogen. Über kooperative Politikformen können bestehende nicht-nachhaltige Pfadabhängigkeiten insofern noch verstärkt werden, anstatt eine nachhaltige Pfadabkehr zu ermöglichen. Für die Begünstigung von Innovationswirkungen ist daher die Offenheit von Kooperation ein wesentlicher Faktor, wohingegen für Vertrauensprozesse Geschlossenheit und Langfristigkeit ausschlaggebend sind.¹⁴²

¹⁴⁰ Vgl. Fürst/ Knieling 2002, 26.

¹⁴¹ Vgl. u.a. Ashford 2002.

¹⁴² Vgl. Siebel/Ibert/Mayer 2001, 535.

Konflikte bestehen hierbei allerdings nicht nur zwischen staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren,¹⁴³ auch der Staat sieht sich vor Konflikte zwischen umwelt- und insbesondere wirtschaftspolitischen Zielen gestellt. Dabei kann die Umweltpolitik zum Nebenziel werden unter der Bedingung, die heimische Wettbewerbsfähigkeit nicht zu gefährden. Unter diesen Bedingungen kann kooperative Umweltpolitik eventuell dazu beitragen, Regelungen mit geringer Eingriffsintensität in den Markt zu finden und umzusetzen, von denen innerhalb dieser Restriktionen positive Wirkungen auf Umweltinnovationsprozesse ausgehen. Auch innerhalb dieser Perspektive sind jedoch lediglich inkrementelle Innovationen zu erwarten.¹⁴⁴

Ausgangspunkt der bisher erörterten unmittelbaren und mittelbaren Innovationswirkungen war die abschließende aus kooperativen Politikformen resultierende Regelung. Diese Perspektive soll hier erweitert werden durch die These¹⁴⁵, dass Innovationswirkungen zumeist nicht von der eigentlichen Regulation, sondern von den Abstimmungsprozessen im Vorfeld abhängig sind:

„Entsprechend ist der jeweils verwendete Instrumententyp, seien es ordnungsrechtliche Verbote, freiwillige Selbstbeschränkungen oder ökonomische Instrumente, von nur untergeordneter Bedeutung für die Erklärung ökologisch motivierter Modernisierungen. Stattdessen wurden die Willens- und Zielbildungsprozesse, die letztlich zu einer Regulation führen können, als Variablen von großer Bedeutung identifiziert.“¹⁴⁶

Die Bedeutung des politischen Prozesses für die Begünstigung von Umweltinnovationen resultiert vor allem auch aus den Informations- und Abstimmungsprozessen über die zukünftigen Regulierungsbestrebungen der Regierung. Bei hoher Unsicherheit und Komplexität können durch die Bündelung von Ressourcen auch kooperative Lernprozesse¹⁴⁷ in Gang gesetzt werden, die mittelbar Einfluss auf die Innovationsrichtung haben können.¹⁴⁸ Czada spricht in diesem Zusammenhang in Anlehnung an Hayek von Kooperation als Entdeckungsverfahren, wobei Kooperation Lösungen hervorbringen könnte, die weder vom Markt noch vom Staat entdeckt werden würden.¹⁴⁹

Aus solchen Interaktionen können auch Anreize und Handlungsorientierungen für die Innovationsaktivitäten der Unternehmen resultieren. Aus der Fokussierung auf die Innovationswirkungen des politischen Prozesses ergeben sich allerdings keine unmittelbaren Gründe für kooperative Politik. Entscheidender ist vielmehr,

¹⁴³ Daneben bestehen natürlich auch Konflikte zwischen Regierungs- und Oppositionsparteien.

¹⁴⁴ Entgegengesetzt zu diesem Zielkonflikt wird in verschiedenen Studien die These vertreten, dass sich eine strikte und kohärente Umweltpolitik positiv auf Umweltinnovationen und Wettbewerbsfähigkeit eines Landes auswirken kann, da dadurch first-mover-advantages und damit verbundene Lerneffekte innerhalb neuer Technologien möglich werden. Vgl. Porter/ Van der Linde 1995.

¹⁴⁵ Jacob 1999 untersuchte diese These speziell für die chemische Industrie.

¹⁴⁶ Vgl. Jacob 1997, 445.

¹⁴⁷ Zum Politiklernen siehe auch Sabatier 1988.

¹⁴⁸ Vgl. Aggeri 1999.

¹⁴⁹ Vgl. Czada 2001.

dass die Signale der Regierung über zukünftige Problemfelder auch von den Unternehmen empfangen werden. Ein Informationsaustausch zwischen Regierung und Unternehmen über das Regelungsfeld ist zwar zur Reduktion von Unsicherheit auf beiden Seiten wichtig, dieser erfordert jedoch keine Kooperationsformen.

Grundsätzlich lässt sich zusammenfassen, dass Kooperation und Innovation am besten dort miteinander vereinbar sind, wo die Aufgabenorientierung im Vordergrund steht:

„Die unterschiedlichen Logiken der Innovationsprozesse und der Prozesse der Konsensbildung laufen lediglich dort in dieselbe Richtung, wo sich Konsensbildung auf eine sachlich-kognitive Interaktionsebene reduzieren lässt.“¹⁵⁰

Dagegen kann Kooperation bei überwiegend verteilungsorientierten Problemen zwar dazu beitragen, staatliche Handlungsrestriktionen zu überwinden, die daraus resultierenden Umweltinnovationswirkungen sind hingegen als eher gering einzustufen. Zu erwarten sind vor allem inkrementelle Innovationen und eine beschleunigte Diffusion bereits bestehender Neuerungen. Diese Innovationswirkungen müssen allerdings mit denjenigen anderer Koordinationsmechanismen und -instrumenten verglichen werden. Aufgrund der aufgezeigten Möglichkeiten für kostengünstigere Lösungen und Lerneffekte, können kooperative Politikformen im Vergleich mit anderen Koordinationsmechanismen und -instrumenten durchaus ähnlich hohe Innovationswirkungen zu niedrigeren Kosten, oder höhere Innovationswirkungen zu denselben Kosten hervorbringen. Dies setzt voraus, dass über Kooperation die staatlichen Handlungsmöglichkeiten und -fähigkeiten bei vorliegendem Handlungswillen erhöht werden können. Grundlage der empirischen Analyse von Fallbeispielen kooperativer Chemikalienpolitik ist daher das der Typologisierung zugrunde liegende Analyseschema in Abb. 2, das die Einflussfaktoren auf das Politikergebnis und die daraus resultierenden Innovationswirkungen zusammenfasst.

Der tatsächliche Einfluss kooperativer Umweltpolitik auf Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften im Vergleich zu anderen Koordinationsmechanismen lässt sich empirisch allerdings nur begrenzt messen. Schon die Arbeiten vom Forschungsverbund Innovative Wirkungen Umweltpolitischer Instrumente (FIU)¹⁵¹ haben gezeigt, dass sich die Innovationswirkungen einzelner Instrumente empirisch kaum voneinander isolieren lassen, sondern vielmehr nur im Kontext des gesamten Regulierungsmusters untersucht werden können. Zudem stellt der staatliche Regelungsimpuls nur einen Innovationsimpuls unter anderen für die Unternehmen dar.

In diesem Kontext wird der unmittelbare Einfluss von Kooperation dabei umso schwieriger bestimmbar, je weiter entfernt diese von der instrumentellen Umsetzungsebene stattfindet. Daher beschäftigen sich die meisten empirischen Untersuchungen kooperativer Umweltpolitik vor allem mit Selbstverpflichtungen. Anderen Kooperationsformen wird –gerade innerhalb der Wirtschaftswissenschaften – kaum Beachtung geschenkt. Dies ist vor dem Hintergrund der Probleme einer solchen Untersuchung auch nicht verwunderlich. Gerade aufgrund der Vielzahl an

¹⁵⁰ Fürst/Knieling 2002, 27.

¹⁵¹ Vgl. Klemmer/Lehr/Löbbe 1999, 107ff.

Einflussfaktoren und der Heterogenität der Kooperationsformen ist es kaum möglich, die Leistungsfähigkeit von Kooperation empirisch mit anderen Koordinationsformen und -instrumenten zu vergleichen.¹⁵² Wenn der empirischen Untersuchung hier dennoch Fallbeispiele kooperativer Chemikalienpolitik zugrunde gelegt werden, geschieht dies mit dem Wissen über die Grenzen einer solchen Analyse.

4 Empirische Fallstudien kooperativer Chemikalienpolitik

Aufgrund der ausführlich diskutierten Informationsproblematik und der Konflikthaftigkeit innerhalb der Chemikalienpolitik, verbunden mit formellen und informellen institutionellen Beschränkungen, bestehen für den Staat erhebliche Handlungsrestriktionen, aus denen sich Gründe für Kooperation ableiten lassen. Tatsächlich lässt sich auch empirisch eine Bandbreite formeller und informeller Kooperationsformen in allen Phasen des politischen Prozesses wiederfinden. Die im Vergleich zu anderen Regelungsfeldern überdurchschnittliche Verbreitung von Kooperation in der Chemikalienpolitik ist beispielsweise daran erkennbar, dass von keiner anderen Branche so viele Selbstverpflichtungen abgegeben wurden, wie von der chemischen Industrie. Aber auch zahlreiche bestehende Gremien und Dialogforen, sowohl von staatlicher als auch privater Seite initiiert, weisen auf die weite Verbreitung von Kooperation innerhalb der Chemikalienpolitik hin.

In diesem Abschnitt werden kooperative Fallstudien in der Chemikalienpolitik hinsichtlich Problemlösungsfähigkeit und Innovationswirkungen untersucht. Die Analyse erfolgt auf Grundlage der im letzten Abschnitt aufgezeigten Einflussfaktoren auf die Funktionsweise unterschiedlicher Koordinationsmechanismen, die im Analyseschema in der Abb. 1 zusammengefasst wurden. Im Fokus der Betrachtung stehen die verschiedenen Phasen des Risikomanagements im Hinblick auf die Gefährdungspotenziale chemischer Stoffe mit Schwerpunkt auf den sogenannten Altstoffen.¹⁵³ Die empirische Analyse ist eingebettet in die Entwicklung und Veränderung der institutionellen Rahmenbedingungen, beginnend mit der Entstehung des deutschen Chemikaliengesetzes von 1980 bis zur gegenwärtigen Neuausrichtung der europäischen Chemikalienpolitik, die unter dem Akronym REACH – Registration, Evaluation and Authorization of Chemicals – diskutiert wird. Die Prozesse innerhalb der Reform der europäischen Chemikalienpolitik werden – im Sinne eines paktierten Gesetzes – gesondert untersucht.

Als Beispiel für Kooperationsgremien wurde das Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) untersucht, das zur Sammlung und Bewertung von Risikoinformationen im Hinblick auf die bis dato ungeprüften Altstoffe gegründet

¹⁵² siehe auch Holzinger 1998.

¹⁵³ Als Altstoffe werden diejenigen Chemikalien bezeichnet, die vor Inkrafttreten des Chemikaliengesetzes 1980 bereits auf dem Markt waren.

wurde. Dem BUA wird in seiner Funktionsweise der Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS) gegenübergestellt. Die Aufgabe des AGS besteht hauptsächlich in der Festlegung von Höchstwerten für Stoffkonzentrationen am Arbeitsplatz. Des Weiteren werden Selbstverpflichtungen als kooperatives Instrument zur stoffbezogenen Risikominimierung betrachtet. Als Fallbeispiele werden die Selbstverpflichtungen zur Reduktion von Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) und Alkylphenoethoxylaten (APEO) betrachtet. Ergänzend zu der Darstellung der verschiedenen Systeme zur Aufarbeitung der Informationsproblematik und Verbesserung der Entscheidungsfähigkeit bezüglich der Altstoffe wird darüber hinaus die Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Altstoffen analysiert.

Die hier untersuchten Kooperationsformen lassen sich in Anlehnung an die allgemeinere Unterteilung von Kooperationsformen in Abb. 3 – unter Vernachlässigung der Phase der Umsetzung des gesetzlichen Rahmens – grob folgendermaßen zuordnen:

Abb. 4: Untersuchte Kooperationsformen

Chemiebezogene Kooperationsformen	Zur Sammlung und Bewertung von Risikoinformationen	Zur Festlegung auf Risikominderungsmaßnahmen	Zur Umsetzung von Risikominderungsmaßnahmen
Zur Veränderung des gesetzlichen Rahmens	Europäische Neuregelung (REACH)		
Innerhalb des gesetzlichen Rahmens als formeller oder informeller Bestandteil	BUA	AGS	Selbstverpflichtungen zu EDTA und APEO
	Selbstverpflichtung zu Altstoffen		

Abgesehen von den Selbstverpflichtungen beziehen sich die untersuchten Kooperationsformen nicht auf die Umsetzung staatlich vorgegebener Ziele, sondern auf den Prozess zur Zielfindung. Insofern besteht keine unmittelbare Möglichkeit, den umweltpolitischen Erfolg an staatlich gesetzten Zielvorgaben zu messen. In der hier vorgenommenen Untersuchung sollen daher hinsichtlich der chemiespezifischen Stoffproblematik folgende Fragen im Vordergrund stehen:

1. Haben die bisherigen institutionellen Arrangements innerhalb der Stoffpolitik effizient und effektiv dazu beigetragen, dass Gefährdungspotenziale von Stoffen identifiziert und bewertet werden konnten, und welchen Anteil hatten kooperative Politikformen daran?

2. Welche Risikominderungsmaßnahmen hatten die aufgedeckten Gefährdungspotenziale zur Folge und welchen Anteil hatten kooperative Politikformen dabei?
3. Konnten durch diese Maßnahmen Stoffrisiken reduziert werden, und welche Innovationswirkungen waren damit verbunden?

Diese Fragen sollen hier vor dem Hintergrund der ausgewählten Fallstudien eingehend diskutiert werden.

4.1 Entwicklung zum deutschen Chemikaliengesetz

Der Anstoß zum deutschen Chemikaliengesetz und somit zu einer systematischen Erfassung und Prüfung stoffbezogener Umwelt- und Gesundheitsrisiken¹⁵⁴ ging von der Europäischen Gemeinschaft aus. Als Reaktion auf eine nationale Regulationsinitiative Frankreichs¹⁵⁵ legte 1976 die EG-Kommission einen Entwurf zur 6. Änderung der Richtlinie 67/548/EWG vor, die die Angleichung der Rechts- und Verwaltungsvorschriften für die Einstufung, Verpackung und Kennzeichnung gefährlicher Stoffe regelt.¹⁵⁶ Intention der Änderung war die Einführung der umwelt- und gesundheitsbezogenen Prüfung und Anmeldung von neuen Stoffen durch den Produzenten oder Importeur.¹⁵⁷

Die schließlich verabschiedete Richtlinie schreibt ein vor der Vermarktung einsetzendes Anmeldeverfahren vor, das hinsichtlich der Prüfanforderungen sowohl Umwelt- als auch Gesundheitsaspekte mit einschließt. Die Richtlinie gilt für neue Stoffe, die oberhalb einer Menge von 10 kg/Jahr produziert werden, wobei der Umfang der vorgeschriebenen Stofftests mit der produzierten Menge ansteigt. Die Prüfung und Einstufung wird vom Hersteller bzw. Importeur vorgenommen, wohingegen die Behörden im Normalfall nur noch die Plausibilität der Einstufung auf Grundlage der eingereichten Prüfunterlagen vornehmen.¹⁵⁸ Hinsichtlich der bereits produzierten Stoffe entschied man sich in der Europäischen Gemeinschaft für eine Stichtagsregelung, nach der die bis 1981 vermarkteten Stoffe in einem Altstoffverzeichnis gemeldet werden konnten und dadurch zunächst nicht unter

¹⁵⁴ Auch vorher gab es schon einzelne Regelungen sowie Spezialgesetze für Arzneimittel, Pflanzenschutzmittel etc., die hier nicht näher dargestellt werden. Siehe hierzu Stirba/Kowalski/ Schlottmann 2001, 38ff.

¹⁵⁵ Umfassendere Regulationsformen für Chemikalien gab es bereits in Schweden (1973), Japan (1973) und den Vereinigten Staaten (1976). Siehe Schneider 1988, 76ff.

¹⁵⁶ Die Richtlinie stammt aus dem Jahr 1967, die Europäisierung der Chemikalienpolitik begann insofern schon sehr früh. Im Vordergrund der genannten Richtlinie stand allerdings zunächst die Angleichung der Behandlung chemischer Stoffe zur Gewährleistung eines funktionsfähigen Binnenmarktes.

¹⁵⁷ Vgl. Damaschke 1986, 79.

¹⁵⁸ Vgl. Schneider 1988, 228.

das Prüf- und Anmeldeverfahren des Chemikaliengesetzes fielen.¹⁵⁹ Diese pragmatische Regelung brachte jedoch Folgeprobleme mit sich, da im europäischen Altstoffverzeichnis EINECS¹⁶⁰ seither 100.106 Stoffe registriert sind, die nicht dem Anmeldeverfahren unterliegen; demgegenüber stehen ca. 3.700 Stoffe¹⁶¹, die bis heute europaweit als Neuchemikalien angemeldet wurden. Der Großteil der vermarkteten Stoffe blieb also durch das Chemikaliengesetz unberührt. Durch diese Sonderbehandlung der Altstoffe ergaben sich auch ungünstige Anreizwirkungen zur Entwicklung von Neustoffen, da für die Entwicklung, Anmeldung und Prüfung von Neustoffen den Unternehmen Kosten entstanden, für die Weitervermarktung ihrer Altstoffe hingegen nicht. Die Neustoffregulierung setzt insofern Anreize für die Unternehmen, nach neuen Verwendungszwecken für die ungetesteten Altstoffe zu suchen, anstatt neue Stoffe zu entwickeln. Die einseitige Regulierung der Neustoffe war daher sowohl aus Innovations- als auch aus Umweltschutzsicht problematisch.

Die rechtliche Grundlage zur Umsetzung von Risikominderungsmaßnahmen in Form von Vermarktungs- oder Verwendungsbeschränkungen ist hingegen für Alt- und Neustoffe gleich. Auf europäischer Ebene regelt dies die Richtlinie 76/769/EWG über Beschränkungen des Inverkehrbringens und der Verwendung gewisser gefährlicher Stoffe und Zubereitungen.¹⁶² Auf nationaler Ebene stellt § 17 des Chemikaliengesetzes die rechtliche Basis für Stoffbeschränkungen dar. Vor der Umsetzung von Beschränkungsmaßnahmen müssen die „beteiligten Kreise“¹⁶³ angehört werden. Die Anwendung von Verwendungsbeschränkungen soll zudem abgestimmt mit den Regelungen auf europäischer Ebene erfolgen. Nationale Beschränkungsvorhaben müssen daher vorher von der Europäischen Kommission notifiziert werden,¹⁶⁴ wodurch eine Umsetzung erheblich verzögert werden kann. Bei einer Stellungnahme der Kommission innerhalb von drei Monaten kann die Beschränkungsmaßnahme erst weitere sechs Monate später durchgeführt werden. Wenn die Kommission eine europäische Umsetzung plant, gilt außerdem eine Stillhaltepflicht von einem Jahr. Im Falle einer gescheiterten europäischen Umsetzung kann sich die Umsetzung einer nationalen Beschränkungsmaßnahme daher erheblich in die Länge ziehen. Grundsätzlich sind Verwendungsbeschränkungen oder gar Verbote von Stoffen sowohl auf nationaler als auch europäischer Ebene bisher eher die Ausnahme gewesen.

Die Umsetzung der EU-Richtlinie zur Prüfung der *Neustoffe* erfolgte 1980 über das Gesetz zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz). Der Gesetzesentwurf wurde tripartistisch zwischen der Regierung, dem Verband der chemi-

¹⁵⁹ Vgl. Jacob 1999, 105.

¹⁶⁰ EINECS: European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances.

¹⁶¹ Vgl. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 2003.

¹⁶² Siehe auch Ginzky 1999, 21.

¹⁶³ Die beteiligten Kreise bestehen aus Vertretern der Wissenschaft, der Verbraucherschutzverbände, der Gewerkschaften und Berufsgenossenschaften, der beteiligten Wirtschaft, des Gesundheitswesens, sowie der Umwelt-, Tierschutz- und Naturschutzverbände.

¹⁶⁴ Vgl. Ginzky 1999, 26.

schen Industrie (VCI) und der Industriegewerkschaft Bergbau, Chemie, Energie (IG BCE) ausgearbeitet. Von Seiten der Wissenschaft und der Umweltverbände wurde der Entwurf hingegen kritisiert, was jedoch keine substanziellen Veränderungen mehr zur Folge hatte.¹⁶⁵ Auch aufgrund der umfangreichen Beteiligung insbesondere des VCI an den Abstimmungsprozessen sowohl auf europäischer als auch auf nationaler Ebene hat die Anwendung des Chemikaliengesetzes bisher kaum zu Konflikten geführt.¹⁶⁶

„Ob dies allerdings darauf hinweist, dass hier eine gelungene Form staatlich beaufsichtigter Selbstkontrolle vorliegt, oder ob es eher ein Indiz für die faktische Wirkungslosigkeit des Gesetzes ist, läßt sich [...] nicht eindeutig beantworten.“

Dem Gesetz wurde in diesem Zusammenhang auch der Vorwurf eines „zahnlosen Tigers“¹⁶⁷ gemacht, da die Anforderungen an die zu erhebenden Risikoinformationen für den Gesundheits- und Umweltschutz nicht weitreichend genug und die staatlichen Kontrollmöglichkeiten begrenzt seien, und darüber hinaus die Bundesregierung die gesetzlichen Möglichkeiten beispielsweise in Form von Regelungen zu Stoffbeschränkungen kaum nutzen würde.

Gegenstand der weiteren Untersuchung sind jedoch die gesetzlich zu diesem Zeitpunkt nur unzureichend geregelten Altstoffe. Im Rahmen des deutschen Chemikaliengesetzes konnten zwar grundsätzlich auch die Hersteller von Altstoffen mit Mengen über 10 t/Jahr durch Rechtsverordnung der Bundesregierung bei Anhaltspunkten für eine Gefährdung von Mensch und Umwelt zu einem besonderen Mitteilungsverfahren verpflichtet werden;¹⁶⁸ von dieser Regelung wurde jedoch nie Gebrauch gemacht.¹⁶⁹

4.2 Das Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA)

Stattdessen wurde 1982 auf Anregung des VCI das Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) gegründet, das bis 1999 paritätisch mit wissenschaftlichen Vertretern aus Behörden, Industrie und Wissenschaft besetzt war.¹⁷⁰ Aufgabe

¹⁶⁵ Vgl. Schneider 1988, 222.

¹⁶⁶ Siehe auch Weiß 2000, 233.

¹⁶⁷ Benzler 1998, 70.

¹⁶⁸ Nach einer Novellierung des Chemikaliengesetzes 1990 bestand die Möglichkeit zur Verpflichtung zu einem Mitteilungsverfahren auch ohne Vorliegen einer akuten Gefährdung.

¹⁶⁹ Vgl. Jacob 1999, 106.

¹⁷⁰ Das BUA setzte sich zunächst aus jeweils vier wissenschaftlichen Vertretern aus Industrie, Behörden und Wissenschaft zusammen, darüber hinaus stellte die Wissenschaftsfraktion mit dem Vorsitzenden einen fünften Vertreter. Über die Zusammensetzung des BUA befindet das Umweltministerium (früher Innenministerium). Angesiedelt ist das Gremium bei der Gesellschaft deutscher Chemiker (GDCh). Unterhalb des Gremiums wurden Arbeitsgruppen zu bestimmten Themenschwerpunkten (Prioritätensetzung, Toxikologie, Ökotoxikologie) eingerichtet. Siehe ausführlich zur Organisation und den Aufgaben des BUA: GDCh 1999.

des BUA war es vor allem, „Altstoffe zum Schutz von Mensch und Umwelt nach wissenschaftlichen Kriterien auszuwählen und zu überprüfen.“ Seit Bestehen des BUA haben sich Aufgaben und Funktionsweise erheblich verändert. Dabei lassen sich zeitlich vor allem drei Teilabschnitte voneinander abgrenzen, die auf der Grundlage von qualitativen teilstrukturierten Interviews mit ehemaligen und gegenwärtigen BUA-Mitgliedern und Vertretern von Umweltverbänden, anhand von Veröffentlichungen des BUA und seiner Mitglieder sowie weiterer Sekundärliteratur rekonstruiert wurden. Die Aussagen aus den Interviews werden in der folgenden Darstellung integriert, ohne eine explizite Personenzuordnung vorzunehmen.¹⁷¹

4.2.1 Die erste BUA-Phase: 1982-1993

Der erste Abschnitt reicht von der Gründung 1982 bis zur Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung im Jahr 1993. In diesem Zeitraum kompensierte das BUA vor allem die rechtliche Lücke im Hinblick auf eine systematische Prüfung der Altstoffe.¹⁷² Die Aufgabe des BUA war es, das bestehende Informationsdefizit gegenüber dem Gefährdungspotenzial von Altstoffen kooperativ abzuarbeiten und eine Gefahrenidentifizierung und -abschätzung vorzunehmen. Diese sollte als Grundlage für die anschließenden Phasen der Risikobewertung und des Risikomanagements durch die Behörden dienen. Ferner sollten Datenlücken und weiterer Test- bzw. Forschungsbedarf aufgezeigt werden. Die Aufgabe des BUA beschränkte sich dabei ausdrücklich auf die wissenschaftliche Darstellung des Gefährdungspotenzials eines Stoffes (Hazard Assessment). Eine Risikobewertung oder gar Empfehlungen zum Risikomanagement sollten nicht abgegeben werden, sondern den zuständigen Behörden vorbehalten bleiben.¹⁷³

Die Arbeiten konzentrierten sich zunächst auf die Prioritätensetzung innerhalb der Altstoffe mit einer Produktionsmenge von mehr als 1000 t/Jahr.¹⁷⁴ Hierbei wurden 4 Prioritätenlisten erstellt, die insgesamt 512 Stoffe enthielten. Im Grundsatz bestand zwischen den im BUA vertretenen Fraktionen Einigkeit über die Pri-

¹⁷¹ Da im BUA nur wenige Personen miteinander kooperieren, wurde es hier nicht für sinnvoll und notwendig gehalten, die Meinungsäußerungen mit expliziter Personennennung gegenüberzustellen.

¹⁷² Neben dem BUA gab es bereits seit 1977 bei der BG Chemie ein wissenschaftliches Beratergremium mit Vertretern aus Wissenschaft, chemischer Industrie und Behörden zur Aufarbeitung der Altstoffe. Das Gremium nahm insgesamt toxikologische Bewertungen zu 204 Stoffen vor, konzentrierte sich dabei allerdings auf den Arbeitsschutz.

¹⁷³ Dies sind als nachgeordnete Behörden der Bundesministerien das Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) und das Umweltbundesamt (UBA).

¹⁷⁴ Einige Stoffgruppen fanden dabei keine Berücksichtigung, wie z.B. Arznei- und Pflanzenschutzmittel, die nicht unter das Chemikaliengesetz fallen, sondern Spezialgesetzen unterliegen und anorganische und natürlich vorkommende Stoffe sowie Stoffe, von denen vermutet wird, dass sie in der Umwelt nicht stabil sind.

oritätenliste. Im Umweltbundesamt wurde allerdings in den achtziger Jahren über mehrere Forschungsvorhaben eine eigene Prioritätenliste erstellt, die nach Aussagen von Behördenvertretern systematischer zustande gekommen war als die Liste des BUA. Diese Prioritätenliste des Umweltbundesamtes diente Anfang der neunziger Jahre als Grundlage für die Prioritätensetzung innerhalb der später verabschiedeten EG-Altstoffverordnung.

Von Seiten der Umweltverbände wurde die Prioritätensetzung des BUA hingegen stark kritisiert.¹⁷⁵ Insbesondere wurde hervorgehoben, dass sich die Zahlen zu den Produktionsvolumina zum großen Teil auf den US-amerikanischen Markt bezögen, die Expositionsdaten hingegen auf Europa. Weiter wurde bemängelt, dass vornehmlich Stoffe untersucht werden sollten, über die bereits Informationen vorlägen. Gerade diejenigen Stoffe, über die man keine Informationen habe, seien hingegen zurückgestellt worden. Darüber hinaus wurde der Gesellschaft deutscher Chemiker Industrienähe vorgeworfen¹⁷⁶ und kritisiert, dass die Umweltverbände nicht in die Arbeit des BUA einbezogen worden seien; zudem arbeite das Gremium unter Ausschluss der Öffentlichkeit. Dem wurde vom BUA entgegengehalten, dass die Ergebnisse über die Veröffentlichung des Prioritätenverfahrens und von Stoffberichten über Publikationen öffentlich gemacht werden würden. Die Auswahl der Mitglieder erfolge ferner – neben der paritätischen Beteiligung von Industrie, Behörden und Wissenschaft – über die wissenschaftliche Qualifikation; alle Fraktionen seien insofern frei, auch Vertreter aus den Umweltverbänden zu benennen. Auf Grundlage der geführten Interviews liegt jedoch die Vermutung nahe, dass eine Beteiligung der Umweltverbände am BUA, die Kooperationsbereitschaft der Industrie erheblich beeinträchtigt hätte.¹⁷⁷

Nach anfänglichen Schwierigkeiten wurden Ende der achtziger Jahre schließlich durchschnittlich 15 Stoffberichte pro Jahr erstellt, und mit der Gründung der Industrie-Initiative Umweltrelevante Altstoffe (IUA) in den 90er Jahren steigerte sich die Anzahl der Stoffberichte bis zur Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung sogar auf über 30 pro Jahr. Bis Ende 2002 wurden vom BUA 241 Stoffberichte zu 323 Stoffverbindungen in deutscher und zusätzlich auch in englischer Sprache veröffentlicht. Die Qualität der Stoffberichte wird auch von

¹⁷⁵ Vgl. Frieger/Claus 1988.

¹⁷⁶ Siehe Neidlein 1989, 477.

¹⁷⁷ Dennoch wurde die Frage nach der Integration von Mitgliedern aus den Umweltverbänden ins BUA immer wieder diskutiert. Vom BUND wurde in diesem Zusammenhang auch die Einrichtung eines Chemiebeirates vorgeschlagen, in dem sich Vertreter aller betroffenen gesellschaftlichen Gruppen mit den Risiken chemischer Stoffe auseinandersetzen sollten (Vgl. Neidlein 1989, 484). Ende der 1990er Jahre im Zuge der Neuorientierung des BUA gab es sogar Bestrebungen des Umweltministeriums die Umweltverbände einzubinden. Dies scheiterte jedoch u.a. daran, dass von Seiten der Umweltverbände zu diesem Zeitpunkt das Interesse hierfür nicht mehr so groß zu sein schien und sie ihre Teilnahme mit sehr hohen Forderungen verknüpften.

Experten außerhalb des BUA anerkannt. Von den Umweltverbänden gab es allerdings zum Teil auch Kritik an einzelnen Stoffberichten.¹⁷⁸

4.2.2 Die zweite BUA-Phase: 1993-1999

1993 veränderte sich die rechtliche Grundlage für die kooperative Altstoffbearbeitung durch die EG-Altstoffverordnung 793/93, die die Informationssammlung und Risikobewertung von Altstoffen EU-weit regeln sollte. Darin wurden die Hersteller, Verarbeiter oder Importeure von Stoffen mit Mengen von über 1000 t/Jahr innerhalb eines Jahres und Stoffmengen von über 10 t/Jahr innerhalb von fünf Jahren dazu verpflichtet, einen Grunddatensatz zu diesen Stoffen vorzulegen. Auf Grundlage der Stoffdaten von den Herstellern erstellte die Kommission von 1994 an insgesamt 4 Prioritätenlisten, die zusammen 140 Altstoffe umfassten. Für jeden dieser Altstoffe wurde die Verantwortlichkeit jeweils einem Mitgliedstaat zugeschrieben. Konkret hatten die herstellenden bzw. einführenden Firmen Prüfprotokolle, Verwendungs- und Expositionsdaten sowie sonstige existierende Daten an die jeweiligen nationalen Bewertungsstellen¹⁷⁹ des für einen Altstoff zuständigen Mitgliedstaates zu liefern. In Deutschland ist die zentrale Anmeldestelle für Chemikalien die Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), die gemeinsam mit dem Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) und dem Umweltbundesamt (UBA) die Bewertung auf nationaler Ebene in Arbeitsteiligkeit für die Bereiche Arbeitsschutz, Verbraucherschutz und Umweltschutz durchführt. Der zuständige Mitgliedstaat hat anhand der Daten einen Entwurf für die Risikobewertung einschließlich einer Einstufung hinsichtlich für notwendig erachteter Risikominderungsmaßnahmen zu erstellen, der an die Europäische Kommission und die anderen Mitgliedstaaten zu verteilen ist. Diese Risikobewertung ist daraufhin auf EU-Ebene zu diskutieren und gegebenenfalls zu ändern, bis sie schließlich von allen Mitgliedstaaten akzeptiert wird.¹⁸⁰

Eine gemeinsame europäische Regelung für Altstoffe wurde von deutscher Seite im Wesentlichen mit angestoßen und sowohl von den nationalen Behörden als auch der chemischen Industrie im Grundsatz begrüßt. Die Vorstellung des deutschen Umweltministeriums, die Ausgestaltung einer europäischen Regelung ließe sich auf Grundlage der BUA-Stoffberichte mit einer Erweiterung um Risikobewertung und -management auf die europäische Ebene übertragen, erfüllte sich jedoch nicht. Die Testanforderungen der EG-Altstoffverordnung waren umfangrei-

¹⁷⁸ Am Stoffbericht zu Di-(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) wurde beispielsweise kritisiert, dass das bestehende Gefährdungspotenzial, das andere Studien für den Stoff identifiziert hätten, verharmlost würde. Vgl. Friege/Claus 1988, 107.

¹⁷⁹ Die zentrale Anmeldestelle für Chemikalien in Deutschland ist die Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), die gemeinsam mit dem Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) und dem Umweltbundesamt (UBA) die Bewertung auf nationaler Ebene in Arbeitsteiligkeit für die Bereiche Arbeitsschutz, Verbraucherschutz und Umweltschutz durchführt.

¹⁸⁰ Vgl. Stirba/Kowalski/Schlottmann 2001, 60.

cher und insbesondere die Expositionsbeurteilung war wesentlich umfassender geregelt.¹⁸¹ Aufgrund des geringen Anreizes für die Unternehmen zu einer schnellen Datenlieferung und des aufwändigen behördlichen Bewertungsverfahrens konnten allerdings bis Ende 2002 erst 64 Risikobewertungsberichte innerhalb der EU abgeschlossen werden.¹⁸² Deutschland übernahm von der ersten Prioritätenliste mit 17 von 40 Stoffen den größten Anteil. Von Vertretern des BUA wurde angemerkt, dass sich andere Länder zum Teil vor allem diejenigen Stoffe herausgriffen, zu denen bereits BUA-Stoffberichte vorlagen, wohingegen Deutschland sich zum Großteil Stoffe vornahm, zu denen noch kein Stoffbericht existierte.

Das BUA wurde zunächst über eine Verwaltungsvorschrift auf nationaler Ebene in den europäischen Ansatz der Arbeitsteiligkeit zwischen den Mitgliedstaaten aufgenommen.¹⁸³ Die von Deutschland in diesem Prozess bearbeiteten Altstoffe wurden nach der Bewertung von Seiten der zuständigen Behörden vor der Übergabe an die europäische Ebene im BUA diskutiert. Die Festschreibung der Beteiligung des BUA an der Durchführung der europäischen Altstoffverordnung wurde von den nationalen Bewertungsbehörden (UBA, BgVV und BAuA) zum Teil kritisch gesehen, da über die EG-Altstoffverordnung eine eindeutige rechtliche Regelung existieren würde, die eine klare Zuordnung der Aufgaben von Industrie und Behörden vorsah. Es bestand insofern kein Anlass mehr dafür, das BUA einzubeziehen, da dieses Gremium gegründet worden war, um nicht bestehende rechtliche Regelungen zu kompensieren. Doch das Umweltministerium hielt am Kooperationsprinzip fest, und auch die Industrie hatte großes Interesse daran, weiterhin in den Prozess der Altstoffbewertung einbezogen zu werden.

Auch hinsichtlich der Bewertungskapazitäten sahen die behördlichen Bewertungsstellen keinen Grund mehr für ein Kooperationsgremium, da aus ihrer Sicht mittlerweile genügend Wissen in den Behörden selbst aufgebaut worden war. Zudem würden die Entwürfe der Mitgliedstaaten in wissenschaftlichen Gremien auf der EU-Ebene erneut diskutiert. Die wissenschaftlichen Behörden erwarteten von der Industrie insofern nur noch die Datenlieferung; die Industrie wollte hingegen weiterhin an der Datenaufarbeitung beteiligt werden und lieferte nach Aussagen der nachgeordneten Behörden die geforderten Daten nur noch schleppend.¹⁸⁴ Durch die nationale Integration des BUA sahen sich die nachgeordneten Behörden daher vor allem in ihren formalrechtlich bestehenden Zuständigkeiten beschränkt: Alles in allem hätte die Einbindung des BUA den nationalen Prozess lediglich um

¹⁸¹ Die Durchführung der Risikobewertung ist im Technical Guidance Document festgelegt ("Technical Guidance Documents in Support of the Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for New Notified Substances and the Commission Regulation (EC) 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances").

¹⁸² Vgl. European Chemicals Bureau (ECB) 2002.

¹⁸³ Im Zuge daraus resultierender Anforderungen wurde bei einer Umstrukturierung 1997 der Arbeitsschutz ins BUA integriert und das Gremium in „GDCh-Beratergremium für Altstoffe“ umbenannt. Vgl. GDCh 1999, 47.

¹⁸⁴ Dies galt vor allem für expositionsbezogene Daten, wohingegen für toxikologische und ökotoxikologische Daten auf die von der Industrie bereits innerhalb der EG-Altstoffverordnung erstellten IUCLID-Datensätze zurückgegriffen werden konnte.

mehrere Monate verlängert und nur zu einer marginalen Verbesserung der Bewertung geführt.

4.2.3 Die dritte BUA-Phase seit 1999

1999 zogen sich die Behörden personell aus dem BUA zurück mit der offiziellen Begründung, sich innerhalb der EG-Altstoffverordnung nicht selbst beraten zu können. Die Vertreter der nachgeordneten Behörden waren zwar schon länger unzufrieden mit der Einbindung des BUA in die EG-Altstoffverordnung gewesen. Aber erst durch den Regierungswechsel 1998 erfolgte die Abkehr von der formellen Kooperation. Dabei wurde das BUA von der Partei Bündnis 90/ Die Grünen, die nun den Umweltminister stellten, schon immer kritisch gesehen, was sich u.a. auch auf die Nichtbeteiligung der Umweltverbandsseite zurückführen lässt.

Formell fungiert das BUA zwar immer noch bei Bedarf der Behörden als Beratungsgremium innerhalb der EG-Altstoffverordnung, faktisch haben sich jedoch seitdem die Arbeitsschwerpunkte erheblich verschoben. Vornehmliche Aufgaben sind nunmehr zum einen die Weiterführung des nationalen Altstoffprogramms, das sich mittlerweile auf die Untersuchung von Stoffen unterhalb einer Jahresproduktion von 1000 t/Jahr bezieht, da diese Stoffe innerhalb der Durchführung der EG-Altstoffverordnung faktisch kaum bearbeitet werden.¹⁸⁵ Des Weiteren ist das BUA auf nationaler Ebene Gutachter innerhalb der sogenannten ICCA-Initiative, ein Programm des internationalen Chemieverbandes International Council of Chemical Associations (ICCA), das an die OECD angebunden ist. Dieses internationale Programm funktioniert ähnlich wie das nationale Altstoffprogramm mit dem Unterschied, dass ein größerer Teil der Berichterstellung bei der Industrie liegt, und das BUA vor allem eine Gutachterfunktion innehat.¹⁸⁶ Zum Teil gibt es Bestrebungen von der Behördenseite, die Aufgaben des BUA im Rahmen der ICCA-Initiative kostengünstiger von privatwirtschaftlichen Beratungsinstituten durchführen zu lassen. Auch deshalb besteht über die zukünftigen Aufgabenfelder des BUA Unklarheit bei den Beteiligten. Zudem wird nach einer Umsetzung der geplanten Neuregelung der europäischen Chemikalienpolitik auch das nationale Altstoffprogramm aller Voraussicht nach beendet werden.

¹⁸⁵ Im Zusammenhang mit der Fokussierung auf niedrigvolumigere Stoffe wurde 1997 vom VCI eine Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen (insbesondere Zwischenprodukten) oberhalb einer Produktionsmenge von einer Tonne pro Jahr für die Verbesserung der Aussagefähigkeit über das Gefährdungspotenzial von Stoffen abgegeben; diese sollte innerhalb von fünf Jahren erbracht werden. Auf diese Selbstverpflichtung wird in Abschnitt 4.5.3 näher eingegangen.

¹⁸⁶ Vgl. GDCh 1999.

4.2.4 Das BUA zwischen Sach- und Konfliktorientierung

Nachdem in den bisherigen Abschnitten vor allem die Veränderungen und der Output bezüglich des BUA dargestellt wurden, soll hier noch einmal gesondert auf die Prozesse innerhalb des BUA eingegangen werden. Das BUA bewegte sich aufgrund der bestehenden Problemstruktur und seiner Zusammensetzung im Spannungsfeld zwischen aufgaben- und verteilungsorientiertem Gremium. Für die Industrie war die Altstoffproblematik mit einer negativen Anreizstruktur verbunden, da die Herausgabe von Testdaten Risikominderungsmaßnahmen und somit Produktionseinschränkungen zur Folge haben konnte. Je weniger Informationen den Behörden zur Verfügung standen, desto geringer war also auch die Gefahr einer Regulierung. Die Datenlieferung der Industrie erfolgte dementsprechend nach Angaben der befragten Behörden- und Wissenschaftsvertreter gerade zu Anfang sehr schleppend, verbesserte sich mit zunehmender Zusammenarbeit bis zur EG-Altstoffverordnung und wurde danach wieder schwieriger. Anfangs seien – laut Behördenvertretern – von der Industrie nur Standardunterlagen geliefert worden, obwohl der Kenntnisstand insbesondere in Bezug auf expositionsbezogene und humantoxikologische Daten häufig höher gewesen sei. Über die Qualität der von der Industrie gelieferten Daten bestand hingegen selten Zweifel – weder auf Seiten der Wissenschaft noch auf Seiten der Behörden.

Nicht nur in Bezug auf bereits vorhandene Daten, sondern auch hinsichtlich weiterer notwendiger Tests bestand häufig Dissens zwischen Behörden und Industrie. Die Wissenschaftler sahen sich in diesem Zusammenhang in der Rolle des Mittlers zwischen Industrie und Behörden. Auf der einen Seite zeigten sie Datenlücken auf und forderten weitergehende Tests von den Unternehmen, auf der anderen Seite bremsten sie die Behörden, wenn diese – aus Sicht der Wissenschaftsfraktion – zu hohe Testanforderungen an die Industrie stellten. Der grundsätzliche Interessengegensatz ließ sich über das Kooperationsgremium zwar nicht beseitigen, wohl aber insgesamt konstruktiv angehen. Dies war nach Meinung der Mitglieder im BUA insbesondere dann der Fall, wenn die Wissenschaft erfolgreich zwischen den Interessen von Industrie und Behörden vermitteln konnte. In diesem Zusammenhang wurde insbesondere die wichtige Rolle des langjährigen Vorsitzenden aus der Wissenschaftsfraktion – Herrn Prof. Bayer – für die Arbeitsfähigkeit des Gremiums hervorgehoben. Generell wird hierbei auch von allen Seiten die Bedeutung der personellen Zusammensetzung und Kontinuität als wesentlicher vertrauenbildender Faktor genannt. Dass ein Vertrauensaufbau zwischen den Beteiligten geschaffen wurde, wird auch auf das Verhalten einzelner Industrievertreter zurückgeführt, die ihre anfängliche Zurückhaltung bei der Datenherausgabe teilweise aufgaben und dadurch eine produktive Zusammenarbeit ermöglichten. In diesem Kontext lässt sich im Zuge der vermehrten öffentlichen Problematisierung und Skandalisierung chemischer Produkte und Prozesse auch eine erhöhte Dialogbereitschaft der chemischen Industrie festmachen.¹⁸⁷ Zudem bekannte sich die chemische Industrie zunehmend öffentlich zu ihrer Verantwortung gegenüber Umwelt- und Gesundheitsschutz. 1986 wurden hierbei vom VCI die sogenannten

¹⁸⁷ Vgl. Gunningham/Grabosky 1998, 169.

Umweltleitlinien veröffentlicht, in denen sich die Verbandsmitglieder zu ihrer Eigenverantwortung im Umweltschutz und der Gewährleistung sicherer Produktion und Produkte bekennen sowie den Dialog mit der Öffentlichkeit fördern wollen. Dieses sehr allgemein gehaltene Programm wurde 1991 von der internationalen Initiative „Responsible Care“ abgelöst, das von der kanadischen Industrie 1984 initiiert wurde und dem sich mittlerweile alle wichtigen Industrieländer angeschlossen haben.¹⁸⁸ Die Entwicklung zum Dialog erreichte ihren Höhepunkt mit den Chemiegesprächen Ende der Achtziger Jahre, an denen Vertreter aus Politik, Wissenschaft, Industrie und den Umweltverbänden beteiligt waren.¹⁸⁹ Ungefähr zur gleichen Zeit hatte auch das BUA seine produktivste Phase. Das verbesserte Vertrauensklima und der Zufluss zusätzlicher finanzieller Mittel aus der Industrie über die Industrie-Initiative Umweltrelevante Altstoffe (IUA) wirkte sich erheblich auf die Produktivität des Gremiums aus, wie die oben genannten Zahlen zu den veröffentlichten Stoffberichten bis Anfang der neunziger Jahre auch quantitativ belegen. Nach der Implementation der EG-Altstoffverordnung verlor das Gremium allerdings seine ursprüngliche Aufgabe, wodurch auch das bis dahin aufgebaute Vertrauen und die Funktionsfähigkeit des Gremiums erheblich beeinträchtigt wurden. Durch den Rückzug der Behörden verlor das BUA schließlich seine Bedeutung für die Bearbeitung der Altstoffproblematik.

4.2.5 Mittelbare und unmittelbare Rückwirkungen der BUA-Arbeit

Da das BUA ausdrücklich nur für die Bewertung des Gefährdungspotenzials zuständig war, ist zu fragen, wie die Ergebnisse aus den Stoffberichten mit den weiteren Phasen der Risikobewertung und des Risikomanagements vernetzt waren. Darauf wird in diesem Abschnitt näher eingegangen. Darüber hinaus kann die kooperative Identifikation von stoffspezifischen Gefährdungspotenzialen auch ohne direktes staatliches Risikomanagement unmittelbare Reaktionen bei den betroffenen Unternehmen auslösen. Wie im Abschnitt zu den Innovationswirkungen von Kooperation erläutert, können innerhalb der Unternehmen bereits durch den politischen Prozess der Problematisierung von Stoffen Innovationsprozesse begünstigt werden. Auf Grundlage dieser Annahme ist nach dem Einfluss der BUA-Arbeit und der BUA-Stoffberichte auf die Unternehmenspolitik zu fragen. Dies wurde hier beispielhaft anhand der Rückwirkungen auf die Bayer AG betrachtet.

Hinsichtlich der Anbindung an den weiteren Prozess des Risikomanagements lässt sich zunächst feststellen, dass für 84 der vom BUA behandelten Stoffe das UBA in Zusammenarbeit mit dem BgVV eine abschließende toxikologische und ökotoxikologische Bewertung vorgenommen hat.¹⁹⁰ Im Bericht hierzu kommt das UBA zu dem Schluss, dass für 58 % der Stoffe, abgesehen von Kennzeichnungspflichten, kein Regelungsbedarf bestünde, für 34 % nicht genügend Daten vorlä-

¹⁸⁸ Longolius 1993, 90.

¹⁸⁹ Vgl. Held 1988.

¹⁹⁰ Vgl. UBA 1995 und 1996.

gen und für 8 % Risikominderungsmaßnahmen notwendig seien.¹⁹¹ 61 % der untersuchten Stoffe wurden vom Umweltbundesamt nach der EG-Richtlinie 92/69/EWG als „umweltgefährlich“ eingestuft. Im Ausblick des zweiten Bandes der Bewertung heißt es, an die Industrie gerichtet:

„Ein unbefriedigendes Ergebnis der hier vorgestellten Bewertungen ist die relativ hohe Zahl an Stoffen, bei denen aufgrund von Informationslücken z.Zt. keine Entscheidungen über die Notwendigkeit von Regulierungsmaßnahmen getroffen werden können. Die Industrie ist aufgefordert, im Rahmen des Kooperationsmodells – Zusammenarbeit von Industrie, Wissenschaft und Behörde – die erforderlichen ökotoxischen Untersuchungen zu diesen Stoffen vorrangig vorzunehmen und mehr Informationen zur Berechnung der möglichen Umweltkonzentrationen beizusteuern“.¹⁹²

Die festgestellten Datenlücken dokumentierte das BUA in den Stoffberichten durch Prüfeempfehlungen. Diese Prüfeempfehlungen wurden zum Teil vom BUA zu einem späteren Zeitpunkt wieder aufgegriffen; neue Erkenntnisse wurden in mittlerweile sieben Sammelergänzungsberichten veröffentlicht.

Beim Umweltministerium war durch die 1993 in Kraft getretene EG-Altstoffverordnung ein Großteil der Ressourcen in der Behörde absorbiert, so dass die Risikominderungsvorschläge des Umweltbundesamtes hier nicht systematisch aufgegriffen wurden. Ein umfassendes Risikomanagement ist nur für wenige Stoffe bzw. Stoffgruppen durchgeführt worden. Als Paradebeispiel gilt Pentachlorophenol, für das es nach der Veröffentlichung des BUA-Stoffberichtes 1985 zunächst zum Abschluss einer Selbstverpflichtung und Ende der 1980er Jahre schließlich zu einem Verwendungs- und Herstellungsverbot kam. Allerdings geriet Pentachlorophenol schon Ende der 1970er Jahre in die umwelt- und gesundheitspolitische Diskussion¹⁹³, die Gefährdungspotenziale waren insofern bereits vor dem BUA-Bericht bekannt und wurden durch diesen lediglich bestätigt. Als weitere Beispiele können Tributylzinn (TBT)¹⁹⁴, chlorierte Lösungsmittel, Bleialkyle und 1,2 Dibromethan sowie kurzkettige Chlorparaffine genannt werden. U.a. für zwei Stoffe – Nonylphenol und EDTA – wurden parallel zur Erarbeitung von BUA-Stoffberichten Selbstverpflichtungen abgeschlossen. Diese werden im Abschnitt 4.5 eingehender analysiert.

Über das BUA wurde die Altstoffproblematik verstärkt in die Unternehmen hineingetragen und zum Teil auch durch organisatorische Neuerungen verankert. Bei der Bayer AG wurde parallel zum BUA die Bayer-Altstoffkommission (BALK) gegründet. Sie wurde 1988 aus dem Bereich der Produktsicherheit ausgegliedert und ist mittlerweile wieder in diesen Bereich überführt worden. Aufgabe der BALK war die Koordination der mit dem BUA verbundenen Aufgaben zur Altstoffaufarbeitung und Datenlieferung. Bei den anderen Großunternehmen wie BASF und (ehemalig) HOECHST wurden diese Aufgaben durchgehend vom Be-

¹⁹¹ Vgl. GDCh 1999.

¹⁹² UBA 1996, 363.

¹⁹³ Vgl. Jacob 1999, 156.

¹⁹⁴ TBT wird 2002 EU-weit auf eine Initiative von Deutschland hin verboten. Das UBA sah in seiner Auswertung der BUA-Berichte allerdings zunächst keinen Regulierungsbedarf, sondern verwies darauf, dass die Daten für eine Risikobewertung nicht ausreichend seien.

reich Produktsicherheit durchgeführt. Die Hauptleistung des BUA und der BALK wird aus Sicht einer der Interviewpartner darin gesehen, dass das Wissen über das Gefährdungspotenzial von Stoffen sowohl verbessert als auch stärker systematisiert wurde. Dies konnte auch durch die Entwicklung neuer Datenbanken in Kooperation mit den anderen Großunternehmen und dem VCI erreicht werden. Ein unmittelbarer Einfluss des BUA auf die Innovationspolitik der Bayer AG ließ sich hingegen nicht feststellen. Eine Veränderung der Produktion von Stoffen bzw. des Bayer-Produktportfolios aufgrund bestehender Gefährdungspotenziale habe es nicht gegeben. Veränderungen erfolgten nur mittelbar als Reaktion auf staatliche Maßnahmen zu Risikominderungen.

4.2.6 Abschließende Bewertung

Die Gründung des Beratergremiums für umweltrelevante Altstoffe (BUA) lässt sich auf das Bestreben zurückführen, die institutionelle Regelungslücke in Bezug auf Risikoinformationen im Altstoffbereich zu kompensieren. Dies muss auch bei einer Bewertung des BUA Berücksichtigung finden, denn die Ergebnisse der BUA-Arbeit entsprechen sicherlich weder hinsichtlich Effizienz noch Effektivität einer theoretischen Musterlösung. Hierbei lässt sich grundsätzlich feststellen, dass zwar ein Sachproblem im Gremium gelöst werden sollte, dieses jedoch erheblich von der Konfliktdimension überlagert wurde. Eine effektivere Aufarbeitung der Altstoffproblematik sowohl innerhalb des Kooperationsgremiums als auch im Rahmen von ordnungsrechtlichen Vorgaben wäre sicherlich denkbar gewesen, wenn es eine klarere Definition und eine strikte sowie sanktionierbare Zuweisung von Prüfanforderungen an die produzierenden, verarbeitenden oder importierenden Unternehmen gegeben hätte. Voraussetzung hierfür wäre allerdings eine klare politische Priorisierung und Durchsetzung von Umwelt- und Gesundheitsschutzziele gegenüber wirtschaftlichen Zielen gewesen, die so nicht gegeben war. Dies ist im Wesentlichen auch darauf zurückzuführen, dass die anderen EU-Mitgliedstaaten in den 1980er Jahren zum Großteil gar keine Bemühungen zur Identifizierung von Risiken im Altstoffbereich unternahmen. Deutschland hatte insofern bis zur EG-Altstoffverordnung über das BUA bereits eine Vorreiterrolle inne. Einer einseitigen nationalen Ausweitung rechtlicher Regelungen ließ sich daher mit dem Verweis auf die einseitige Kostenbelastung der deutschen Wirtschaft im internationalen Wettbewerb wirksam entgegenwirken und wurde nach der Verabschiedung des Chemikaliengesetzes von 1980 auch nicht mehr ernsthaft angestrebt. Trotz aller aufgetretenen Differenzen bei der Auswahl der prioritären Stoffe, den Anforderungen an den Testumfang und dem vor allem zu Beginn langsamen Tempo bei der Abarbeitung wird von allen Befragten die hohe Qualität der Stoffberichte hervorgehoben, wenngleich von den wissenschaftlichen Bewertungsbehörden in nicht wenigen Fällen angemerkt wurde, dass die Daten für eine Risikobewertung nicht ausreichend seien. Über die Kooperation konnte die Datenerlieferung der Industrie also zum Teil gewährleistet werden, die im Gegenzug Einfluss auf den weiteren Prozess zu nehmen versuchte. Inwieweit über das Kooperationsgremium weniger direkte Kosten sowie Transaktionskosten anfielen als über

alternative Lösungen lässt sich wiederum kaum einschätzen, die jährlichen Organisationskosten können allerdings als verhältnismäßig gering eingestuft werden.

Nach Inkraftsetzung der EG-Altstoffverordnung bestand für die Behörden hingegen kein Anlass mehr, die Daten der Industrie über einen solchen Tausch in Anspruch zu nehmen, da diese zur Datenbebringung verpflichtet waren. Hierbei gab es jedoch unterschiedliche Bewertungen zwischen dem Umweltministerium als Verwaltungsbehörde, die das BUA in seiner Funktion als konsensstiftendes Expertengremium weiterhin nutzen wollte, und den nachgeordneten wissenschaftlichen Behörden, die – gestützt auf ihr internes know how – hierfür keine Notwendigkeit sahen. Der langwierige Prozess bis zum Austritt der Behörden aus dem BUA zeigt, neben der unterschiedlichen Bewertung der Tauschinhalte im BUA, auch die bestehenden Pfadabhängigkeiten in Bezug auf die Wahl des Koordinationsmodus auf.

Eine systematische Vernetzung der BUA-Stoffberichte mit dem behördlichen Risikomanagement fand nur in einem äußerst begrenzten Umfang statt. Da die Identifikation und Bewertung von Gefährdungspotenzialen lediglich die Überwindung des Informationsproblems darstellt, eine Internalisierung dieser Risiken jedoch erst vom Risikomanagement selbst geleistet wird, ist dies als äußerst problematisch anzusehen. Unmittelbare Innovations- oder Substitutionswirkungen, die aus der BUA-Arbeit direkt resultiert haben könnten, lassen sich dementsprechend auch kaum festmachen. Zumindest konnte das BUA zu einer organisatorischen Verankerung einer Altstoffkommission bei der Bayer AG beitragen.

Hinsichtlich der Ausgestaltung des Kooperationsgremiums muss die Vermischung von interessen- und sachpolitischer Zusammensetzung kritisch betrachtet werden, wenngleich die Mitwirkung der Wissenschaftsfraktion im Gremium durchaus positiv beurteilt werden kann. Die interessenpolitische Ebene des BUA ist vor allem auch deshalb als problematisch anzusehen, da nicht alle Interessen – wie die der Umweltverbände – in das Gremium einbezogen wurden, was wiederum sachpolitisch gerechtfertigt wurde. Eine Ausweitung um weitere gesellschaftliche Gruppen hätte allerdings vermutlich negative Rückwirkungen auf die Kooperationsbereitschaft der Industrie gehabt. Insofern kann angenommen werden, dass häufig bei der Besetzung von Gremien ein Zielkonflikt zwischen einer adäquaten Repräsentation der Interessen und der Funktionsfähigkeit eines Gremiums besteht.

Vor dem Hintergrund der erst langsamen Etablierung von umweltbezogenen Prüfungen durch das Chemikaliengesetz 1980 konnte das BUA einen Schritt zur freiwilligen Abarbeitung des Informationsdefizits bezüglich der Gefährdungspotenziale bei den Altstoffen leisten. Nach der Verabschiedung der europäischen Altstoffverordnung erwies sich die kooperative Lösung allerdings nicht mehr als funktionsfähig. Der zu umfassende Anspruch der EG-Altstoffverordnung hat wiederum dazu geführt, dass nur wenige Stoffe das gesamte Verfahren bis zur Verabschiedung eines endgültigen Risikobewertungsberichtes durchlaufen haben. Insofern war die rechtliche Regelung bisher weniger erfolgreich bei der Aufarbeitung des Informationsdefizits als die kooperative deutsche Initiative. Nichtsdestotrotz stellt der Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinem Gutachten aus dem Jahr 2000 für die Altstoffe fest, dass die Diskrepanz zwischen den unbekannten

Risikopotenzialen und den wissenschaftlichen Erkenntnissen nach wie vor hoch sei.¹⁹⁵ Daran haben weder das BUA noch die EG-Altstoffverordnung substantiell etwas ändern können. Daher wird momentan eine Neuregelung der europäischen Chemikalienpolitik vorbereitet, auf die in Abschnitt 4.4 eingegangen wird.

4.3 Der Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS)

Die technische Normung wird in Deutschland überwiegend über privatrechtliche Normungsorganisationen wie dem Deutschen Institut für Normung (DIN) oder dem Verein Deutscher Ingenieure (VDI) geregelt.¹⁹⁶ Der Normungsbereich ist dabei grundsätzlich gekennzeichnet durch eine hohe Komplexität der Materie bei gleichzeitig hohem Interesse der Beteiligten in Bezug auf die Festlegung gemeinsamer Standards. Auf Grund der gleichgerichteten Interessen in Richtung auf eine Einigung kann von einer hohen Sachorientierung bei vergleichsweise niedrigem Konfliktniveau ausgegangen werden.

Seit den Neunziger Jahren wird allerdings verstärkt versucht, Umweltaspekte in den Normungsprozess zu integrieren, was sich auch auf das Konfliktpotenzial auswirkt. Daneben hat die Bedeutung der Normung innerhalb der Europäischen Union erheblich zugenommen. Dies hatte zwei wesentliche Veränderungen zur Folge: Zum einen wurden Organisationsstrukturen für die Normung auf der europäischen Ebene aufgebaut; zum anderen wurde gleichzeitig versucht, die Umweltinteressen im Normungsprozess zu stärken.¹⁹⁷ Die Integration der Umweltdimension in die Normung ging wiederum einher mit einer Problematisierung der verbandlichen Selbstregelung. Hierbei wurde wahlweise die verstärkte Einbindung der Umweltverbände oder eine stärkere staatliche Einflussnahme auf den Normungsprozess gefordert. Diese Veränderungsprozesse sollen hier nicht weiter diskutiert werden.¹⁹⁸ Festhalten lässt sich jedoch, dass aus dieser verändert wahrgenommenen Problemstruktur auch ein Potenzial für kooperative Elemente im Normungsbereich resultiert. In diesem Zusammenhang wird hier ein Spezialbereich der Normung – die arbeitsschutzbezogene Gefahrstoffnormung – betrachtet, die traditionell kooperativ im Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS) bearbeitet wird.¹⁹⁹ Eine eigene Primäruntersuchung des AGS konnte innerhalb dieser Arbeit zwar nicht geleistet werden. Da sich aus einer Gegenüberstellung des AGS mit dem BUA jedoch einige Rückschlüsse hinsichtlich der Problemlösungsfähigkeit

¹⁹⁵ Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 2000, 402.

¹⁹⁶ Vgl. Eichener/Voelzkow 1991, 30.

¹⁹⁷ Institutionell zeigt sich dies auch mit der Einrichtung des Normungsausschuss Grundlagen des Umweltschutzes (NAGUS) innerhalb des DIN.

¹⁹⁸ Siehe hierfür u.a. Führ et al. 1999.

¹⁹⁹ In Abgrenzung zu staatlicher und verbandlicher Standardsetzung kann die kooperative Mischform im AGS auch als halbstaatliche Standardsetzung bezeichnet werden.

kooperativer Gremien ziehen lassen, wird hier zur Illustration eine Kurzdarstellung anhand der bestehenden Sekundärliteratur vorgenommen.²⁰⁰

Die Aufgabe des Ausschusses für Gefahrstoffe (AGS) besteht im Wesentlichen darin, das Arbeitsministerium in Fragen des Arbeitsschutzes und in der Konkretisierung der Gefahrstoffverordnung als Bestandteil des Chemikaliengesetzes zu beraten. Zweck der Gefahrstoffverordnung (§1) ist es,

„durch Regelungen über die Einstufung, über die Kennzeichnung und Verpackung von gefährlichen Stoffen, Zubereitungen und bestimmten Erzeugnissen sowie über den Umgang mit Gefahrstoffen den Menschen vor arbeitsbedingten und sonstigen Gesundheitsgefahren und die Umwelt vor stoffbedingten Schädigungen zu schützen [...]“.

Der AGS setzt sich aus 40 Vertretern aus der Wirtschaft, den Gewerkschaften, den Behörden und der Wissenschaft zusammen.²⁰¹ Der AGS konzentriert sich vor allem auf den Arbeitsschutz, der Umweltschutz spielt nur eine untergeordnete Rolle. Das Umweltministerium befürwortete hingegen eine stärkere Integration von Umweltschutzaspekten in die Gefahrstoffverordnung. 1986 wurde zwar der Aufgabenbereich offiziell auf Umwelt- und Verbraucherschutz ausgedehnt, der Schwerpunkt lag jedoch auch danach weiterhin auf dem Arbeitsschutz. Als bei der Novellierung 1993 der Versuch scheiterte, den Umweltschutz im AGS auszuweiten, zog sich das Umweltministerium aus dem AGS zurück. Bestrebungen des BMU, ein umweltbezogenes Beratergremium aufzubauen, scheiterten bisher.

Die Konkretisierung der Gefahrstoffverordnung und die Anpassung an den Stand der Technik erfolgt über die technischen Regeln für Gefahrstoffe (TRGS), die vom AGS erarbeitet werden. Formale Bindungswirkung erhalten die TRGS erst durch die Veröffentlichung (im Bundesarbeitsblatt) des Arbeitsministeriums. Die in den TRGS vorgenommene Anpassung an den Stand der Technik wird bei Novellierungen in die Gefahrstoffverordnung integriert, so dass diese im Wesentlichen durch den AGS mitgestaltet und konkretisiert wird.²⁰² Formal stehen die vom AGS ausgearbeiteten TRGS unter dem Anerkennungsvorbehalt des Arbeitsministeriums. Faktisch fehlen dem Arbeitsministerium jedoch im Regelfall die Kapazitäten zur Gefährdungseinschätzung, so dass er auf die Ausarbeitung des AGS angewiesen ist. Daneben würde die Nutzung dieses Rechts die Bereitschaft der AGS-Mitglieder zur Mitarbeit sicherlich negativ beeinträchtigen. Als mittelbares Steuerungsinstrument ist daher die Wahl der Zusammensetzung des Gremiums von größerer Bedeutung.

Mit dem AGS sind verschiedene Anforderungen verbunden: Zunächst soll über die permanente Anpassung der TRGS an die technische Entwicklung eine höhere Flexibilität des Rechts erreicht werden. Zudem soll über die Beteiligung verschiedener Interessengruppen der bestehende technische Sachverstand gebündelt sowie Akzeptanz bereits im Prozess der Zielfestlegung geschaffen werden, um Implementationsdefizite zu reduzieren.²⁰³ Problematisch ist hierbei, dass nicht nur die

²⁰⁰ Zum AGS existiert mit Körber 1998 eine umfangreiche Dissertation, auf die hier vor allem Bezug genommen wird.

²⁰¹ Siehe Selbstdarstellung des AGS 2004.

²⁰² Körber 1998, 106.

²⁰³ Vgl. Körber 1998, 43.

Risiken von Stoffen häufig nur unzureichend bekannt sind, sondern auch die Nutzen und Risiken asymmetrisch – vor allem zwischen Arbeitnehmern und Arbeitgebern – verteilt sind. Daher ist immer auch zu fragen, ob trotz formal ausgewogener Interessenrepräsentation, auch faktisch alle vertretenen Akteure denselben Einfluss innehaben. Allerdings bestehen zwischen Arbeitgebern und Arbeitnehmern auch übereinstimmende Interessen im Arbeitsschutz. Während für die Arbeitgeber ein umfassender Arbeitsschutz zumindest von langfristigem Interesse sein sollte, haben die Arbeitnehmer wiederum ein eigenes Interesse daran, die Arbeitsschutzkosten der Unternehmen in Grenzen zu halten, um die Wettbewerbsposition des Unternehmens nicht zu gefährden. Darüber hinaus kann die Beteiligung der Fachbürokratie und der Wissenschaft dazu beitragen, Einflussasymmetrien partiell auszugleichen und sachliche Entscheidungen zu begünstigen. Grundsätzlich besteht aber durchaus die Gefahr, dass in der potentiell konflikträchtigen Ausgangssituation auf kooperativem Wege gar keine Einigungen erzielt werden können.

In diesem Zusammenhang existiert neben dem AGS mit der DFG-Senatskommission zur Prüfung gesundheitsschädlicher Altstoffe (im Folgenden MAK-Kommission) ein weiteres wichtiges Gremium innerhalb der Gefahrstoffverordnung. Während der AGS die Einstufung von Gefahrstoffen unter expliziter Berücksichtigung technischer und wirtschaftlicher Aspekte vornimmt, erfolgt die Arbeit der MAK-Kommission ausschließlich auf Basis wissenschaftlicher Kriterien. Dazu veröffentlicht die Kommission jährlich vor allem die Werte zur Maximalen Arbeitsplatz-Konzentration (MAK) von problematischen Stoffen. Die Übertragung von MAK-Werten in die TRGS bedarf der Zustimmung des AGS und des Arbeitsministeriums.

Eine detaillierte Einschätzung des AGS kann aus zweierlei Gründen hier nur begrenzt vorgenommen werden: Erstens war eine umfassende Untersuchung des AGS im Rahmen dieses Forschungsvorhabens nicht möglich. Und zweitens ließe sich eine Bewertung der kooperativ zustande gekommenen Grenzwerte als Output des AGS nur vor dem Hintergrund einer Quantifizierung und Gegenüberstellung von Kosten und Nutzen (durch eine Risikoreduzierung) und deren Verteilung vornehmen. Auf die Schwierigkeiten bei einer solchen Ermittlung wurde bereits hingewiesen. Der AGS als ein sozio-ökonomisches Gremium hat hierbei zwar immer auch die zu erwartenden Kosten von Arbeitsschutzmaßnahmen im wesentlichen Maße berücksichtigt, in der Vergangenheit bestand jedoch Skepsis gegenüber dem Versuch, alle Kosten und Nutzen zu quantifizieren und gegeneinander aufzurechnen.²⁰⁴ Eine Bewertung der letztendlich empfohlenen Grenzwerte ist hier daher nicht möglich.

Aufgrund dieser Einschränkungen hinsichtlich der Bewertung des Outputs lässt sich vor allem das Verfahren als solches zur Bearbeitung der Arbeitsschutzproblematik beurteilen. Grundsätzlich wird hierbei die Funktionsweise dieses institutio-

²⁰⁴ Seit innerhalb der EG-Altstoffverordnung 793/93 eine behördliche Verpflichtung zur Abwägung von Kosten und Nutzen von Risikominderungsmaßnahmen besteht, setzt sich allerdings auch der AGS verstärkt mit dem Thema Kosten-Nutzen-Analyse auseinander. Vgl. Wölcke 1997, 239.

nellen Arrangements im Gefahrstoffbereich sowohl in der Literatur als auch von den beteiligten Gruppen als positiv beurteilt. Die Kompetenzteilung zwischen AGS und MAK-Kommission, die sich seit der Gründung des Ausschusses für gefährliche Arbeitsstoffe (AgA) 1971 herausgebildet und ausdifferenziert hat, scheint sich als durchaus funktional für die Gewährleistung des Arbeitsschutzes im Gefahrstoffbereich zu erweisen.²⁰⁵ Dies gilt vor allem für die separate Bearbeitung von wissenschaftlicher und sozioökonomischer Risikobewertung, wobei auch der Beteiligung der Wissenschaftsfraktion am AGS positive Wirkungen hinsichtlich der Konfliktbewältigung zugesprochen werden. Durch unterschiedliche Interessenlagen bei den Unternehmen zwischen Gefahrstoffherstellern und Verwender wird zudem eine einseitige Konfliktlinie zwischen Arbeitnehmern und Arbeitgebern verhindert, wodurch auch anspruchsvollere Einigungen möglich wurden.²⁰⁶ Allerdings muss auch festgehalten werden, dass die Gefahrstoffnormung mit der Orientierung am Stand der Technik – unter Berücksichtigung des in naher Zukunft technisch Erreichbaren – zunächst im Gegensatz zu Innovationen steht.²⁰⁷ Die Innovationswirkungen des Kooperationsgremiums sind insofern auch als äußerst gering einzustufen und beziehen sich vor allem auf die schnellere Innovationsdiffusion. Innovationsorientierte Lösungen wurden allerdings zum Teil möglich über einen längeren Zeithorizont der Problembearbeitung mit sukzessiver und vorhersehbarer Zunahme der Regelungsintensität. Körber zeigt in diesem Zusammenhang auf, dass der AGS beispielsweise wesentlichen Anteil daran hatte, dass Deutschland die Beendigung der Asbestproduktion und -verwendung verhältnismäßig zügig innerhalb von 15 Jahren in großen Teilen kooperativ bewältigen konnte.²⁰⁸ Kritisch lässt sich anmerken, dass insbesondere in kleinen und auch mittleren Unternehmen mit wechselnden Expositionsszenarien erhebliche Implementationsdefizite bei der Einhaltung bestehender Grenzwerte festzustellen sind.²⁰⁹ Inwieweit hier davon gesprochen werden kann, dass die kooperative Lösung in der Lage dazu war, Implementationsdefizite zu verringern, ist daher durchaus zu bezweifeln.²¹⁰

²⁰⁵ Siehe Körber 1998.

²⁰⁶ Vgl. ebda., 277.

²⁰⁷ Vgl. Eichener/ Voelzkow 1991, 110

²⁰⁸ Vgl. Körber 1998, 166ff.

²⁰⁹ Mit der Frage nach der Praktikabilität der Grenzwertkonzeption hat sich der AGS ebenfalls intensiv auseinandergesetzt und versucht, diese für KMUs zu erhöhen. Vgl. Aufahrt und Meyer 1997, 244.

²¹⁰ Die oben erwähnte Europäisierung des Normungsbereichs wirkt sich im übrigen auch auf die institutionelle Ausgestaltung der Gefahrstoffnormung aus. Im Rahmen der so genannten "neuen Konzeption" wurde die Normung zur Entlastung der Europäischen Kommission – analog zur institutionellen Ausgestaltung in Deutschland – auf private Normungsorganisationen übertragen. Die erhebliche ausdifferenzierte nationale Normungslandschaft findet dabei allerdings innerhalb der EU keine äquivalente Entsprechung. Der Integrationsprozess ist vielmehr mit einer Konzentrierung verbunden, da die Vertretung auf europäischer Ebene von wenigen nationalen Normungsgremien übernommen wird. In erster Linie geschieht dies für Deutschland über den DIN. Die MAK-Kommission ist wiederum über die Scientific Expert Group (SEG) in derselben Funkti-

4.3.1 BUA und AGS: Ein Vergleich

Ein systematischer und umfassender Vergleich zwischen BUA und AGS ist hier aufgrund der nur sehr allgemeinen Betrachtung des AGS nicht möglich. Trotzdem lassen sich einige Hypothesen zur Problemlösungsfähigkeit der Gremien vor dem Hintergrund unterschiedlicher Problemstrukturen und Ausgestaltungsformen aufstellen: Die Problemstruktur, die sowohl AGS als auch BUA zugrunde liegt, zeichnet sich durch eine hohe Komplexität aufgrund bestehender Informationsdefizite und -unsicherheiten sowie durch eine hohe Konflikthaftigkeit aus. Dabei ist der AGS ein kooperatives Gremium innerhalb der prozessbegleitenden Gefahrstoffnormierung, das sich hauptsächlich mit dem Arbeitsschutz beschäftigt. Das BUA beschäftigt(e) sich hingegen mit der nachholenden Aufarbeitung vorhandener expositionsbezogener, toxikologischer und ökotoxikologischer Daten und bestehenden Informationsdefiziten innerhalb der Altstoffproblematik, die bis zur EG-Altstoffverordnung vornehmlich bezogen auf Umwelt- und Gesundheitsschutz erfolgte. Der AGS ist als Institution wesentlich etablierter als das BUA und im institutionellen Zusammenspiel mit den Behörden und der MAK-Kommission über mehrere Jahrzehnte gewachsen. Der AGS steht mit seiner Zusammensetzung ferner in der Tradition des korporatistischen Systems der Arbeitsbeziehungen in Deutschland. Seine Kompetenzen sind klar definiert und über die Erarbeitung der TRGS steht ihm ein Instrument mit hoher faktischer Geltungskraft zur Verfügung. Die wesentlichen betroffenen Akteure der Gefahrstoffnormierung werden im AGS durch Gewerkschaften und Arbeitgeberverbände repräsentiert. Zwischen beiden Seiten bestehen zwar grundsätzlich Interessensdivergenzen, auf der anderen Seite lässt sich aber auch ein hohes Interesse an von beiden Seiten akzeptierten Lösungen annehmen. Eine vergleichbare Repräsentation für die Umweltschutzinteressen gibt es im BUA hingegen nicht. Fraglich ist, inwieweit die Integration der Umweltverbände ins BUA ein ähnliches Gegengewicht hätte bilden können, da diese sowohl von ihren finanziellen Ressourcen als auch von ihrer institutionellen Einbettung nicht mit dem Status der Gewerkschaften vergleichbar sind. Außerdem hätte bei einer Einbindung der Umweltverbände – wie oben dargelegt – die Gefahr bestanden, dass das Gremium aufgrund zu hoher Interessensdivergenzen in seiner Funktionsweise erheblich eingeschränkt worden wäre.

Darüber hinaus ist die Zurechenbarkeit der Verantwortung am Arbeitsplatz unproblematischer im Vergleich zu der wesentlich diffuseren Zurechenbarkeit von Umwelt- und nicht arbeitsplatzspezifischen Gesundheitsbeeinträchtigungen. Insofern ist es auch nicht erstaunlich, dass eine substanzielle Erweiterung des AGS um den Umweltschutz ebenso scheiterte, wie die Gründung eines umweltbezogenen Äquivalents. Daher ist die These plausibel, dass die arbeitsplatzbezogene Gefahrstoffregulierung trotz hoher Komplexität mit weniger Problemen behaftet ist als eine Kooperationslösung im chemikalienbezogenen Umwelt- und Gesundheitsschutz. Ferner scheint sich die Trennung zwischen wissenschaftlichem und interessenpolitischem Gremium in Form von MAK-Kommission und AGS positiv auf

on wie national auch auf europäischer Ebene tätig, wodurch seine Bedeutung gegenüber dem AGS ansteigt. Vgl. u.a. Ronge/Körber 1994, 339.

die Funktionsweise ausgewirkt zu haben. Im BUA findet hier eine Vermischung statt, wobei das BUA von seinem wissenschaftlichen Verständnis her eher in der Tradition der MAK-Kommission zu sehen ist, die Zusammensetzung hingegen eine stärker interessenorientierte Funktionsweise impliziert. Grundsätzlich scheint der Arbeitsschutz zwar besser kooperativ regelbar zu sein. Allerdings ergeben sich auch Hinweise dafür, dass durch eine klare Trennung zwischen Sach- und Interessenorientierung die Funktionsweise umweltbezogener Gremien verbessert werden könnte.

4.4 REACH – Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik

Aufgrund der augenscheinlichen Dysfunktionalitäten bei der praktischen Umsetzung der EG-Altstoffverordnung wird gegenwärtig die Neustrukturierung der europäischen Altstoffregulierung auf Grundlage des im Februar 2001 veröffentlichten Weißbuchs der Europäischen Kommission zu „Strategien für eine zukünftige Chemikalienpolitik“ angestrebt.²¹¹ Die weitere Entwicklung nach Veröffentlichung des Weissbuchs war und ist verbunden mit zahlreichen Experten- und Stakeholdermeetings auf nationaler und europäischer Ebene sowie Gutachten und Studien sowohl zu den Gesamtwirkungen des Reformvorhabens als auch zu einzelnen Bestandteilen. Die Europäische Kommission selbst scheint diesen Prozess als Beispiel für einen kooperativen Gesetzgebungsprozess zu sehen, was sich u.a. auch an folgendem Zitat ablesen lässt:

„REACH is an example of participatory policymaking. The new system has been drafted in close consultation with all interested parties, and various studies have been conducted to examine the costs and benefits of different options.“²¹²

Im Folgenden sollen die politischen Prozesse von der Vorlage des Weissbuchs bis zur Veröffentlichung des Verordnungsentwurfes in groben Zügen unter besonderer Berücksichtigung kooperativer Elemente nachgezeichnet werden. Aufgrund des umfangreichen Vorhabens und den damit verbundenen Detailfragen einerseits und der Vielzahl involvierter Akteure auf nationaler und europäischer Ebene andererseits, konzentriert sich die Darstellung hier vor allem auf die deutsche Diskussion und auf wenige grundsätzliche Richtungsentscheidungen. Die Position der Industrie wird vor allem anhand der Stellungnahmen des VCI rekonstruiert. Diese kann in wesentlichen Teilen als repräsentativ sowohl für die Position der verschiedenen nationalen Spezialverbände als auch des europäischen Chemieverbandes CEFIC angesehen werden, wenngleich sich Unterschiede im Detail finden lassen. Aufgrund der deutschen Vorleistungen bei der Datensammlung über eine Selbstverpflichtung (siehe Abschnitt 4.5.3) ist der deutsche Verband beispielsweise besonders daran interessiert, eine Orientierung der Datenanforderungen am freiwilligen deutschen Standard zu erreichen.

²¹¹ Europäische Kommission (KOM) 2001.

²¹² European Union 2003.

Als Ziele der neuen Chemikalienstrategie werden im Weissbuch die Gewährleistung eines hohen Gesundheits- und Umweltschutzniveaus sowie die Förderung von europäischer Wettbewerbsfähigkeit und Innovationen genannt. Im Zentrum stehen die Vorschläge zur Einführung des REACH-Systems, wobei das Akronym für die verschiedenen Stufen der Registrierung, Evaluierung und Autorisierung von Chemikalien steht. Hauptelemente der vorgeschlagenen Reformen sind ein einheitliches System für die Verfahren der Registrierung und Bewertung von Alt- und Neustoffen bis zum Jahr 2012. Gleichzeitig soll die Verantwortung für die Erfassung und Auswertung von Stoffdaten an die Industrie delegiert und auf die gesamte Wertschöpfungskette, unter Einbezug der sogenannten downstream user, ausgeweitet werden. Die Informationen beziehen sich sowohl auf Daten und Tests zu Stoffeigenschaften als auch zu Verwendungszwecken. Für die Weiterverarbeiter können sich Testverpflichtungen ergeben, wenn diese Verwendungszwecke angeben, die nicht vom Produzenten registriert wurden. Darüber hinaus soll für Stoffe mit speziellen Risikoeigenschaften ein gesondertes Zulassungsverfahren (Autorisierung) eingerichtet werden.

Von der Registrierung sollen alle Altstoffe oberhalb einer Produktionsmenge von einer Tonne pro Jahr betroffen sein.²¹³ Dabei wird davon ausgegangen, dass ca. 30.000 der im EINECS registrierten 100.106 Altstoffe in Produktionsmengen oberhalb einer Tonne/Jahr produziert werden. Gleichzeitig soll für Neustoffe diese Mengenschwelle, die momentan noch bei 10 kg liegt, ebenfalls auf eine Tonne angehoben werden. Der Testumfang ist wie bei den Neustoffen an der produzierten Menge ausgerichtet.²¹⁴ Für die unterhalb von 100 Tonnen/Jahr produzierten Stoffe wird generell die Registrierung mit der Einreichung der vorgeschriebenen Tests als ausreichend angesehen. Für Stoffe, die in Mengen oberhalb von 100 Tonnen/Jahr produziert werden und für diejenigen Stoffe, bei denen erhebliches Gefährdungspotenzial angenommen wird, ist nach der Registrierung als zweite Stufe des REACH-Systems ein behördliches Evaluierungsverfahren geplant. Die Behörden sollen hierbei eine Überprüfung der gelieferten Daten und eine Stoffbewertung vornehmen. Als dritte Stufe des neuen Systems sollen Stoffe mit bestimmten gefährlichen Eigenschaften einer ausdrücklichen Autorisierung durch

²¹³ Ausnahmen gelten für Stoffe, die bereits in anderen Gesetzen geregelt werden wie Biozide, Pestizide oder Pharmazeutika, sowie Stoffe, die zu Forschungszwecken verwendet werden.

²¹⁴ Die Testanforderungen werden hierbei zunächst wie folgt diskutiert: Für Produktionsmengen zwischen 1-10 Tonnen/Jahr sind lediglich physikalisch-chemische Grunddaten, sowie Daten über toxikologische und ökotoxikologische Stoffeigenschaften zu erbringen. Dies wird auch als Mindestdatensatz bezeichnet. Zwischen 10-100 Tonnen ist analog zur Neustoffprüfung ein sogenannter Basisdatensatz zu erstellen. Für Stoffe zwischen 100-1000 Tonnen erweitert sich der Umfang des Basisdatensatzes um die sogenannten „Level I“-Tests, wohingegen bei Produktionsmengen oberhalb von 1000 Tonnen zum Basisdatensatz die „Level 2“-Tests hinzukommen. Level I-Tests bezeichnen substanzbezogene Tests hinsichtlich langfristig auftretender Effekte. Level II-Tests bezeichnen noch darüber hinausgehende substanzbezogene Tests ebenfalls gegenüber langfristig auftretenden Effekten.

die Behörden unterliegen. Im Weissbuch wird zunächst von ca. 1.400 Stoffen ausgegangen, die von dem Zulassungsverfahren betroffen sein werden. Hierbei werden die sogenannten CMR-Stoffe und Stoffe mit POP-Eigenschaften als zulassungspflichtig genannt. Ferner wird geplant PBT- und vPvB-Stoffe²¹⁵ in das Zulassungsverfahren einzubeziehen. Die bisherigen Regelungen zu Verwendungsbeschränkungen für Stoffe, die nicht unter das neue Zulassungsverfahren fallen, werden weitestgehend in ihrer bestehenden Form in das neue System integriert.

Das Weissbuch wird zunächst im Grundsatz von allen interessierten Kreisen positiv aufgenommen. Eine eigene Position der deutschen Bundesregierung zum Weissbuch – neben der grundsätzlichen Begrüßung des Reformvorhabens insbesondere durch das Umweltministerium – lässt sich zu diesem Zeitpunkt nicht erkennen. Bundeskanzler Gerhard Schröder bringt allerdings schon vor der Veröffentlichung des Weissbuchs in öffentlichen Reden zum Ausdruck, dass er die deutsche chemische Industrie vor „Zumutungen“ aus Brüssel bewahren werde.²¹⁶ Das Umweltbundesamt²¹⁷ stellt sich hingegen ausdrücklich hinter die Kommissionsvorschläge und setzt sich darüber hinaus u.a. für Erweiterungen des Zulassungsverfahrens und gegen eine Aufweichung der Neustoffregulierung ein.²¹⁸ Eine ähnliche Position wird von Seiten der Umweltverbände eingenommen.²¹⁹

In einer Stellungnahme des Verbandes der chemischen Industrie²²⁰ im März 2001 weist dieser auf die umfangreichen Vorarbeiten der deutschen chemischen Industrie im Rahmen des Beratergremiums für umweltrelevante Altstoffe und der Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen von 1997²²¹ hin und dem, gemessen an der europäischen Altstoffregulierung, verhältnismäßig hohen Grad an erfolgreicher Altstoffaufarbeitung. Der VCI kritisiert in diesem Zusammenhang die weitgehende Missachtung der bereits vorliegenden Daten und plädiert hinsichtlich des Grunddatensatzes für Stoffe oberhalb einer Tonne dafür, sich an der Selbstverpflichtung der deutschen chemischen Industrie von 1997 zu orientieren. Dies ist insofern strittig, als dass diese Tests häufig nicht unter den Qualitätsstandards der Guten Labor Praxis (GLP) durchgeführt wurden. Eine Anerken-

²¹⁵ CMR: Krebserzeugende (cancerogenic), erbgutverändernde (mutagenic) oder fortpflanzungsgefährdende (reprotoxic) Stoffe, POP: Persistent organic Pollutants. PBT-Stoffe: Persistente, bioakkumulierbare und toxische Stoffe; vPvB-Stoffe: hochpersistente und hochakkumulierbare Stoffe.

²¹⁶ Vgl. Süddeutsche Zeitung 2001, 25.

²¹⁷ Ähnliche Positionen werden auch von den nachgeordneten Behörden für Verbraucherschutz und Arbeitsschutz, dem Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV) und der Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BAuA), eingenommen.

²¹⁸ Vgl. UBA 2001a.

²¹⁹ Von den Umweltverbänden beteiligen sich vor allem Greenpeace, BUND und WWF an der Debatte. Auf europäischer Ebene wird die Umweltverbandsposition vor allem durch das European Environmental Bureau (EEB) vertreten.

²²⁰ Vgl. VCI 2001.

²²¹ Siehe dazu detailliert Kapitel 4.5.3.

nung solcher Daten würde jedoch die Kosten der Reform erheblich senken. Neben weiterer Kritik im Detail und der Mahnung, die Ausgestaltung praktikabel vorzunehmen und die europäische Wettbewerbsfähigkeit nicht zu gefährden, wendet sich der VCI vor allem gegen das geplante Autorisierungsverfahren und fordert die Kommission auf, nach Alternativen dafür zu suchen. Außerdem plädiert er dafür, Zwischenprodukte aus dem Verfahren herauszunehmen.²²²

In einem vom Umweltministerium organisierten Forum mit Vertretern aus Behörden, Chemieunternehmen und -verbänden sowie Umweltverbänden im April 2001 lässt sich noch ein hoher Grad an Zustimmung aller interessierten Kreise feststellen, wohingegen sich die Kritik vor allem an Detailfragen festmachen lässt.²²³ Vom EU-Umweltministerrat wird das Weissbuch in einer Erklärung vom 7. Juni 2001 zum Großteil bestätigt und eine schnelle Umsetzung in konkrete Regelungsentwürfe gefordert. Das Europäische Parlament unter Federführung des Ausschusses für Umweltfragen, Volksgesundheit und Verbraucherpolitik stimmt dem Weissbuch am 15. November 2001 ebenfalls zu, sieht die Vorschläge jedoch noch nicht als weitreichend genug zum Schutz von Umwelt- und Gesundheit an.

Im März 2002 veröffentlicht die Bundesregierung mit dem Verband der chemischen Industrie (VCI) und der Industriegewerkschaft Bergbau, Chemie, Energie (IG BCE) ein gemeinsames Positionspapier. Wesentlicher Gegenstand der Kritik ist auch hier wieder das Autorisierungsverfahren. Dies wird zwar nicht (mehr) – wie zuvor vom Unternehmensverband – abgelehnt, jedoch werden klare Anforderungen an ein solches System definiert. U.a. werden eine unbefristete Zulassung und die Ausnahme von Zwischenprodukten in geschlossenen Verwendungszusammenhängen für notwendig erachtet. Ebenso wird für Stoffe zwischen 1 bis 10 Tonnen der Grunddatensatz aus der deutschen Selbstverpflichtung als ausreichend angesehen. Zu diesem Zeitpunkt der Debatte scheint jedoch die grundsätzliche Akzeptanz der deutschen chemischen Industrie für das Reformvorhaben zu bestehen.

Ab Ende August 2002 kursieren erste Entwurfsvorschläge der Europäischen Kommission, in denen einzelne Themenkomplexe des REACH-Systems näher spezifiziert werden. Die Ausarbeitung der Entwürfe liegt in der Verantwortlichkeit sowohl der Generaldirektion Umwelt als auch der Generaldirektion Unternehmen. Da die inoffiziellen Entwürfe noch nicht zu einer gemeinsamen Fassung konsolidiert wurden, lassen sich die unterschiedlichen Orientierungen der beiden Generaldirektionen zwischen einer tendenziell stärkeren Fokussierung auf den Umweltschutz auf der einen und der Reduktion der Kosten für die Unternehmen auf der anderen Seite identifizieren. Ohne im Einzelnen auf diese inoffiziellen Entwurfsvorschläge einzugehen, kann festgehalten werden, dass die geplanten Bestandteile weiterhin aufrecht erhalten werden, das Registrierungsverfahren aber eher umfangreich in direkter Anlehnung an die Neustoffregulierung geplant ist. Durch die Konkretisierung des Reformvorhabens, die mit einer umfangreichen Definition

²²² Weitere grundsätzlich diskutierte, aber hier nicht weiter behandelte Fragen sind die nach den Voraussetzungen für eine Bildung von Konsortien zur Stoffregistrierung und der Wahrung von Geschäftsgeheimnissen.

²²³ Vgl. UBA 2001b.

der Regulierungsanforderungen einhergeht, nimmt auch das Konfliktpotenzial zu. Die generelle Zustimmung des Chemieverbandes weicht dabei einer ablehnenden Haltung gegenüber der umfangreichen und bürokratischen Ausgestaltung, wobei bei Abweichungen zwischen den Generaldirektionen die praktikableren Vorschläge der DG Unternehmen positiver rezipiert werden.

Das Argument der Kostenüberlastung der Wirtschaft, das auch im bisher betrachteten Zeitraum eine wichtige Rolle spielte, rückt nun noch stärker in den Vordergrund und verleiht der bisher sehr sachlich geführten Diskussion eine neue Qualität der Schärfe. Die direkten Kosten wurden im Weissbuch noch mit 2,1 Mrd. € geschätzt, verteilt über einen Gesamtzeitraum von 10 Jahren. Eine von der Kommission im Juni 2002 in Auftrag gegebene Studie errechnete hingegen anhand verschiedener Szenarien bereits Kostenwirkungen der Reform zwischen 1,4 und 7 Mrd. Euro, mit Kosten von 3,6 Mrd. Euro im wahrscheinlichsten Szenario.²²⁴

In diesem Zusammenhang geht die Verschärfung der Diskussion nun im Wesentlichen vom Bundesverband der deutschen Industrie (BDI) aus, der inzwischen erkannt hat, dass die neuen Regelungen nicht nur den Chemiesektor, sondern die gesamte Wirtschaft betreffen. Eine vom BDI bei der Unternehmensberatung Arthur D. Little (AdL)²²⁵ in Auftrag gegebene Studie beschäftigt sich mit den indirekt entstehenden Folgekosten für die Gesamtwirtschaft bei einer Einführung des neuen Systems. Diese Studie prognostiziert verheerende Auswirkungen für die deutsche Wirtschaft. In den als „Clouds“, „Storm“ und „Hurricane“ bezeichneten Szenarien werden Wertschöpfungsverluste zwischen 0,4 und 6,4 % für die deutsche Wirtschaft berechnet, die mit Arbeitsplatzverlusten zwischen 150.000 und 2.350.000 einhergingen. Die Studie enthält allerdings einige methodische Schwächen, die auch von zahlreichen Wirtschaftswissenschaftlern kritisiert wurden.²²⁶ Trotzdem zeigt die Studie auch wichtige Probleme auf, die mit der Einführung des neuen Systems verbunden sein können. Dabei wird u.a. auf die ungleiche Kostenbelastung unterschiedlicher Branchen und die besondere Betroffenheit kleiner und mittlerer Unternehmen hingewiesen. In diesem Zusammenhang wurde bereits in früheren Studien hervorgehoben,²²⁷ dass durch die Testkosten viele der in niedrigen Mengen hergestellten Stoffe nicht mehr rentabel innerhalb der Europäischen Union produziert werden könnten und daher nicht aufgrund ihres Gefährdungspotenzials, sondern aus Kostengründen vom Markt verschwinden würden.

Trotz der Kritik an dem methodischen Vorgehen der AdL-Studie, hat diese erhebliche Auswirkungen auf die politische Diskussion. Die Zahlen über die drohenden Wertschöpfungs- und Arbeitsplatzverluste werden nun sowohl vom Gesamtverband als auch vom Chemieverband verwendet, um Druck auf die Reformpläne auszuüben. Gestärkt wird der Druck noch durch eine weitere Studie aus Frankreich, die zu ähnlichen Ergebnissen für die französische Wirtschaft

²²⁴ Vgl. Risk & Policy Analysts (RPA)/Statistics Sweden 2002, xiv.

²²⁵ Vgl. AdL 2002.

²²⁶ Vgl. u.a. UBA 2003.

²²⁷ Vgl. u.a. RPA 2002.

kommt.²²⁸ Weniger Beachtung in der öffentlichen Diskussion findet hingegen eine vom WWF in Auftrag gegebene Studie²²⁹ von Mai 2003 zum Nutzen der geplanten Neuregelung durch einen verbesserten Gesundheitsschutz.

Am 16.5.2003 werden die neuen Kommissionsentwürfe im Rahmen der ersten Internetkonsultation innerhalb eines europäischen Gesetzesvorhabens zur Diskussion freigegeben. Im 1.200 Seiten umfassenden Verordnungsentwurf zeigen sich die federführenden Generaldirektionen scheinbar unbeeindruckt von dem massiven Druck aus der Wirtschaft. Im Entwurf wird vorgesehen, dass jeder Hersteller, Importeur oder Verwender für jeden produzierten bzw. verwendeten Stoff ein Chemical Safety Assessment durchführen und einen Chemical Safety Report erstellen muss. Die Chemical Safety Reports sind in der gesamten Wertschöpfungskette weiterzureichen. Für Stoffe oberhalb einer Produktionsmenge von einer Tonne/Jahr muss ein technisches Dossier angefertigt werden. Die Testanforderungen ergeben sich weiterhin aus der produzierten Menge innerhalb der oben genannten Mengenschwellen. Für Isolierte Zwischenprodukte bestehen eingeschränkte Informationsanforderungen, sofern sie nicht zu mehr als zwei Standorten transportiert werden.

Mit 6.400 Rückmeldungen aus ganz Europa – abgegeben von Unternehmen, Verbänden und Privatpersonen – ist die Resonanz auf die Internetkonsultation weit reichend. Insbesondere aus der Chemiewirtschaft kommen zahlreiche kritische Anmerkungen. Der VCI zeigt dabei in seiner Mitgliedszeitschrift in Anlehnung an die Szenarien in der AdL-Studie mit der Titelüberschrift „die Zeichen stehen auf Sturm“ die Richtung auf.²³⁰ Von den Umweltverbänden werden die Konsultationsentwürfe hingegen sehr positiv aufgenommen.

Als weitere Reaktion auf den Konsultationsentwurf veröffentlichen Bundesregierung, VCI und IG BCE das zweite gemeinsame Positionspapier²³¹ innerhalb dieser Reformdebatte. Die Grundaussagen der Konsultationsentwürfe werden ausdrücklich unterstützt. Positiv werden die Erleichterungen bei der Registrierung von Zwischenprodukten und hinsichtlich Forschung und Entwicklung vermerkt; die für das Autorisierungsverfahren vorgesehenen Stoffgruppen werden akzeptiert, allerdings wird gefordert, das System nicht durch offengehaltene Erweiterungsmöglichkeiten zu überfrachten und die Einbeziehung weiterer Stoffe bzw. Stoffgruppen nur unter restriktiven Bedingungen zu ermöglichen. Bemängelt wird vor allem das zu aufwändige und bürokratische Registrierungsverfahren und die Anforderungen an den Chemical Safety Report, der innerhalb der gesamten Wertschöpfungskette weiterzugeben und um weitere Anwendungsbereiche zu ergänzen ist. Der VCI weist bereits in seiner Stellungnahme²³² vom Juni 2003 darauf hin, dass die nachgeschalteten Anwender für eine einzelne Zubereitung zum Teil mehrere hundert Stoffe verwenden und für alle diese Stoffe einen Chemical Safety Report sowohl erhalten würden als auch diesen im Hinblick auf nicht berücksich-

²²⁸ Vgl. Mercer Management Consulting 2003.

²²⁹ Pearce/Koundouri 2003.

²³⁰ Vgl. Ritz 2003, 7-11.

²³¹ Bundesregierung, VCI und IG BCE 2003.

²³² Vgl. VCI 2003a.

tigte Verwendungszusammenhänge und daraus resultierende potenzielle Risiken ergänzen müssten. Ein solches Verfahren sei kaum praktikabel durchführbar. Daher wird in der gemeinsamen Erklärung dafür plädiert, eine Abstimmung der Chemical Safety Reports mit den bereits existierenden Sicherheitsdatenblättern vorzunehmen, und auch nur diese weiterhin an die nachgeschalteten Anwender weiterzugeben. Für Zwischenprodukte in geschlossenen Systemen wird für erleichterte Registrierungsanforderungen plädiert, wobei vor dem Hintergrund möglicher Störfälle ein Mindestdatensatz vorliegen sollte. Polymere sollten hingegen ganz aus der Regelung herausgenommen werden. Hinsichtlich der neu zu gründenden Agentur wird gefordert, diese mit umfangreichen Kompetenzen auszustatten, um dadurch eine EU-weit einheitliche Anwendung zu gewährleisten. Schlussendlich wird gefordert, die Entwürfe zugänglich zu überarbeiten und für die einzelnen Bausteine des neuen Systems ein „impact assessment“ durchzuführen. Im September 2003 melden sich zudem die Regierungschefs der drei größten EU-Mitgliedstaaten, Gerhard Schröder, Jacques Chirac und Tony Blair, in einem gemeinsamen Brief an den EU-Kommissionspräsidenten Romano Prodi zu Wort. Darin teilen sie diesem ihre Sorge mit, dass die neue Chemikalienpolitik die europäische Wettbewerbsfähigkeit gefährden könnte und rufen ihn zu Änderungen auf.

Die Reaktionen auf die Internetkonsultation bleiben nicht ohne Wirkung: Schon vor der Veröffentlichung der endgültigen Verordnungsentwürfe, wird in inoffiziellen Entwürfen deutlich, dass die Kommission dazu bereit ist, Abstriche im Regelungsumfang zu machen. Die schließlich Ende Oktober veröffentlichten Verordnungsentwürfe tragen den Kritikpunkten in erheblichem Maße Rechnung. Zugleich legt die Kommission eine Folgenabschätzung der Verordnungsentwürfe vor, in der die direkten Testkosten für die chemische Industrie nur noch auf ca. 2 Mrd. Euro und die Kosten für die Downstream user auf zwischen 2,8 – 5,2 Mrd. Euro geschätzt werden. Von den Umweltverbänden wird der Entwurf stark kritisiert und „nur noch als Schatten des ursprünglichen Entwurfes“ bezeichnet.²³³

Ein grober Vergleich der Verordnungsentwürfe der Europäischen Kommission mit dem Positionspapier von Bundesregierung, VCI und IG BCE zeigt, dass beide in den wesentlichen Punkten miteinander übereinstimmen:

²³³ Vgl. Deutscher Naturschutzring (DNR) 2003, 26-27.

Abb. 5: Vergleich zwischen Positionspapier und Verordnungsentwürfen ²³⁴

Positionspapier	Verordnungsentwurf Kommission
Stärkere Konkretisierung bei der Einbeziehung weiterer Stoffe in die Autorisierung	Stimmt überein
Zwischenprodukte nur für geschlossene Systeme ausnehmen und Datensatz für Handlungsfähigkeit in Störfallsituationen	Entwurf fällt hinter die Position Deutschlands zurück
Polymere nicht Einbeziehung in Registrierung, aber Option	Stimmt überein
Einheitliche Standards für Evaluierung	Stimmt überein
Stärkung der zentralen Rolle der Agentur	Stimmt überein
Qualitätssicherung der Industrie-Dossiers	Stimmt nicht überein. Fällt hinter die Position Deutschlands zurück
Chemical Safety Report ab 1 Tonne/ Jahr	Chemical Safety Report ab 10 Tonnen/ Jahr
Chemical Safety Report in der Wertschöpfungskette auf Anforderung	Chemical Safety Report entfällt für die Wertschöpfungskette
Chemical Safety Reports für Zubereitungen	Entfällt

Trotz des hohen Grades an Übereinstimmung zwischen der abgestimmten deutschen Position und den Kommissionsentwürfen reagiert die deutsche chemische Industrie nur sehr verhalten positiv. Die Reduzierung der Anforderungen wird begrüßt, jedoch als noch nicht weitreichend genug betrachtet. Die Anforderungen seien nach wie vor „überaus komplex, bürokratisch und aufwändig“, so heißt es in einer Stellungnahme vom VCI Mitte Dezember 2003.²³⁵ Wesentliche Forderung des VCI ist die Durchführung von impact assessments der einzelnen Bestandteile des neuen Systems vor deren Implementierung, um die Unsicherheit gegenüber Funktionsfähigkeit und Kostenwirkungen zu reduzieren.²³⁶ Gestärkt durch die Intervention der Regierungschefs aus den drei größten Mitgliedstaaten, versucht der VCI auch über die bisherigen Zugeständnisse hinaus weitere Veränderungen an den Verordnungsentwürfen zu erreichen. Als Reaktion darauf verlässt auch das

²³⁴ in Anlehnung an die umfassendere Tabelle in BMU 2003.

²³⁵ Vgl. VCI 2003b.

²³⁶ In diesem Zusammenhang wurde u.a. auch ein Planspiel von der Landesregierung Nordrhein-Westfalens durchgeführt, um die praktische Anwendung des neuen Systems zu testen.

Umweltministerium zumindest zeitweise seine konsensorientierte Haltung gegenüber dem Chemieverband und versucht REACH nun teilweise in stärkerer Abgrenzung von der Position der chemischen Industrie zu forcieren. Ende 2004, über ein Jahr nach Veröffentlichung der Regelungsentwürfe und mitten im europäischen Gesetzgebungsprozess legt der VCI schließlich einen eigenen Vorschlag für ein besseres REACH vor. Dieser Vorschlag sieht vor, die zeitliche Abarbeitung der Stoffe sowie Datenanforderungen nicht allein nach Mengen, sondern stärker risikobasiert vorzunehmen, indem Stoffeigenschaften und Verwendungszwecke ebenfalls bei der Priorisierung berücksichtigt werden. Trotz einer positiven Rezeption des Vorschlags ist zu diesem Zeitpunkt nicht abzusehen, welche Rolle er im weiteren Verfahren spielen wird. Da das neue System jedoch in jedem Fall umfassend auf die Eigenverantwortung der chemischen Industrie setzt, ist das Interesse der Behörden die Akzeptanz der Regelungsadressaten für die Chemikalienreform zu gewinnen, besonders groß. Ein praktikabler Vorschlag aus den eigenen Reihen der chemischen Industrie kann hierbei die Umsetzungsbereitschaft bei den Unternehmen wesentlich erhöhen.

Bis zum bisherigen Zeitpunkt lässt sich festhalten, dass die Europäische Kommission zunächst ihre Kompetenzen nutzte, um Vorschläge für ein anspruchsvolles Reformvorhaben vorzulegen. Eine unmittelbare Einflussnahme der Verbände wird hierbei durch die im Vergleich zu den nationalen Regierungen autonomere Stellung der europäischen Kommission bei der Vorbereitung von Gesetzesinitiativen begrenzt. Für die Umsetzung der Reform ist jedoch u.a. die Zustimmung der Mitgliedstaaten im Ministerrat notwendig. Die bisherige Entwicklung hat gezeigt, dass die deutsche Regierung – und analog dazu auch andere europäische Regierungen wie die französische oder die britische – keiner Regelung zustimmen werden, die nicht zumindest grundsätzlich von der eigenen chemischen Industrie akzeptiert wird. Die deutsche Bundesregierung ist dabei, ungeachtet der unterschiedlichen Positionen einzelner Ministerien, darauf bedacht, eine Position auf europäischer Ebene zu vertreten, die im hohen Maße mit der chemischen Industrie abgestimmt ist. Von der Bundesregierung wird das Reformprojekt zwar grundsätzlich befürwortet, jedoch kaum forciert und zum Teil auch stark kritisiert. Trotz der hohen Zahl von Akteuren, die sich an der Diskussion beteiligen, sind auf nationaler Ebene die Bundesregierung, bzw. die jeweiligen Fachministerien – Umwelt und Wirtschaft – sowie der Chemieverband VCI weiterhin die Hauptakteure.

Die generelle Zustimmung der chemischen Industrie für das Reformprojekt geht mit erheblicher Kritik an den Details einher. Während am Anfang das Zulassungsverfahren von Seiten des VCI im Zentrum der Kritik stand, wurde dieses zum Zeitpunkt der Veröffentlichung der endgültigen Verordnungsentwürfe grundsätzlich akzeptiert und nur noch am Rande diskutiert. Dies scheint u.a. auch ein Ergebnis der Abstimmungsprozesse im Rahmen der gemeinsamen Positionierung von Bundesregierung, VCI und IG BCE gewesen zu sein. Dafür rückte der Umfang der Registrierungsanforderungen und die Praktikabilität des Verfahrens in den Fokus der Aufmerksamkeit. Der VCI verlässt dabei immer wieder die gemeinsam erarbeitete Position mit der Bundesregierung und der IG BCE, um die

Reformpläne der Kommission im Alleingang oder gemeinsam mit anderen Unternehmensverbänden zu kritisieren.

Zwischen den Ministerien lassen sich wiederum unterschiedliche Positionen festmachen: während das Umweltministerium – unterstützt insbesondere vom Umweltbundesamt – das Reformvorhaben unterstützt, wird von der Bundesregierung das Umweltziel den wirtschaftlichen Interessen nachgeordnet und im Wesentlichen eine industrienaher Position vertreten. Ein solches Verhalten ist aus der Perspektive der neuen politischen Ökonomie – unter der Annahme, dass ökonomische Faktoren für die Wiederwahl wichtiger sind als ökologische – leicht nachvollziehbar. Für eine sachorientierte Lösung, die auch vom Umweltministerium in Konsens mit dem Chemieverband angestrebt wird, ist diese Haltung allerdings insoweit kontraproduktiv, da sie die staatliche Position innerhalb kooperativ verlaufender Verhandlungen schwächt. Vor dem Hintergrund einer kaum bestehenden Zielorientierung der Bundesregierung bezüglich REACH, kann der Output dieser Kooperationsprozesse auch nicht an dem Ziel einer adäquaten Ausgestaltung des neuen Chemikaliensystems gemessen werden.

Eine Einordnung der vorliegenden Verordnungsentwürfe vor dem Hintergrund der bisherigen Abstimmungs- und Verhandlungsprozesse ist mit erheblichen Schwierigkeiten verbunden. Zum einen darf der Verordnungsentwurf nicht an einem Idealentwurf ohne die Berücksichtigung bestehender politischer Beschränkungen gemessen werden, zum anderen lässt sich ein solcher Idealentwurf vor dem Hintergrund bestehender Unsicherheiten auch praktisch gar nicht bestimmen. Zudem wurden mit der Umsetzung von REACH mehrere Ziele gleichzeitig verfolgt, die offensichtlich mehr oder weniger stark in einem Zielkonflikt zueinander stehen, wodurch ebenfalls eine wissenschaftlich neutrale Bestimmung des „Regelungsoptimums“ unmöglich wird.²³⁷ Grundsätzlich haben Testumfang und Testkosten einen negativen Effekt auf die Wettbewerbsfähigkeit der europäischen Unternehmen und können die Rentabilität insbesondere der in niedrigen Mengen produzierten Stoffe innerhalb der Europäischen Union gefährden. Auf der anderen Seite ist ein positiver Zusammenhang zwischen dem Testumfang und einer verbesserten Grundlage für einen effektiven Umwelt- und Gesundheitsschutz durch mehr Risikoinformationen zu erwarten. Insofern scheint ein trade off zwischen Wettbewerbs- und Umweltschutzorientierung zu bestehen, der sich nur normativ lösen lässt. Allerdings spricht auch vieles dafür, dass durch eine Verbesserung der Systemausgestaltung die Möglichkeit besteht, einerseits unnötige Kosten durch unpraktikable Regelungen zu vermeiden und andererseits dadurch Umwelt- und Gesundheitsziele nicht zu gefährden. In diesem Zusammenhang belegen auch die negativen Regelungserfahrungen mit der EG-Altstoffverordnung eindrucksvoll die Bedeutung einer praktikablen Ausgestaltung. Grundsätzlich lassen sich daher in Anlehnung an die Typologisierung von Problemstrukturen eine sach- und eine interessenorientierte Ebene voneinander trennen: Zum einen dient die Einbindung verschiedener Interessengruppen der Suche nach einer adäquaten und praktikablen

²³⁷ Dieser trade off besteht zumindest dann, wenn nicht davon ausgegangen wird, dass aus der Informationsregulierung ein Wettbewerbsvorteil im Sinne der Porter-Hypothese resultiert.

Lösung zur Aufarbeitung des Informationsdefizits im Altstoffbereich, um sowohl einen verbesserten Gesundheits- und Umweltschutz zu gewährleisten als auch die europäische Wettbewerbsfähigkeit und nachhaltige (Stoff-)innovationen zu fördern. Zum anderen soll das System so ausgestaltet werden, dass es vor dem Hintergrund des aufgezeigten Zielkonflikts Akzeptanz bei den Interessenverbänden findet. Für die Industrie besteht allerdings in erster Linie ein Anreiz dazu, ihre Wissensressourcen strategisch einzubringen. Das Interesse an einer adäquaten Ausgestaltung der Regelungsentwürfe besteht nur dann, wenn dadurch gleichzeitig die erwarteten Kosten für die Industrie gesenkt werden können. Das wesentliche Problem besteht insofern darin zu erkennen, wann beides in dieselbe Richtung läuft und wann die Industrie lediglich eine Aufweichung des Umweltziels verfolgt.

In diesem Zusammenhang ist zu fragen, welche Wirkungen von dem neuen System in Abhängigkeit von seiner Ausgestaltung zu erwarten sind. Hierbei wurde bereits auf die große Anzahl an Studien über die Kosten, Gesundheits- und Umweltnutzen sowie Innovationswirkungen des Reformvorhabens hingewiesen.²³⁸ Die Ergebnisse der Studien sind zum Teil stark divergierend und mit hoher Unsicherheit behaftet. Im Rahmen dieser Arbeit mit der Konzentration auf Kooperationsformen kann auf diese Ergebnisse nur in groben Zügen eingegangen werden. Die meisten Studien beschäftigen sich vor allem mit den Kosten der Reform, die auch, wie oben am Beispiel der AdL-Studie gezeigt wurde, in der politischen Diskussion dominier(t)en.

Inwieweit die Reduktion der Kosten des Reformvorhabens zu Lasten des Umweltschutzes geht, oder eine praktikablere und kostengünstigere Ausgestaltung des neuen Systems möglich ist, ohne das Umweltschutzziel substantiell zu gefährden, ist umstritten. Auch der notwendige Testumfang für eine adäquate Risikobewertung wird unterschiedlich eingeschätzt. Die Unternehmen plädieren in diesem Zusammenhang neben einer Entbürokratisierung des Systems dafür, den Testumfang weniger von der produzierten Menge und mehr vom bestehenden Risiko – das neben den Stoffeigenschaften abhängig von den Produktions- und Verwendungsbedingungen ist – aufzubauen. Kostenmindernd wirkt sich auch die Anerkennung von Testergebnissen, die nicht nach dem Standard der Guten Labor Praxis durchgeführt wurden, aus.²³⁹ Als wesentlich für die Funktionsfähigkeit des neuen Systems wird auch angesehen, inwieweit eine zu hohe Belastung der besonders betroffenen kleinen und mittleren Unternehmen sowie der Stoffe, die nur in niedrigen Mengen produziert werden, verhindert werden kann. Eindeutige Schlüs-

²³⁸ Siehe u.a. Mercer Management Consulting 2003, Arthur D. Little 2002, Risk & Policy Analysts and Statistics Sweden 2002, Risk and Policy Analysts 2003, Risk and Policy Analysts and BRE Environment 2003, Pearce/Koundouri 2003, Sachverständigenrat für Umweltfragen 2003, EU-Kommission 2003, Mahdi/Nightingale/Berkhout 2003, Nordbeck/Faust 2002.

²³⁹ Weitere Kostenreduktionen sind auch über die verstärkte Anwendung von sogenannten QSARs (Quantitative Struktur-Wirkungs-Beziehungen) möglich. QSARs ermitteln aus der Struktur eines Moleküls, seine jeweiligen Eigenschaften und potenziellen (Umwelt-)wirkungen. Siehe u.a. OECD 1993.

se lassen sich allerdings hinsichtlich der Einordnung der letztendlichen Regelungsentwürfe des REACH-Systems nicht ziehen: Wie oben dargestellt wird von unterschiedlicher Seite sowohl die Erhöhung der Praktikabilität und die Reduzierung der Implementationskosten – zumeist verbunden mit der Forderung, die Praktikabilität weiter zu erhöhen – als auch die Verwässerung der ursprünglichen Vorschläge betont. In jedem Fall scheinen die umfangreichen Abstimmungs- und Koordinationsprozesse auch zu einer praktikableren Ausgestaltung und nicht nur zu einer Reduzierung des Regelungsniveaus beigetragen zu haben.

Hinsichtlich der Diskussion um die Innovationswirkungen von REACH muss zwischen der Innovationsmenge und der Innovationsrichtung unterschieden werden. Aufgrund der mit REACH verbundenen Kosten für die Unternehmen und der dementsprechenden Absorption von Kapital wird für die Menge an Innovationen zunächst mit einem negativen Effekt gerechnet.²⁴⁰ Lediglich von der bereits im Weissbuch geplanten Erleichterung für die Prüfung der Neustoffe durch die Anhebung der Mengenschwellen auf eine Tonne/Jahr sowie den geplanten Ausnahmeregelungen für Forschung und Entwicklung wird ein positiver Effekt erwartet. Für die letztendlichen Regelungsentwürfe lassen sich die Prognosen hinsichtlich der Innovationsmenge auf die einfache Formel bringen: Je größer die Abstriche gegenüber den Anforderungen an die Unternehmen und je geringer die mit dem neuen System verbundenen Kosten, desto höher sind die Innovationswirkungen, da weniger Kapital durch die Altstoffprüfung gebunden wird.

Aussagen über die Wirkungen des neuen Systems gegenüber der Innovationsrichtung sind hingegen wesentlich schwieriger möglich. Für die Innovationsrichtung hin zu der Entwicklung sicherer Stoffe wird grundsätzlich ein positiver Impuls prognostiziert.²⁴¹ Begründet wird dies mit der geplanten Gleichbehandlung von Alt- und Neustoffen, die zu einer (Rück)Verlagerung der Innovationstätigkeit von Anwendungsinnovationen für die Altstoffe hin zu der Entwicklung neuer (sicherer) Stoffe beiträgt. Außerdem wird durch die Erweiterung der Verantwortung auf die gesamte Wertschöpfungskette auch von einer verbesserten Risikokommunikation und einer damit einhergehenden höheren Fähigkeit von komplexen Substitutionsprozessen innerhalb der Wertschöpfungskette ausgegangen.²⁴² Hinsichtlich der potenziellen Innovationswirkungen muss allerdings beachtet werden, dass sich das neue System auf die Informationssammlung beschränkt. Welche Auswirkungen die genaueren Kenntnisse über bestehende Risiken auf das eigentliche Risikomanagement hat, das wesentlich stärkere Wirkungen auf das Innovationsverhalten der Unternehmen auszuüben vermag, kann insofern kaum antizipiert werden.²⁴³ In diesem Zusammenhang lässt sich allerdings das Autorisierungssystem als vielversprechender Bestandteil des Risikomanagements betrachten, von dem – je nach Ausgestaltung – ein Substitutionsdruck in Bezug auf bestimmte Anwendungen problematischer Stoffe ausgehen kann. Die Studien zu den Innovationswirkungen von REACH setzten sich jedoch bisher weniger mit den unter-

²⁴⁰ Vgl. u.a. AdL 2002.

²⁴¹ Vgl. Mahdi/Nightingale/Berkhout 2003, Nordbeck/Faust 2002.

²⁴² Vgl. Ahrens et al. 2003, 108.

²⁴³ Siehe hierzu auch Koch/Ashford 2004.

schiedlichen Ausgestaltungsformen des neuen Systems, sondern vielmehr mit den allgemeinen Bestandteilen auseinander. Aussagen beispielsweise zu den unterschiedlichen Innovationswirkungen des Internetentwurfs und des letztendlichen Verordnungsentwurfs lassen sich daher auf Basis bisheriger Studien nur sehr bedingt treffen.

Am Beispiel der Prozesse innerhalb der europäischen Chemikalienreform zeigt sich die (zunehmende) Bedeutung von mehr oder weniger formalisierter Kooperation im europäischen Gesetzgebungsverfahren. Ein solcher partizipatorischer Prozess ist dabei durchaus von der Europäischen Kommission gewollt. Da hier keine eindeutigen Erkenntnisse über die Verbesserung der Funktionalität des geplanten Systems durch die Einbindung nicht-staatlicher Interessen gewonnen werden konnten, lassen sich auch keine Empfehlungen hinsichtlich einer stärkeren Formalisierung von Kooperation in europäischen Gesetzgebungsprozessen ableiten. Da über REACH die Eigenverantwortung der Regelungsadressaten verstärkt werden soll, scheint jedoch deren Akzeptanz der Reform für das Funktionieren von besonderer Bedeutung zu sein und daher eine frühzeitige Zusammenarbeit zwischen Behörden und Industrie angebracht.

Lediglich für die nationale Ebene kann festgehalten werden, dass als wesentliche Voraussetzung für eine mögliche Erhöhung des staatlichen Steuerungsspielraums über Kooperation eine klare staatliche Zielsetzung notwendig ist. Eine abschließende Bewertung ist an dieser Stelle jedoch nicht möglich, da der eigentliche politische Prozess im Grunde erst mit der Veröffentlichung der Verordnungsentwürfe begonnen hat und nun der Zustimmung vom Ministerrat und dem europäischen Parlament bedarf, so dass nicht abzusehen ist, ob und wie REACH letztendlich umgesetzt wird.

„Es ist zu erwarten, dass der Entscheidungsprozess rund zwei Jahre [bis Ende 2005] dauern wird. In diesem Zeitraum wird die Ratspräsidentschaft viermal wechseln und die Gemeinschaft um zehn Mitglieder erweitert werden, außerdem wird ein neues Europaparlament gewählt und eine neue Kommission konstituiert.“²⁴⁴

4.5 Selbstverpflichtungen in der chemischen Industrie

Selbstverpflichtungen sind im Gegensatz zu den anderen hier untersuchten Kooperationsformen bereits Gegenstand zahlreicher umweltökonomischer Veröffentlichungen gewesen.²⁴⁵ Die empirische Analyse von Selbstverpflichtungen beschäftigt sich – neben der Bewertung der Effizienz und des Anspruchsgeltes²⁴⁶ – vor

²⁴⁴ Vgl. BMU 2003.

²⁴⁵ Die umfassendste Studie, die Selbstverpflichtungen sowohl aus wirtschafts- als auch aus rechtswissenschaftlicher Perspektive behandelt, ist Knebel/Wicke/Michael 1999. Zwei weitere Studien mit Überblickscharakter sind Baake/de Clercq/Matthijs 1999, so wie OECD 1999.

²⁴⁶ Die empirische Einschätzung des Anspruchsgeltes von Selbstverpflichtungen ist hierbei insofern mit Problemen verbunden, als dass ein Vergleich mit dem potenziellen Anspruchsgeltes alternativer Regelungen nicht möglich ist.

allem mit den Erfolgsbedingungen für die Einhaltung von Selbstverpflichtungen.²⁴⁷ Knebel et al. kommen in einer umfangreichen Studie über umweltbezogene Selbstverpflichtungen zu dem Ergebnis, dass 86 von 97 untersuchten Selbstverpflichtungen hinsichtlich der festgelegten Ziele als erfolgreich angesehen werden können.²⁴⁸ Dies entspricht einer Erfolgsquote von 83 %.

Bei den eingehaltenen Selbstverpflichtungen gibt es allerdings auch einige Fälle, bei denen die Vermutung nahe liegt, dass die Ziele aufgrund ihres niedrigen Anspruchsgehaltes auch ohne Selbstverpflichtung erreicht worden wären. Neben dem niedrigen Anspruchsgehalt konnten Knebel et al. jedoch auch noch weitere Einflussfaktoren identifizieren, die zur Einhaltung der Selbstverpflichtung beigetragen haben. Diese Erfolgsfaktoren, die sich zum Teil bereits aus den institutionenökonomischen Überlegungen ableiten ließen, sollen hier analog zum Analyse-*raster* aus Abb. 1 hinsichtlich der Problemstruktur, den institutionellen und realpolitischen Handlungsoptionen des Staates gegenüber den regelungsbetroffenen Akteuren sowie der Ausgestaltung der Vereinbarung kurz zusammengefasst werden:

Problemstruktur

Unter der Problemstruktur sollen insbesondere die Marktbedingungen innerhalb des Regelungsbereiches gefasst werden, die sich auf die Kosten der Umsetzung von einer Selbstverpflichtung auswirken. Hierunter fallen die Wettbewerbsintensität, die Zahl der Anbieter, die Struktur und das Problembewusstsein der Nachfrager auf den verschiedenen Anwendungsstufen zwischen Produzenten, Weiterverarbeitern und Konsumenten sowie die Verfügbarkeit und Kosten alternativer technischer Lösungen.²⁴⁹ Als wesentlich für die Einhaltung von Selbstverpflichtungen werden wenige Regelungsbetroffene, geringe Kosten durch Produkt- bzw. Produktionsveränderungen, die Verfügbarkeit, Funktionalität und marktliche Akzeptanz von umweltfreundlicheren Substituten sowie Kostenspielräume gegenüber Mitwettbewerbern angesehen.

Institutioneller und realpolitischer Handlungsspielraum des Staates

Als ein wesentlicher Faktor für die Einhaltung einer Selbstverpflichtung werden auch die alternativ bestehenden faktischen Handlungsoptionen, die der Staat als Drohpotenzial bei Nichteinhaltung nutzen kann, angesehen. Zudem kann der Staat die Einhaltung von Selbstverpflichtungen durch flankierende Regelungen unterstützen. In Bezug auf alternative Regelungsmaßnahmen kann der staatliche Handlungsspielraum allerdings institutionell beschränkt sein, beispielsweise, weil die nationale Handlungskompetenz durch europäische Regelungen begrenzt wird. Darüber hinaus können alternative Regelungsversuche durch die realpolitische

²⁴⁷ Politikwissenschaftliche Analysen weisen demgegenüber auch für ordnungsrechtliche Regelungen erhebliche Implementationsdefizite nach. Insoweit greift die Annahme, dass ordnungsrechtliche Regelungen von den Unternehmen 1:1 übernommen werden zu kurz. Siehe hierzu insbesondere Mayntz 1983.

²⁴⁸ Vgl. Knebel/Wicke/Michael 1999, 368.

²⁴⁹ Vgl. Linscheidt 2000, 18.

Durchsetzbarkeit sowie durch die nicht vorhandene Einheitlichkeit staatlicher Akteure aufgrund von Zielkonflikten eingegrenzt sein.

Die beteiligten Akteure

Ferner wird für die Einhaltung einer Selbstverpflichtung die Anzahl und Homogenität der betroffenen Unternehmen als wesentlicher Einflussfaktor angesehen. Je kleiner und homogener die Verursacherguppe ist, desto leichter lassen sich Verantwortlichkeiten zuordnen, wodurch Trittbrettfahrerverhalten reduziert werden kann. Daneben wird die Wahrscheinlichkeit der Einhaltung auch durch die bestehende Eigenmotivation der Beteiligten an einer Umsetzung erhöht. In diesem Zusammenhang können auch andere gesellschaftliche Gruppierungen öffentlichen Druck auf die Unternehmen ausüben, wodurch die Motivation der Unternehmen zur Einhaltung der Selbstverpflichtung erhöht werden kann. Daneben sind die Kosten einer Nichteinhaltung zu berücksichtigen. Durch die Nichteinhaltung droht nicht nur eine einseitig-hierarchische Regelung, zudem sinkt auch die Bereitschaft des Staates, in Zukunft auf für die Unternehmen häufig kostengünstigere Kooperationsformen zu setzen. Dem kurzfristigen Defektionsnutzen stehen hierbei die langfristigen Kosten gegenüber.

Die Ausgestaltung der Vereinbarung

Darüber hinaus kann der Staat die Einhaltung der Selbstverpflichtung über die Ausgestaltung beeinflussen. Als wesentliche Erfolgsfaktoren werden dabei die klare und eindeutige Festschreibung von Zielen (und Verantwortlichkeiten) sowie deren Messbarkeit und faktische Kontrolle (monitoring) festgemacht.

Selbstverpflichtungen kommen in keiner Branche so häufig zum Einsatz wie in der chemischen Industrie. Ca. 40²⁵⁰ von knapp 100 existierenden Selbstverpflichtungen²⁵¹ der deutschen Wirtschaft wurden in der chemischen Industrie vom VCI oder von einzelnen Spezialverbänden abgegeben.²⁵² Ein wesentlicher Grund für die hohe Zahl an Selbstverpflichtungen ist die chemiespezifische Stoffproblematik, die auch hier im Fokus der Untersuchung steht. Da regulative Maßnahmen zur Reduktion problematischer Substanzen – wie in Abschnitt 4.1 beschrieben – häufig nur eingeschränkt möglich sind, soll hier untersucht werden, inwieweit Selbstverpflichtungen eine adäquate Alternative bei der Risikoreduktion darstellen und inwieweit sich Innovationswirkungen als Folge von Selbstverpflichtungen festmachen lassen. Hierbei soll sowohl der Frage nach dem Anspruchsgehalt – der Innovationen begünstigen kann – als auch den Bedingungen für die Einhaltung von Selbstverpflichtungen nachgegangen werden. Die Aufarbeitung der Selbstverpflichtungen erfolgte auf Grundlage der Auswertung von Dokumenten der Umweltbehörden, Protokollen von Fachgesprächen sowie der bestehenden Literatur.

²⁵⁰ Siehe von Flotow/Schmidt 2001.

²⁵¹ Siehe Knebel/Wicke/Michael 1999, 291.

²⁵² Für eine umfassende Aufarbeitung empirischer Studien zu Selbstverpflichtungen und der Analyse der Erfolgsfaktoren siehe Knebel/Wicke/Michael 1999; für eine auf die chemische Industrie bezogene Untersuchung siehe von Flotow/Schmidt 2001.

Als erstes Fallbeispiel wird die Selbstverpflichtung zur Verminderung der Gewässerbelastung durch Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) betrachtet. Parallel hierzu wurde innerhalb der Innovationsfälle bei der Bayer AG die Entwicklung von Iminodisuccinat (IDS) als ein Substitut von EDTA untersucht. Während sich dieser Abschnitt auf den Prozess und die Einhaltung der Selbstverpflichtung konzentriert, beschäftigt sich der Beitrag von Frau Monßen auch ausführlicher mit den Eigenschaften von EDTA sowie den Möglichkeiten und Grenzen einer Substituierung. Trotz der hier vorgenommenen Trennung beider Darstellungen, die aus der unterschiedlichen Fokussierung der beiden Hauptforschungsfelder dieses Projektverbundes resultiert, sind diese komplementär zueinander zu betrachten. Die zweite untersuchte Selbstverpflichtung betrifft die Reduktion von Alkylphenoethoxylaten (APEO) in Wasch- und Reinigungsmitteln. Den Abschluss der Untersuchung bildet die Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen (insbesondere Zwischenprodukte) für die Verbesserung der Aussagefähigkeit über Risikopotenziale.

4.5.1 Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA)

EDTA ist als Komplexbildner vielfältig einsetzbar²⁵³ und findet vor allem in der Fotoindustrie sowie in der Wasch- und Reinigungsmittelindustrie Verwendung. Beide Anwendungen zusammengenommen machen über 50 % des Verbrauchs an EDTA aus. Daneben wird EDTA auch bei der Rauchgasentschwefelung (ca. 10 %), in der Textilverarbeitung (4 %) und anderen Bereichen eingesetzt. EDTA kam 1984 in die Diskussion, als bei Messungen der Nitriloessigsäure (NTA)-Konzentrationen in Gewässern festgestellt wurde, dass die EDTA-Konzentrationen wesentlich höher waren: Während die Konzentrationen von NTA unter 10 µg/l lagen, wurden für EDTA teilweise Werte zwischen 50 und 100 µg/l gemessen.²⁵⁴

EDTA weist zwar keine toxischen Wirkungen auf, ist aber schwer biologisch abbaubar und interagiert aufgrund seiner Komplexiereigenschaften mit zahlreichen anderen Stoffen mit zu diesem Zeitpunkt unzureichend bekannten Folgen. Insbesondere eine potenzielle Schwermetallmobilisierung, die sich zu einem späteren Zeitpunkt nur für sehr hohe EDTA-Konzentrationen nachweisen ließ, wurde dabei als potenzielles Problem angesehen.²⁵⁵ Nach der Bestätigung der hohen Messwerte durch andere Studien nahm das Umweltministerium Gespräche mit dem VCI, der BASF als einzigem deutschen Herstellerunternehmen sowie den Verbänden der Wasserwirtschaft auf. Ab 1987 fanden seitdem bis zum Jahr 2002 jährlich im Umweltbundesamt (zu Anfang im Umweltministerium) Fachgespräche zu EDTA statt. Die Anwender von EDTA aus den verschiedenen Sektoren wurden zunächst nicht in die Gespräche mit einbezogen. Die Teilnehmerzahl hat sich u.a.

²⁵³ BUA 1996, 182.

²⁵⁴ Für NTA, das ursprünglich zur Substituierung von Phosphaten in Waschmitteln entwickelt worden war, wurde bereits 1986 eine Selbstverpflichtung abgegeben.

²⁵⁵ Siehe zu den späteren Erkenntnissen über die Schwermetallmobilisierung die innerhalb der EG-Altstoffverordnung erstellte Risikobewertung zu EDTA.

durch den späteren Einbezug der Anwendersektoren von anfangs 14 auf knapp 50 Ende der Neunziger Jahre mehr als verdreifacht.²⁵⁶

Trotz unterschiedlicher Interessen lässt sich nach anfänglicher Kontroverse bereits früh eine eher kooperative Haltung der beteiligten Akteure feststellen.²⁵⁷ Forderungen nach Reduktionsmaßnahmen aufgrund der hohen EDTA-Konzentrationen in den Oberflächengewässern gingen zunächst von den Wasserverbänden aus. Das Umweltministerium sah einerseits die Notwendigkeit zum Handeln, andererseits rechtfertigten die bestehenden Erkenntnisse über das Gefährdungspotenzial von EDTA keine restriktiven ordnungsrechtlichen Maßnahmen, die aufgrund des weiten Anwendungsbereichs von EDTA mit erheblichen ökonomischen Folgewirkungen verbunden gewesen wären. Zudem standen auch kaum Substitute zur Verfügung, oder diese wiesen ebenfalls Probleme auf. Nationale Beschränkungsmaßnahmen wären dabei auch vor dem Hintergrund der europäischen Notifizierungsanforderungen problematisch gewesen. Demgegenüber stand der Handlungswille der relevanten politischen Akteure, so dass die betroffene Industrie durchaus regulatorische Maßnahmen fürchten musste. Die BASF war darüber hinaus daran interessiert, eine öffentliche Problematisierung von EDTA – wie dies bei NTA der Fall war – zu vermeiden.²⁵⁸ Ferner war sie dabei, ein Substitut für EDTA zu entwickeln und hatte auch im Bereich der Abwasserreinigung in den vorangegangenen Jahren erhebliche Fortschritte erzielt: Zwischen 1986 bis 1991 konnten hierbei die Emissionen bereits von 670 t/a auf 138 t/a gesenkt werden. Die Öffentlichkeit war wiederum zu keinem Zeitpunkt unmittelbar relevant für die Abstimmungsprozesse.²⁵⁹ Bei einer weniger kooperativen Haltung der Industrie wäre jedoch eine öffentliche „Skandalisierung“ durchaus möglich gewesen, die es aus Sicht der Industrie zu vermeiden galt.

Das BMU sprach sich sehr frühzeitig für eine kooperative Lösung aus. Vom Umweltbundesamt wurden daraufhin zunächst sehr anspruchsvolle Ziele für die Höchstkonzentration von EDTA von 10 µg/l in fließenden Gewässern formuliert. Dies hätte bedeutet, dass der EDTA-Konsum von 7.000 t/a auf 1.500 t/a hätte reduziert werden müssen. In seinem Jahresbericht von 1990 stellt das Umweltbundesamt allerdings selbst fest, dass EDTA in vielen Bereichen nicht ohne weiteres zu ersetzen sei.

Der VCI lehnte eine Selbstverpflichtung zunächst mit der Begründung ab, dass zu viele unterschiedliche Branchen betroffen seien. Der Verband sah stattdessen eine nach Branchen differenzierende Veränderung der Abwasser Verwaltungsvorschriften grundsätzlich als sinnvoller an.²⁶⁰ Da das Umweltministerium weiterhin eine Selbstverpflichtung anstrebte, wurde vom VCI im Gegensatz zur Forderung des Umweltbundesamtes ein Grenzwert bei 50 µg/l als erreichbar angesehen. Eine Reduktion von EDTA-Emissionen sollte nach Ansicht des VCI jeweils zu einem Drittel durch eine effizientere Verwendung, bessere Reinigungsverfahren und den

²⁵⁶ Vgl. Conrad 2000.

²⁵⁷ Siehe ebda., 8.

²⁵⁸ Vgl. ebda., 6.

²⁵⁹ Vgl. Weiner 2003, 16.

²⁶⁰ Vgl. Jülich 1998, 313.

verstärkten Einsatz von Substituten erreicht werden. Vom VCI für realistisch erachtet wurde ein Reduktionsziel für die Fotoindustrie von 10 %, für die Textilindustrie von 25 % und für Reinigungsmittel ebenfalls von 25 %. Die Reduktion bei den Reinigungsmitteln wäre allerdings nur unter der Bedingung erreichbar, dass wieder auf NTA als Substitut zurückgegriffen würde.²⁶¹

Die Fachgespräche führten 1991 zu einer Selbstverpflichtungserklärung durch den VCI, die die Reduzierung der Gewässerbelastung durch EDTA zum Ziel hatte. In der Selbstverpflichtungserklärung wurde eine mittelfristige Halbierung von EDTA in den oberirdischen Gewässern innerhalb von ca. fünf Jahren angestrebt. Dieser Wert bezieht sich nicht auf die konkreter zurechenbaren Emissionen, sondern auf die Immissionswerte. Die Reduzierung sollte, wie vom VCI vorgeschlagen, nicht allein durch den Einsatz bzw. die Entwicklung von Ersatzprodukten erreicht werden, sondern auch durch die Reduzierung der EDTA-Emissionen bei der Produktion sowie die Weiterentwicklung von Abwasserreinigungsverfahren. Die Anwender von EDTA waren an der ersten Selbstverpflichtungserklärung noch nicht beteiligt, so dass keine klare Zuordnung von Verantwortlichkeiten bestand. Von den Behörden wurde als Begründung angegeben, dass die Anwendungsbereiche von EDTA noch nicht hinreichend bekannt gewesen seien. Allerdings war auch zu diesem Zeitpunkt bereits klar, dass Reinigungsmittel- und Fotoindustrie zu den wichtigsten EDTA-Verwendern gehörten.²⁶² Gleichzeitig zur Selbstverpflichtung wurde EDTA auch in die Abwasserverwaltungsvorschriften aufgenommen; in einigen dieser Vorschriften ist die Einleitung von EDTA mittlerweile sogar vollständig untersagt worden.²⁶³ Ferner wird das 1992 eingeführte europäische Umweltzeichen nur an EDTA-freie Reinigungsmittel vergeben.²⁶⁴ Als weiteren Einflussfaktor auf die EDTA-Produktion lässt sich auch das Verbot von EDTA in Skandinavien nennen, wodurch die Entwicklung und/oder Verbreitung von Substituten ebenfalls gestärkt wurde.

Eine partielle Substitution von EDTA in den verschiedenen Verwendungsbereichen war nur teilweise und über eine Reihe von Ersatzprodukten realisierbar. Diese waren jedoch häufig mit erheblich höheren Kosten verbunden, was einen Austausch hemmte, oder wiesen ebenfalls problematische Eigenschaften auf. Beispielsweise wurde nun EDTA in Reinigungsmitteln vermehrt durch NTA ersetzt. Daneben fanden die bereits existierenden Stoffe DTPA in der Papierindustrie und PDTA in Fotoprozessen verstärkte Anwendung. Mit IDS, das 1997 von der Bayer AG als Neustoff angemeldet wurde, und Methylglycindiessigsäure (MGDA) von BASF (1994) wurden immerhin zwei Stoffe innoviert, die sich als biologisch ab-

²⁶¹ Vgl. ebda., 317.

²⁶² Vgl. ebda., 319.

²⁶³ U.a. dürfen Abwässer aus den Branchen der Textilherstellung, Metallbearbeitung, Wasseraufbereitung etc. kein EDTA und andere schwer abbaubare Komplexbildner enthalten.

²⁶⁴ Vgl. Entscheidung 2001/523/EG der Kommission vom 27.6.2001 zur Festlegung der Umweltkriterien für die Vergabe des EG-Umweltzeichens an Allzweckreiniger und Reinigungsmittel sanitärer Anlagen.

baubar erweisen und denen auch gute Marktchancen eingeräumt werden.²⁶⁵ Beide Innovationen wurden zwar nicht unmittelbar von der Selbstverpflichtung ausgelöst, jedoch in ihrer Entwicklung und Verbreitung durch diese begünstigt.

Im Jahr 2000 kam es zu einer Folgeerklärung, in die auch die Fachverbände²⁶⁶ der Anwender von EDTA eingebunden wurden. In dieser Erklärung wird auf den Erfolg der ersten Selbstverpflichtung verwiesen – trotzdem bis 1996 nur ein durchschnittlicher Immissionsrückgang in den Gewässern von 23 % gemessen worden war – und das ursprüngliche Ziel der Halbierung von EDTA bezogen auf das Jahr 1991 bis Ende 2001 erneut anvisiert.²⁶⁷ Daneben hatten die Fachverbände der Fotobranche bereits 1998 auf Bestreben des Umweltbundesamtes eine Verpflichtung zur Verminderung schwer abbaubarer Komplexbildner im Abwasser um 30 % bis Ende 2000 abgegeben. Vor der Fortsetzung der Erklärung wurde im 12. EDTA-Fachgespräch 1998 das Problem der Substitution von EDTA durch andere schwer abbaubare Komplexbildner wie DTPA diskutiert. Man einigte sich allerdings darauf, keine dieser problematischen Substitute namentlich mit in die Selbstverpflichtung aufzunehmen, so dass lediglich festgehalten wurde, bei dem Bestreben, EDTA zu reduzieren, nicht auf andere schwer abbaubare Komplexbildner zurückzugreifen.

Die Einhaltung der Selbstverpflichtung(en) lässt sich vor allem an drei Werten messen: Ziel und Erfolgskriterium war die Halbierung der EDTA-Konzentrationen in den Gewässern. Erreicht werden sollte dies einerseits durch eine verringerte EDTA-Produktion und andererseits durch die Senkung der Einleitung von EDTA-Emissionen in die Gewässer bei Hersteller und Anwendern. Nach den Zahlen aus dem 16. EDTA-Fachgespräch ist die Einsatzmenge von EDTA in Deutschland zwischen 1992 und 2001 um ca. 18 % von 4.500 t/a auf 3.680 t/a zurückgegangen.²⁶⁸ Im gleichen Zeitraum ist der Absatz in Europa durchschnittlich um 10 % angestiegen.²⁶⁹ Die EDTA-Minderungen waren dabei in den verschiedenen Branchen unterschiedlich hoch. Die Mitgliedsfirmen des Industrieverbands Hygiene und Oberflächenschutz (IHO) konnten die Einsatzmenge von EDTA in professionellen Waschmitteln zwischen 1992 und 2001 von 650 t auf 283 t um 56 % mindern.²⁷⁰ Von den Herstellerfirmen von Waschmitteln für den privaten Bereich wird angegeben, dass diese „im Prinzip EDTA-frei“ seien.²⁷¹ Bei einer Evaluation von Galvanikbetrieben in Baden-Württemberg wurde festgestellt, dass von den 48 befragten Unternehmen ebenfalls kein Unternehmen mehr EDTA verwendete. Für die Selbstverpflichtung in der Fotoindustrie wird im 16. Fachgespräch festgehal-

²⁶⁵ Zu Fragen der Substituierbarkeit und den innovierten Stoffen siehe detaillierter den Beitrag von Frau Monßen in diesem Sammelband.

²⁶⁶ Fachverband der Fotochemischen Industrie e.V., Industrieverband Hygiene und Oberflächenschutz e.V. (IHO), Verband der Textilhilfsmittel-, Lederhilfsmittel-, Gerbstoff- und Wasserrohstoffindustrie.

²⁶⁷ Vgl. Ergänzungserklärung zur Selbstverpflichtung von 1991 aus dem Jahr 2000.

²⁶⁸ Vgl. UBA 2002.

²⁶⁹ Vgl. UBA 1998.

²⁷⁰ Vgl. UBA 2002.

²⁷¹ Vgl. UBA 1998.

ten, dass durch neue Formulierungen für Fixier- und Bleichbilder der Anteil von schwer abbaubaren Komplexbildnern um 50 % gesenkt werden konnte. Die Einsatzmenge von EDTA in Reinigungsmitteln wird vom Umweltbundesamt für 1994 mit 2.350 t/a und für 1999 mit 4.150 t/a angegeben. Dieser Anstieg wird vom Umweltbundesamt allerdings nicht nur auf eine tatsächliche Zunahme, sondern auch auf die vollständigere Erfassung der Produktionsdaten zurückgeführt. Von 1999 bis 2003 sank die Einsatzmenge wieder um 47 % auf 2.180 t/a. Diesen Rückgang schreibt das Umweltbundesamt vor allem den Wirkungen der Selbstverpflichtung zu. Die Schwierigkeiten bei der Datenerhebung sowie Umfang und Validität der Daten wurden dabei in den EDTA-Fachgesprächen allerdings immer wieder als Problem hervorgehoben.²⁷²

Die Einleitungen in die Kläranlagen beim Hersteller konnten von 138 t im Jahr 1991 auf 60 t im Jahr 1994 und 39 t im Jahr 1999 gesenkt werden.²⁷³ Messungen für den Zeitraum von 1999 bis 2001 ergaben jedoch einen erneuten Anstieg auf 50 t, der aus einer zunehmenden Produktion resultierte.²⁷⁴ Der Rückgang über den gesamten Zeitraum konnte durch die Entwicklung und Anwendung diverser Behandlungsverfahren erreicht werden. Für die Gesamteinträge in die Gewässer aus Produktion, Weiterverarbeitung und Anwendung von EDTA wurde für das Jahr 1998 ein Wert von 813 t ermittelt. Dies bedeutet einen Rückgang gegenüber 1992 von ca. 32,5 %. Allerdings kam es auch hier im Folgejahr zu einem erneuten Anstieg auf 837 t. Im Fachgespräch im Jahr 2000, kurz nach dem Abschluss der Folgeerklärung, mahnen die Behörden aufgrund des Anstiegs von Produktion und Einleitung verstärkte Minderungsaktivitäten bei der Industrie an, da ansonsten über eine Verschärfung des Wasserhaushaltsgesetzes nachgedacht werden müsse.²⁷⁵

Die Kontrolle über die Entwicklung der EDTA-Frachten in den Gewässern – dem eigentlichen Kriterium für die Einhaltung der Selbstverpflichtung – erfolgte durch die Messung an repräsentativen Kontrollstellen.²⁷⁶ Bis 1996 wurde, wie oben erwähnt, eine Reduktion der Konzentrationen um 23 % gemessen.²⁷⁷ Für 1997 wurde bereits eine durchschnittliche Minderung von 35 % zum Basisjahr 1992 festgestellt.²⁷⁸ Die Validität dieser Messergebnisse wurde innerhalb der EDTA-Fachgespräche allerdings ebenfalls als Problem angesehen, da die Messungen erheblichen Schwankungen unterlagen. Im 16. und letzten Fachgespräch im Jahr 2002 wurde schließlich festgehalten, dass die EDTA-Frachten in den deutschen Flüssen seit 1992 im Durchschnitt um 42 % zurückgegangen sind. Für NTA kam es im selben Zeitraum ebenfalls zu einer Abnahme, wohingegen die DTPA-Frachten deutlich zugenommen hätten. Daher ist zu fragen, inwieweit die Minderung eines schwer abbaubaren Komplexbildners auch eine Gesamtabnahme der

²⁷² Siehe u.a. UBA 2002.

²⁷³ Vgl. Jacob 1997, 448.

²⁷⁴ Vgl. UBA 2002.

²⁷⁵ Vgl. UBA 2000.

²⁷⁶ Vgl. Selbstverpflichtung aus dem Jahr 1991.

²⁷⁷ Siehe ausführlich zur Ermittlung der EDTA-Jahresfrachten an den einzelnen Messstellen UBA 2002.

²⁷⁸ Vgl. UBA 1998.

Konzentration von schwer abbaubaren Komplexbildnern in Oberflächengewässern zur Folge hatte.

Die Diskussion um EDTA geht auch nach Ende der Selbstverpflichtung weiter und hat sich mittlerweile europäisiert. Zunächst wurde im Rahmen des Beratergremiums für umweltrelevante Altstoffe ein Stoffbericht zu EDTA vorgelegt. Dieser bildete die Basis für die Risikobewertung im Rahmen der seit 1993 implementierten EG-Altstoffverordnung unter Federführung Deutschlands. Im ersten Entwurf des Risikobewertungsberichts wurden sowohl weitere Tests als auch Risikominderungsmaßnahmen empfohlen. Diese betreffen insbesondere die Verwendung von EDTA in Industriereinigern, die Papier- und Zellstoffherstellung und die Herstellung von Leiterplatten sowie die Beseitigung von EDTA-haltigen Abfällen aus unterschiedlichen Herkunftsbereichen. Dabei sind unterschiedliche, nach Branchen differenzierende Instrumente der europaweiten Risikominimierung in der Diskussion. Der Risikobewertungsbericht gibt die Mengenschwelle, bis zu der keine negativen Wirkungen zu erwarten sind – die sogenannte Predicted No-Effect Concentration (PNEC) – mit 2,2 mg/l an. Dieser Wert liegt ein Vielfaches über den Werten, die im Rahmen der Selbstverpflichtung von den verschiedenen Seiten diskutiert wurde. Ein Risiko hinsichtlich der Mobilisierung von Schwermetallen, was aufgrund der Komplexierungseigenschaften von EDTA befürchtet worden war, sei bei den bestehenden Konzentrationen nicht gegeben.

Obwohl das anvisierte Ziel der Halbierung der EDTA-Immissionen in den Gewässern trotz einer Verlängerungs- und einer Ergänzungsverpflichtung nicht vollständig erreicht werden konnte, wird die Selbstverpflichtung von den Behörden als Erfolg gewertet. Vor dem Hintergrund der problematischen Substituierung zum Zeitpunkt der Selbstverpflichtungserklärung, die auf die vielfältigen Anwendungsbereiche von EDTA zurückzuführen ist, muss das anvisierte Ziel auch als äußerst anspruchsvoll angesehen werden. Grundsätzlich lässt sich feststellen, dass die Unternehmen unter Wahrung ihrer eigenen Interessen Anstrengungen unternommen haben, innerhalb der ihnen zur Verfügung stehenden Potenziale die EDTA-Emissionen zu senken. Insofern konnte durchaus innerhalb der bestehenden Unternehmenslogik eine Veränderung der Problemwahrnehmung und damit auch eine Suche nach Lösungen, die mit den internen Kostenerwägungen zu vereinbaren waren, erreicht werden. Vor dem Hintergrund steigender Produktionszahlen von EDTA in anderen Ländern kann davon ausgegangen werden, dass die Umorientierung in Deutschland und die damit einhergehende Reduktion ohne Selbstverpflichtung nicht erreicht worden wäre. Eine striktere Regulierung hätte die Gefahr der schnellen Substituierung durch ebenso problematische Stoffe oder auch erhebliche Kostenprobleme für die Unternehmen zur Folge haben können. Aber auch die durch die Selbstverpflichtung ausgelösten Substitutionsprozesse in den verschiedenen Anwendungsbereichen sind äußerst ambivalent. Zum Teil wurde auf Alternativen zurückgegriffen, deren Gefährdungspotenzial auch nur unzureichend bekannt oder als ebenfalls problematisch eingeschätzt wird. Durch die Selbstverpflichtung wurde aber auch mit IDS und MGDA die Weiterentwicklung und Diffusion von zwei vielversprechenden Alternativen für bestimmte Anwendungsbereiche forciert, von denen nach gegenwärtigem Kenntnisstand keine Umweltbelastungen ausgehen. Obwohl EDTA in einigen Anwendungsbereichen ganz

substituiert werden konnte, wurde der Großteil der Minderung nicht über die Substitution, sondern über verbesserte Reinigungsverfahren erreicht. Dabei gab es für den EDTA-Hersteller selbst keinen unmittelbaren Anreiz, die Produktion zu senken, solange die Nachfrage von Seiten der weiterverarbeitenden Industrie nicht zurückging. Insofern ist die Integration der Weiterverarbeiter in die Selbstverpflichtung ein Schlüsselfaktor für die Minderung der EDTA-Produktion gewesen. Darüber hinaus erwies sich die Festlegung in der Selbstverpflichtung auf Immissionswerte als problematisch, da sich die Anstrengungen der Hersteller und Anwender unmittelbar nur am Rückgang der Emissionen messen lassen.

Inwieweit die produzierte EDTA-Menge in Deutschland tatsächlich signifikant zurückgegangen ist – aus den Zahlen der EDTA-Fachgespräche ließ sich ein Rückgang von 18 % entnehmen – lässt sich aufgrund der schwierigen Datenlage und zum Teil widersprüchlichen Zahlen nicht eindeutig beantworten. Letztendlich konnte die Dominanz von EDTA als Komplexbildner nur in wenigen Anwendungsbereichen beendet werden. Dies zeigt auch auf, wie schwierig eine Substitution aufgrund bestehender Kosten und Unsicherheiten gegenüber den Alternativen ist. Neben der Umstellung der Produktion wurde das EDTA-Problem daher vor allem durch verbesserte End-of-Pipe-Technologien bewältigt. Das Marktpotenzial der Neuentwicklungen IDS und MGDA ist vor dem Hintergrund der teilweisen Entwarnung durch die Risikobewertung innerhalb der EG-Altstoffverordnung schwierig abzuschätzen, wenngleich das EDTA-Verbot in einigen Ländern die Diffusion begünstigt.

Die Selbstverpflichtung war verbunden mit einer teilweise formalisierten Koordination und Kooperation der beteiligten Akteure, die insbesondere über die jährlichen Fachgespräche zum Ausdruck kam. Diese Gespräche gingen u.a. einher mit Datenerhebungen, Forschungsprojekten, Expertenbefragungen, die die Grundlage für Lernprozesse und eine gemeinsame Lösungssuche boten. Allerdings waren diese Prozesse mit hohen Test- und Koordinationskosten verbunden. Dementsprechend ist anzuzweifeln, ob die Transaktionskosten der Selbstverpflichtung unter denen einer ordnungsrechtlichen Lösung anzusiedeln sind. Bemerkenswert an der Selbstverpflichtung ist, dass diese von der Behördenseite forciert worden war, der VCI hingegen von vorneherein für eine ordnungsrechtliche Lösung plädierte und auf die Schwierigkeiten aufgrund der verschiedenen Anwendungsbereiche von EDTA hinwies.

4.5.2 Alkylphenoethoxylate (APEO)

Alkylphenoethoxylate (APEO) sind Tenside, die zu 70 % in Wasch- und Reinigungsmitteln eingesetzt werden.²⁷⁹ Daneben finden sie auch als Bohrhilfsmittel, Verlaufsmittel der Fotoindustrie und Färbhilfsmittel Verwendung.²⁸⁰ APEO haben gute Reinigungseigenschaften bei niedrigen Temperaturen, sind biologisch gut abbaubar und erfüllen in dieser Hinsicht auch die EG-einheitlichen Anforde-

²⁷⁹ Vgl. Knebel/Wicke/Michael 1999, 419.

²⁸⁰ Vgl. BUA 1988.

rungen.²⁸¹ Allerdings hat vor allem das Abbauprodukt Nonylphenol toxische Wirkungen im aquatischen Bereich. Darüber hinaus verändert es den Hormonhaushalt von Lebewesen.²⁸²

1985 wurden in Deutschland 17.000 Tonnen APEO produziert, davon 12.000 t im Bereich von Wasch- und Reinigungsmitteln. Die Verbrauchsmengen teilten sich auf in 7.500 t innerhalb der Industrie und 4.500 t innerhalb der privaten Haushalte.²⁸³ Das UBA rechnete nach Beratungen im Fachausschuss Detergentien der Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) mit Substitutionsmöglichkeiten von APEO in Wasch- und Reinigungsmitteln von 50 %. Die Initiative zur Selbstverpflichtung ging dabei nicht unwesentlich vom Fachausschuss der GDCh aus, der an das bis 1986 für die Umweltpolitik zuständige Innenministerium und die Industrieverbände appellierte, gemeinsam die Reduktion bzw. den Verzicht auf APEO anzuvisieren.²⁸⁴ 1986 sagten schließlich mehrere Industrieverbände in einer Selbstverpflichtungserklärung den Verzicht auf den Einsatz von Alkylphenoethoxylaten (APEO) in Wasch- und Reinigungsmitteln zu. Die Industrieverbände Körperpflege- und Waschmittel e.V. (IKW) und Putz- und Pflegemittel e.V. (IPP) verpflichteten sich dazu, ihren Mitgliedern den Verzicht auf APEO zu empfehlen. Der Verband der Textilhilfs-, Lederhilfs-, Gerbstoff- und Waschrohstoff-Industrie e.V. (TEGEWA) und die Fachvereinigung Industriereiniger e.V. (FIR) entwickelten ihrerseits einen Stufenplan zur sukzessiven Reduzierung von APEO. Der Stufenplan der TEGEWA sah einen Zeitraum von drei bis sechs Jahren vor. Die Umstellungskosten gab die TEGEWA für ihre Mitgliedsunternehmen mit ca. 20-40 Mio. DM an. Über Substitutionsprozesse wurde vom VCI anhand anonymisierter Daten jährlich Bericht erstattet. Die Erklärung betraf etwa 50 % der Nonylphenolproduktion, das zu 70-80 % als Vorprodukt für APEO eingesetzt wurde.²⁸⁵ An der Selbstverpflichtung waren – im Gegensatz zur ersten EDTA-Selbstverpflichtungserklärung – von vornherein mehrere Verbände aus zum Teil unterschiedlichen Sektoren beteiligt.²⁸⁶ Darüber hinaus war die Selbstverpflichtung auf die Substituierung von APEO fokussiert und nicht auf mehrere Ziele ausgerichtet wie die Selbstverpflichtung zu EDTA.

Aufgrund der Öffentlichkeitswirkung chemiepolitischer Diskussionen in den 1980er Jahren bestand für die Industrieverbände ein großer Anreiz, eine aktive Rolle bei der Reduktion von APEO einzunehmen. Darüber hinaus sollte verhindert werden, dass eine allgemeine Problematisierung von Tensiden aufkommt, da diese zum großen Teil nicht so einfach zu substituieren gewesen wären wie die APEO.²⁸⁷ Eine nationale und EG-weite Regelung zur Einschränkung der Produk-

²⁸¹ Vgl. Knebel/ Wicke/ Michael 1999, 419.

²⁸² Vgl. BMU 1998.

²⁸³ Vgl. BDI 1992, 99.

²⁸⁴ Siehe Jacob 1999, 211.

²⁸⁵ Vgl. ebda.

²⁸⁶ Die Mitgliedsunternehmen von IKW und IPP stellen vor allem Reinigungsmittel für den privaten Bereich her, wohingegen die anderen repräsentierten Unternehmen überwiegend für den industriellen Bereich produzieren. Siehe BDI 1992, 100.

²⁸⁷ Vgl. BDI 1992, 101.

tion von APEO war hingegen zum Zeitpunkt der Diskussion um die Gefährdungspotenziale nicht realistisch, da diese kaum zu rechtfertigen und noch weniger durchzusetzen gewesen wäre.²⁸⁸

Laut Umweltbundesamt (UBA) ist der Einsatz von APEO in Wasch- und Reinigungsmitteln von 17.000 t/a im Jahr 1985 auf 1.300 t/a im Jahr 2003 reduziert worden. Dies entspricht einer Reduktion von 92 %.²⁸⁹ Von den Mitgliedern des Fachverbandes IPP konnte APEO in Haushaltsreinigern bereits bis 1986 um 50 % reduziert und bis 1987 schließlich vollkommen substituiert werden. Die Mitgliedsverbände vom IKW konnten den Verzicht auf APEO bereits bis Ende 1986 erreichen. Auch innerhalb der industriellen Verwendung konnte APEO erfolgreich substituiert werden.²⁹⁰

Wesentlich für den Erfolg der Selbstverpflichtung war, dass für APEO bereits bei Abgabe der Selbstverpflichtungserklärung Substitute bekannt waren. Diese bestanden hauptsächlich in Tensidgemischen, wie vor allem langkettigen Alkylpolyethylenglykolether und Alkylpolyethylenglykolpolypropylenglykolether. Der Austausch war darüber hinaus kaum mit Kostensteigerungen für die Unternehmen verbunden. Über die Selbstverpflichtung konnte also vor allem der Diffusionsprozess bestehender Substitute vorangetrieben werden.

Neben der Selbstverpflichtung im Bereich der Wasch- und Reinigungsmittel, auf die sich die Untersuchung hier konzentrierte, wurden zu späteren Zeitpunkten auch Selbstverpflichtungen für andere Anwendungsbereiche abgeschlossen. In den Neunziger Jahren kam es dabei auch zu mehreren Fachgesprächen insbesondere zwischen Industrievertretern und dem Umweltministerium. 1995 wurde vom IKW eine Selbstverpflichtung über den Verzicht von APEO in Kosmetika abgegeben. 1998 kommt es ferner zu einer Folgeerklärung der TEGEWA zum Verzicht von APEO in Polyacrylamid-Emulsionspolymeren zum Zwecke der Abwasser- und Klärschlammbehandlung. Die an der Selbstverpflichtung beteiligten Firmen vertreiben 95 % der gesamten Produktionsmenge von APEO in Europa.²⁹¹ Desweiteren ist Nonylphenol auch wegen seiner Verwendung als Weichmacher von Kunststoffen verstärkt in die umweltpolitische Debatte geraten.²⁹² Da die Untersuchung hier auf den Bereich der Wasch- und Reinigungsmittel beschränkt war, bedeutet die erfolgreiche Substitution in diesem Bereich nicht, dass Nonylphenolemissionen nicht weiterhin ein umwelt- und gesundheitsrelevantes Problem darstellen.²⁹³

Nonylphenol gehört darüber hinaus zu den wenigen Stoffen, die bereits den gesamten Prozess der EU-Altstoffverordnung durchlaufen haben und für die ein fer-

²⁸⁸ Siehe ebda, 102.

²⁸⁹ Diese Daten wurden dem Autor direkt vom Umweltbundesamt zur Verfügung gestellt. Das Umweltbundesamt weist dabei allerdings darauf hin, dass die Daten zu den Produktionsmengen aufgrund der Spannen bei Angaben von Rahmenrezepturen und der zum Teil unzureichenden Aktualisierung von Daten durch die Hersteller eher als Abschätzungen, denn als exakte Zahlen zu verstehen sind.

²⁹⁰ Vgl. Knebel/Wicke/Michael 420.

²⁹¹ Vgl. BMU 1998.

²⁹² Vgl. Jacob 1999, 211.

²⁹³ Vgl. u.a. Greenpeace 2003.

tiger Risikobewertungsbericht vorliegt.²⁹⁴ Der Bericht spricht die Empfehlung aus, das Inverkehrbringen und die Verwendung von Nonylphenol und Nonylphenoletoxylaten zu beschränken. Die EU hat mittlerweile eine Richtlinie zum Verbot von Nonylphenol und Nonylphenoletoxylaten für acht verschiedene Anwendungsbereiche verabschiedet. In Deutschland wird die Richtlinie gegenwärtig über eine Verbotsverordnung in nationales Recht umgesetzt.

Das Ziel der Selbstverpflichtung zur Substitution von APEO in Wasch- und Reinigungsmitteln kann als erfüllt bezeichnet werden. Verantwortlich hierfür waren die günstigen Rahmenbedingungen in Form von vorhandenen Substituten und niedrigen Kosten. Auch für den Abschluss der Selbstverpflichtung waren die Rahmenbedingungen günstig, da die Initiative für die Selbstverpflichtung vom GDCh, der wissenschaftlichen Vereinigung der Chemie, ausging, wodurch die Verhandlungsposition des Staates gestärkt wurde. Darüber hinaus hatten die Unternehmen ein Interesse daran, eine grundsätzliche öffentliche Problematisierung zu vermeiden, deren Konsequenzen schwer abzusehen gewesen wären. Eine ordnungsrechtliche Beschränkung wäre dem gegenüber mit stärkeren Konflikten, den bestehenden EU-rechtlichen Beschränkungen und einer geringeren Flexibilität hinsichtlich der Instrumentierung verbunden gewesen.

4.5.3 Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen

1997 wurde vom VCI eine Selbstverpflichtung zur Erfassung und Bewertung von Stoffen (insbesondere Zwischenprodukten) oberhalb einer Produktionsmenge von einer Tonne pro Jahr für die Verbesserung der Aussagefähigkeit über das Gefährdungspotenzial von Stoffen abgegeben, die innerhalb von fünf Jahren erbracht werden sollte. Diese Selbstverpflichtung steht in unmittelbarem Zusammenhang mit der Verlagerung der Arbeit des Beratergremiums für Altstoffe (BUA) auf Stoffe unterhalb von 1000 t/a wenige Jahre nach In-Kraft-Treten der EG-Altstoffverordnung 793/93.

Informationen sollten vor allem verfügbar sein zu physikalisch-chemischen Grunddaten und die akute Toxizität – insbesondere für den aquatischen Bereich – sowie über die biologische Abbaubarkeit.²⁹⁵ Die Unternehmen verpflichteten sich darüber hinaus, effektive Kommunikationsstrukturen zu etablieren, um sowohl intern als auch gegenüber den Behörden eine schnelle Auskunftsfähigkeit zu ermöglichen. Grundsätzliches Ziel der Selbstverpflichtung war dabei auch der verantwortungsvolle Umgang mit Stoffen in den Unternehmen. Darüber hinaus sollten die Daten auch dem BUA als Grundlage für die weitere Prioritätensetzung dienen. Der Stand der Umsetzung wurde jährlich innerhalb der Responsible Care-

²⁹⁴ Der risk assessment report ist abrufbar auf den Internetseiten des Europäischen Chemikalienbüros unter: <http://ecb.jrc.it>.

²⁹⁵ Hinzu kommen gegebenenfalls Informationen über krebserzeugende oder erbgutverändernde Eigenschaften. Siehe von Flotow/ Schmidt 2001, 35.

Berichterstattung bei den Unternehmen abgefragt. Laut VCI-Bericht²⁹⁶ aus dem Jahr 2003 lagen bis 2002 für 96 % der Stoffe aus den Unternehmen, die sich an der Befragung beteiligt hatten, die erforderlichen Informationen vor. Trotzdem war die Selbstverpflichtung nach einer vom VCI in Auftrag gegebenen Studie zumindest bis zum Jahr 2001 mit einigen Problemen behaftet.²⁹⁷ Insbesondere in kleineren Unternehmen führte die Selbstverpflichtung zu Schwierigkeiten, da zum Teil die Kapazitäten für die Erhebung der Daten fehlten und der Umfang der zu erhebenden Daten häufig unklar war; die Formulierer fühlten sich von der Selbstverpflichtung zum Teil gar nicht angesprochen. Insgesamt sahen sich die kleinen und mittleren Unternehmen hinsichtlich der Aufgaben und des Aufbaus eines eigenen Informationssystems nicht genügend vom Verband unterstützt. Der Verband sah es dagegen nicht als sinnvoll an, ein einheitliches System für alle Unternehmen zu entwickeln und durchzusetzen. Grundsätzlich hätte es aber einen starken Impuls in den Unternehmen zur Entwicklung eines systematischeren Informationssystems gegeben, wobei durch die Selbstverpflichtung unternehmensinterne Widerstände überwunden werden konnten. In den Großunternehmen gab es im Vergleich dazu keine Probleme bei der Einhaltung, diese erstellten zum Teil sogar Stoffdossiers, die über die gesetzten Anforderungen hinausgingen.

Auf Seiten der Behörden wird die Selbstverpflichtung aufgrund der zu geringen Anforderungen an die beizubringenden Daten kritisch gesehen. Dies gilt sowohl für den Informationsumfang als auch die Qualität der Daten, da es keinen einheitlichen Standard dafür gibt und diese auch auf Erfahrungswerten oder Analogieschlüssen beruhen durften. Den Vollzugsbehörden ist die Selbstverpflichtung allerdings häufig auch gar nicht bekannt; sie griffen deshalb auch kaum auf die in den Unternehmen zusammengestellten Datensätze zurück.

Eine eindeutige Bewertung der Selbstverpflichtung ist insofern schwierig, da für einige Ziele – wie dem verantwortungsvollen Umgang mit Stoffen – eine Messung kaum möglich ist. Auch die Daten über die erfolgreiche Erstellung von Mindestdatensätzen beruhen auf Auskünften der Unternehmen, die nicht von behördlicher Seite überprüft werden. Da die Mindestdatensätze bisher von den Behörden kaum verwendet wurden, sind auch keine Aussagen über die Qualität der Daten möglich. Eine staatliche Regelung wäre, sofern sie tatsächlich angestrebt worden wäre, vermutlich mit einheitlicheren und auch umfangreicheren Anforderungen an die Datensätze verbunden gewesen. Für die Unternehmen stellte die Selbstverpflichtung insoweit eine kostengünstigere Alternative dar. Die ansonsten erwünschte Flexibilität von Selbstverpflichtungen hinsichtlich der Umsetzung lässt sich in diesem Fall jedoch nicht als Vorteil erkennen. Vielmehr erscheint es sinnvoll bei der Erhebung von Datensätzen einheitliche Standards zu schaffen und damit auch die Qualität der Daten zu sichern, um die negative Anreizproblematik gegenüber Risikoinformationen abzumildern. Da die Selbstverpflichtung alle Unternehmen gleichermaßen betraf und die Nichteinhaltung eines Unternehmens von anderen Unternehmen nicht kompensiert werden konnte, ergibt sich auch hieraus kein Vorteil gegenüber ordnungsrechtlichen Maßnahmen. Die flexible Lösung auf

²⁹⁶ Vgl. VCI 2003c, 21.

²⁹⁷ Siehe zu Folgendem von Flotow/ Schmidt 2001.

nationaler Ebene lässt sich insofern vor allem dadurch erklären, dass größere Kostennachteile bei der Erhebung der Daten gegenüber Konkurrenten aus dem Ausland vermieden werden sollten.

4.5.4 Abschließende Bewertung von Selbstverpflichtungen

Für den Abschluss der Selbstverpflichtungen zu EDTA und APEO lassen sich im wesentlichen folgende Faktoren festmachen: auf der einen Seite die staatliche Handlungsmotivation bei gleichzeitigem Interesse an wirtschaftlich verträglichen Lösungen und institutionell eingeschränkten Handlungsmöglichkeiten und auf der anderen Seite die Bereitschaft der Unternehmen, Reduktionsmaßnahmen anzubieten, um eine öffentliche Problematisierung zu vermeiden und einer staatlichen Regulierung vorzugreifen. Die APEO-Selbstverpflichtung wurde zudem dadurch begünstigt, dass zum Zeitpunkt des Abschlusses bereits Substitute bekannt waren und die Kosten einer Umstellung sowohl gering als auch überschaubar waren. Solche Ausgangsbedingungen waren für die EDTA hingegen nicht gegeben, die Problemstruktur war vielmehr wesentlich komplexer, so dass der VCI der Selbstverpflichtung kritisch gegenüberstand.

Diese unterschiedlichen Problemstrukturen hatten auch erhebliche Auswirkungen auf den unterschiedlichen Erfolg der beiden Selbstverpflichtungen. Wesentlich hierfür waren die Möglichkeiten und Kosten einer Substitution. Da diese für EDTA äußerst problematisch waren, wurde vor allem versucht, die Selbstverpflichtung über einen effizienteren Einsatz und verbesserte Reinigungsverfahren zu erfüllen. Immerhin gingen von der Selbstverpflichtung auch positive Wirkungen hinsichtlich der Weiterentwicklung und Verbreitung der Substitute IDS und MGDA aus, allerdings ließ sich dadurch keine Pfadabkehr beim Einsatz von EDTA erreichen.

Auch die Ausgestaltung der beiden Selbstverpflichtungen unterschied sich erheblich voneinander. Die APEO-Selbstverpflichtung war auf einen Anwendungsbereich fokussiert, und die betroffenen Verbände waren alle in die Erklärung mit einbezogen. Die EDTA-Selbstverpflichtung betraf hingegen sehr heterogene Anwendungsbereiche, die an der ersten Selbstverpflichtungserklärung noch gar nicht beteiligt waren. Zudem war die Substitution von EDTA nur durch verschiedene Alternativen in den unterschiedlichen Anwendungsbereichen möglich. Ferner erfolgte innerhalb der Selbstverpflichtung eine Festlegung auf Immissionswerte, wodurch eine Überprüfung der unternehmerischen Reduktionsanstrengungen erschwert wurde. Der hohe Anspruchsgehalt sowie der komplexe Anwendungsbereich ohne Einbezug der nachgeschalteten Anwender wirkten sich negativ auf die Erfüllung der EDTA-Selbstverpflichtung aus. Neben einer eindeutigen und messbaren Zielfestlegung und der staatlichen Kontrolle, erwies sich dabei vor allem das Vorhandensein kostengünstiger Handlungsoptionen insbesondere in Form von bestehenden Substituten als ein wesentlicher Erfolgsfaktor von Selbstverpflichtungen. Selbstverpflichtungen können also die Diffusion bereits vorhandener Neuentwicklungen fördern. Es scheint sich jedoch die These zu bestätigen, dass sie weniger in der Lage dazu sind, (radikale) Innovationen hervorzubringen.

Insofern können Selbstverpflichtungen zwar die Richtung von Veränderungsprozessen in den Unternehmen beeinflussen, allerdings nur bei Vorhandensein kostengünstiger und überschaubarer Handlungsoptionen. Dies belegt auch der Produktionsrückgang von EDTA in Deutschland bei gleichzeitigem Anstieg der Produktion in den anderen europäischen Mitgliedstaaten. Die Tatsache, dass sowohl EDTA als auch Nonylphenol innerhalb der europäischen Altstoffverordnung wieder diskutiert werden und für Nonylphenol bereits eine Verbotsrichtlinie für verschiedene Anwendungsbereiche verabschiedet wurde, zeigen, dass Selbstverpflichtungen häufig ordnungsrechtlichen Maßnahmen vorgelagert sind und bereits zu einem frühen Zeitpunkt eine Umorientierung fördern können, die zu einem späteren Zeitpunkt durch ordnungsrechtliche Regelungen manifestiert wird.

Eine Selbstverpflichtung ganz anderer Art ist die zur Erfassung und Bewertung von Altstoffen, von der alle Chemieunternehmen betroffen waren. Die unklare Formulierung der Anforderungen an die zu erstellenden Stoffdaten brachte zumindest zwischenzeitlich vor allem die kleinen und mittleren Unternehmen in Schwierigkeiten. Laut Verband ist die Selbstverpflichtung allerdings mittlerweile nahezu von allen Unternehmen, die sich an der Verbandsbefragung beteiligt haben, erfüllt worden. Eine eingehendere Überprüfung auch von Quantität und Qualität der Daten wurde hingegen weder vom Verband noch von den Behörden vorgenommen. Eine eindeutige Bewertung dieser Selbstverpflichtung ist daher nicht möglich. Vor dem Hintergrund der informationsökonomischen Überlegungen ist es jedoch als problematisch anzusehen, dass kein einheitlicher Standard für die Daten angestrebt wurde. Bei der Bewertung der Selbstverpflichtung muss allerdings beachtet werden, dass Deutschland – wie bei der Altstoffbearbeitung durch das BUA – wieder als Vorreiter fungierte.

5 Zusammenfassung und Empfehlungen

In diesem Beitrag wurde Kooperation zwischen dem Staat und nicht-staatlichen Akteuren innerhalb des gesamten Politikprozesses untersucht. Dabei ließ sich zeigen, dass die Komplexität und Konflikthaftigkeit der Chemikalienpolitik, verbunden mit institutionellen Beschränkungen, zu einer Herausbildung vielfältiger Kooperationsformen geführt hat. Die untersuchte (Alt)-stoffproblematik wurde zu großen Teilen kooperativ bearbeitet. Kooperationsformen dienten der Informationssammlung, Zielfindung und -umsetzung sowohl innerhalb des gesetzlichen Rahmens als auch zu dessen Veränderung. Die Handlungsbeschränkungen des Staates veranlassten diesen also zur (intensiven) Einbindung gesellschaftlicher Akteure in den verschiedenen Phasen des Politikprozesses. Im Rahmen dieses Beitrags wurde untersucht, inwieweit durch eine solche Einbindung die staatlichen Handlungsbeschränkungen verringert und innovationsorientierte Lösungen ermöglicht wurden. Dabei wurde nach den Einflussfaktoren gefragt, die sich auf kooperative Politikformen zur Effektivierung der Chemikalienpolitik auswirken und inwieweit diese politisch veränderbar sind. Als wesentliche Einflussfaktoren für die

Funktionsweise von Kooperation wurden die staatlichen und nicht-staatlichen Handlungsmotivationen und -ressourcen herausgehoben. Die untersuchten Kooperationsformen wiesen hierbei sowohl Ähnlichkeiten als auch Unterschiede hinsichtlich Problemstruktur und Akteursinteressen, institutionellen Rahmenbedingungen und der Ausgestaltung der Kooperation auf. Der Einfluss dieser Faktoren für die Funktionsfähigkeit von Kooperation soll hier noch einmal zusammenfassend diskutiert und Handlungsempfehlungen daraus abgeleitet werden.

Theoretisch lieferte das Bestehen verschiedener staatlicher Handlungsbeschränkungen zwar Gründe für kooperative Politikformen, ob durch diese eine Erweiterung des staatlichen Handlungsspielraums erreicht werden konnte, ist empirisch aber nur begrenzt zu beantworten. Theoretisch ließen sich die verschiedenen Gründe für Kooperation isolieren, um auf dieser Grundlage Aussagen über Problemlösungsfähigkeit und Innovationswirkungen treffen zu können. Empirisch sind diese Handlungsbeschränkungen jedoch in allen untersuchten Kooperationsformen in gemischter Form wiederzufinden. In allen untersuchten Kooperationsformen ließ sich sowohl die Produktions- als auch die Verteilungsdimension wieder finden. Gerade das Vorhandensein von Ziel- und Interessenkonflikten macht aber Aussagen über den Output von Kooperation schwierig. Da das Ziel konfliktorientierter Kooperation vor allem darin besteht, die Akzeptanz von Politikergebnissen auch auf Kosten des Regelungsumfangs zu erhöhen, lässt sich diese vielmehr am Input – in Form einer adäquaten Repräsentation von Interessen – und am Verfahren messen. Für eine mögliche „Kompromissproduktivität“ im Sinne einer Lösung, die für alle Seiten mit geringeren Kosten verbunden ist, ließen sich zwar theoretische Ansatzpunkte benennen, empirisch lässt sich dies jedoch nicht nachweisen, da ein empirischer Vergleich mit alternativen Koordinationsmechanismen nicht vorgenommen werden kann. Insofern lässt sich keinem „empirischen Kompromiss, der über Kooperation zustandegekommen ist, [...] zweifelsfrei „Optimalität“ unterstellen.“²⁹⁸

Hierbei deutet das Beispiel des AGS an, dass der Staat im Arbeitsschutzbereich grundsätzlich die Möglichkeit hat, seine fehlenden Handlungsressourcen über eine von den Interessen her ausgewogene kooperative Institution adäquat zu kompensieren. Bei einer Repräsentation der wesentlichen organisierten Interessen kann sich die staatliche Rolle auch mehr auf die Moderation beschränken, als bei einer ungleichgewichtigen Interessenbeteiligung. Zudem erwies sich die konkrete Ausgestaltung der Gefahrstoffnormierung mit der Trennung zwischen wissenschaftlichem und interessenorientiertem Gremium als vorteilhaft. Eine solche Entkopplung von sach- und interessenorientierter Kooperation wäre daher auch für umweltorientierte Gremien wie das BUA überlegenswert gewesen. Im Hinblick auf eine ausgewogene Repräsentation nicht-staatlicher Akteure wurde im BUA zwar auch über die Einbindung der Umweltverbände diskutiert. Die vereinzelten Bestrebungen, die Umweltverbände in die BUA-Arbeit zu integrieren, scheiterten jedoch. Hierbei bestand insbesondere die Sorge, dass eine solche Einbindung die kooperative Haltung der Industrie beeinträchtigen könnte. Insofern wurde auf eine adäquate Repräsentation verzichtet, um die kooperative Entscheidungsfindung

²⁹⁸ Wiesenthal 2001, 175.

nicht zu gefährden. Die Einbindung der wesentlichen betroffenen Interessengruppen scheint daher im lokal begrenzten Arbeitsschutz wesentlich einfacher zu sein, als im wesentlich weiteren Bereich des Umweltschutzes, da die Kompromissfähigkeit durch zu starke Interessensdivergenzen hier stärker gefährdet zu sein scheint.

Die hier untersuchten Kooperationsfälle untermauern in diesem Zusammenhang, dass sich innerhalb der Chemikalienpolitik ein stark geschlossenes Politiknetzwerk von Regierung, Behörden, sowie Verbänden und Herstellerfirmen der chemischen Industrie und darüber hinaus der Wissenschaft feststellen lässt,²⁹⁹ in das die Umweltverbände nur selten einbezogen werden, wenngleich sich durchaus häufige informelle Interaktionen vor allem mit der Umweltbürokratie vorfinden ließen. Wenn aber in Bezug auf umweltbezogene Gremien eine ausgewogene Zusammensetzung nicht umsetzbar ist, gewinnt der faktische Handlungswille des Staates an Gewicht, um ein Gegengewicht zur einseitigen Interessenberücksichtigung zu bilden. Dies hat zur Folge, dass dem Staat bei der Definition von allgemeinwohlorientierten Zielen eine wichtige Rolle zukommt. Auch innerhalb von Kooperationsformen ist insofern zur Erhöhung des Steuerungsspielraums ein handlungsbereiter Staat Voraussetzung, der die Anreize der Beteiligten durch die Aufrechterhaltung des „Schattens der Hierarchie“ zugunsten einer gemeinsamen Lösungssuche beeinflusst. Dass ein solcher allgemeinwohlorientierter Staat nicht vorausgesetzt werden kann, wurde bei der Problematisierung der staatlichen Eigeninteressen innerhalb der NPÖ bereits eingehender herausgearbeitet.

In diesem Zusammenhang ließen sich im Untersuchungszeitraum staatliche Handlungsziele in der Chemikalienpolitik, an denen der Output kooperativer Politikformen gemessen werden könnte, nur eingeschränkt festmachen. Grundsätzlich räumen die jeweiligen Regierungen aufgrund der zumeist höheren Wählerrelevanz wirtschaftspolitischen Zielen Priorität gegenüber Umweltzielen ein. Vor dem Hintergrund der Chemieskandale der 1970er und 1980er Jahre und der damit verbundenen erhöhten öffentlichen Aufmerksamkeit nahm Deutschland zwar über das BUA bei der Bearbeitung des Informationsdefizits gegenüber bestehenden Gefährdungspotenzialen von Altstoffen bis in die 1990er Jahre hinein eine Vorreiterposition ein. Die Reform der europäischen Chemikalienpolitik wird hingegen von der Bundesregierung nicht forciert. Lediglich von den Umweltbehörden werden die Ziele der europäischen Chemikalienreform aktiv unterstützt. Diese unterschiedliche Orientierung von Regierung und Umweltbürokratie lässt sich ebenfalls auf Grundlage der Ausführungen zur neuen politischen Ökonomie erklären. Ebenfalls zeigt sich, dass auch der Staat nur ein (fragmentierter) Akteur unter anderen Akteuren innerhalb dieser Prozesse ist und lediglich formal über eine herausgehobene Stellung verfügt.

Auch eine verbandsunabhängige Formulierung von Regierungszielen innerhalb der Chemikalienpolitik ließ sich über weite Strecken des andauernden Reformprozesses nicht vorfinden. Der Staat verzichtet anscheinend größtenteils darauf, seine auch auf europäischer Ebene bestehenden (hierarchischen) Einflussmöglichkeiten zu nutzen, um eine Regelung zu unterstützen, die einen umfassenden Umwelt- und

²⁹⁹ Vgl. Köck 1999, 77.

Gesundheitsschutz gewährleistet. Die deutsche Politik war vielmehr von vornherein, wie schon bei der Entwicklung zum Chemikaliengesetz 1980, sehr konsensorientiert gegenüber der chemischen Industrie ausgerichtet. Durch die hohe Kooperationsbereitschaft scheint jedoch weniger der staatliche, als vielmehr der verbandliche Einflussspielraum erweitert zu werden. Der Chemieverband wechselte hingegen zwischen einem kooperativen Vorgehen mit der deutschen Bundesregierung auf der einen Seite und einseitigem konfrontativerem Handeln gegenüber der Kommission auf der anderen Seite. Als Reaktion darauf lässt sich allerdings von Seiten des Umweltministeriums ebenfalls ein verstärkt einseitiges Vorgehen beobachten. Auch wenn eine eindeutige Bewertung der Verordnungsentwürfe zur Chemikalienreform REACH (noch) nicht möglich ist, scheint die Verwässerung der ursprünglichen Vorschläge – und damit auch des Regulierungsimpulses – wenigstens ebenso relevant zu sein, wie die Erhöhung der Praktikabilität.

Ein zweiter wesentlicher Anlass für Kooperation besteht in Informationsrestriktionen und -unsicherheiten. Bezüglich der in diesem Zusammenhang gestellten Frage, inwieweit innerhalb der unterschiedlichen Chemikalienregimes Kooperationsformen dazu beitragen konnten, Gefährdungspotenziale zu identifizieren, ist die Antwort nicht eindeutig. Der Kenntnisstand über Gefährdungspotenziale gilt nach wie vor als defizitär. Trotzdem wird das BUA, gerade auch verglichen mit der ordnungsrechtlichen Regelung innerhalb der EG-Altstoffverordnung, als verhältnismäßig erfolgreich bei der Aufarbeitung des Informationsdefizits betrachtet. Mit ausschlaggebend hierfür war sicherlich auch die hohe öffentliche Thematisierung der Chemikalienproblematik, die sich positiv auf die Kooperationsbereitschaft auswirkte. Gleichzeitig konnte auf die korporatistischen Grundstrukturen aufgebaut werden, die zwar vor allem innerhalb der Wirtschafts- und Sozialpolitik, aber auch im Bereich des Arbeitsschutzes bestanden, wodurch die Gründung und Arbeitsweise eines solchen Gremiums sicherlich erleichtert wurde. Daneben wurde die wichtige Rolle einzelner im BUA repräsentierter Persönlichkeiten und die personelle Kontinuität von den Beteiligten als vertrauensschaffende Faktoren hervorgehoben. Die Beurteilung der BUA-Arbeit insbesondere bis Anfang der 1990er Jahre fällt allerdings auch deshalb positiv aus, weil von den anderen Mitgliedstaaten der Europäischen Union keinerlei regulatorische oder freiwillige Bestrebungen zur Aufarbeitung der bestehenden Informationsdefizite unternommen wurden. Durch die Implementation der EG-Altstoffverordnung veränderte sich hingegen der institutionelle Rahmen, womit sich die weiterhin kooperativ erfolgende Bearbeitung der Altstoffproblematik nicht vereinbaren ließ. Die veränderte Stellung des BUA als Expertengremium wurde hierbei allerdings unterschiedlich eingeschätzt: Während das Umweltministerium als Verwaltungsbehörde das Know-how des BUA weiterhin als wichtige Ressource bei der Altstoffbearbeitung erachtete, sahen die nachgeordneten wissenschaftlichen Behörden für Umwelt-, Arbeits- und Verbraucherschutz in der Arbeit des BUA nach Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung keinen zusätzlichen Erkenntnisgewinn mehr. Die divergierende Bewertung ließe sich sowohl mit dem unterschiedlichen Informationsstand der Behörden hinsichtlich der Altstoffe als auch mit der unterschiedlichen Einschät-

zung des Gremiums in Bezug auf die Überwindung bestehender (Ziel-)konflikte erklären.

Bis zur Verabschiedung der EG-Altstoffverordnung war auch die Vernetzung der BUA-Arbeit mit der Risikobewertung und dem Risikomanagement problematisch. Während eine Risikobewertung der BUA-Stoffe durch das Umweltbundesamt erfolgte, wurde diese vom Umweltministerium nicht systematisch aufgegriffen, so dass nur in wenigen Fällen Risikominderungsmaßnahmen implementiert wurden. Aber auch das umfassende Risikobewertungsverfahren im Rahmen der EG-Altstoffverordnung führte vor allem zu erheblichen Verzögerungen beim eigentlichen Risikomanagement, so dass es auch hier bisher nur in wenigen Fällen zur Umsetzung von Risikominderungsmaßnahmen gekommen ist.

Durch den hohen Grad der institutionellen Europäisierung der Chemikalienpolitik verlieren nationale Kooperationsformen wie das BUA einerseits an Bedeutung, andererseits ergeben sich hieraus auch, wie im Falle von Selbstverpflichtungen, Kooperationsspielräume zur Kompensation nationaler Handlungsbeschränkungen. Im Vergleich zur hohen Eingriffsintensität von ordnungsrechtlichen Stoffbeschränkungen oder Stoffverboten bieten Selbstverpflichtungen eine weniger eingriffsintensive Alternative. Insofern können auch aus der chemiebezogenen Stoffproblematik branchenspezifische Argumente für die Vorteilhaftigkeit von Selbstverpflichtungen abgeleitet werden. Für komplexe Problemstrukturen, wie im Fall von EDTA, zeigt sich allerdings, dass Selbstverpflichtungen zu deren Bewältigung nicht in allen Fällen geeignet sind. Wesentlich für die Einhaltung einer stoffbezogenen Selbstverpflichtung scheint dabei zu sein, dass Substitutionsprodukte oder -prozesse bereits vor Abschluss bestehen und diese mit niedrigen Kosten der Umstellung verbunden sind. Dass diese erst von der Selbstverpflichtung ausgelöst werden und so zur Einhaltung beitragen, ist hingegen nicht zu erwarten. Insofern lassen sich über Selbstverpflichtungen vor allem Diffusionsprozesse beschleunigen. Wenn eine Selbstverpflichtung sich nicht auf die Reduktion von Emissionen als Nebenprodukt der Produktion bezieht, sondern auf das Hauptprodukt, scheint allein die Beteiligung der Produzenten zudem nicht ausreichend zu sein. Als wesentlich erweist sich hierbei die Integration der industriellen Verwender dieser Produkte, da beim Produzenten bei gleichbleibender Nachfrage keinerlei Anreiz besteht, seine Produktionsmenge zu reduzieren. Darüber hinaus bestätigt sich – neben dem staatlichen Druck und der Erfolgskontrolle – auch eine eindeutige und messbare Zieldefinition als wesentlicher Erfolgsfaktor.

Der Vorteil der kooperativen Umsetzung von Zielen liegt ferner in der geringeren Eingriffsintensität. In diesem Zusammenhang lässt sich auch beobachten, dass Kooperation häufig anderen Koordinationsmechanismen und Instrumenten vorausgeht, oder komplementär zu diesen stattfindet. Hierbei kann sowohl im Hinblick auf die Informationsproblematik bei den Altstoffen als auch beim Risikomanagement eine verstärkte staatliche Regulierung im Zeitverlauf festgestellt werden. Wenn Kooperation in diesem Sinne als Bestandteil einer sich verstärkenden Regulierung im Zeitverlauf betrachtet wird, ist ein unmittelbarer Vergleich mit anderen Instrumenten und Koordinationsmechanismen auch nur begrenzt sinnvoll. Dass Selbstverpflichtungen anfälliger gegenüber einer Zielverwässerung als andere Instrumente sind, lässt sich auf Grundlage dieser Untersuchung hinge-

gen nicht bestätigen. Vielmehr zeigt sich sowohl innerhalb der Abstimmungsprozesse vor der Verabschiedung des Chemikaliengesetzes 1980 als auch innerhalb der gegenwärtigen REACH-Debatte, dass eine Zielverwässerung unabhängig vom umweltpolitischen Instrument stattfindet und daher auch getrennt davon zu betrachten ist.

Für Kooperation in den verschiedenen Phasen der Chemikalienpolitik lässt sich Folgendes zusammenfassen: Wenn der Staat in der Phase der Informationssammlung auf externe Ressourcen angewiesen ist, ist eine Trennung zwischen aufgaben- und verteilungsorientierten Kooperationsgremien hilfreich. In der Phase der Zielfindung ist bei einem hohen Grad an Verteilungsorientierung entweder die Einbindung aller gesellschaftlichen Interessen in kooperative Politikformen, oder eine sehr aktive Staatsrolle bei der Definition von Zielen notwendig. Für die kooperative Umsetzung von Zielen gilt, dass zwar einerseits gerade in der Chemikalienpolitik spezifische Gründe hierfür sprechen, andererseits nur bei Vorliegen übersichtlicher Problemstrukturen eine verbandliche Überwindung des Kollektivgutdilemmas zu erwarten ist. In einem solchen Fall ist aber nicht mit einem wesentlichen Innovationsanreiz, sondern vielmehr mit einer schnelleren Diffusion bereits bekannter Neuerungen zu rechnen. Praktisch ist ein Wechsel in den verschiedenen Politikphasen zwischen hierarchischem und kooperativem Handeln des Staates allerdings auch mit Problemen behaftet. Wenn der Staat auf externe Ressourcen in einzelnen Phasen angewiesen ist, kann sich das vielmehr auf seine Möglichkeiten einseitig-hierarchisch zu handeln im gesamten Politikprozess auswirken.

Unmittelbare Innovationswirkungen lassen sich in Bezug auf alle hier untersuchten Kooperationsformen kaum vorfinden. Auch aufgrund der verschiedenen nicht-staatlichen Einflussfaktoren auf Innovationen, ist der von Kooperationsformen ausgehende Impuls auf Unternehmen als nicht stark genug anzusehen, um auf den unternehmerischen Innovationsprozess großen Einfluss nehmen zu können. Dies gilt insbesondere für Kooperationsformen, die nicht die Zielfestlegung oder -umsetzung betreffen. Für die Zielfestlegung und -umsetzung bestätigt sich, dass über konfliktorientierte kooperative Politikformen aufgrund des Ausgleichs von Interessen, nur geringe Impulse für die Stimulierung von Umweltinnovationen gesetzt werden. Insofern lassen sich über Kooperation vor allem Diffusionsprozesse oder Innovationen im inkrementellen Bereich forcieren. Über Kooperation allein können daher kaum weiter reichende Anreize für Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften gesetzt werden, vielmehr sind dafür ergänzende Koordinationsmechanismen und -instrumente notwendig.³⁰⁰

Aus der Untersuchung kooperativer Fallbeispiele ließen sich zwar Erkenntnisse über die Möglichkeiten und Grenzen kooperativer Umweltpolitik sowie mögliche Verbesserungspotenziale gewinnen. Eindeutige Aussagen zur Funktionsfähigkeit und den Innovationswirkungen kooperativer Chemikalienpolitik gegenüber anderen Koordinationsmechanismen und Instrumenten ließen sich jedoch wie erwartet nur begrenzt ableiten, da ein unmittelbarer Vergleich unter Berücksichtigung der

³⁰⁰ In diesem Zusammenhang beschäftigt sich der Beitrag von Koch/ Ashford 2004 mit den Möglichkeiten und Grenzen von Informationsinstrumenten in der Chemikalienpolitik.

gegebenen staatlichen Handlungsbeschränkungen nicht vorgenommen werden kann. Insofern ist empirisch weder eindeutig feststellbar, inwieweit über kooperative Politikformen der staatliche Handlungsspielraum tatsächlich erweitert werden konnte, noch ob eine solche Erweiterung zugunsten effektiverer Umweltschutzmaßnahmen mit positiven Wirkungen auf Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften genutzt wurde. Hier haben sich im Gegenteil auch Anzeichen dafür aufzeigen lassen, dass die kooperative Haltung der Regierung den „rent seeking“-Spielraum der Regelungsadressaten erhöht hat.

Daher ergeben sich aus der Untersuchung auch keine Anhaltspunkte in Richtung der Bildung grundsätzlich neuer Kooperationsformen. Vielmehr kann aus den begrenzten Innovationswirkungen der untersuchten Kooperationsformen abgeleitet werden, dass Kooperation zwar helfen kann, Konflikte und Informationsdefizite zu überwinden; dies scheint jedoch mit einer Abschwächung des Regelungsniveaus „getauscht“ zu werden. Die Einbindung nicht-staatlicher Akteure in den Politikprozess führt auch dazu, dass Politikveränderungen, die sich ohnehin in der Regel im inkrementellen Bereich bewegen, tendenziell noch inkrementeller werden, da mit zunehmender Anzahl an organisierten Interessen, die einem Ziel zustimmen müssen, die Optionen für gemeinsame Lösungen abnehmen. Hierbei zeigte sich auch empirisch der grundsätzlich gegensätzliche Charakter von Kooperation und Innovation, da kooperative Lösungen mit den Regelungsadressaten immer auf das gegenwärtig oder in naher Zukunft Machbare aufbauen, Innovationen sich hingegen gerade durch das Neue auszeichnen, das sich im Vorhinein eben nicht kalkulieren lässt. Auch aus strategischen Gründen – da Veränderungen für die Unternehmen immer auch mit Kosten verbunden sind – wird das Innovationspotenzial tendenziell immer unterschätzt.

Des Weiteren sind innerhalb der Chemikalienpolitik bereits vielfältige Kooperationsformen vorfindbar, so dass weniger eine Erweiterung von Kooperation, sondern mehr eine Verbesserung bestehender Kooperationsformen in den hier aufgezeigten Punkten sinnvoll erscheint. Darüber hinaus ist zu beachten, dass (zumindest informelle) Kooperation häufig gerade als Nebenprodukt staatlicher Regulationsabsichten entsteht. Auch das BUA lässt sich als Reaktion der Regelungsadressaten verstehen, Informationsregelungen im Altstoffbereich vorzugreifen. Wenn der Staat von vornherein auf Kooperationsformen fokussiert, schwächt er insbesondere bei der einseitigen Einbeziehung von Interessen seine Verhandlungsposition. Daher sind auch Vorschläge hinsichtlich einer absichtsvollen Initiierung von Kooperationsgremien zwiespältig zu beurteilen.

In diesem Zusammenhang ist allerdings zu fragen, inwieweit durch die verstärkte Europäisierung der Chemikalienpolitik eine Verlagerung von Kooperationsformen von der nationalen auf die europäische Ebene erfolgen könnte bzw. zu empfehlen ist. Diese findet bereits heute in zahlreichen Gremien statt. Die strukturellen Bedingungen für Kooperation auf europäischer Ebene unterscheiden sich jedoch erheblich von der auf der nationalen Ebene. Insofern lassen sich die hier gewonnenen Ergebnisse nicht ohne weiteres darauf anwenden.

In allen Phasen ist für die Problemlösungsfähigkeit von Kooperation die Bereitschaft und Möglichkeit des Staates auch einseitig-hierarchisch entscheiden zu können, hilfreich. Hierbei ist für die Funktionsweise kooperativer Politikformen –

wie oben ausführlich diskutiert – die Einbettung in den Institutionenkontext in Form bestehender Koordinationsmechanismen und -instrumente von wesentlicher Bedeutung. Anhand der bisherigen Regelungsbestrebungen und -veränderungen in der Chemikalienpolitik zur Überwindung der Informationsproblematik lässt sich erkennen, dass eine optimale institutionelle Ausgestaltung in diesem Regelungsbe-
reich vor dem Hintergrund der aufgezeigten Restriktionen und Zielkonflikte äußerst schwierig zu erreichen scheint. Wie die Diskussionen innerhalb des Reformprozesses der europäischen Chemikalienpolitik zeigen, ist die Suche danach weiterhin im Gange. Die geplante Verantwortungsverlagerung für die Risikobewertung auf die Unternehmen weist zudem auf die eingeschränkten staatlichen Handlungskapazitäten hin. Insofern ist die Frage vor dem Hintergrund der Informationsrestriktionen innerhalb der Chemikalienpolitik häufig weniger, ob Kooperation sinnvoll, ist sondern vielmehr wie diese ausgestaltet werden sollte. In diesem Zusammenhang spricht Schneider³⁰¹ in Bezug auf die stoffbezogene Umweltpolitik auch von einem Kooperationszwang zwischen Staat und Industrie.

Einige Ansatzpunkte zu einer effektiveren Ausgestaltung konnten innerhalb dieser Untersuchung herausgearbeitet werden. Aufgrund der Heterogenität und niedrigen Fallzahl der hier untersuchten Kooperationsformen können die hier gewonnenen Ergebnisse allerdings nur begrenzt verallgemeinert werden. Die Besonderheiten der Chemikalienpolitik – vor allem die überdurchschnittlich relevante Informationsproblematik – führen auch dazu, dass die Ergebnisse nicht unmittelbar auf andere Umweltpolitikfelder übertragbar sind. Daher wären analoge Studien in anderen Umweltpolitikfeldern zum Abgleich der hier gewonnenen Ergebnisse sinnvoll.

³⁰¹ Vgl. Schneider 1988, 235.

Literaturverzeichnis

- Aggeri, Franck 1999: Environmental Policies and Innovation. A Knowledge-Based Perspective on Co-operative Approaches, in: Research Policy 28, 699-717.
- Ahrens, Andreas et al. 2003: Substitution gefährlicher Stoffe in der Produktlinie, in: Horbach, Jens, Huber, Joseph, Schulz, Thomas: (Hg.): Nachhaltigkeit und Innovation. Rahmenbedingungen für Umweltinnovationen. Ökom-Verlag: München, 91-110.
- Akerlof, George A. 1970: The Market for "Lemons": Quality Uncertainty and the Market Mechanism, in Quarterly Journal of Economics 84, 488-500.
- Arrow, Kenneth J. 1951: Social Choice and Individual Values. Wiley: New York.
- Arthur D. Little 2002: Wirtschaftliche Auswirkungen der EU-Stoffpolitik. Bericht zum BDI-Forschungsprojekt. Arthur d. Little: Wiesbaden.
- Ashford, Nicholas A. 2002: Government and Environmental Innovation in Europe and North America, in: American Behavioral Scientist 45, 1417-1434.
- Auffarth, Jürgen, Meyer, Gunter 1997: TRGS 402 - und kein Ende?!. Hilfen für die Gefahrstoffüberwachung in Klein- und Mittelbetrieben, in: Gefahrstoffe – Reinhaltung der Luft 57, 244-246.
- Ausschuss für Gefahrstoffe (AGS) 2004: <http://www.baua.de/prax/ags/ags.htm>.
- Axelrod, Robert 1987: Die Evolution der Kooperation. Oldenbourg Verlag: München.
- Baake, Steven/ de Clercq, Marc/ Matthijs, Frederik 1999: The Nature of Voluntary Approaches: Empirical Evidence and Patterns, CAVA Working Paper 99/08/03.
- Behrends, Sylke 2001: Neue Politische Ökonomie. Systematische Darstellung und kritische Beurteilung ihrer Entwicklungslinien. Franz Vahlen: München.
- Benz, Arthur 1991: Umverteilung durch Verhandlungen?. Kooperative Staatspraxis bei Verteilungskonflikten, in: Staatswissenschaften und Staatspraxis 2, 46-75.
- Benzler, Guido 1998: Chemiepolitik zwischen Marktwirtschaft und ökologischer Strukturpolitik, Deutscher Universitäts-Verlag: Wiesbaden.
- Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) der Gesellschaft deutscher Chemiker (GDCh) 1988: Nonylphenol. BUA-Stoffbericht 13. Hirzel-Verlag: Stuttgart.
- Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe (BUA) der Gesellschaft deutscher Chemiker (GDCh) 1996: Ethylendiamintetraessigsäure/ Tetranatriummethylen-diamintetraacetat. BUA-Stoffbericht 168. Hirzel-Verlag: Stuttgart.
- Brennecke, Volker M. 1996: Normsetzung durch private Verbände. Zur Verschränkung von staatlicher Steuerung und gesellschaftlicher Selbstregulierung im Umweltschutz. Werner Verlag: Düsseldorf.
- Berthold, Norbert/Rainer Hank, 1999: Bündnis für Arbeit: Korporatismus statt Wettbewerb, Tübingen: Mohr Siebeck.
- Bodar, C.W.M., et al 2003: Evaluation of EU Risk Assessments Existing Chemicals (EC Regulation 793/93), in: Chemosphere 53, 2003, 1039-1047.
- Budzinski, Oliver 2000: Wirtschaftspolitische Implikationen evolutiver Ordnungsökonomik. Das Beispiel ordnungskonformer ökologischer Wirtschaftspolitik. Metropolis: Marburg.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 1998: Pressemitteilung: Selbstverpflichtung zum Verzicht auf umweltgefährdende Hilfsstoffe in Chemikalien zur Abwasserbehandlung durch Verband TEGEWA übergeben. <http://www.bmu.de/de/800/nj/presse/pressearchiv/news520/>, Bonn, 9.7.1998.

- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) 2003: Neues EU-Chemikalienrecht. Die politische Entscheidungsfindung in Deutschland, <http://www.bmu.de/files/chemikalienrecht.pdf>, 31.10.2003.
- Bundesregierung, Verband der chemischen Industrie (VCI) und Industriegewerkschaft Bergbau, Chemie und Energie (IG BCE) 2002: Gemeinsame Position zum Weißbuch der Europäischen Kommission „Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik“, http://www.vci.de/Template_Downloads/tmp_0/chempol.pdf, Berlin, 11.3.2002.
- Bundesregierung, Verband der chemischen Industrie (VCI) und Industriegewerkschaft Bergbau, Chemie, Energie (IG BCE) 2003: Gemeinsame Bewertung des Konsultationsentwurfes der Europäischen Kommission für die Registrierung, Evaluation, Zulassung und Beschränkung von Chemikalien (REACH), http://www.bmu.de/files/pm147_chemie.pdf, 21.8.2003.
- Bundesverband der Deutschen Industrie (BDI) (Hg.) 1992: Freiwillige Kooperationslösungen im Umweltschutz. Ergebnisse eines Gutachtens und Workshops. Industrieförderung: Köln.
- Coase, Roland 1937: The nature of the firm, in: *Economica* 4, 386-495.
- Conrad, Jobst 2000: Environmental Policy Regulation by Voluntary Agreements: Technical Innovations for Reducing Use and Emissions of EDTA. FFU Report 00-04, Berlin.
- Czada, Roland 2001: Kooperation als Entdeckungsverfahren. Überlegungen zum Innovationspotenzial assoziativen Handelns, in: Frick, Siegfried/ Penz, Reinhard / Weiß, Jens: (Hg.): Der freundliche Staat. Kooperative Politik im institutionellen Wettbewerb, Metropolis-Verlag: Marburg.
- Damaschke, Kurt 1986: Der Einfluss der Verbände auf die Gesetzgebung. Am Beispiel des Gesetzes zum Schutz vor gefährlichen Stoffen (Chemikaliengesetz). Minerva: München.
- Deutscher Naturschutzring (Hg.) 2003: EU-Rundschreiben 11/12.03, Berlin.
- Döring, Thomas/ Pahl, Thilo 2001: Kooperative Lösungen in der Umweltpolitik - eine ökonomische Sicht, in: *Volkswirtschaftliche Beiträge der Universität Marburg* 10/2001.
- Downs, Anthony 1957: An Economic Theory of Political Action in a Democracy, in: *The Journal of Political Economy* 65, 135-150.
- Eichener, Volker/Voelzkow, Helmut 1991: Umweltinteressen in der verbandlichen Techniksteuerung. Empirische Untersuchung der technischen Normung im Bereich der Stadtentwicklung, Institut für Landes- und Stadtentwicklungsforschung NRW: Dortmund.
- Endres, Alfred/ Finus, Michael 1996: Zur Neuen Politischen Ökonomie der Umweltgesetzgebung – Umweltschutzzinstrumente im politischen Prozeß, in: Gawel, Erik (Hg.): Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung. Sonderheft 8/1996. Analytica Verlag: Berlin, 88-103.
- Engel, Christoph 1998: Nebenwirkungen wirtschaftsrechtlicher Instrumente, in: Engel, Christoph/ Morlok, Martin: Öffentliches Recht als ein Gegenstand ökonomischer Forschung. Mohr-Siebeck: Tübingen, 173-205.
- Erlei, Mathias/ Leschke, Martin/ Sauerland, Dirk 1999: Neue Institutionenökonomik. Schäfer Poeschel: Stuttgart.
- European Chemicals Bureau (ECB) 2002: Newsletter 4, <http://ecb.jrc.it/>.
- European Union 2003: Press Releases: Chemicals: Commission presents proposal to modernise EU legislation, <http://europa.eu.int/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/03/1477&format=HTML&aged=0&language=EN&guiLanguage=en>. Brüssel, 29.10.2003.

- Ewringmann, Dieter, Koch, Lars , Monßen, Melanie 2003: Kooperative Institutionen für einen nachhaltigen Paradigmenwechsel in der Industrie. das Beispiel der chemischen Industrie, in: Horbach , Jens, Huber, Joseph, Schulz, Thomas: (Hg.): Nachhaltigkeit und Innovation. Rahmenbedingungen für Umweltinnovationen. Ökom-Verlag: München, 111-147.
- Falk, Armin 2001: Homo Oeconomicus versus Homo Reciprocans: Ansätze für ein neues Wirtschaftspolitisches Leitbild? IEW - Working Paper 79, <http://www.iew.unizh.ch/wp/iewwp079.pdf>.
- Flotow, Paschen von/ Schmidt, Johannes 2001: Evaluation von Selbstverpflichtungen der Verbände der chemischen Industrie, Oestrich- Winkel.
- Frick, Siegfried 1996: Bessere Steuerung durch "Intermediäre Institutionen"?. Zur Theorie der Institutionen zwischen Staat und Markt und ihrer Bedeutung für eine Politik der Dematerialisierung, in: Köhn, Jörg/ Welfens, Maria J.: (Hg.) Neue Ansätze in der Umweltökonomie, Metropolis: Marburg.
- Friege, Henning 1990: Chemieindustrie und Staat - eine ökonomisch/ ökologische Bestandsaufnahme, in: Petschow, Ulrich, Schmidt, Eberhard: (Hg.) Staatliche Politik als Umweltzerstörung. Der Staat in der Umweltverträglichkeitsprüfung. Schriftenreihe des IÖW 37, 103-112.
- Friege, Henning/ Claus, Frank 1988: Chemie für wen?. Chemiepolitik statt Chemieskandale. Rowohlt: Reinbek.
- Führ, Martin et al. 1999: Produktbezogene Normen in Europa zwischen Binnenmarkt und Umweltschutz. Reformbedarf aus Sicht des Verfassungs- und des Europarechts. Sofia-Studien zur Institutionenanalyse 99-2, Darmstadt.
- Fürst, Dietrich/ Knieling, Jörg 2002: Expertise: Konsens-Gesellschaft und innovationsorientierte Entwicklung. Neue Modelle der Wissensproduktion und -verarbeitung (Modus 2) am Beispiel der „Lernenden Region“. Hannover, Mai 2002: <http://www.sciencepolicystudies.de/Fuerst-Knieling-Expertise.pdf>.
- Gawel, Erik 1997: Reguliertes Wissen um Unwissen. Zur Generierung und Distribution von Risikoinformation aus ökonomischer Sicht, in: Dieter Hart (Hg.): Privatrecht im „Risikostaat“, Nomos: Baden-Baden, 265-323.
- Gawel, Erik 2003: Erscheinungsformen und Perspektiven kooperativer Abfallwirtschaftspolitik, in: Hansjürgens, Bernd, Köck, Wolfgang, Kneer, Georg: (Hg.): Kooperative Umweltpolitik. Nomos: Baden-Baden.
- Gawel, Erik (Hg.) 1996: Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung. Sonderheft 8/1996. Analytica Verlag: Berlin.
- Geldsetzer, Antje 2001: Theorie einer kooperativen Umweltpolitik, Shaker Verlag: Aachen.
- Gesellschaft Deutscher Chemiker (GDCh) 1999: Beratergremium für Altstoffe (BUA). Altstoffbeurteilung: Ein Beitrag zur Verbesserung der Chemikaliensicherheit. GDCh: Frankfurt am Main.
- Ginzky, Harald/Winter, Gerd 1999: Nutzen und Kosten im deutschen und europäischen Chemikalienrecht, in: Winter, Gerd/ Ginzky, Harald/ Hansjürgens, Bernd (Hg.): Die Abwägung von Risiken und Kosten in der europäischen Chemikalienregulierung. Erich Schmidt Verlag: Berlin, 1-90.
- Glagow, Manfred (Hg.) 1984: Gesellschaftssteuerung zwischen Korporatismus und Subsidiarität. AJZ: Bielefeld.
- Greenpeace 2003: Nonylphenol in unseren Lebensmitteln, <http://www.greenpeace.org/deutschland/?page=/deutschland/fakten/einkaufsnetz/einkaufsnetz-hintergruende/hormongifte-in-unseren-lebensmitteln>, 21.5.2003.

- Gretschmann, Klaus 1990: Neue ökonomische Institutionenanalyse, in: Jahrbuch zur Staats- und Verwaltungswissenschaft. Nomos: Baden-Baden, 339-358.
- Gunningham, Neil/Grabosky, Peter 1998: Smart Regulation: Designing Environmental Policy. Oxford University Press: Oxford.
- Gusy, Christoph 2001: Kooperation als staatlicher Steuerungsmechanismus, in: Zeitschrift für Umweltrecht 12, 1-7.
- Haberer, Axel F. 1996: Umweltbezogene Informationsasymmetrien und transparenzschaffende Institutionen. Metropolis: Marburg.
- Häder, Michael 1997: Umweltpolitische Instrumente und Neue Institutionenökonomik. Gabler: Wiesbaden.
- Hansjürgens, Bernd 1994: Erfolgsbedingungen für Kooperationslösungen in der Umweltpolitik, in Wirtschaftsdienst I, 35-42.
- Hansjürgens, Bernd 2000: Symbolische Umweltpolitik - Eine Erklärung aus Sicht der Neuen Politischen Ökonomie, in: Hansjürgens, Bernd/ Lübke-Wolff, Gertrude: (Hg.): Symbolische Umweltpolitik. Suhrkamp: Frankfurt/Main.
- Hayek, Friedrich A. von: 1968: Der Wettbewerb als Entdeckungsverfahren, Kieler Vorträge 56, Kiel.
- Hecht, Dieter 1999: Wissen, Wissensgrenzen und stoffliche Umweltrisiken, in: Bernd Hansjürgens (Hg.): Umweltrisikopolitik. Analytica Verlag: Berlin, 123-137.
- Held, Martin (Hg.) 1988: Chemiepolitik: Gespräch über eine neue Kontroverse. Beiträge und Ergebnisse einer Tagung der Evangelischen Akademie Tutzing. VCH: Weinheim.
- Héritier, Adrienne 1996: Muster europäischer Umweltpolitik, in: Diekmann, Andreas/ Jaeger, Carlo C. (Hg.): Umweltsoziologie, Westdeutscher Verlag: Opladen, 472-486.
- Hilbert, Josef/ Voelzkow, Helmut 1984: Umweltschutz durch Wirtschaftsverbände? - Das Problem verbandlicher Verpflichtungsfähigkeit am Beispiel umweltschutzinduzierter Selbstbeschränkungsabkommen, in: Glagow, Manfred: (Hg.): Gesellschaftssteuerung zwischen Korporatismus und Subsidiarität. AJZ: Bielefeld.
- Hollingsworth, J. Rogers/ Boyer, Robert (Hg.) 1997: Contemporary Capitalism. The Embeddedness of Institutions. Cambridge University Press: Cambridge.
- Holzinger, Katharina 1998: Die Leistungsfähigkeit umweltpolitischer Kooperationslösungen, Preprints aus der Max-Planck-Projektgruppe Recht der Gemeinschaftsgüter 98/6.
- Horbach, Jens 1996: Ökonomische Bürokratie- und Vollzugstheorien. Lehren für die Umweltpolitik, in: Gawel, Erik: (Hg): Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Analytica: Berlin. 119-127.
- Jacob, Klaus, Jänicke, Martin (1998): Ökologische Innovationen in der chemischen Industrie: Umweltentlastung ohne Staat. Untersuchung und Kommentierung zu 182 Gefahrstoffen, in: Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 4, 519-547.
- Jacob, Klaus 1997: Umweltentlastende Innovationen durch Policy-Ziele. Der Fall EDTA, in: Mez, Lutz, Weidner, Helmut: (Hg.): Umweltpolitik und Staatsversagen. Perspektiven und Grenzen der Umweltpolitikanalyse. Edition Sigma: Berlin, 445-450.
- Jacob, Klaus 1999: Innovationsorientierte Chemikalienpolitik. Politische, soziale und ökonomische Faktoren des verminderten Gebrauchs gefährlicher Stoffe. Herbert Utz Verlag: München.
- Jahn, Detlef 1998: Environmental Performance and Policy Regimes: Explaining Variations in 18 OECD-Countries, in: Policy Sciences 31, 107-131.
- Jakubowski, Peter 1999: Demokratische Umweltpolitik. Eine institutionenökonomische Analyse umweltpolitischer Zielfindung, Peter Lang: Frankfurt am Main.

- Jänicke, Martin 1990: Der Staat als umweltpolitischer Problemerzeuger und Problemlöser, in: Petschow, Ulrich, Schmidt, Eberhard: (Hg.): Staatliche Politik als Umweltzerstörung. Der Staat in der Umweltverträglichkeitsprüfung. Schriftenreihe des IÖW 37, 3-9.
- Jänicke, Martin 1997: Umweltinnovationen aus der Sicht der Policy-Analyse: vom instrumentellen zum strategischen Ansatz der Umweltpolitik, FFU-Report 97-3, Berlin.
- Jülich, Ralf 1998: Case Study 4: The EDTA Agreement, in: The Environmental Law Network International (ELNI) (Hg.): Environmental Agreements. The Role and the Effect of Environmental Agreements in Environmental Policies. Cameron May Ltd., 305-341.
- Klemmer, Paul/ Lehr, Ulrike/ Löbke, Klaus 1999: Umweltinnovationen. Anreize und Hemmnisse, Analytica Verlag: Berlin.
- Knebel, Jürgen/Wicke, Lutz/Michael, Gerhard 1999: Selbstverpflichtungen und normsetzende Umweltverträge als Instrumente des Umweltschutzes. Erich Schmidt-Verlag: Berlin.
- Kemp, René 2000: Technology and Environmental Policy – Innovation effects of past policies and suggestions for improvement. OECD proceedings Innovation and Environment. OECD: Paris. 35-61.
- Koch, Lars/ Ashford, Nicholas 2004: The Role of Information in Chemicals Policy. Beitrag präsentiert auf der internationalen Konferenz: "Innovation, Sustainability and Policy, 23.-25.5.2004, Kloster Seon (Deutschland). <http://www.wiso.uni-koeln.de/finanzfors/pdf/The%20role%20of%20information%20in%20chemicals%20policy%20-%20conference%20version.pdf>.
- Köck, Wolfgang 1999: Risikobewertung und Risikomanagement im deutschen und europäischen Chemikalienrecht. - Problemanalyse und Reformperspektiven, in: Hansjürgens, Bernd: (Hg.): Umweltrisikopolitik. Analytica: Berlin, 76-96.
- Kommission der europäischen Gemeinschaften 2001: Weissbuch – Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik, KOM 88, Brüssel.
- Kommission der europäischen Gemeinschaften 2003: Folgenabschätzung zur Chemikalienregulierung, Brüssel.
- Körber, Stefan 1998: Staatliche Steuerung und gesellschaftliche Selbstregulierung in der Chemikalienkontrolle. Eine sozialwissenschaftliche Untersuchung halbstaatlicher Normung durch den Ausschuss für Gefahrstoffe. Wirtschaftsverlag NW: Bremerhaven.
- Kösters, Winfried 1994: Umweltverhalten im Unternehmensbereich als abhängige Variable von politischen System und politischer Öffentlichkeit. Fallstudie an Hand ausgewählter Unternehmen der chemischen Industrie in Nordrhein-Westfalen. Eigenverlag Kösters: Bergheim-Ahe.
- Linscheidt, Bodo 2000: Kooperative Steuerung als neues Modell der Umweltpolitik – eine theoretische Erörterung, Umweltökonomische Diskussionsbeiträge 00-01, Köln.
- Linscheidt, Bodo/ Ochtrop, Jens 1999: Die umweltpolitische Effektivität freiwilliger Selbstverpflichtungen: ein spieltheoretisches Modell, umweltökonomische Diskussionsbeiträge 99-03, Köln.
- Lohmann, Dieter 1999: Umweltpolitische Kooperationen zwischen Staat und Unternehmen aus Sicht der Neuen Institutionenökonomik, Metropolis: Marburg.
- Longolius, Stefan 1993: Eine Branche lernt Umweltschutz. Motive und Verhaltensmuster der deutschen chemischen Industrie. Edition Sigma: Berlin.
- Macho-Stadler, Ines/ Pérez-Castrillo, J. David 2001: An Introduction to the Economics of Information : Incentives and Contracts. Oxford University Press: Oxford.

- Mahdi, Surya/Nightingale, Paul/ Berkhout, Frans 2002: A Review of the Impact of Regulation on the Chemical Industry. Final Report to the Royal Commission on Environmental Pollution.
- Marin, Bernd 1996: Generalisierter Politischer Austausch, in Patrick Kenis/ Volker Schneider (Hg.): Organisation und Netzwerk: Institutionelle Steuerung in Wirtschaft und Politik. Campus Verlag: Frankfurt am Main, 425-470.
- Mayntz, Renate 1993: Policy-Netzwerke und die Logik von Verhandlungssystemen, in: Héri-tier, Adrienne: (Hg.): Policy-Analyse. Kritik und Neuorientierung, Opladen.
- Mayntz, Renate/ Scharpf, Fritz W. 1995: Der Ansatz des akteurzentrierten Institutionalismus, in: Mayntz, Renate/ Scharpf, Fritz W. (Hg.): Gesellschaftliche Selbstregulung und politische Steuerung. Campus-Verlag: Frankfurt/ New York.
- Mayntz, Renate: (Hg.) 1983: Implementation politischer Programme. Ansätze zur Theorienbildung. Westdeutscher Verlag: Opladen.
- Mercer Management Consulting 2003: Study of the Impact of the Future Chemicals Policy. Final Report for the Union des Industries Chimiques (UIC).
- Meyer, Sigrid 1996: Ökonomische Theorie der Umweltpolitik. Josef Eul Verlag: Bergisch-Gladbach.
- Murswiek, Axel 2001: Das sogenannte Kooperationsprinzip - ein Prinzip des Umweltschutzes, in: Zeitschrift für Umweltrecht 1, 7-13.
- Neidlein, Hans-Christoph 1989: Der Chemiebeirat - Ein Modell präventiver und kooperativer Umweltpolitik, in: Hartwig Donner (Hg.): Umweltschutz zwischen Markt und Staat. Moderne Konzeptionen im Umweltschutz. Nomos: Baden-Baden, 471-494.
- Niskanen, William D. 1974 Bureaucracy and Representative Government. Aldine: Chicago.
- Nordbeck, Ralf/ Faust, Michael 2002: European Chemicals Regulation and its Effect on Innovation: an Assessment of the EU's White Paper on the Strategy for Future Chemicals Policy, UFZ Discussion Paper 4/02, Leipzig.
- Ockenfels, Axel 1999: Fairneß, Reziprozität und Eigennutz. Ökonomische Theorie und experimentelle Evidenz. Mohr Siebeck: Tübingen.
- Öko-Institut 1989: Stellungnahme zur Novellierung des Chemikaliengesetzes (BT-DS 11/4550), Darmstadt.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) 1993: Application of Structure-Activity Relationships to the Estimation of Properties Important in Exposure Assessment. OECD Environmental Monograph 67
- OECD 1999: Voluntary Approaches for Environmental Policy. An Assessment, Paris.
- Olson, Mancur 1965: The Logic of Collective Action. Public Goods and the Theory of Groups, Harvard University Press: Cambridge.
- Pearce, David/ Koundouri, Phoebe 2003: The Social Costs of Chemicals. The Costs and Benefits of Future Chemicals Policy in the European Union. WWF: London.
- Porter, Michael E./ Van der Linde, Claas 1995: Toward a New Conception of the Environment-Competitiveness Relationship, in: Journal of Economic Perspectives 4, 97-118.
- Prittwitz, Volker von: (Hg) 2000: Institutionelle Arrangements in der Umweltpolitik. Zukunftsfähigkeit durch innovative Verfahrenskombinationen? Leske+Budrich: Opladen.
- Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 2000: Umweltgutachten 2000. Schritte ins nächste Jahrtausend, Metzler-Poeschel: Stuttgart.
- Ringeling, Hans-Werner 2002: Kooperationsprinzip, Kooperationsinstrumente und Instrumentenverbund im Umweltrecht, in: Carl-Eugen Eberle/ Martin Ibler/ Dieter Lorenz (Hg.): Der Wandel des Staates vor den Herausforderungen der Gegenwart. Beck: München, 509-524.

- Rengeling, Hans-Werner (Hg.) 2003: Umgestaltung des deutschen Chemikalienrechts durch europäische Chemikalienpolitik. Carl Heymanns Verlag: Köln.
- Rengeling, Hans-Werner/ Hagen Hof (Hg.) 2001: Instrumente des Umweltschutzes im Wirkungsverbund. Nomos: Baden-Baden.
- Rennings, Klaus et al. 1996: Nachhaltigkeit, Ordnungspolitik und freiwillige Selbstverpflichtungen. Ordnungspolitische Grundregeln für eine Politik der Nachhaltigkeit und das Instrument der freiwilligen Selbstverpflichtung im Umweltschutz. Physica-Verlag: Heidelberg.
- Richter, Rudolf 1990: Sichtweise und Fragestellungen der Neuen Institutionenökonomik, in: Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften 110, 571-591.
- Richter, Rudolf/ Furubotn, Eirik 1996: Neue Institutionenökonomik. Eine Einführung und kritische Würdigung, Mohr Siebeck Verlag: Tübingen.
- Risk & Policy Analysts 2003: Assessment of the Impact of the New Chemicals Policy on Occupational Health – Final Report. Prepared for the European Commission Environmental Directorate-General.
- Risk & Policy Analysts/BRE Environment 2003: The Impact of the New Chemicals Policy on Health and the Environment – Final Report, prepared for the European Commission Environment Directorate-General.
- Risk & Policy Analysts, Statistics Sweden 2002: Assessment of the Business Impact of New Regulations in the Chemicals Sector - Final Report. Prepared for the European Commission Enterprise Directorate-General.
- Ritter, Ernst-Hasso 1979: Der kooperative Staat. Bemerkungen zum Verhältnis von Staat und Wirtschaft, in: Archiv des öffentlichen Rechts, 389-413.
- Ritz, Manfred 2003: Die Zeichen stehen auf Sturm, in: Verband der chemischen Industrie (Hg.): Chemie report. 5.-6.2003, 7-11.
- Ronge, Volker/ Körber, Stefan 1994: Die Europäisierung der Chemikalienkontrolle und ihre Folgen für die Verbandspolitik – aus deutscher Sicht, in: Eichener, Volker/ Voelzkow, Helmut: (Hg.): Europäische Integration und verbandliche Interessenvermittlung, Metropolis: Marburg, 321-347.
- Sabatier, Paul A. 1988: An Advocacy Coalition Framework of Policy Change and the Role of Policy-oriented Learning therein, in: Policy Sciences 21, 121-168.
- Scharpf, Fritz W. 1993a: Versuch über Demokratie im verhandelnden Staat, in: Roland Czada/ Manfred G. Schmidt (Hg.): Verhandlungsdemokratie, Interessenvermittlung, Regierbarkeit. Westdeutscher Verlag: Opladen, 25-50.
- Scharpf, Fritz W. 1993b: Positive und negative Koordination in Verhandlungssystemen, in: Politische Vierteljahresschrift, Sonderheft 24, 57-83.
- Scharpf, Fritz W. 1998: Demokratie in der transnationalen Politik, in: Streeck, Wolfgang (Hg.): Internationale Wirtschaft, nationale Demokratie. Herausforderungen für die Demokratietheorie. Campus-Verlag: Frankfurt/Main.
- Scharpf, Fritz W. 2000: Interaktionsformen. Akteurzentrierter Institutionalismus in der Politikforschung. Westdeutscher Verlag: Opladen.
- Schendel, Frank-Andreas 2001: Selbstverpflichtungen der Industrie als Steuerungsinstrument im Umweltschutz, in: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht 5, 494-500.
- Schenk, Stefan, Weise, Peter 1995: Zur Evolution von Kooperation, in: Ökonomie und Gesellschaft: Jahrbuch 12: Soziale Kooperation, 129-167.
- Schmelzer, Dirk 1999: Freiwillige Selbstverpflichtungen in der Umweltpolitik. Shaker Verlag: Aachen.

- Schneider, Volker 1986: Tauschnetzwerke in der Politikentwicklung. Chemikalienkontrolle in der OECD, EG und der Bundesrepublik Deutschland, in: *Journal für Sozialforschung* 26, 383-416.
- Schneider, Volker 1988: Politiknetzwerke der Chemikalienkontrolle. Eine Analyse einer transnationalen Politikentwicklung. Walter de Gruyter: Berlin/New York.
- Schumpeter, Joseph Alois 1950 *Kapitalismus, Sozialismus und Demokratie*, Tübingen, 6. Aufl. (1987).
- Scruggs, Lyle 2003: *Sustaining Abundance. Environmental Performance in Industrial Democracies*. Cambridge University Press: Cambridge.
- Siebel, Walter/ Ibert, Oliver/ Mayer, Hans-Norbert 2001: Staatliche Organisation von Innovationen: Die Planung des Unplanbaren unter widrigen Umständen durch einen unbegabten Akteur, in: *Leviathan* 29, 526-543.
- Stirba, Uwe/Kowalski, Ulrike/ Schlottmann, Ulrich 2001: National Profile. Chemikalienmanagement in Deutschland, <http://www.baua.de/amst/amst.htm>.
- Streeck, Wolfgang 1999: *Korporatismus in Deutschland. – zwischen Nationalstaat und europäischer Union*, Campus-Verlag: Frankfurt/ New York.
- Süddeutsche Zeitung (SZ): 2001: Streit um die künftige Chemiepolitik. Wirtschaft kontra Verbraucher, 12.2.2001, 25.
- Tietzel, Manfred 1988: Zur ökonomischen Theorie des Betrügens und des Fälschens, in: *Jahrbuch für Nationalökonomie und Statistik* 204 (1) 17-35.
- Töller, Annette E. 2003: Warum kooperiert der Staat?. Politische Steuerung durch Umweltvereinbarungen, in: Grande, Edgar/ Prätorius, Rainer: (Hg.): *Politische Steuerung und neue Staatlichkeit*. Nomos: Baden-Baden.
- Umweltbundesamt 1995: *Bewertung der Gefährdung von Mensch und Umwelt durch ausgewählte Altstoffe*. Texte 38/95, Berlin.
- Umweltbundesamt 1996: *Bewertung der Umweltgefährlichkeit ausgewählter Altstoffe durch das Umweltbundesamt. Teil II. Texte 38/96*, Berlin.
- Umweltbundesamt 1998: *Ergebnisprotokoll zum 12. EDTA-Fachgespräch „Verringerung der Gewässerbelastung durch EDTA“*, Berlin, 5.10.1998.
- Umweltbundesamt 1999: *Ergebnisprotokoll zum 13. EDTA-Fachgespräch „Verringerung der Gewässerbelastung durch EDTA“*, Berlin, 4.11.1999.
- Umweltbundesamt 2000: *Ergebnisprotokoll zum 14. EDTA-Fachgespräch „Verringerung der Gewässerbelastung durch EDTA“*, Berlin, 23.11.2000.
- Umweltbundesamt 2001a: *Hintergrundinformation: Anmerkungen zum Weissbuch der EU-Kommission zur Chemikalienpolitik*, Berlin, März 2001.
- Umweltbundesamt 2001b: *Nationales Forum zu Grundfragen der Chemikaliensicherheit: Neue Chemikalienpolitik für Europa – Zum Weissbuch der EG-Kommission „Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik“ vom 23.04.2001, Dokumentation vom 28.09.2001*.
- Umweltbundesamt 2001c: *Ergebnisprotokoll zum 15. EDTA-Fachgespräch „Verringerung der Gewässerbelastung durch EDTA“*, Berlin, 8.11.2001.
- Umweltbundesamt 2002: *Ergebnisprotokoll zum 16. EDTA-Fachgespräch „Verringerung der Gewässerbelastung durch EDTA“*, Berlin, 14.11.2002.
- VCI 2003a: *Stellungnahme des VCI zum Konsultationsdokument der GD Umwelt und der GD Unternehmen der EU-Kommission vom 16.05.2003: „Registration, Evaluation, Authorisation and Restrictions of Chemicals (REACH)“*, 27.6.2003.
- VCI 2003b: *Stellungnahme des VCI zum Verordnungsvorschlag der Europäischen Kommission: „Registrierung, Bewertung, Zulassung und Beschränkung chemischer Stoffe“*,

- KOM(2003)644 endgültig vom 29.10.2003, <http://www.vci.de/default.asp?rub=738&tma=877&cmd=shd&docnr=89648&nd={4}&ond=&snd=21&shmode=19.12.2003>.
- VCI 2003c: Responsible Care. Daten der chemischen Industrie zu Sicherheit, Gesundheit, Umweltschutz. VCI: Frankfurt/Main.
- Verband der chemischen Industrie (VCI) 2001: Strategie für eine zukünftige Chemikalienpolitik. Die Position des VCI zum Weissbuch der EU-Kommission vom Februar 2001, Frankfurt am Main, März 2001.
- Voelzkow, Helmut/ Hilbert, Josef/ Heinze, Rolf G. 1987: „Regierung durch Verbände“ – am Beispiel der umweltbezogenen Techniksteuerung, in: Politische Vierteljahresschrift, 28, 80-100.
- Voigt, Rüdiger 1995: Der kooperative Staat: Krisenbewältigung durch Verhandlung? Nomos: Baden-Baden.
- Wegner, Gerhard 1998: Entstaatlichung der Umweltpolitik durch innere Institutionen?. Verhandlungslösungen als Komplement regulativer Umweltpolitik, in: Wegner, Gerhard/ Wieland, Josef: (Hg.) Formelle und informelle Institutionen - Genese, Interaktion und Wandel. Genese, Interaktion und Wandel. Metropolis: Marburg, 35-69.
- Weidner, Helmut 1996: Umweltkooperation und alternative Konfliktregulierungsverfahren in Deutschland. Zur Entstehung eines neuen Politiknetzwerkes. WZB Discussion Papers: Berlin.
- Weiner, Daniel 2003: Uncertainty towards Time as Determining Factor for the Success of Political Regulations in the Case of EDTA. Paper presented at the Berlin Conference on the Human Dimension of Global Environmental Change "Governance for Industrial Transformation", 5-6 December 2003 in Berlin. Preliminary Draft, 27. November 2003.
- Weiß, Jens 2000: Umweltpolitik als Akteurshandeln. Eine Theorie der kooperativen Bearbeitung von Informations- und Verteilungsproblemen in der umweltpolitischen Steuerung. Metropolis: Marburg.
- Wiesenthal, Helmut 2001: "Kooperative Verfahren" versus innovative Konstellationen: Zur Komplexität politischer Verhandlungen unter dem Einfluss des Globalisierungsprozesses, in: Frick, Siegfried/ Penz, Reinhard/ Weiß, Jens: (Hrsg., 2001): Der freundliche Staat. Kooperative Politik im institutionellen Wettbewerb. Metropolis: Marburg, 169-188.
- Wölcke, Uwe 1997: Neuere Entwicklungen im Risikomanagement und diesbezügliche Arbeiten der Projektgruppe "Risikoakzeptanz" , in: Gefahrstoffe - Reinhaltung der Luft 57, 238-240.
- Wolff, Franziska 2004: Staatlichkeit im Wandel – Aspekte kooperativer Umweltpolitik. Oekom-Verlag: München.
- Williamson, Oliver E. 1985: The Economic Institutions of Capitalism. Free Press: New York.
- Zilleßen, Horst/ Barbian, Thomas 1992: Neue Formen der Konfliktregelung in der Umweltpolitik, in: Aus Politik und Zeitgeschichte B39-40, 14-22.
- Zimmermann, Horst/Pahl, Thilo 1999: Unbekannte Risiken. Innovationsbezug und umweltpolitische Aufgaben, in: Bernd Hansjürgens (Hg.): Umweltrisikopolitik. Analytica: Berlin, 107-122.

Interviews:

- Dr. Jan Ahlers (Gaststatus im BUA nach Austritt der Behörden, Umweltbundesamt (UBA)), 4.7.2002.
- Andreas Ahrens (Institut für Ökologie und Politik GmbH), 17.6.2002.
- Dr. Heinz Behret (BUA-Geschäftsführer), 4.3.2002.
- Prof. Dr. Hans Drexler (BUA-Mitglied, Universität Erlangen-Nürnberg), 21.5.2002.
- Dr. Henning Friege, AWISTA GmbH, (Düsseldorfer Abfallwirtschafts- und Stadtreinigungsbetrieb, ehemaliger stellvertretender Vorsitzender des BUND (Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland), 21.10.2002.
- Prof. Dr. Helmut Greim (Vorsitzender des BUA, Technische Universität München), 27.5.2002.
- Prof. Dr. Ursula Gundert-Remy (ehemaliges BUA-Mitglied, Bundesinstitut für gesundheitlichen Verbraucherschutz und Veterinärmedizin (BgVV)), 4.7.2002.
- Dipl.-Ing. Thomas Herold (BUA-Geschäftsstelle), 4.3.2002.
- Prof. Dr. Herwig Hulpke (ehemaliges BUA-Mitglied, Bayer AG), 21.3.2002.
- Dr. Hans-Wilhelm Marquart (ehemaliger Mitarbeiter der Bayer AG Leverkusen, Produktsicherheit), 14.2.2003.
- Prof. Dr. Horst Neidhard (ehemaliges BUA-Mitglied, ehemalig Umweltbundesamt (UBA), 21.5.2002.
- Dr. Andrea Paetz (Bayer AG Leverkusen), 17.6.2003.
- Dr. Norbert Rupprich (ehemaliges BUA-Mitglied, Bundesanstalt für Arbeitsschutz und Arbeitsmedizin (BauA)), 14.5.2002.
- Dr. Frank-Andreas Schendel (Bayer AG Leverkusen), 11.3.2002.
- Prof. Dr. Ulrich Schlottmann, (ehemaliges BUA-Mitglied, Bundesumweltministerium), 13.5.2002.
- Dr. Beatrice Schwarz-Schulz (Gaststatus im BUA nach Austritt der Behörden, Umweltbundesamt (UBA), 4.7.2002.
- Dr. Burkhardt Stock (BUA-Mitglied, Bayer AG Leverkusen), 2.7.2002.
- Prof. Dr. Reinhard Zellner (stellvertretender Vorsitzender des BUA, Universität Essen), 28.5.2002.

Möglichkeiten und Grenzen einer umweltorientierten Forschungspolitik

Andreas J. Schmidt

Inhaltsverzeichnis

- 1 Warum umweltorientierte Forschungspolitik?.....213**
- 2 Theoretische Grundlagen und Kriterien umweltorientierter Forschungsförderung214**
 - 2.1 Theoretische Beiträge der traditionellen Theorie214
 - 2.1.1 Externalitäten und öffentliche Güter.....214
 - 2.1.2 Unsicherheit und Risikoaversion215
 - 2.1.3 Informationsasymmetrien und Kreditrationierung.....216
 - 2.2 Theoretische Beiträge der Evolutorischen Ökonomik217
 - 2.2.1 Die Konstitution von Wissen.....218
 - 2.2.2 Unternehmer, Unternehmensgröße und Umweltinnovation218
 - 2.2.3 Das Variations-Selektions-Bewahrungs-Paradigma220
 - 2.2.4 Statische und Dynamische Effekte des Wettbewerbs222
 - 2.2.5 Pfadabhängigkeit von Entwicklungen223
 - 2.3 Kriterien zur Ausgestaltung umweltorientierter Forschungspolitik.....225
- 3 Die Betrachtung der Förderpraxis227**
 - 3.1 Die Entwicklung umweltorientierter Forschungspolitik.....227
 - 3.1.1 Begleitforschung zum Ordnungsrecht und Reinigungstechnologien227
 - 3.1.2 Vermeidungsforschung und Produktionsintegrierter Umweltschutz (PIUS).....228
 - 3.1.3 Aufbau der Klima- und Ökosystemforschung229
 - 3.1.4 Integrierter Raum- und Landnutzungsorientierter Förderansatz und Betrachtung der Wertschöpfungskette.....229
 - 3.1.5 Interdisziplinarität, sozioökonomische und branchen-orientierte Forschung als aktuelle Förderparadigmen230
 - 3.2 Besonderheiten der Forschungsförderung in der chemischen Industrie232
 - 3.2.1 Kuppelproduktion und das besondere Potenzial und die Notwendigkeit von Forschungspolitik in der Branche232
 - 3.2.2 Hoher Eigenfinanzierungsanteil, Sensibilität der Öffentlichkeit und Autarkiestreben der Chemischen Industrie.....233
 - 3.3 Projektförderung in der Chemischen Industrie 1998-2002.....234
 - 3.3.1 Gesamtumfang, Akteure und Umfang der Umweltorientierung ..234

3.3.2 Inhaltliche Schwerpunktsetzungen der Projektförderung..... 235

**4 Ansatzpunkte zu einer Neuorientierung der umweltorientierten
Forschungspolitik 236**

4.1 Betrachtete Instrumententypen 236

4.2 Direkt-spezifische Projektförderung..... 237

4.3 Institutionelle Förderung 239

4.4 Indirekte Förderung 240

5 Zusammenfassung und Empfehlungen..... 242

Literaturverzeichnis..... 244

1 Warum umweltorientierte Forschungspolitik?

Die Instrumentendiskussion der in den 1980er und 1990er Jahren in der Umweltökonomik hat gezeigt, wie schwierig es ist, mit dem durchsetzbaren Niveau an umweltpolitischer Instrumentierung Umweltinnovationen zu stimulieren.¹ In den Umweltwissenschaften wird deshalb die Erweiterung des Instrumentariums staatlicher Innovationsförderung in den Blick genommen. Gegenstand dieses Beitrags sind daher die Möglichkeiten und Grenzen der Instrumente einer umweltorientierten Forschungspolitik als Komplement zur Umweltpolitik.

In Deutschland werden von den jährlichen Ausgaben aller Gebietskörperschaften für Forschungs- und Technologiepolitik² in Höhe von 16 Mrd. € (ohne Wissenschaftsausgaben) 10-20% umweltorientiert eingesetzt.³ Trotzdem wurde Forschungspolitik bisher wissenschaftlich hauptsächlich als Politik zur Förderung der Wettbewerbsfähigkeit verstanden, gerechtfertigt und in ihrer Ausgestaltung untersucht. Für eine auf Umweltinnovationen zielende Forschungspolitik gibt es kaum ökonomische Forschungsbeiträge. Diese Untersuchung will vor diesem Hintergrund einen Beitrag zur Rechtfertigung und Ausgestaltung umweltorientierter Forschungspolitik am Beispiel der chemischen Industrie leisten und ist wie folgt gegliedert:

Kapitel 2 führt in theoretische Beiträge zu Grundlagen umweltorientierter Forschungspolitik ein. Dabei werden Kriterien für ihre Rechtfertigung und zur Ausgestaltung des Instrumenteneinsatzes abgeleitet. Kapitel 3 stellt die Praxis der umweltorientierten Forschungsförderung in Deutschland dar. Im ersten Abschnitt dieses Kapitels wird auf die Entwicklung allgemeiner Förderparadigmen eingegangen. Der zweite Abschnitt beschreibt die Besonderheiten der Förderung gegenüber der chemischen Industrie. Der dritte Abschnitt behandelt die chemiespezifische Förderpraxis anhand einer Maßnahmenanalyse von 1998-2002. Kapitel 4 identifiziert die Ansatzpunkte zur Neuorientierung umweltorientierter Forschungspolitik und Kapitel 5 fasst die Ergebnisse zusammen.

¹ Vgl. die Ergebnisse des Forschungsverbundes Innovationswirkungen Umweltpolitischer Instrumente (FIU), bspw. bei Klemmer et al. 1999, Hemmelskamp 1999.

² Im Folgenden mit FuT-Politik abgekürzt und synonym zu Forschungspolitik verwandt.

³ Abhängig von der Definition umweltorientierter FuT-Politik. Quelle: BMBF 2002.

2 Theoretische Grundlagen und Kriterien umweltorientierter Forschungsförderung

Die Rechtfertigung umweltorientierter Forschungsförderung und die Entwicklung eines Kriterienkataloges für ihre Ausgestaltung soll anhand von zwei Blöcken theoretischer Grundlagen fundiert werden. Hierzu werden zum Einen aus Sicht traditioneller Ansätze, d.h. einer institutionenökonomisch erweiterten Neoklassik, die Theorie öffentlicher Güter und externer Effekte, die Ansätze der Unsicherheit und Risikoaversion sowie der Informationsasymmetrie und Kreditrationierung herangezogen. Zum anderen werden Theoriebausteine der Evolutorischen Ökonomik behandelt. Aus einer Elementenperspektive werden die Konstitution von Wissen sowie das Unternehmerbild und die Unternehmensgröße betrachtet. Aus einer Prozessperspektive werden die Analogie des Variations-Selektions-Bewahrungs-Paradigmas, der Wettbewerb als Effizienzinstrument und als „Entdeckungsverfahren“ und die Existenz bestehender technologischer Pfadabhängigkeiten einbezogen. Aus beiden Blöcken wird abschließend ein Kriterienkatalog für den Einsatz forschungspolitischer Instrumente entwickelt.

2.1 Theoretische Beiträge der traditionellen Theorie

2.1.1 Externalitäten und öffentliche Güter

Die öffentliche Finanzierung umweltorientierter Grundlagenforschung ist durch ihren Charakter als in großen Teilen öffentliches Gut unumstritten. Aufgrund der Nicht-Ausschließbarkeit profitieren alle Unternehmen von grundlagenorientierten Forschungsergebnissen. Daraus resultieren Anreize weniger zu forschen, als ein gesamtwirtschaftlich optimales Niveau an Grundlagenforschung erfordern würde. Darauf aufbauend lässt sich die staatliche Bereitstellung umweltorientierter Grundlagenforschung begründen.

Auch bei anwendungsorientierter Forschung und Entwicklung (FuE) von Umweltinnovationen ist eine vollkommene Zurechenbarkeit des entstehenden Nutzens nicht gegeben. Vielmehr lassen sich häufig positive Externalitäten vorfinden. Durch die FuE-Aktivitäten entstehen externe Erträge für Unternehmen, die die Erkenntnisse aus den Innovationen anderer Unternehmen für Imitationen oder Folgeinnovationen verwenden können, sich an den Kosten aber nicht beteiligen müssen.⁴

⁴ Im Falle der Imitation, also Wettbewerb durch Konkurrenzprodukte innerhalb des Innovationsmarktes, können die Imitatoren die ursprünglichen Innovatoren zudem unterbieten, da sie die Entwicklungskosten nicht erzielen müssen. Sind die Markteintrittskosten der Imitatoren geringer als die Innovationskosten, stellt sich der Innovator sogar schlechter als ohne Innovation. Im Fall der Folgeinnovation ist wiederum der non-rivale öffentliche Gutsanteil einer Innovation dafür verantwortlich, dass Folgeinnovationen

Als Politikempfehlung zur Lösung dieses Marktversagensproblems wird ein die Innovationsrenten zuweisendes Patentrecht angesehen. Der Vorteil von Patenten ist, dass sie dem dualistischen Charakter der anwendungsorientierten Innovation Rechnung tragen: Einerseits wird die marktliche Verwertung des Privatgutanteils als Innovationsanreiz geschützt. Andererseits wird durch die Offenlegungspflicht im Patentrecht der öffentliche Gutsanteil zugänglich. Außerdem werden Lizenzabgaben sowie Umgehungsinnovationen und damit Wettbewerb im Sinne bestreitbarer Märkte ermöglicht.

Darüber hinaus wird bei Umweltinnovationen auch von doppelten Externalitäten gesprochen.⁵ Neben der positiven Externalität der Umweltinnovation existiert die negative Externalität der Umweltschädigung. Wenn das politisch durchsetzbare Niveau an umweltpolitischer Instrumentierung nicht ausreicht, um ausreichend Anreize zur Reduktion von Umweltbeeinträchtigungen zu setzen, werden Umweltschutzgüter in einem geringeren Umfang und Umweltverbrauch in höherem Maße nachgefragt. Aufgrund der fehlenden Nachfrage nach Umweltschutzgütern kommt es zu weniger Innovationsanreizen für Umweltinnovationen produzierende Unternehmen. Ein aus einer Verknappung entstehender „market/demand pull“ wird in diesem Fall nicht erreicht.⁶ Für die Rechtfertigung des Einsatzes umweltorientierter Forschungspolitik aus neoklassischer Perspektive prinzipiell gilt: Die positive Externalität sollte durch Patentrecht, die negative durch Umweltpolitik internalisiert werden. Einzig für Grundlagenforschung verbliebe die Instrumentierung beim Staat. Eine Förderung anwendungsorientierter Forschung lässt sich also nur bei unzureichender Instrumentierung der positiven und negativen Externalitäten begründen. Für den Instrumenteneinsatz gilt: Je eher FuE marktferne Grundlagenforschung ist, desto eher kann eine öffentliche Finanzierung begründet werden. Es ist sinnvoll, die Kosten der Förderung soweit zurechenbar angebotsseitig den Nutznießern und nachfrageseitig den Verursachern aufzuerlegen.

2.1.2 Unsicherheit und Risikoaversion

Ein weiterer Ansatzpunkt für staatliche Eingriffe kann durch hohe Unsicherheit von FuE in Verbindung mit Risikoaversion begründet werden. Unter Risikoaversion versteht man Präferenzen, bei denen eine sicherere Rendite gegenüber einer unsichereren mit gleichem Erwartungswert vorgezogen wird. Gesamtwirtschaftlich kann angenommen werden, dass sich Erfolge und Fehlschläge einzelner Projekte ausgleichen und es zu einer durchschnittlichen Rendite kommt. Bei Gültigkeit des Ertragsgesetzes folgt, dass gesamtwirtschaftlich genau soviel in die riskantere Forschung investiert werden sollte, bis die Erwartungsrendite der Forschung der Erwartungsrendite aller anderen Investitionsmöglichkeiten entspricht.

wohlfahrtssteigernd wirken, ohne dass der ursprüngliche Innovator diese externen Erträge in seinen Erwartungswert und seinen Investitionsumfang einbezogen hat.

⁵ Vgl. Rennings 1998, 11f.

⁶ Vgl. Hemmelskamp 1999, 71ff.

Ein solches Pareto-Optimum wird aber nur erreicht, wenn die handelnden Individuen der Ressourcenverwendung in zwei Projekte mit gleicher Erwartungsrendite und unterschiedlichem Risiko gegenüber indifferent, also risikoneutral sind. Bei Risikoaversion kann Marktversagen entstehen. Der Erwartungsnutzen der sicheren Projekte ist bei Gleichheit der Erwartungsrendite dann höher. Das risikoaverse Individuum entscheidet sich für mehr Sicherheit, als gesamtgesellschaftlich optimal ist.⁷ Ein forschungspolitischer Eingriff müsste dann abhängig von der Risikoaversion und der Unsicherheit der Forschungsprojekte vorgenommen werden. Dabei bestehen große Informationsdefizite für die Identifikation von Risikoaversion und Unsicherheiten.⁸ Außerdem gibt es marktliche Mechanismen, die die Auswirkungen der Risikoaversion abmildern.⁹ Insgesamt lässt sich somit eine staatliche Forschungsförderung allenfalls für kleinere Unternehmen mit einer schwächeren Position auf dem Kapitalmarkt begründen. Um hier Umweltforschung im Vergleich zu anderen Forschungsprojekten gesondert zu instrumentieren, müssten aber höhere Risiken oder eine höhere Risikoaversion durch die Umweltorientierung der Forschung vorliegen.

2.1.3 Informationsasymmetrien und Kreditrationierung

Wie angeführt ist eine paretooptimale Investition in FuE unter Unsicherheit dann gegeben, wenn die Erwartungsrendite der Umweltforschungen den Renditen alternativer Projekte, mithin dem Marktzins entspricht. Wenn aber die FuE-Projekte von den Unternehmen fremd finanziert werden, gibt es gute Gründe, zusätzlich die Wirkungen vor- und nachvertraglicher Informationsasymmetrien auf dem Kapitalmarkt einzubeziehen.¹⁰ Hierbei ist eine Differenzierung der Kreditpolitik nach Unternehmensgröße zu erwarten. Kleinere Unternehmen weisen häufig eine relativ zu den Projektkosten geringe Eigenkapitaldecke auf. Aufgrund des immateriellen Charakters des größten Teils der Forschungsinvestitionen sind bei ihnen potentielle Forschungskredite deswegen schlechter abgesichert. Aufgrund der höheren Ausfallwahrscheinlichkeit der Kredite, werden hierfür Risikoprämien zu erwarten sein. Darüber hinaus kann es aber sogar zu absoluten Kreditrationierungen gegenüber den kleineren Unternehmen kommen.

Im Modell von Stiglitz/Weiss (1981) ist das dann zu erwarten, wenn es aufgrund unvollständiger Informationen zu einer adversen Selektion auf dem Kapitalmarkt kommt. Wenn durch einen Nachfrageüberhang nach Krediten und durch

⁷ Vgl. detaillierter Varian 1995, 212 oder Fritsch et al. 1999, 291ff.

⁸ Vgl. ebda., 290f.

⁹ So gibt es eine unternehmerische Risikostreuung durch Kapitalgesellschaften, eine Anlagediversifizierung auf Kapitalmärkten, und interne Risikostreuung in Unternehmen. Durch die biographische Berufswahl kommt es zur Selbstselektion risikofreudigerer Individuen in unternehmerischen „Berufsgruppen“. Vgl. Klodt 1994, 12f.

¹⁰ Grundlegend hierzu Jaffee/Dwight 1976 oder Stiglitz/ Weiss 1981. Weitere Auswirkungen des Finanzierungssystems auf Innovation finden sich bei Tylecote 1996.

hohe Risikoprämien die Zinsen steigen, ist es nur noch für die risikobereiteren Investoren lohnend Kredite nachzufragen. Das durchschnittliche Ausfallrisiko steigt¹¹ und die rationale Reaktion der Banken ist wiederum eine Erhöhung des Zinses. Diese Anpassungsreaktionen schaukeln sich bis zu einem Marktzins hoch, ab dem für die Banken der ansteigende negative Effekt der Verschlechterung des Risikos gleich dem positiven Effekt der Zinserhöhung ist. Die vorteilhaftere Alternative zur weiteren Zinserhöhung ist für die Banken dann eine Rationierung der Kreditvergabe an die verbleibenden besten Risiken. Diese liegen bei Gültigkeit der obigen Annahmen bei größeren Unternehmen und bei nicht umweltorientierter Forschung. Die Diskriminierung kann dazu führen, dass die rentableren (Umwelt-)forschungen bei kleineren Unternehmen nicht finanziert werden, während Investitionen in weniger rentable Projekte größerer Unternehmen vorgenommen werden.¹²

Auch hier besteht aber ein Informationsproblem für den staatlichen Eingriff: Die dezentrale Selektion von Projekten und Innovatoren ist eine der Hauptfunktionen des Kapitalmarktes. Daher müsste für einen staatlichen Eingriff das Vorliegen von pareto-suboptimaler Finanzierungsnachfrage oder -angebot identifizierbar sein. Eine Förderung der unsichersten Umweltforschungsprojekte bei risikoaversen Kleinunternehmen kann kaum ein ökonomisches Kriterium sein. Daher spricht diese, ebenso wie die letzte Argumentation nur für eine Verbesserung des Zugangs zu den Finanzierungsinstrumenten. Eine Differenzierung für Umweltforschung von der allgemeinen Forschungspolitik kann wiederum nur aus einer höheren Unsicherheit von Umweltinnovationen begründet werden.

2.2 Theoretische Beiträge der Evolutorischen Ökonomik

Die evolutorische Ökonomik macht im Gegensatz zur Neoklassik die Entstehungsbedingungen und Konsequenzen des Neuen und des Wandels expliziter zum Gegenstand, was Hermann-Pillath (2002, 35) pointiert „vom Unwissen her denken“ nennt. Da das Theoriegebäude der Evolutorik von Heterogenität geprägt ist,¹³ werden hier nur einige Gegenstände der Evolutorik als Theorie der Innovation herausgegriffen.

¹¹ Der Effekt wird durch ein potentiell nachvertragliches „moral hazard“ noch verstärkt.

¹² Kreditrationierung ist ein allgemeines Problem kleiner Unternehmen, das bei der Finanzierung von FuE verstärkt zu Tage tritt. Erstens handelt es sich bei Investitionen in Forschung um Investitionen mit hoher Unsicherheit und zweitens entfällt nur ein kleiner Teil der Ausgaben der Projekte auf Sachanlagen, deren Gegenwert die Kredite besichern könnte. Vgl. Klodt 1994, 14.

¹³ Vgl. Witt 1993, xiii ff oder Erlei/Lehmann-Waffenschmidt 2002.

2.2.1 Die Konstitution von Wissen

Wesentliches Grundelement neoklassischer Theorie ist die Annahme von vollkommener Information (siehe hierzu auch den Einführungsbeitrag in diesem Sammelband).¹⁴ Abweichend hiervon ist wirtschaftlicher Wandel nicht durch Fakten determiniert, sondern von permanenter Neuerung. Kirzner (1978:27) versteht diesen Mechanismus als „Findigkeit“ für Gelegenheiten nur subjektiven Nicht-Wissens. Wie und warum entsteht Wissen aus Nicht-Wissen, welches Wissen entsteht, worin ist es enthalten; wie abrufbar und verwendbar?¹⁵ Ziel ist es, die Umsetzung in Technologien und deren räumliche und zeitliche Verbreitung, Verteilung und Verfügbarkeit zu verstehen. Wissen bildet die Grundlage für die Schaffung weiteren Wissens und Folgeinnovationen.

Somit knüpfen sowohl die Fragen, ob überhaupt Innovationsfähigkeiten oder nur Anpassungsfähigkeiten in Unternehmen vorhanden sind und welche Umweltinnovationen sich durchsetzen, als auch das Phänomen der Pfadabhängigkeit vor allem an die Aufgabe der Annahme vollkommener Informationen an. Aus dieser Perspektive weisen also erste Indizien darauf hin, dass eine umweltorientierte FuT-Politik nicht nur einen Reparaturbetrieb für ein Allokations- und Preissystem darstellen kann. Es scheint nötig, eine weitere Mikrofundierung der „Black-Box der Innovation“¹⁶ zu betreiben, um Kriterien für den Instrumenteneinsatz abzuleiten. Deshalb gilt es (zunächst angebotsseitig¹⁷), die „Produzenten“ von Umweltinnovationen und die Träger des dafür nötigen Wissens besser zu verstehen. Die Prozesse der Entdeckung, der Selektion und der Diffusion von Wissen müssen herausgestellt werden.

2.2.2 Unternehmer, Unternehmensgröße und Umweltinnovation

Schon in seiner „Theorie der wirtschaftlichen Entwicklung“ hat Schumpeter (1912) eine Antithese zur homogenen Verhaltensannahme der Neoklassik formuliert. Er unterscheidet Unternehmer in Pionierunternehmer - „entrepreneurs“ - mit der Fähigkeit zu schöpferischem Handeln und in nachziehende, die Neuerungen übernehmende Unternehmer. Dabei ist der Pionierunternehmer über die der Innovation/Adaption zu Grunde liegenden Inventionen informiert. Er ist sowohl bereit,

¹⁴ Modern in der Variante rationaler gleichgewichtiger Uninformiertheit Stigler 1961. Rationale Uninformiertheit bedeutet, dass die Grenzinformationskosten gleich dem Erwartungswert der Grenzinformationsbeschaffung sind, weitere Information wäre dann ökonomisch irrational. Auch diese Variante setzt aber die Möglichkeit der probalistischen Kalkulierbarkeit von Informationsnutzen voraus, was dem grundsätzlichen Charakters des Neuen widerspricht. (Informationsparadoxon nach Arrow 1962).

¹⁵ Vgl. hierzu Witt 2001 oder Nelson 2003.

¹⁶ Hanusch/Cantner 1993

¹⁷ Die nachfrageseitigen evolutorischen Ansatzpunkte laufen auf Fragen der Präferenz- und Normenbildung in der Zeit und instrumentell auf Umweltbildungsinstrumente hinaus.

als auch fähig, die wirtschaftliche Unsicherheit in Kauf zu nehmen, und aus dem Wissen einer vorhandenen Invention schöpferisch eine Innovation zu generieren. Mittel zum Zweck ist die Rekombination von Faktoren, wobei die Motivation hierfür über die reine Gewinnerzielung hinausgehen kann.¹⁸ Seinem dichotomen Spiegelbild hingegen, dem anpassenden Unternehmer fehlt diese Eigenschaft. Er verhält sich als routinierter Produzent, der die Arbitragepotenziale bestehender Innovation nutzt. Dieser Unternehmer sorgt also eher für die Diffusion, die Verbreitung der Neuerung im Wirtschaftsprozess.

Konsequenz dieser Unternehmer- und Innovationsprozessdifferenzierung ist eine analoge Anpassung der Förderungsaktivitäten. Nach neoklassischer Theorie würden Preisänderungen z.B. durch Ökosteuererhöhungen Investitionen bis zur intertemporalen Grenzvermeidungskostenregel induzieren. Es ließen sich aber Argumente finden, dass es dabei eher zu Diffusionsverhalten als zur Stimulierung von Innovationsprozessen aufgrund von Preiserhöhungen kommt.¹⁹ Insgesamt wird es durch Preisinstrumente also eher bei anpassendem Verhalten zum Grenzvermeidungskostenausgleich kommen, als bei schöpferischer Umweltinnovation. Dieses Phänomen kann in der chemischen Industrie verstärkt auftreten. Wenn Stoffe oder Schädigungstatbestände bisher ohne Alternativen sind und hohes Spezialwissen erforderlich ist, können politisch induzierte Preiserhöhungen zunächst nicht innovationsinduzierend wirken. Wenn die Preise aufgrund der Marktstruktur überwältigbar sind, könnten für die Unternehmen zu wenige Anreize zur Innovation existieren. Für andere Firmen und die Abnehmer der Produkte sind die Informationsdefizite unter Umständen zu groß, um in den Markt einzutreten und zu innovieren.

Darüber hinaus stellt sich die Frage, welche Unternehmen eher Innovations- und welche eher Diffusionsanstrengungen unternehmen. Bereits die Ansätze der Kreditrationierung und der Risikoaversion lieferten Argumente für einen Zusammenhang zwischen Unternehmensgröße und Innovationsverhalten. Finanzierungsprobleme für Umweltinnovationen aufgrund von Kreditrationierungen treffen eher kleinere Unternehmen. Und auch eine Umweltinnovationen hemmende Risikoaversion steht im Zusammenhang mit der Unternehmensgröße.²⁰ Von Schumpeter wurde in diesem Zusammenhang die These aufgestellt, dass große Unternehmen besser dazu in der Lage sind FuE-Aktivitäten durchzuführen.²¹ Empirisch konnte

¹⁸ Zu den komplexen Fähigkeiten und Motiven dafür, vgl. Schuhmacher 1993, 115-121, Zimmermann et al. 1998, 31ff oder Röpke 2002.

¹⁹ Vgl. Linscheidt 1999a, 34.

²⁰ Linscheidt (1999a, 160) argumentiert aber, dass Finanzierungsengpässe und Risikoaversion eine deutlichere Wahrnehmung preislicher Innovationsanreize und somit bessere Wirkungen prezialer Umweltpolitik vermuten lassen (Krisenabhängigkeits-These).

²¹ Es werden die Schumpeter-I- und die Schumpeter-II-Hypothese unterschieden. Die Schumpeter-II-Hypothese stellt einen positiven Zusammenhang zwischen der Marktmacht bzw. der Unternehmenskonzentration und FuE-Aktivitäten bzw. Innovationen auf.

ein solcher Zusammenhang bisher jedoch nicht eindeutig nachgewiesen werden,²² wenngleich er von einigen Studien teilweise bestätigt wird.²³

Daher lassen sich daraus auch keine neuen Rechtfertigungs- oder Differenzierungsgründe für eine umweltorientierte Forschungspolitik ableiten. Sinnvoller scheint es weiterhin, differenzierter an den mit der Unternehmensgröße verbundenen Charakteristika anzusetzen, die einen Nachteil in der Innovationsfähigkeit begründen. Wie oben beschrieben, können Finanzierungsengpässe, sofern sie zu gesellschaftlich suboptimalen Investitionsniveaus führen, prinzipiell durch entsprechende Instrumentierung (Bürgschaften, Zinsvergünstigungen) ausgeglichen werden. Die industrieökonomischen Gründe für die Vorteile größerer Unternehmen legen nahe, in die Marktselektion der innovationskompetenten Unternehmen nicht mit einem Größenkriterium einzugreifen. Vielmehr finden sich Ansatzpunkte, Umweltinnovation und Diffusion einzeln zu instrumentieren (unter Beachtung von Appropriationskriterien) und zudem intra- und interbranchenbezogene Innovationstransfersysteme zu verstärken.

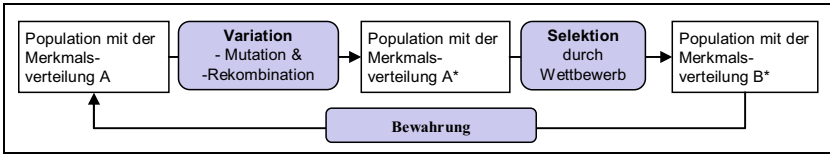
2.2.3 Das Variations-Selektions-Bewahrungs-Paradigma

Als ein Ausgangspunkt evolutorischer Theorie wird das in Analogie zur Biologie und Darwin eingeführte Variations-Selektions-Bewahrungs-(VSB)-Paradigma angesehen.²⁴ Dabei wird die evolutorische Entwicklung auf drei in der folgenden Abbildung dargestellte Mechanismen reduziert. Ausgangspunkt der Dynamik in der Entwicklung des Systems ist die Variation des Bestehenden. Mutation oder Rekombination halten die Vielfalt aufrecht und erzeugen Optionen potentieller Überlebensfähigkeit. Selektion wählt aus dieser Vielfalt aus, was den Anforderungen gewachsen ist. Die gewählten Alternativen werden „gespeichert“. Diese Ergebnissbewahrung bildet die Grundlage für den kontinuierlichen Evolutionsprozess.

²² Eine Übersicht über einige empirischen Studien findet sich bei Eßler 1993, 66-74.

²³ Vgl. Cleff/Rennings 1999.

²⁴ Vgl. Hermann-Pillath 2002, 203ff. Zur Schwierigkeit transdisziplinärer Analogien vgl. Schnabl 1990, Witt 2002, Männel 1996. Erdmann (1993, 22) weist auf die Gefahr „Verbaler Nebelkerzen“ durch eine reine Einführung neuer Begrifflichkeiten hin.

Abb. 1: Das Variations-Selektions-Bewahrungs-Paradigma

Variation und Vielfalt in der Ökonomie entstehen durch Prozesse schöpferischer Entwicklung unter Einfluss von Umweltbedingungen, Institutionen und Normen. Die Vielfalt sorgt für eine Reaktionsfähigkeit auf veränderte Umweltbedingungen. Aus der Notwendigkeit von Vielfalt könnte sich eine staatliche Intervention rechtfertigen lassen, wenn der marktliche Prozess keine oder ungeeignete Alternativen hervorbringt. Gründe hierfür können eine hohe Umwelt- oder Gesundheitsrelevanz, aber geringe wirtschaftliche Bedeutung sein. Wenn bei großem Problemdruck trotz umweltpolitischer Instrumentierung keine Alternativen generiert werden, kann umweltorientierte FuT-Politik eine Option zur Suche nach Alternativen darstellen.

Die Idee von der Selektion „überlebensfähiger“ Alternativen ist wiederum der Klassik in der Ökonomie entlehnt.²⁵ Von den durch Variation bzw. Innovation wachsenden Populationen „überleben“ diejenigen, die im Kampf um Ressourcen bzw. den ökonomischen Erfolg geeignete Merkmale mitbringen. Bekanntheit erlangt hat dieser Mechanismus als Darwins „survival of the fittest“. Empirisch handelt es sich aber eher um ein „survival of the satisfying“ - nicht um Optimalität, sondern um Viabilität – Überlebensfähigkeit im spezifischen Marktumfeld.²⁶ In der Analogie könnten daher auch Nischenmärkte für eine Marktreife und Wettbewerbsfähigkeit von Umweltinnovationen sorgen.²⁷ Fasst man die Wirkungen des Selektionsmechanismus zusammen, sollte sowohl die selektiv-effizienzsteigernde Wirkung des Wettbewerbs auf die Vielfalt, als auch seine Anreize zur Erhöhung der Vielfalt einbezogen werden.

Aus dem Bewahrungsmechanismus folgt, dass nicht alleine die Entwicklung ökologisch und intergenerativ vorteilhafter Alternativen auszureichen scheint, sondern diese wettbewerbsfähig sein müssen. Sofern umweltfreundlichere Alternativen für die Substitution zur Verfügung stehen, muss untersucht werden, warum sie sich am Markt schwer durchsetzen können. Zusammengefasst folgt aus dem VSB-Paradigma die besondere Rolle der Vielfaltsgenerierung für Substitute, die ambivalente Wirkung von Wettbewerbsprozessen und die besondere Rolle von Nischenmärkten und Pfadabhängiger Entwicklung, die im Weiteren untersucht werden.

²⁵ Die Malthus-Rezeption Charles Darwins (1859) gilt als Basis seiner Evolutionstheorie, vgl. Vogel/Angermann 1984, 490.

²⁶ Vgl. Erdmann 1993, 19 oder spezieller DIW 2002.

²⁷ Vgl. Kemp 1994, 1042ff.

2.2.4 Statische und Dynamische Effekte des Wettbewerbs

Wettbewerb hat zum einen eine statische zu Marktgleichgewichten führende Selektionsfunktion, gewissermaßen „Wettbewerb als Effizienzinstrument“, wie er in der neoklassischen Theorie verstanden wird. Damit wird die Durchsetzung von Umweltinnovationen zum Teil restringiert. Zum anderen entstehen dynamisch durch Wettbewerb in Verbindung mit Freiheit aber auch Anreizwirkungen, konsumentengerecht die Vielfalt zu steigern, gewissermaßen „Wettbewerb als Entdeckungsverfahren“. Einsatzkriterien für die Umweltforschungsförderung müssen also in einem Spannungsfeld zwischen Umsteuerungsbedarf und Anmaßung von Wissen entwickelt werden, bei denen beide Wettbewerbsfunktionen erhalten bleiben.

Wettbewerb als Effizienzinstrument sorgt nach Berg (1999, 301) für die Sicherstellung mehrerer Wettbewerbsfunktionen: Erstens stellt die Steuerungsfunktion ein den Konsumentenpräferenzen gerechtes Angebot an bekannten Umweltinnovationen bereit. Zweitens werden bzgl. des Faktoreinsatzes effiziente Forschungs- und Entwicklungsverfahren angewandt (Allokationsfunktion). Drittens wird auf Nachfrageänderungen reagiert und die Produktion angepasst (Anpassungsfunktion). Viertens wird die Verteilungsfunktion durch leistungsgerechte Einkommen aus FuE erfüllt und fünftens wird wirtschaftliche Macht durch Bündelung von Verwertungsrechten kontrolliert und begrenzt (Kontrollfunktion).

Wettbewerb als Anreizverfahren wird in der ordnungstheoretischen Richtung der Evolutorischen Ökonomik zur Aufdeckung von ex-ante unbekanntem Wissen in dynamischen entwicklungs offenen Systemen betont.²⁸ Eine dynamische Wirtschaftsentwicklung ist davon geprägt, dass Unternehmer sich nicht auf erreichte Marktpositionen verlassen können. Handlungen der Konkurrenten führen zu einer permanenten Bedrohung der eigenen Marktposition (analog zu Schumpeters schöpferischen Zerstörung). Kontinuierliche Innovationsbemühungen können dem vorbeugen. Von Pionierunternehmen wird dabei durch systematische Rekombinationen und probabilistische „trial-and-error“-Prozesse die Marktfähigkeit der Innovationen getestet.²⁹ Dieser Wettbewerb deckt ex-ante unbekanntes und verstreutes Wissen über die Vorteilhaftigkeit der Innovationsrichtungen auf. Er lässt sich als „ein Verfahren zur Entdeckung von Tatsachen betrachten, die ohne sein Bestehen entweder unbekannt bleiben oder doch zumindest nicht genutzt werden würden“³⁰. Somit erhöht Wettbewerb die Vielfalt intergenerativ nachhaltiger Umweltinnovationen.

Aus dem Unwissen im Hayekschen Sinne folgt, dass staatliche Steuerung die marktliche Aufdeckung der Individualbedürfnisse und Generierung von Vielfalt nicht ersetzen kann. Zentrale staatliche Eingriffe haben gegenüber den dezentralen Aktivitäten vieler unter Wettbewerbsdruck Handelnder wesentliche Informationsdefizite. Staatliche Technologieplanung stößt in Hayekscher Diktion an die Gren-

²⁸ Grundlegend Hayek u.a. 1968, 1969.

²⁹ Vgl. Erdmann 1993, 98.

³⁰ Hayek 1969, 259.

zen der „Anmaßung von Wissen“. Der Staat hat eher die Möglichkeit zur Selektion bzw. der „Entwertung von Handlungsmöglichkeiten“ durch preisliche oder regulierende Eingriffe, als die Generierung von Vielfalt zu steuern.³¹

Konsequenz dieser kurzen Ausführungen ist eine Zurückhaltung gegenüber direkt steuernden Eingriffen in Entwicklungsrichtungen. Zwar können Eingriffsgründe auch aus der Wettbewerbsperspektive aufrechterhalten werden. Der Eingriff selber sollte aber die statischen Wettbewerbsfunktionen möglichst wenig stören. Wettbewerb sollte als Suchprozess zur Aufdeckung von Wissen soweit wie möglich genutzt werden. Hier besteht das angeführte Dilemma. Auf dezentraler Ebene lassen sich die Wettbewerbsfunktionen am besten durch pretiale Lenkung mit Belastung umweltrelevanter Tatbestände nutzen.³² Die hierfür effektive Besteuerung oder Zertifikatsverknappung ist politisch nicht durchsetzbar. Der Versuch, Variationswirkungen mit Forschungspolitik zu instrumentieren, führt so zur Anwendung von Wettbewerbsprinzipien auf einer zweiten Ebene. Für den abgeleiteten Wettbewerb auf der zweiten Ebene ergeben sich folgende Ansatzpunkte: Erstens sollten Ausschreibungsverfahren mit breitem Zugang für alle potentiellen Innovatoren Grundlage direkter Forschungsförderung sein. Zweitens sollte sich eine direkte staatliche Projektauswahl auf Bereiche beschränken, in denen ein Erkenntnisgewinn notwendig und ex-ante bekannt ist, z.B. Wirkmechanismen und Gefährdungspotenziale, Grenzwerte oder Stoffsubstitute, für die am Markt keine Entwicklungsanreize bestehen. Drittens könnten, um marktnahen Auswahlprozessen näher zu kommen, wissenschaftliche Bewertungsverfahren zur Anreizsetzung und Mechanismen der Risiko-/ Gewinnbeteiligung verstärkt werden.

2.2.5 Pfadabhängigkeit von Entwicklungen

Bei der Diskussion des VSB-Paradigmas von Evolution wurden einerseits eine spontane Unvorhersehbarkeit und andererseits eine historische Bedingtheit ökonomischer Innovations- und Entwicklungsprozesse identifiziert.³³ Hierfür hat sich der Begriff der Pfadabhängigkeit eingebürgert. Die Ursachen der Pfadabhängigkeit resultieren unter Anderem aus Routineverhalten zur Kompensation von Unsicherheit im Innovationsprozess, (Human)-kapitalbindung und komplementären Technologien, Lerneffekten innerhalb bestehender Technologien, sowie zunehmenden Grenzerträgen und spill over-Effekten.³⁴ (siehe hierzu auch die Ausführungen zu innovationstheoretischen Ansätzen im Einführungsbeitrag).

³¹ Vgl. Wegner 1996.

³² Im Rahmen der notwendigen Steuersätze für Wirkungen auf Innovation nicht Diffusion, vgl. Linscheidt 1999. Aus einer dynamisch-evolutorischen Perspektive wird pretiale Lenkung wiederum nicht uneingeschränkt positiv beurteilt, vgl. Wegner 1996.

³³ Als prominentes Beispiel gelten die QWERTY-Tastatur (David 1985), im Umweltbereich Kernenergie (Cowan 1990) und das Auto. Grundlegend hierzu Dosi 1982.

³⁴ Vgl. Linscheidt 1999, 7.

Für dezentral entscheidende Individuen ist es deshalb häufig rational, sich für die Weiternutzung bestehender Technologien zu entscheiden. So sind Pfadabhängigkeiten ein Ergebnis dezentraler Koordination offener Entwicklung über Märkte. Das bei Hayek betonte Informationsdefizit macht dem Staat hingegen *ex-ante* die Beurteilung von ökonomischen Entwicklungsrichtungen schwer, weshalb die Koordination der Entwicklungsrichtungen durch Märkte gegenüber zentraler Steuerung als überlegen angesehen wird.

Diese Erkenntnis und ihre ordnungspolitischen Konsequenzen dürfen aber nicht mit der wohlwollenden *ex-post*-Bewertung jeglicher Ergebnisse der marktlichen offenen Entwicklungsprozesse gleichgesetzt werden.³⁵ Auch aus der Perspektive dynamischer Entwicklung müssen Umweltschäden einer nicht nachhaltigen Entwicklung einbezogen werden. So können Marktergebnisse und daraus resultierende Marktanteile umweltschädlicherer Technologien, die sich durch Pfadabhängigkeit verfestigen und damit ein hohes Niveau an Schädigung fortschreiben, *ex-post* als korrekturbedürftig eingestuft werden. Solche Pfadabhängigkeiten aber zu bewerten, ist schon aus einer statischen Internalisierungsperspektive schwierig. Pfadabhängigkeiten können trotz der Umweltexternalität ökonomisch effiziente Entscheidungen darstellen. Vor allem bei den Ursachen der langfristigen Kapitalbindungen und Komplementaritäten, sowie Skalen- und Lerneffekten können sie langfristige Kostenentwicklungen wohlfahrtsoptimal reflektieren. Solange keine Marktmacht und strategisches Verhalten oder begrenzte Rationalität und Unsicherheit oder Informationsdefizite angenommen werden, verbleibt bei diesen Ursachen neoklassisch die Marktallokation theoretisch optimal. Es lässt sich wieder nur eine rein „internalisierende“ Besteuerung ableiten. Werden aber solche Annahmen zu Grunde gelegt oder mit Netzwerk- und Spill-over-Effekten verbundenen positiven Externalitäten argumentiert, verändert sich die Beurteilung. In diesem Fall können Pfadabhängigkeiten auch wohlfahrtsökonomisch ein Marktversagen darstellen, indem sie die Diffusion langfristig effizienterer Technologien verhindern.

Vor dem dynamischen Kriterium der Nachhaltigkeit stellen Pfadabhängigkeiten schon eher ein Problem und einen Eingriffsgrund dar: Denn sie können ein Hindernis für die Durchsetzung von nachhaltigeren Innovationen sein. Vor allem die Kostenvorteile etablierter Technologien, die zum Teil über Jahrzehnte ohne Einbezug ökologischer Kriterien eingeführt und weiterentwickelt worden sind, kommt es zu Pfadverfestigungen.³⁶ Das trifft umso stärker, als internalisierende Preisimpulse nur in geringem Maße politisch durchsetzbar sind und so zu einem „lock-in“ einer Technologie führen.³⁷ So kann es dabei auch zu alloktionstheoretisch ineffizienten Persistenzen kommen. Somit lässt sich mit Pfadabhängigkeiten

³⁵ Vgl. ebda, 5.

³⁶ Dieses Phänomen wird dadurch noch verstärkt, dass die umweltbelastenden Technologiesysteme zudem nicht selten durch staatliche FuT-Politik gefördert wurden.

³⁷ Vgl. Arthur 1989. Es wird ein „historical lock-in“ durch zufällige Entwicklungsvorsprünge und ein „managed lock-in“ als Ergebnis strategischen Verhaltens unterschieden.

ein Eingriff prinzipiell rechtfertigen. Sie sprechen gegen eine reine Variationsförderung durch eine nur auf die Inventions- und Innovationsphase abzielende umweltorientierte FuT-Politik. Wenn sich entwickelte, nachhaltigere und langfristig kosteneffiziente Alternativen trotz der umweltpolitischen Instrumentierung durch Steuern bei Pfadabhängigkeiten nicht durchsetzen, kann so eine zusätzliche Diffusionspolitik begründen werden. Für den Staat ist es aber wiederum schwierig, die ökonomisch rationalen und die wohlfahrtsschädigenden Pfadabhängigkeiten zu unterscheiden. Für einen Instrumenteneinsatz lassen sich orientiert an den Ursachen der Pfadabhängigkeiten aber zumindest folgende Ansatzpunkte ableiten:

Die Orientierung der Unternehmen an erprobten Routinen³⁸ spricht für Verbundforschungsförderung und branchenorientierte Förderung, die die Information der Unternehmen über Alternativen verbessern. Pfadabhängigkeiten durch (Human-)Kapitalbindung und Komplementaritäten liegen weitgehend innerhalb unternehmerischer und gesellschaftlicher Rationalität. Hier könnten Zeitstrategien bei FuT-Politik und Wertschöpfungskettenorientierte Förderungsansätze vorteilhaft sein. Bei Lerneffekten kann die Vorteilhaftigkeit von Nischenmärkten abgeleitet werden. Grundidee ist, dass die neuen Umwelttechnologien die für eine Konkurrenzfähigkeit notwendigen Qualitätsverbesserungen und Lerneffekte erzielen können. Die Schwierigkeit ist es, die für effiziente Nischenmarktförderung geeigneten Technologien zu identifizieren und eine polit-ökonomisch begründete Perpetuierung der Förderung zu vermeiden. Aus der Existenz von Skalen- und Spill-over- und Netzwerkeffekten kann die Existenz einer „kritischen Masse“ von Anbietern oder Marktanteilen zur Durchsetzung von Technologien abgeleitet werden. Sofern die Pfadabhängigkeitseffekte durch strategisches Verhalten bedingt sind, ergibt sich ein Ansatzpunkt für Wettbewerbspolitik. Insgesamt lässt sich so eine Verbesserung des Informationsaustausches durch Verbundforschungsförderung und eine an Branchen und Wertschöpfungsketten orientierte Förderung begründen. Die Förderung von Nischenmärkten lässt sich zwar begründen, wirft aber wieder Informationsprobleme auf. Sofern eine stärkere Diffusionsförderung durch Verschärfung von Umweltpolitik nicht möglich ist, könnten Technologien mit großen Potenzialen für Lern- und Skaleneffekte gefördert werden.

2.3 Kriterien zur Ausgestaltung umweltorientierter Forschungspolitik

Vor dem Hintergrund der betrachteten Theoriebausteine konnten für eine prinzipielle Rechtfertigung umweltorientierter FuT-Politik (das „Warum?“) folgende sechs Ansatzpunkte identifiziert werden:

Erstens kann eine umweltorientierte Grundlagenforschung den Charakter eines öffentlichen Gutes erfüllen und somit ihre staatliche Finanzierung gerechtfertigt werden. *Zweitens* kann, soweit wie die Externalitäten des Umweltproblems poli-

³⁸ Vgl. Nelson und Winter (1982).

tisch oder faktisch nicht zu internalisieren sind, eine verstärkte Förderung von Umweltinnovationen gegenüber anderen Innovationen begründet werden. Zur Internalisierung positiver Externalitäten angewandter Umweltforschung ist hingegen ein Patentrecht besser geeignet. *Drittens* können Kapitalmarktdefizite durch Kreditrationierung und Risikoaversion wegen der hohen Unsicherheit von Umweltinnovationen gesonderte Hilfen beim Zugang zu Finanzierungen begründen. *Viertens* entwickeln sich am Markt bei bestimmten Umweltproblemen keine Alternativen, obwohl Gefährdungs- oder Schädigungsgründe ein Substitut erfordern. Hier kann die notwendige Alternativenentwicklung umweltorientierte FuT-Politik begründen. *Fünftens* reagieren die Unternehmen bei der durchsetzbaren pretialen Lenkung primär mit Diffusionsaktivitäten. Es kommt kaum zum Ausbau von Innovationsaktivitäten und Vielfalt der Alternativen. Aus Gründen intergenerativer Nachhaltigkeit können sie durch FuT-Politik direkt forciert werden. *Sechstens* können durch alloktionstheoretisch ineffiziente Pfadabhängigkeiten Eingriffe gerechtfertigt werden.

Zusätzlich zu diesen Argumenten für eine Rechtfertigung umweltorientierter Forschungspolitik konnten Kriterien für die Ausgestaltung des Instrumenteneinsatzes abgeleitet werden (das „Wie“). Identifiziert man allgemeingültige Kriterien, könnten diese wie folgt zusammengefasst werden:

Zurechnung öffentlicher und privater Güter sicherstellen: Der Umfang öffentlicher Finanzierung sollte nach der Markferne der Umweltforschung differenziert werden. Zurechenbare Kosten und Nutzen sollten soweit möglich Verursachern und Nutznießern auferlegt werden.

Wettbewerbliche Effizienzanreize nutzen: FuT-politische Instrumente bedürfen einer Ausgestaltung mit Effizienzanreizen bspw., durch Risikobeteiligungen oder Expertenbewertungen ex-ante bei der Auswahl und ex-post mit Konsequenzen für Folgeprojekte.

Wettbewerbliche Entwicklungs Offenheit ermöglichen: Dezentral-marktliche Anreize mittels Ideenwettbewerbe und Parallelforschung scheinen zur Aufdeckung von Entwicklungsrichtungen vorteilhaft. Prinzipiell sollten alle Instrumenteneinsätze mit offenem Zugang ausgeschrieben werden. Eine direkte Auswahl sollte nur bei ex-ante bekanntem administrativen Erkenntnisbedarf erfolgen (Grenzwerte, u.ä.).

Informations-/ Kompetenzaustausch fördern: FuT-politische Instrumente sollten den Informations- und Kompetenzaustausch der Innovatoren sowohl im Inventions- und Innovationsprozess als auch bei der Diffusion der Ergebnisse forcieren (bspw. durch Verbundforschung).

Identifiziert man fallbezogen-spezifische Ansatzpunkte, lassen sich wiederum folgende Kriterien unterscheiden:

Substitute/ Vielfalt generieren: FuT-politische Instrumente sollten einerseits Substitute generieren, wo sie wegen einer Gefährdung notwendig sind, vom Markt aber nicht erforscht werden. Auch eine verstärkte Generierung von Vielfalt kann als Marktergebniskorrektur angesehen werden.

Finanzierungszugang verbessern: FuT-politische Instrumente können, wenn Umweltforschung mit höheren Risiken verbunden ist und marktlichen Finanzierungsrestriktionen unterliegt, den Zugang zur Finanzierung unterstützen. Dabei

sollte aber die Auswahl geeigneter Innovatoren durch den Finanzmarkt nicht durch staatliche Auswahl ersetzt werden.

Lerneffekte induzieren und Diffusion fördern: Sofern identifizierbar suboptimale Pfadabhängigkeiten die Durchsetzung ökologisch sinnvoller Lösungen behindern, kann Forschungspolitik der Ursache fehlender Lerneffekte durch eine Förderung Weiterentwicklung der Alternativtechnologie entgegenwirken. So kann auf der Faktorebene korrigiert werden, ohne in die Marktallokation auf der Produktebene einzugreifen.

3 Die Betrachtung der Förderpraxis

Der Betrachtung der theoretischen Grundlagen und der Ableitung von Kriterien von Forschungspolitik soll in diesem Kapitel deskriptiv die Praxis der Forschungspolitik gegenübergestellt werden. Theorie und Praxis sollen die Grundlage für Empfehlungen zur Neuorientierung im nächsten Kapitel bilden. Im Praxiskapitel wird dazu die allgemeine Entwicklung der Förderparadigmen beschrieben, auf die Spezifika der Förderung in der chemischen Industrie eingegangen und anhand einer Maßnahmenanalyse die Förderpraxis 1998-2002 in der chemischen Industrie betrachtet.

3.1 Die Entwicklung umweltorientierter Forschungspolitik

3.1.1 *Begleitforschung zum Ordnungsrecht und Reinigungstechnologien*

Umweltorientierte Forschungsförderung wurde Ende der 1960er Jahre vom Bund eingeführt.³⁹ Sie bestand zunächst hauptsächlich aus Begleitforschung für die ordnungsrechtlichen Maßnahmen des Umweltschutzes. Fördernde Institutionen waren das BMI und das 1974 gegründete Umweltbundesamt (UBA) sowie zunehmend auch das Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT).⁴⁰ Unterschieden werden kann Wissensgrundlagen schaffende Forschung und handlungsorientierte Forschung. Bei der Grundlagenforschung bestand Bedarf die identifizierten Umweltschäden besser zu verstehen. Daher dominierten Untersuchungen

³⁹ Selbstständige Umweltforschung in der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) hat schon früher begonnen, vgl. Küppers, et al. 1978, Wissenschaftsrat 1994,47.

⁴⁰ Als Nachfolger des Bundesministeriums für Bildung und Wissenschaft (BMBW). Wird im Bundesbericht Forschung II (BMBW 1967) schon Umwelthygiene als Ressortforschung genannt, wird sie im Bundesbericht Forschung III noch als unkoordiniert beschrieben (BMBW 1969, 87) und erst im folgenden Bericht IV als Ziel der FuT-Politik und eigener Schwerpunktbereich ausgewiesen (BMBW 1972, 25).

zum Schutz von Luft und Wasser, zur Strahlen- und Lärmbelastung, zur Meeresverschmutzung sowie zu Folgen dieser Umweltbelastungen für den Menschen. Neben der Erforschung von Umweltschäden wurde Wirkungsforschung betrieben. Hier standen potentielle Umweltbelastungen, Umweltfolgen der Energiepolitik, die Erforschung der Natur- und Landschaftsnutzung und die Gefährdung durch Umweltchemikalien im Mittelpunkt. Kern handlungsorientierter, also auf Instrumente und Politikberatung abzielender Forschung, war die Identifizierung von Grenzwerten, des „Standes der Technik“ bei der Umweltfreundlichkeit von Technologien sowie Methoden zur Messung von Schadstoffbelastungen.

Diese Form ordnungsrechtlich induzierter Begleitforschung dauert bis heute an, wurde aber durch das Aufkommen neuer Förderparadigmen ergänzt. Hier wird schon deutlich, dass sich von Anfang an große Teile der Forschung als politikberatende Untersuchungen am Erkenntnisbedarf für eine Politikimplementierung der politischen Auftraggeber orientierten. Zusätzlich wurden auch schon ab 1969 Forschungen zu Umweltschutztechnik und Reinigungstechnologien im Abluft- und Abwasserreinigungsbereich vorgenommen. Im Bundesforschungsbericht III werden hier zum Beispiel erste Anstrengungen der Petrochemie zur Entschwefelung der Emissionen genannt.⁴¹ Dieser Schwerpunkt stellt ein zentrales Paradigma umweltorientierter Forschungsförderung dar und wird bis heute auf viele andere Emissionsprozesse und Medien angewandt.

3.1.2 Vermeidungsforschung und Produktionsintegrierter Umweltschutz (PIUS)

Nach der Verankerung des Vorsorgeprinzips im Umweltbericht 1976 kam es auch in der umweltorientierten FuT-Politik zu einem neuen Paradigma. Wie bei der Wirkungsforschung und im Faktenbericht 1977 schon angedeutet,⁴² wurde das Vorsorgeprinzip auch in der FuT-Politik eingeführt und.⁴³ Die konkrete Umsetzung wurde zunächst in der Wissensgrundlagen schaffenden FuT-Politik betont. Hier kam es zu einem Ausbau der Wirkungsforschung von Umweltchemikalien. In der Handlungsmöglichkeiten schaffenden Forschung kamen die ersten Ansätze eines Produktionsintegrierten Umweltschutzes auf:⁴⁴ Die Förderung nachsorgender Technologien wird parallel heute noch fortgesetzt; eine konsequente Hinwendung zu einer Förderung eines Produktionsintegrierten Umweltschutzes erfolgte nur langsam.

⁴¹ Vgl. BMBW 1969, 150.

⁴² Vgl. BMFT 1977, 54.

⁴³ Wie im Bundesbericht Forschung VI formuliert. Vgl. BMFT 1979.

⁴⁴ Eine erste Nennung sauberer Technologien findet sich schon im ersten Sofortprogramm der Bundesregierung, vgl. BMI 1970, 32.

3.1.3 *Aufbau der Klima- und Ökosystemforschung*

Beginnend mit dem Regierungswechsel 1982 wurde in der umweltorientierten Forschungspolitik schwerpunktmäßig der Ausbau des medienorientierten Ansatzes in Richtung Ökologische Forschung betrieben. 1982 wurde mit der Klimafor- schung als vorsorgende Forschung begonnen und die Waldsterbensproblematik in die Forschungen zur Luftverschmutzung aufgenommen, Mitte der 1980er Jahre die Forschung zum Bodenschutz ausgebaut und mit dem Wasserschutz verknüpft. Bis Ende des Jahrzehnts wurde eine integrierte Ökosystemforschung aufgenom- men. Die Problematik grenzüberschreitender Emissionen und die internationale Zusammenarbeit im Umweltschutz wurden betrachtet. Bei Umweltschutztechno- logien wurden weiterhin nachsorgende Ansätze verfolgt, die Forschung zum Pro- duktionsintegrierten Umweltschutz auf besonders belastende Prozesse und Substi- tutionsforschungen fokussiert.

Wie die allgemeine wurde auch die umweltorientierte Forschungspolitik von der Investitionslenkung weg hin zu dezentralen Entscheidungen verändert. Groß- forschungseinrichtungen zur Grundlagenforschung, Verbundforschung und indi- rekte Maßnahmen zur Nachfragestimulierung (Förderung von Umweltschutzin- vestitionen und steuerliche Anreize) wurden betont, direkte Projektförderung auf Bereiche beschränkt, in denen hohe technische Risiken vorlagen oder der wissen- schaftliche Sachverstand der Hochschulen notwendig war.⁴⁵

3.1.4 *Integrierter Raum- und Landnutzungsorientierter Förderansatz und Betrachtung der Wertschöpfungskette*

Mit der Wiedervereinigung wurden zwar verstärkt Projekte zur Altlastensanierung aufgelegt, die Förderpolitik der späten 1980er Jahre aber zunächst fortgesetzt. Das Programm zur Umweltforschung und Umwelttechnologie 1989-1994 zeichnete die Entwicklung in Richtung integrierter Ökosystemforschung vor⁴⁶, eine Schwer- punktverlagerung erfolgte aber erst 1993/1994. Nach der Weltklimakonferenz von Rio 1992, dem Beginn der Nachhaltigkeitsdiskussion und der Evaluation der Umweltforschung durch den Wissenschaftsrat (1994) kam es zu einer Neuausrich- tung in der umweltorientierten Forschungspolitik.⁴⁷ Die „Integration des Umwelt- schutzes in alle Politikbereiche“ wurde zumindest paradigmatisch und in der For- schung betont, weg von Umweltreinigung hin zum Kreislaufgedanken der Gestaltung von Wirtschafts-, Produktions- und Konsumprozessen als umfassen- dem Umweltmanagement.⁴⁸

Ökosystemforschung und Meeresforschung wurden als Ansätze die mehrere Einzelmedien umfassen ausgebaut, um Risiken potentieller Umweltschäden besser

⁴⁵ Vgl. BMFT 1984, 127.

⁴⁶ Vgl. BMFT 1989.

⁴⁷ Vgl. Wissenschaftsrat 1994.

⁴⁸ Vgl. BMFT 1993, 164

abschätzen zu können. In einer integrierten Ökosystemforschung wurden die Zusammenhänge menschlicher Naturnutzung, ökosystemischer Prozesse und ökologischer Systemgrenzen untersucht. Dieser Raum-, oder Landnutzungsorientierte Ansatz versuchte eine interdisziplinäre Ausrichtung mit natur-, ingenieurs-, geistes-, sozial-, wirtschafts- und rechtswissenschaftlichen Ansätzen sowie Wissen schaffende, Risiken abschätzende und Handlungsgestaltende Ansätze zu integrieren.⁴⁹ Die am Produktionsprozess, Produkten oder Inputfaktoren ansetzende und vermeidungsfördernde Politik wurde beginnend mit dem Förderkonzept „Produktionsintegrierter Umweltschutz“ 1994 durch den Einbezug der gesamten Wertschöpfungskette, d.h. der Vorleistungen und Entsorgung erweitert. Produktionsintegrierter Umweltschutz wurde dann im Forschungsbericht 1996 der Nachsorgung eindeutig vorgezogen.⁵⁰

3.1.5 Interdisziplinarität, sozioökonomische und branchenorientierte Forschung als aktuelle Förderparadigmen

In den späten 1990er Jahren kam es zu einem Ausbau der sozio-ökonomischen und interdisziplinären Forschung. Erstmals im Bundesforschungsbericht 1993 genannt⁵¹ und vom Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) 1994 und 1996 empfohlen⁵², ergänzt diese die natur- und ingenieurwissenschaftlich orientierte Umweltforschung und gewinnt in der programmatischen Schwerpunktsetzung an Bedeutung. Wirtschaftliche und soziale „institutionelle“ Innovationen werden berücksichtigt, somit die Rahmenbedingungen für Innovatives Wirtschaften im Sinne der integrierten Ansätze als wichtig erachtet.

Bei den Förderungsrichtlinien wurde auf die Integration verschiedener Wissenschaftsdisziplinen in interdisziplinären Projekten Wert gelegt. Einen Schwerpunkt stellen dabei vor der neuen normativen Orientierung die Indikatorensystemforschung und die Operationalisierung des Nachhaltigkeitskriteriums dar. Über die pretiale Lenkung mit ökonomischen Instrumenten hinaus wird eine Beeinflussung der Konsumentenseite einbezogen und die Forschung zur Umweltbildung stellt einen neuen Schwerpunkt dar. In Fortsetzung des Landnutzungsorientierten Ansatzes und vor dem Hintergrund der Agenda 21 wird die regionale Dimension der Umweltentwicklung fokussiert.⁵³ Unter Berücksichtigung der CO₂-Minderungsziele wird die Forschung zu Energieeinsparungspotenzialen betont.⁵⁴

⁴⁹ Vgl. BMBF 1997, 21.

⁵⁰ Vgl. BMBF 1996, 169.

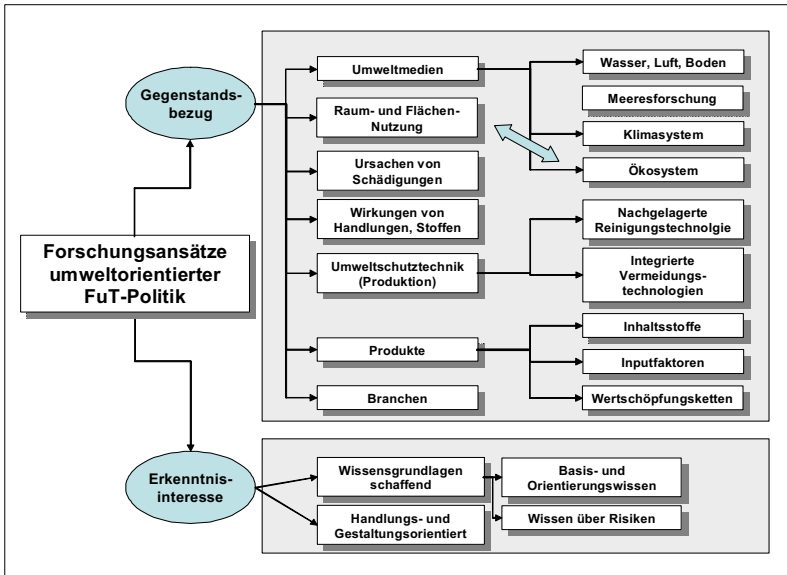
⁵¹ Vgl. BMFT 1993, 165.

⁵² Vgl. SRU 1994 und SRU 1996.

⁵³ Vgl. BMBF 1997, 143.

⁵⁴ Vgl. BMBF 1996, 48.

Abb. 2: Übersicht über die Ansatzpunkte umweltorientierter Forschungsförderung



Im Rahmen dieser sozioökonomischen Erweiterungen wird die Forschungsförderung um den branchenbezogenen Ansatz ergänzt.⁵⁵ Da die Probleme innerhalb einer Branche ähnlich sind, soll die Bündelung von umweltorientierter Forschung und Entwicklung insbesondere den kleinen und mittleren Unternehmen und ihren Defiziten in FuE-Kapazitäten entgegen kommen. Zusätzlich wird so eine Möglichkeit gesehen, speziellen Anforderungen und FuE-Bedingungen einzelner Branchen Rechnung zu tragen, Zugangs- und Erfolgsbedingungen zu verbessern und Zielkonflikte mit Zielen der Wettbewerbsfähigkeit zu vermindern. Da auch die vorher entwickelten Förderansätze weiter bestehen, können die heute insgesamt verfolgten Ansätze wie in Abb. 2 dargestellt kategorisiert und überblicksartig zusammengefasst werden.

⁵⁵ Vgl. BMBF 2000, 158.

3.2 Besonderheiten der Forschungsförderung in der chemischen Industrie

3.2.1 *Kuppelproduktion und das besondere Potenzial und die Notwendigkeit von Forschungspolitik in der Branche*

Die chemische Industrie konstituiert sich vor allem durch das Produktionsverfahren der Verbund- und Kuppelproduktion.⁵⁶ Es entstehen erwünschte und unerwünschte Nebenprodukte. Die erwünschten Nebenprodukte führen innerhalb der Branche entweder zu einer stärkeren Integration verschiedener Wertschöpfungsstufen oder einer stärkeren Diversifikation der Produktpalette. Beides vergrößert die durchschnittlichen Unternehmensgrößen und damit deren Potenziale, aufwendige FuE-Einrichtungen und langfristige sowie unsichere Forschungsprojekte zu finanzieren. Unerwünschte Nebenprodukte müssen entsorgt oder weiterverwandelt werden. Insgesamt rückt so die Substitution von Produkten verstärkt in den Mittelpunkt. Schon ökonomisch ist die Branche geübt, durch Verfahrensinnovationen unerwünschte Nebenprodukte zu vermeiden, in erwünschte zu verwandeln oder für unerwünschte Produkte neue Verwendungen zu finden.

Die stärkere Bedeutung von unternehmensinterner FuE wird bspw. in der Pharmaindustrie durch die Spezifika des Innovationsprozesses verstärkt. Hohe Humankapitalintensität der Forschung, größere Unsicherheiten im Innovationsprozess sowie lange Testphasen und Genehmigungsprozesse für neue Produkte führen zu einem größeren Bedarf an FuE-Kapazitäten. So erklären sich die hohen Forschungs- und Entwicklungsaufwendungen und die Erfahrungen, den Herausforderungen der Kuppelproduktion mit Verfahrens- und Produktinnovationen zu begegnen. In diesem Branchenspezifikum steckt ein großes Potenzial für die Forschungspolitik. Allerdings resultiert aus der Kuppelproduktion auch eine besondere Umweltproblematik. Zusätzlich zum klassischen Umweltproblem durch Emission oder Umweltnutzung als Begleiterscheinung der Produktion entstehen unerwünschte Kuppelprodukte mit eigenen Stoffeigenschaften, Gefährdungspotenzialen und Immissionszusammenhängen. Diese entstehenden Kuppelprodukte müssten umweltpolitisch einzeln mit Instrumenten belegt werden. Beide Stoffe können aber häufig nur gemeinsam instrumentiert werden. Hier kann durch FuE und Innovation die Entstehung von Kuppelprodukten verringert oder sogar ganz vermieden werden. So kommt zu den hohen Potenzialen auch eine besondere Notwendigkeit für eine auf Innovation abzielende Forschungspolitik hinzu.

⁵⁶ Siehe ausführlicher zu den Charakteristika der chemischen Industrie die Ausführungen im Einleitungsbeitrag.

3.2.2 Hoher Eigenfinanzierungsanteil, Sensibilität der Öffentlichkeit und Autarkiestreben der Chemischen Industrie

Forschung in der chemischen Industrie ist charakterisiert durch hohe Unsicherheiten des FuE-Prozesses, die Nähe vieler Projekte zur Grundlagenforschung, lange Laufzeiten und umfangreiche Prüfverfahren. Daher bestehen eigentlich Anreize, die FuE-Risiken mit einem staatlichen Geldgeber zu teilen. Dennoch zeigt sich, dass der Einfluss direkt-spezifischer Projektförderung hier gering ist. Bei den Großforschungseinrichtungen und der DFG lassen sich einzelne anwendungsorientierte Projektförderungen im Verbund mit der Industrie identifizieren, im Wesentlichen wird hier aber Grundlagenforschung betrieben. Kleine und mittlere Unternehmen haben aufgrund geringerer Ressourcen für FuE hingegen größeres Interesse an staatlicher Förderung.⁵⁷

Trotz der in der Chemischen Industrie kapitalintensiven Entwicklung und Produktion liegt der Anteil öffentlicher FuE-Finanzierung mit 3,9 % deutlich niedriger als mit 7,4% im Verarbeitenden Gewerbe insgesamt.⁵⁸ Scheinbar ist das Interesse an einer Förderung durch den Staat oder an Verbundprojekten im angewandten Bereich weniger ausgeprägt. Gründe könnten darin liegen, dass patentrechtlich geschützte Monopolgewinne, die langfristige und risikoreiche Entwicklungen lohnend machen, nur durch Geheimhaltung zu gewährleisten sind und ungern mit staatlichen Fördergeldgebern geteilt werden. Zudem sind stark segmentierte und konzentrierte Innovationsmärkte mit Großunternehmen, also Oligopolstrukturen im internationalen Wettbewerb vorzufinden. Die Großunternehmen tätigen mit 87 % einen Großteil der FuE-Aufwendungen und beschäftigen 80 % der in FuE tätigen Mitarbeiter.⁵⁹ Vor allem bei diesen Großunternehmen besteht kaum Interesse an einer Förderung durch den Staat.

Die hohe Sensibilität der Öffentlichkeit gegenüber der chemischen Industrie hat ambivalente Wirkungen: Sie steigert einerseits die Kooperationsbereitschaft der Branche und führt andererseits zu Informationszurückhaltung und einer Verstärkung des Autarkiestrebens. Staatlich-Private Kooperationen und klassische Projektförderung mit Beteiligung des Staates bei anwendungsorientierter FuE sind politisch anfälliger und würden durch Informationsbereitstellung zu höherer Angreifbarkeit führen. Sie stellen die Ausnahme dar und unterliegen der Gefahr, als öffentlichkeitswirksame Inszenierungen stattzufinden.

Zusammenfassend ist in der Chemischen Industrie eine geringere Abhängigkeit von öffentlichen Mitteln zu beobachten als in anderen Branchen. Lenkende Projektförderung findet in geringerem Maße statt, insgesamt wird eher Grundlagenforschung im Verbund mit Universitäten und Großforschungseinrichtungen praktiziert. Bei nachsorgenden Technologien, bei Forschung zu Nachweis- und Messtechniken sowie Wissensgrundlagen schaffender Forschung erscheint dies un-

⁵⁷ Vgl. Bulmahn 2000, 261.

⁵⁸ Oder deutlich mit bspw. 14,3 % im Fahrzeugbau. Vgl. VCI 2003, 98 und Stifterverband für die deutsche Wissenschaft 2003.

⁵⁹ Vgl. Stifterverband für die deutsche Wissenschaft 2003, 3.

problematisch, offen bleibt jedoch, ob Produkt- und Produktionsintegrierte Förderansätze sich so schwieriger umsetzen lassen. Die Notwendigkeit des branchenorientierten Ansatzes scheint gut begründbar, um die Akzeptanz und damit den Erfolg der Forschungspolitik einzubeziehen. Insgesamt scheint das Potenzial der Branche zur Induzierung von Pfadwechseln, nicht leicht für eine umweltorientierte Forschungspolitik nutzbar zu machen zu sein. Im nächsten Abschnitt soll die bestehende umweltorientierte Forschungspolitik gegenüber der chemischen Industrie genauer betrachtet werden. Dies geschieht exemplarisch anhand einer Maßnahmenanalyse der Förderung der drei wichtigsten Bundesressorts (BMBF, BMWA und BMU) innerhalb des Zeitraums 1998-2002.

3.3 Projektförderung in der Chemischen Industrie 1998-2002

3.3.1 *Gesamtumfang, Akteure und Umfang der Umweltorientierung*

Beim Gesamtumfang der Maßnahmen gegenüber der Chemischen Industrie kann zwischen einem weiteren und einem engeren Verständnis chemiespezifischer Förderung unterschieden werden. Bei der breiten Definition werden zusätzlich Maßnahmen einbezogen, die zwischen den Branchen liegen oder in denen mit chemischen Verfahren Produkte für andere Branchen entwickelt werden.⁶⁰ Danach wurden im „Förderkatalog“ für den Zeitraum 263 reine FuE-Vorhaben⁶¹ mit einem Gesamtfördervolumen von 124,9 Mio. € identifiziert, von denen 250 Projekte (120,3 Mio. €) beim BMBF und 13 Projekte (4,6 Mio. €) beim BMWA angesiedelt waren. Nach der engeren Definition von chemiespezifischen FuE-Projekten entfallen 170 Projekte auf das BMBF und ein Projekt mit nur 100.000 € auf das BMWA, das Gesamtvolumen der 171 Projekte betrug 89,8 Mio. €. Für die weitere Analyse wird nun eine engere Definition herangezogen.

In der Datenbank „UForDat“, in der nur die umweltrelevanten Maßnahmen dokumentiert sind, zeigt sich für die von BMU, BMBF und BMWA finanzierten Projekte folgendes Bild: Für das BMU bzw. seinem Projektträger UBA werden im Zeitraum 21 umweltorientierte FuT-Projekte mit einem Volumen von nur 2,0 Mio. € genannt. Das BMWA wird hier mit 9 nicht im „Förderkatalog“ genannten und vom Volumen nicht spezifizierten umweltorientierten Projekten aufgeführt. Das BMBF wird schließlich mit 36 Projekten und einem Volumen vom 14,4 Mio. € genannt. Insgesamt ist also der größte Teil der Projektförderung beim BMBF angesiedelt. Werden die Projekte im „Förderkatalog“ in „eindeutig umweltorientiert“ und „nicht eindeutig umweltorientiert“ unterteilt, so lassen von 171 Projekten der

⁶⁰ Bei diesen Maßnahmen kann nicht geklärt werden, inwiefern spätere Unternehmen, die die Innovation herstellen, der Chemischen Industrie zuzurechnen sind, es kann aber angenommen werden, dass der chemiespezifische Innovationsprozess vergleichbar ist.

⁶¹ Ausgaben für Universitäten wie für Studiengänge, Juniorprofessuren oder Projekte zur Umweltbildung im Chemieunterricht wurden herausgenommen.

engeren Definition immerhin 46 mit einem Volumen von 15,6 Mio. € als „eindeutig umweltorientiert“ identifizieren. Das entspricht einem Anteil von 17,4%.⁶² Demgegenüber steht ein branchenübergreifender Anteil von insgesamt etwa 9%.⁶³ In der chemischen Industrie scheint zwar auf geringerem Niveau als in anderen Branchen, dann aber überdurchschnittlich umweltorientiert gefördert zu werden.

Von den 171 Projekten des „Förderkataloges“ waren nur bei 61 Projekten Unternehmen als durchführende Stelle genannt und 19,9 Mio. € der 89,8 Mio. € Fördermittel waren für diese Projekte vorgesehen. Die anderen 110 Projekte mit ihren 69,9 Mio. € an Fördermitteln waren an Universitäten, Fachhochschulen und freien Forschungseinrichtungen angesiedelt. Außerdem fällt der größte Teil der geförderten Unternehmen in die Klasse kleiner und mittlerer Unternehmen. Insgesamt zeigen sich Indizien, die die geringere Bedeutung der wettbewerbsorientierten Förderung bei den Branchenriesen und das höhere Gewicht der Grundlagenforschung bestätigen.

3.3.2 Inhaltliche Schwerpunktsetzungen der Projektförderung

Die besondere Rolle des BMWA bei den Schwerpunktsetzungen in der umweltorientierten Förderung liegt in der Zuständigkeit für umweltorientierte Energieforschung. Ein Einbezug der Ressortforschung des BMWA bei der Betrachtung einer umweltorientierten FuT-Politik gegenüber der Chemischen Industrie scheint daher nur bei energiepolitischen Fragen relevant. Beim BMU steht die schon bei den allgemeinen Förderparadigmen als bedeutsam identifizierte Weiterentwicklung der umweltpolitischen Instrumente und Konzepte, sowie konkreter Adhocc-Beratungsbedarf im Vordergrund. Hinzu kommt die Erforschung konkreter Umweltschutztechnologien und Analysetechniken, sowie aktueller Risikostudien. Das Gegenstandsspektrum lässt sich gegenüber dem BMBF inhaltlich dadurch abgrenzen, dass umweltorientierte Forschung aber kaum Grundlagenforschung und keine wettbewerbsorientierte Forschung betrieben wird.

Beim BMBF wird sowohl wettbewerbsorientiert als auch umweltorientiert gefördert. Grundlagenforschung ist nahezu komplett beim BMBF angesiedelt. Als Schwerpunkte ließen sich fünf im Rahmen des Chemiedialogs abgeleitete Schwerpunkte identifizieren.⁶⁴ Diese Themenfelder waren im Analysezeitraum die Katalyseforschung, Chemie in Nanodimensionen, Mikroreaktorsysteme, die kombinatorische Chemie und die Nicht-lineare Dynamik. Mit den Projekten zur Chemie in Nanodimensionen, der kombinatorischen Chemie und der nicht-linearen

⁶² Dabei sind die in der Datenbank „UFORDAT“ aufgeführten Projekte, die zu 100% umweltorientiert fördern oder die Projekte, die umweltorientierte Anteile haben, ohne „eindeutig umweltorientiert zu sein, noch nicht hinzugerechnet.

⁶³ Im Vergleich zur branchenübergreifenden Förderbereichsstatistik des BMBF 2002, 229.

⁶⁴ Unter dem Chemiedialog wird die Zusammenarbeit von Unternehmen, Chemieverbänden, Gewerkschaften, Wissenschafts- und staatlicher Institutionen zur Sicherung und zum Ausbaus des Chemiestandorts Deutschlands verstanden.

Dynamik wird versucht, Grundlagenforschung mit dem Potenzial für Basisinnovationen zu fördern, denen potentiell eine große Zahl von Entwicklungsprojekten und marktfähigen Innovationen folgen. Außerdem lässt sich an den Forschungsschwerpunkten gut aufzeigen, dass es Projekte gibt, die die Zielorientierungskategorien in Frage stellen. So bieten die Katalyseforschung oder die Erforschung von Mikroreaktorsystemen sowohl Potenziale für Erkenntnisgewinne, für wettbewerbsorientierte Prozess- und Produktinnovationen als auch für einen sparsamen Rohstoffeinsatz und Energieeinsparungen.

Bei der Betrachtung der Förderinstitutionen hat das BMBF eine besonders herausgehobene Stellung. Das BMWA spielt keine Sonderrolle im Bereich der wettbewerbsorientierten, sondern nur der energiepolitischen Förderung. Das BMU betreibt nur auf geringem Niveau ressortspezifische Begleitforschung, somit ist eine Aufgabenteilung nach der Zielorientierung der Institutionen und daraus folgende Zielkonflikte und Koordinationsbedarf innerhalb der FuT-Politik als Ansatzpunkt nicht festzustellen. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sich Indizien für die Gültigkeit der im letzten Kapitel theoretisch abgeleiteten Besonderheiten der Förderung gegenüber der chemischen Industrie finden lassen. Das insgesamt geringere Niveau an wettbewerbsorientierter FuE ist evident und der branchenorientierte Ansatz von FuT-Politik besteht darin, die Branchenspezifischen Vorteile der Entwicklungs- und Produktionsprozesse zu einer gleichzeitigen Verfolgung von Umwelt- und Wettbewerbszielen sogar im Bereich der Grundlagenforschung zu nutzen.

4 Ansatzpunkte zu einer Neuorientierung der umweltorientierten Forschungspolitik

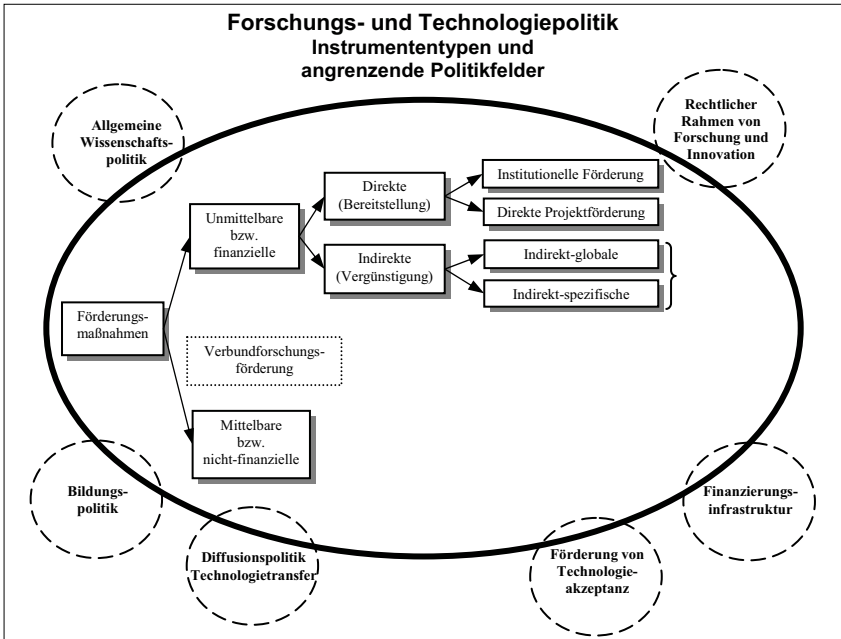
In diesem Kapitel werden auf Basis der im zweiten Kapitel hergeleiteten Kriterien Konsequenzen für den Einsatz der unmittelbaren Instrumente der Forschungspolitik überprüft. Dabei sollen am Beispiel der zuletzt dargestellten Fördergegenstände und Paradigmen sowie der Förderpraxis in der chemischen Industrie Ansatzpunkte für eine Neuausrichtung des Instrumenteneinsatzes umweltorientierter FuT-Politik identifiziert werden.

4.1 Betrachtete Instrumententypen

Die folgende Instrumentenbetrachtung wird auf die unmittelbaren Instrumente der finanziellen Förderung beschränkt. Die Analyse konzentriert sich zudem auf die

finanzpolitischen Instrumente der Ausgabenseite.⁶⁵ Der Literatur zur FuT-Politik folgend, stellt Abb. 3 die Instrumententypen dar.

Abb. 3: Instrumententypen der Forschungspolitik und angrenzende Politikfelder



Wesentliches Kriterium für diese Instrumentenunterscheidung ist einerseits, ob eine staatliche Lenkung in Bezug auf die Mittelverwendung erfolgt und andererseits, ob der Staat die Adressaten der Förderung direkt auswählt.⁶⁶

4.2 Direkt-spezifische Projektförderung

Die Betrachtung der Instrumententypen beginnt mit der direkt-spezifischen Projektförderung. Zentral ist hier, dass der Staat sowohl den Gegenstand und damit

⁶⁵ Indirekt-spezifische Förderung wird häufig einnahmeseitig im Steuerrecht implementiert.

⁶⁶ Eine detaillierte Beschreibung der einzelnen Instrumententypen und ihrer Abgrenzung führt hier zu weit, einführend siehe Bräunling/Harmsen 1975, 102ff, Bruder/Dose 1986, 46ff, die zurückliegende Diskussion zusammenfassend Vogel 2000, 139ff.

die Richtung der Forschungs- und Innovationsanstrengungen direkt auswählt, als auch die durchführenden Institutionen bestimmt. Dieser Instrumententyp kann flexibel und kurzfristig eingesetzt werden. Um eine Zurechnung öffentlicher und privater Güter sicherzustellen, kann direkt-spezifische Projektförderung dort begründet werden, wo die Ergebnisse der Projektforschung einen öffentlichen Gutscharakter haben und von vornherein ein spezifisches Erkenntnisinteresse existiert. Das scheint vor allem bei kurzfristig benötigter Grundlagenforschung über Funktionsmechanismen, Gefahren und Risiken und bei umweltpolitischer Instrumentenbegleitforschung z.B. über Messverfahren und Grenzwerte der Fall zu sein. Eine Förderung marktfähiger Reinigungs- oder Vermeidungstechnologie oder eine reine Steigerung der Ressourceneffizienz wäre bei diesem Kriterium keine Aufgabe von Projektförderung. Für deren Erforschung bestehen private Anreize und die Marktfähigkeit macht eine dezentrale Auswahl der effizientesten Technologien möglich.

Um wettbewerbliche Effizienzanreize zu setzen, sollte die Auswahl der Leistungserbringer der Projektförderung per Ausschreibung erfolgen. Als Ersatz marktlicher Bewertung kann bei der Auswahl *ex-ante* und der Ergebnisevaluation *ex-post* wissenschaftliche Expertise einbezogen werden. Diese Bewertung sollte, Anreize induzierend, mit Folgen verknüpft werden.⁶⁷ Projektförderung kann in der Mischfinanzierung institutionell geförderter Forschungseinrichtungen weitere wettbewerbliche Anreize setzen.

Aus der Perspektive wettbewerblicher Entwicklungsoffenheit ist Projektförderung wegen der staatlichen Auswahl von Richtungen und Trägern kritisch zu bewerten. Daher empfiehlt sich die Beschränkung auf Projekte mit von vornherein feststehendem Erkenntnisinteresse. Aus evolutorischer Sicht kann dabei Parallelforschung erwogen werden, um analog zur marktlichen dynamischen Wettbewerbsfunktion die Ideenvielfalt zu stimulieren. Bezüglich des Informationsaustausches im Innovationsprozess können durch Projektförderung Anreize zur interdisziplinären Forschung und Verbundforschung erhöht werden, indem entsprechend ausgeschrieben wird. Um „Spill-over-effekte“ zu ermöglichen, sollte über eine Veröffentlichungspflicht für die Ergebnisse in die Förderpraxis nachgedacht werden. Bezüglich der Stimulierung von Kompetenztransfers sind wegen der Marktferne der hier empfohlenen Grundlagen- und Instrumentenbegleitforschung kaum patent- und lizenzrechtliche Diffusionsprobleme zu erwarten.

Von den fallbezogen-spezifischen Kriterien bietet vor allem die Notwendigkeit von Substituten Ansatzpunkte für eine Projektförderung. Gerade aus der Gefährdungsargumentation heraus kann der Einsatz des Instrumententyps für wirtschaftlich ebenfalls wichtige Stoffe begründet werden. Hier ist es von Nöten, schnell steuernd einzugreifen. Zur Erhöhung der Vielfalt ökologischer Alternativen erscheint Projektförderung weniger geeignet, da das Kriterium der nötigen wetteb-

⁶⁷ Für eine solche Bewertung muss allerdings geklärt werden, wann ein wissenschaftliches Bewertungsgremium unter Berücksichtigung der Transaktionskosten sowie der Erkenntnisse aus der Politökonomie notwendig und einer zentralen Bewertung durch die Administration überlegen ist.

werblichen Entwicklungsoffenheit zu stark verletzt ist. Für die Verbesserung des Finanzierungszugangs scheint Projektförderung nicht der geeignete Instrumententyp. Bei direkter Projektförderung wird aber nicht an den Ursachen der hohen Unsicherheit von Umweltforschung, Informationsasymmetrien oder Risikoaversion angesetzt. Vielmehr werden die geförderten Institutionen ohne einen an solche Merkmale gebundenen Förderanspruch nach inhaltlichen Kriterien ausgewählt.

Um bei Pfadabhängigkeiten mittels FuT-Politik die Wettbewerbsfähigkeit schon identifizierter Alternativtechnologien in Nischenmärkte zu stimulieren, scheint der Instrumententyp aufgrund der direkten Steuerbarkeit zwar gut geeignet. Allerdings kann hier die Kernproblematik der Identifizierung von Nischenmärkten und viel versprechender Technologien ohne die „staatliche Anmaßung von Wissen“ nicht gelöst werden.

4.3 Institutionelle Förderung

Bei institutioneller Förderung werden die unterstützten Institutionen bestimmt, die Inhalte der Forschung aber nur begrenzt beeinflusst. Es werden Universitäten, intermediäre Forschungseinrichtungen oder Ressortforschungsinstitute grundfinanziert. Ressortforschungseinrichtungen sind dabei durch die Ministerien noch relativ direkt steuerbar. Universitäten und die intermediären Einrichtungen fällen die Entscheidungen über die Forschungsgegenstände und Projekte im Rahmen einer Möglichkeit des Staates zur recht allgemeinen Schwerpunktsetzung selbst. Die Förderungsentscheidungen und Mittelbindungen sind häufig längerfristig, die Flexibilität beim Einfluss auf die Forschungsschwerpunkte ist eher gering.

Nach dem Kriterium der Zurechenbarkeit spricht vieles dafür, aufgrund der umfangreichen staatlichen Finanzierungsanteile vor allem langfristige Grundlagenforschung mit diesem Instrumententyp zu fördern. Hierbei spielt die Notwendigkeit wissenschaftlicher Freiheit zur Erzeugung der experimentellen Vielfalt ebenso eine Rolle wie die besondere Marktferne langfristiger Investitionen in diese nicht-anwendungsorientierte Forschung. Als Beispiel für die in diesen Institutionen zu erforschenden Gegenstände kann die Wissensgrundlagen schaffende Umweltmedien- und Umweltsystemforschung gelten. Eine Förderung der Erforschung marktfähiger Umweltschutztechnik und produktintegrierter Umweltinnovationen ist mit diesem Instrumententyp aber kaum zu begründen. Die notwendige Nähe zur marktlichen Verwendung widerspricht einem gezielten Einsatz des auf Unabhängigkeit der Institutionen setzenden Instruments. Sofern sie aber als Nebenprodukte z.B. aus zusätzlich unternommenen Kooperationsprojekten anfallen, sollten die hiermit verbundenen Patentgewinne nach dem Kriterium aber den Forschungsinstitutionen zukommen.

Vor den Kriterien der Nutzung der Wettbewerbseffizienz und der wettbewerblichen Entwicklungsoffenheit kann dafür plädiert werden, den Bedarf der Grundlagenforschungseinrichtungen nur teilweise zu finanzieren. Die Einrichtungen sollen durch zusätzliche Bewerbungen um ausgeschriebene Projektfinanzierungen Anreize erhalten, sich dem Wissenschaftswettbewerb und der externen

Bewertung zu stellen. Grundidee hierbei ist, dass dadurch im anreizarmen Umfeld der Grundfinanzierung Effizienzpotenziale aufgedeckt werden, sowie der Ideenwettbewerb forciert wird.⁶⁸ Vor dem Kriterium der Förderung des Informations- und Kompetenzaustausches werden die hohe Unabhängigkeit und die dadurch geringeren Anreize zu einer Vernetzung der Institutionen kritisch eingeschätzt. Auch aus dieser Sicht ist eine Teilfinanzierung mit Projektfördermitteln überlegenswert. Wenn die Vergabe zusätzlich an eine Durchführung als Verbundforschung gekoppelt wird, kann auf stärkeren Austausch hingewirkt werden. Eine andere Möglichkeit bietet eine institutionelle Mittelvergabe, die an Drittmittelanteile oder Maßstäbe für die Transferaktivität gekoppelt wird.⁶⁹

Aus Sicht der fallbezogen-spezifischen Förderkriterien scheint eine institutionelle Förderung zur Generierung ökologischer Vielfalt geeignet. Im Gegensatz zur Projektförderung liegen theoretische Vorteile aber nicht bei einer gezielten Suche nach Substituten für gefährliche Stoffe. Vielmehr scheint das Instrument durch die hohe wissenschaftliche Freiheit für eine generelle Korrektur der ökologischen Alternativenvielfalt geeignet, die sich für durchsetzbare preisliche Anreize als schlecht instrumentierbar gezeigt hat. Hierfür müssen aber die Wettbewerbsanreize ausreichen. Zur Verbesserung des Finanzierungszugangs ist der Instrumententyp nicht geeignet, da er weder an den Ursachen der Kreditrationierung, also Unsicherheit, Risikoaversion und Informationsasymmetrien ansetzt, noch für Unternehmen allgemein zugänglich ist.

Für eine Verbesserung der Wettbewerbsfähigkeit bei Pfadabhängigkeit eignet sich das Förderinstrument nicht. Zwar kann möglicherweise durch Alternativen-generierung oder Technologieverbesserung aus der Grundlagenforschung heraus einer Pfadabhängigkeit entgegengesteuert werden, eine systematische Wirkung ist aber nicht zu vermuten.

4.4 Indirekte Förderung

Bei indirekter Förderung setzt der Staat inputorientiert an den Faktorpreisen von Arbeit, Kapital und Information der FuE-Aktivitäten an. Es werden weder Förderungsempfänger noch einzelne Förderprojekte direkt ausgewählt. Solange ein Innovator zu den Förderberechtigten gehört, besteht in der Regel ein Rechtsanspruch auf Förderung, der bei ausgabenseitiger Programmförderung in der Summe finanziell begrenzt sein kann. Der Instrumententyp wird zumeist wirtschaftsbezogen eingesetzt. In der nicht-umweltorientierten Forschungspolitik wird indirekte Förderung in globale und indirekt-spezifische Förderung unterschieden. Eine indirekt-globale Förderung nimmt dort in keiner Weise steuernd auf die Projektauswahl

⁶⁸ Allerdings sind die Wirkungen einer solchen Mischfinanzierung auf die Unabhängigkeit nicht unumstritten. Vgl. hierzu neben anderen Ellwein/Bruder 1982.

⁶⁹ Hierbei handelt es sich aber um kein für Umweltinnovationen spezifisches Problem, vgl. beispielsweise Wagner 1992.

Einfluss. Im Gegensatz zur nicht-umweltorientierten FuT-Politik wird indirekte Förderung in einer umweltorientierten FuE-Politik immer eine spezifische Förderung darstellen. Der Zugang zu den Fördermitteln kann aber von der Erfüllung zusätzlicher Förderkriterien abhängig gemacht werden. Dabei kann es sich bspw. um bestimmte Technologietypen, Branchenzugehörigkeit, Unternehmensgröße oder Regionen handeln. Der Staat greift zur Korrektur von Marktergebnissen lenkend ein, überlässt dem Markt aber dezentral die Auswahl einzelner Akteure und Projekte.

Hinsichtlich des Kriteriums der Zurechenbarkeit eignet sich dieser Instrumententyp besonders für den Eingriff in den Innovationsprozess anwendungsorientierter marktnaher Innovationen. Als Beispiele können Umweltschutztechnologien oder Produktinnovationen gelten. Die Eigentumsrechte solcher Innovationen können bei den Innovatoren verbleiben, was aus Anreizgründen vorteilhaft ist. Für Forschungs- und Entwicklungstätigkeiten staatlicher Institutionen besteht hier aufgrund der Appropriierungsanreize kein Grund. Zusätzlich können an bestimmte Kriterien geknüpft identifizierte Marktversagensprobleme einzeln instrumentiert werden. Für Förderung von Grundlagenforschung ist der Instrumententyp insoweit wirksam, wie solche marktferne Grundlagenforschung in den Unternehmen ohnehin stattfindet und durch die Förderung eine marginale Ausweitung erfährt. Für die Förderung der positiven Externalitäten von FuE-Aktivitäten scheint das Instrument eher in der indirekt-globalen als der indirekt-spezifischen Ausprägung geeignet. Vor dem Kriterium der wettbewerblichen Effizianzanreize erscheint indirekte Förderung nicht problematisch. Sofern sie nach Lenkungskriterien erfolgt, die in Marktversagenstatbeständen begründet sind, und allgemeiner Zugang besteht, findet keine Wettbewerbsverzerrung statt. Da hier sowohl ein marktlicher Anbieterwettbewerb als auch eine dezentrale Bewertung durch Nachfrager erfolgt, ist kein zentrales Bewertungsverfahren notwendig. Daher bestehen vor dem Kriterium der wettbewerblichen Entwicklungsoffenheit ebenfalls keine Anreizprobleme.

Betrachtet man das Kriterium der Förderung des Informations-/ Kompetenzaustausches, so kann auch eine indirekte Förderung an verschiedene Zugangskriterien der Verbundforschung gekoppelt werden. Dafür bieten sich eine Verbundforschung von Unternehmen und Wissenschaft, aber auch branchenübergreifende Förderkonzepte oder Wertschöpfungskettenstufen integrierende Konzepte an. Allerdings besteht so das Problem eines Zielkonfliktes zwischen den Gewinnen aus dem Informationsaustausch und den Verzerrungskosten zur rationalen Forschungsintegration. Unter dem Gesichtspunkt der fallbezogen-spezifischen Kriterien eignet sich die indirekte Förderung nicht zur gezielten Generierung von Substituten. Eine Stimulierung der Generierung von Vielfalt kann auf der Ebene der Innovations-/Adaptionsstufe instrumentiert werden, während die vorher betrachteten Instrumente, die Grundlagenforschung fördern, eher Vielfalt in der Inventionsphase stärken. Für die Verbesserung des Zugangs zur Finanzierung als auch für die Induzierung von Lerneffekten und die Diffusionsförderung von Nischenmarkttechnologien scheint eine indirekt-spezifische Förderung bei entsprechender Ausgestaltung gut geeignet. Allerdings wird das Informationsproblem in diesen Fällen

von der Ebene der Auswahl der zu fördernden Empfänger auf die Konzeption der zu fördernden Spezifika oder der Technologien im Nischenmarktfall verlagert.

Fasst man zusammen, ist also direkt-spezifische Projektförderung am ehesten zur kurzfristiger benötigten Grundlagen- und Instrumentenbegleitforschung mit klarem Erkenntnisinteresse geeignet. Dagegen ist institutionelle Förderung für langfristige Grundlagenforschung mit Bedürfnis nach wissenschaftlicher Freiheit einzusetzen. Indirekte Förderung zuletzt hat vielmehr Vorteile für die wirtschaftsbezogene Förderung von Umweltschutztechnik und Produktinnovationen bei Nutzung marktlicher Selektion und Steuerung.

5 Zusammenfassung und Empfehlungen

Ausgangspunkt war die Suche nach Politikoptionen zur Abmilderung des fortbestehenden Umweltproblems und die Frage, inwiefern eine umweltorientierte Forschungspolitik hierfür eine viel versprechende Option darstellt. Zentrale Idee hierbei ist, eine Gegensteuerung in Richtung Nachhaltigkeit zu betreiben, die eine Fehlsteuerung in nicht einschätzbare Entwicklungsrichtungen vermeidet. In dieser Untersuchung wurde deswegen betrachtet, in welchen Fällen sich umweltorientierte Forschungspolitik rechtfertigen lässt und welche Kriterien sich für den Einsatz finanzpolitischer Instrumente ableiten lassen. Für die Rechtfertigung einer umweltorientierten FuT-Politik konnten *sechs* Ansatzpunkte identifiziert werden: *erstens* der Charakter der Grundlagenforschung, *zweitens* nicht internalisierbare negative Externalitäten, *drittens* Kapitalmarktdefizite wegen Risikoaversion und Kreditrationierung bei hoher Unsicherheit von Umweltinnovationen, *viertens* Pfadabhängigkeiten, *fünftens* Vielfaltsförderung bei primären Anpassungsverhalten und schließlich *sechstens* die Alternativensuche bei Problemstoffen.

Bei den Kriterien für die Ausgestaltung des Einsatzes der Instrumente wurden in vier allgemeine und drei fallbezogen-spezifische unterschieden. Folgende Kriterien konnten für die allgemeinen Fälle herausgearbeitet werden: *Erstens* ist auf eine Zurechnung von Umweltinnovationen als öffentliche und private Güter, sowie von entstehenden Kosten und Nutzen zu achten. *Zweitens* sollten wettbewerbliche Effizianzanreize als statische Wettbewerbsfunktion genutzt werden. Somit bedarf es frei zugänglicher Ausschreibungsverfahren und einem Ersatz für die dezentral marktliche Bewertung. *Drittens* ist es wichtig, wettbewerbliche Entwicklungsoffenheit zu ermöglichen, da dezentral-marktliche Anreize zur Aufdeckung von Entwicklungsrichtungen vorteilhaft sind. Eine direkte Richtungsauswahl sollte nur bei bekanntem und dringendem Erkenntnisbedarf erfolgen. *Viertens* sollten die Instrumente Informations- und Kompetenzaustausch fördern, um damit Innovations- und Diffusionshemmnissen durch Routineverhalten entgegen zu wirken. Für spezifische Fälle können hingegen folgende Kriterien definiert werden: *Erstens* sollte durch den Instrumenteneinsatz für den Fall fehlender Substitute und zur Forcierung von Alternativtechnologien verstärkt Vielfalt induziert werden. *Zweitens* können Instrumente den Finanzierungszugang verbessern, wenn mit höheren Risi-

ken verbundene Umweltforschung marktlichen Finanzierungsrestriktionen unterliegt. *Drittens* sollten Lerneffekte induziert und Diffusion gefördert werden, sofern Pfadabhängigkeiten die Durchsetzung ökologisch sinnvoller Lösungen behindern.

Folgende Implikationen lassen sich aus dem Kriterienkatalog für den Einsatz der Instrumententypen ableiten: *Direkte Projektförderung* eignet sich besonders für die Förderung von Umweltforschung mit hohen öffentlichen Gutsanteilen und vorher bekanntem Erkenntnisinteresse. Beispiele hierfür sind die Suche nach Substituten aus Gefährdungsgründen und kurzfristig benötigte Instrumentenbegleitforschung. *Institutionelle Förderung* ist für langfristige Grundlagenforschung mit dem Erfordernis hoher wissenschaftlicher Freiheit besonders vorteilhaft. Beiträge zum Verständnis des Umweltsystems und von Umweltschäden oder eine prinzipiellen Alternativenvielfalt können gefördert werden. *Indirekte Förderung* eignet sich für einen wirtschaftsbezogenen Einsatz und die Forschung nach marktfähiger Umweltschutztechnologie oder nach umweltorientierten Produktinnovationen. Mit indirekter Förderung können Marktversagenkorrekturen (z.B. beim Finanzierungszugang) erfolgen, ohne die Wettbewerbsfunktionen grundsätzlich außer Kraft zu setzen.

Zentrale Ansatzpunkte für die Weiterentwicklung der hier erfolgten Betrachtung sind die Informationsdefizite der Instrumentierung. Zwar ließen sich im Rahmen der Analyse die Marktversagenstatbestände identifizieren. Zur staatlichen Gegensteuerung mit FuT-Politik bedarf es aber meist geeigneter Informationen. So müssen in der Budgetentscheidung über das Niveau der öffentlichen Umweltforschung das Vielfaltsargument und die verbleibenden negativen Externalitäten einbezogen werden. Für die Verbesserung des Finanzierungszugangs bedarf es einer geeigneten Bemessungsgrundlage, da Einzelfälle von Risikoaversion und der Kreditrationierung schwer identifizierbar sind. Auch die Identifikation von 'richtigen' und 'falschen' Pfadabhängigkeiten stellt den Staat vor eine schwer lösbare Aufgabe. Hier ist aufgrund der Diffusionswirkung von pretialer Lenkung ein Ausbau umweltpolitischer Instrumente unter Umständen empfehlenswerter. Es wird darauf ankommen, diese Informationsprobleme zu lösen und die Kriterien für den Instrumenteneinsatz konsequent anzuwenden. Dann kann eine umweltorientierte FuT-Politik eine viel versprechende Politikoption für einen Beitrag zur Lösung des Umweltproblems sein.

Literaturverzeichnis

- Arrow, Kenneth J. 1962: Economic Welfare and the Allocation of Resources for Invention, in: Nelson, Richard R. (Hg.)1962: The Rate and Direction of Inventive Activity, NBER, New York.
- Arthur, Brian W. 1989: Competing technologies, increasing returns and lock-in by historical events, in: The Economic Journal, 99, March 1989, S. 116-131.
- Bender, Dieter et al. (Hg.)1999: Vahlens Kompendium der Wirtschaftstheorie und Wirtschaftspolitik, Bd. 2, 7. Aufl., Verlag Franz Vahlen, München.
- Berg, Hartmut 1999: Wettbewerbspolitik, in: Bender, Dieter et al. (Hg.)1999: Vahlens Kompendium der Wirtschaftstheorie und Wirtschaftspolitik, Bd. 2, 7. Aufl., Verlag Franz Vahlen, München, S. 299-362.
- Bräunling, Gerhard/ Harmsen, Dirk-Michael 1975: Die Förderprinzipien und Instrumente der Forschungs- und Technologiepolitik. Eine Analyse ihrer Wirksamkeit, Verlag Otto Schwarz & Co., Göttingen.
- Bruder, Wolfgang (Hg.)1986: Forschungs- und Technologiepolitik in der Bundesrepublik Deutschland, Westdeutscher Verlag, Opladen.
- Bruder, Wolfgang/ Dose, Nicolai 1986: Forschungs- und Technologiepolitik in der Bundesrepublik Deutschland, in: Bruder, Wolfgang (Hg.)1986: Forschungs- und Technologiepolitik in der Bundesrepublik Deutschland, Westdeutscher Verlag, Opladen, S. 11-75.
- Bulmahn, Edelgard 2000: Chemiedialog und Forschungsförderung, in: Felcht, Utz-Helmut: (Hg.)2000: Chemie - Eine reife Industrie oder Innovationsmotor, Blazek und Bergmann, Frankfurt am Main.
- Bundesministerium des Innern (BMI) 1971: Sofortprogramm der Bundesregierung zum Umweltschutz, Eigenverlag, Bonn.
- Bundesministerium für Bildung und Wissenschaft (BMBW) 1967: Bundesbericht Forschung II, Eigenverlag, Bonn.
- Bundesministerium für Bildung und Wissenschaft (BMBW) 1969: Bundesbericht Forschung III, Eigenverlag, Bonn.
- Bundesministerium für Bildung und Wissenschaft (BMBW) 1972: Bundesbericht Forschung IV. Teil 1 - Bericht der Bundesregierung, Eigenverlag, Bonn.
- Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) 1996: Bundesbericht Forschung 1996, Eigenverlag, Bonn.
- Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) 1997: Forschung für die Umwelt. Programm der Bundesregierung, Eigenverlag, Bonn.
- Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) 2000: Bundesbericht Forschung 2000, Eigenverlag, Bonn.
- Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) (Hg.)2002: Proceedings. 1. Statusseminar des BMBF-Förderschwerpunktes :[RIW] Rahmenbedingungen für Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften, Eigenverlag, Bonn.
- Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) 2002a: Faktenbericht zum Bundesbericht Forschung 2002, Eigenverlag, Bonn.
- Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) 1977: Faktenbericht 1977 zum Bundesbericht Forschung, Eigenverlag, Bonn.

- Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) 1979: Bundesbericht Forschung VI, Eigenverlag, Bonn.
- Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) 1984: Bundesbericht Forschung 1984, Eigenverlag, Bonn.
- Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) 1989: Umweltforschung und Umwelttechnologie. Programm 1989-1994, Eigenverlag, Bonn.
- Bundesministerium für Forschung und Technologie (BMFT) 1993: Bundesbericht Forschung 1993, Eigenverlag, Bonn.
- Cleff, Thomas/ Rennings, Klaus (1999): Empirische Evidenz zu Besonderheiten und Determinanten von Umweltinnovationen, in: Rennings, Klaus (Hg.)1999: Innovation durch Umweltpolitik, Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden.
- Cowan, Robin 1990: Nuclear Power Reactors: A Study in Technological Lock-In, in: Journal of economic history Vol. 50, September, S. 541-566.
- Darwin, Charles 1859: On the Origin of the Species, London. Vorliegende Ausgabe: 3 impr., Grant Richards, London 1904.
- David, P.A. 1985: Clio and the Economics of QWERTY. In: AER - American Economic Review, Papers and Proceedings 75 (2), S. 332-37.
- Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (DIW) (Hg.)2002: The Emergence of Lead Markets for Environmental innovation. Intermediate Report., in: Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF) (Hg.)2002: Proceedings. 1. Statusseminar des BMBF-Förderschwerpunktes Rahmenbedingungen für Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften, Eigenverlag, Bonn.
- Dogson, Mark / Rothwell, Roy (Hg.)1996: The Handbook of Industrial Innovation, Paperback Edition 1996, Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Dosi, Giovanni 1982: Technological paradigms and technological trajectories: a suggested interpretation of the determinants of technical change, in: Research Policy, Vol. 11, S. 147-162.
- Ellwein, Thomas/ Bruder, Wolfgang 1982: Innovationsorientierte Regionalpolitik, Westdeutscher Verlag, Opladen.
- Elßer, Peter 1993: Innovationswettbewerb. Determinanten und Unternehmensverhalten, Peter Lang Verlag, Frankfurt.
- Erdmann, Georg 1993: Elemente einer evolutischen Innovationstheorie, J.C.B Mohr (Paul Siebeck), Tübingen.
- Erlei, Mathias/ Lehman-Waffenschmidt, Marco (Hg.)2002: Curriculum Evolutorische Ökonomik. Lehrkonzepte zur Evolutorischen Ökonomik, Metropolis Verlag, Marburg.
- Felcht, Utz-Helmut: (Hg.)2000: Chemie - Eine reife Industrie oder Innovationsmotor, Blazek und Bergmann, Frankfurt am Main.
- Fritsch, Michael/ Wein, Thomas/ Ewers, Hans-Jürgen 1999: Marktversagen und Wirtschaftspolitik. Mikroökonomische Grundlagen staatlichen Handelns, 3. völlig überarbeitete Auflage, Verlag Franz Vahlen, München.
- Hanusch, Horst/ Cantner, Uwe 1993: Neuere Ansätze in der Innovationstheorie und der Theorie technischen Wandels. Konsequenzen für eine Industrie- und Technologiepolitik, in: Meyer-Krahmer, Frieder (Hg.)1993: Innovationsökonomie und Technologiepolitik. Forschungsansätze und politische Konsequenzen, Physica Verlag, Heidelberg, S. 11-46.
- Hayek, F.A. von 1969: Freiburger Studien, Mohr Siebeck Tübingen.
- Hemmelskamp, Jens 1999: Umweltpolitik und technischer Fortschritt. eine theoretische Untersuchung der Determinanten der Umweltpolitik, Physica Verlag, Heidelberg.

- Hermann-Pillath, Carsten 2002: Grundriß der Evolutionsökonomik, Wilhelm Fink Verlag, München.
- Jaffee, Russel / Dwight, Thomas M. 1976: Imperfect Competition, Uncertainty and Credit Rationing, in: Quarterly Journal of Economics, Vol. 90, 1976, S. 651-666.
- Kemp, Rene 1994: Technology and the Transition to Environmental Sustainability, Futures, Vol. 26, S. 1023-1046.
- Kirzner, Israel M. 1978: Wettbewerb und Unternehmertum, Mohr Siebeck Tübingen.
- Klemmer, Paul (Hg.)1999: Innovationen und Umwelt., in: Innovative Wirkungen umweltpolitischer Instrumente, Bd. 3, Analytica Verlag, Berlin.
- Klemmer, Paul/ Lehr, Ulrike/ Löbbe, Klaus (Hg.)1999: Umweltinnovationen. Anreize und Hemmnisse, in: Innovative Wirkungen umweltpolitischer Instrumente, Bd. 2, Analytica Verlag, Berlin.
- Klodt, Henning 1994: Grundlagen der Forschungs- und Technologiepolitik, in: Institut für Weltwirtschaft Kiel [Hrsg.], Kieler Arbeitspapiere, Institut für Weltwirtschaft an der Universität Kiel - Eigenverlag, Kiel., No. 664.
- Küppers, Günther, Lundgreen, Peter, Weingart, Peter 1978: Umweltforschung - die gesteuerte Wissenschaft. Eine empirische Studie zum Verhältnis von Wissenschaftsentwicklung und Wissenschaftspolitik, Suhrkamp Verlag, Frankfurt am Main.
- Linscheidt, Bodo 1999: Nachhaltiger technologischer Wandel aus Sicht der evolutischen Ökonomik: staatliche Steuerung zwischen Anmaßung von Wissen und drohender Entwicklungsfalle, in: Umweltökonomische Diskussionbeiträge, Finanzwissenschaftlichen Forschungsinstitut an der Universität zu Köln, Nr. 99-1, Eigenverlag, Köln.
- Linscheidt, Bodo 1999a: Innovationseffekte von Umweltafgaben in der Industrie, in: Klemmer, Paul (Hg.)1999: Innovationen und Umwelt., in: Innovative Wirkungen umweltpolitischer Instrumente, Bd. 3, Analytica Verlag, Berlin, S. 155-165.
- Männel, Beate 1996: Erklärungsmusterimporte in der evolutischen Ökonomik, in: Priddat, Birger P./ Wegner, Gerhard (Hg.)1996: Zwischen Evolution und Institutionen. Neuere Ansätze in der ökonomischen Theorie, Metropolis Verlag, Marburg.
- Meyer-Krahmer, Frieder (Hg.)1993: Innovationsökonomie und Technologiepolitik. Forschungsansätze und politische Konsequenzen, Physica Verlag, Heidelberg, S. 11-46.
- Nelson Richard R./ Winter, Sydney 1982: An Evolutionary Theory of Technical Change, Belknap, Cambridge/ London.
- Nelson, Richard R. 2003: On the uneven evolution of human know-how, in: research policy, 32, 2003, S. 909-922.
- Nelson, Richard R. (Hg.)1962: The Rate and Direction of Inventive Activity, NBER New York, Princeton University Press.
- Priddat, Birger P./ Wegner, Gerhard (Hg.)1996: Zwischen Evolution und Institutionen. Neuere Ansätze in der ökonomischen Theorie, Metropolis Verlag, Marburg.
- Rennings, Klaus 1998: Towards a Theory of Eco-Innovation. Neoclassical and Co-Evolutionary Perspectives, in: Zentrum für Europäische Wirtschaftsforschung (ZEW) Diskussionspapier, Mannheim, No. 98-24.
- Rennings, Klaus (Hg.)1999: Innovation durch Umweltpolitik, Nomos Verlagsgesellschaft, Baden-Baden.
- Röpke, Jochen 2002, Der lernende Unternehmer: Zur Evolution und Konstruktion unternehmerischer Kompetenz, Marburger Förderzentrum für unternehmerische Kompetenzgründer aus der Universität.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (Hg.)1994: Umweltgutachten 1994, Schäfer Poeschel, Stuttgart.

- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (Hg.)1996: Umweltgutachten 1996, Schäfer Poeschel, Stuttgart.
- Schnabl, Hermann 1990: Biologische Evolution vs. Evolution von Firmen und Märkten – Ein Vergleich, in: Witt, Ulrich (Hg.)1990: Studien zur Evolutorischen Ökonomik I, Schriften des Vereins für Socialpolitik, Bd. 195/I, Berlin, S. 221-241.
- Schuhmacher, Anja 1993: Unvollkommene Information in der neoklassischen Informationsökonomik und im evolutionsökonomischen Ansatz, Peter Lang - Europäischer Verlag der Wissenschaften, Frankfurt et al..
- Schumpeter, Joseph Alois 1912: Theorie wirtschaftlicher Entwicklung, Duncker & Humblot Leipzig. Vorliegende Ausgabe: 5. Auflage 1952.
- Stifterverband für die Deutsche Wissenschaft 2003, FuE-Statistik 2003, Eigenverlag.
- Stigler 1961: The Economics of Information, Journal of Political Economy.
- Stiglitz, Joseph A./ Weiss, A. 1981: Credit Rationing in Markets with imperfect Information, in: American Economic Review, Vol. 71, S. 393-410.
- Tylecote, Andrew 1996: Financial Systems and Innovations, in: Dogson, Mark / Rothwell, Roy (Hg.)1996, The Handbook of Industrial Innovation, Paperback Edition 1996, Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Varian, Hal R. 1995: Grundzüge der Mikroökonomik, 3. Auflage, R. Oldenburg Verlag, München.
- Verband der Chemischen Industrie (VCI) 2003: Chemiewirtschaft in Zahlen, Eigenverlag, Frankfurt am Main.
- Vogel, Christoph 2000: Deutschland im internationalen Technologiewettlauf. Bedeutung der Forschungs- und Technologiepolitik im internationalen Technologiewettlauf, Duncker & Humblot, Berlin.
- Vogel, Günther/ Angermann, Hartmut (Hg.)1984: DTV-Atlas zur Biologie, Tafel und Texte, Band 3, Deutscher Taschenbuch Verlag, München.
- Wagner, Adolph 1992: Forschungstransfer in Evolutorischer Perspektive – einige empirische Ergebnisse, in: Witt, Ulrich (Hg.)1992: Studien zur Evolutorischen Ökonomik II, Schriften des Vereins für Socialpolitik, Bd. 195/II, Duncker & Humblot Berlin.
- Wegner, Gerhard 1996: Wirtschaftspolitik zwischen Selbst- und Fremdsteuerung - ein neuer Ansatz, Nomos Verlag, Baden-Baden.
- Wissenschaftsrat 1994: Stellungnahme zur Umweltforschung in Deutschland, Eigenverlag, Köln.
- Witt, Ulrich 2001: The Evolutionary Perspective on Policy Making –Does it make a Difference?, Papers on Economics & Evolution, Max-Planck-Institute Jena.
- Witt, Ulrich 2002: Generic Features of Evolution and its Continuity –a Transdisciplinary Perspektive, Papers on Economics & Evolution, Max-Planck-Institute Jena.
- Witt, Ulrich (Hg.)1990: Studien zur Evolutorischen Ökonomik I, Schriften des Vereins für Socialpolitik, Bd. 195/I, Berlin.
- Witt, Ulrich (Hg.)1992: Studien zur Evolutorischen Ökonomik II, Schriften des Vereins für Socialpolitik, Bd. 195/II, Duncker & Humblot Berlin.
- Witt, Ulrich (Hg.)1993: Evolutionary Economics, Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Zimmermann, H. / Otter, N. / Stahl, D. / Wohltmann, M. 1998: Innovationen jenseits des Marktes, Innovative Wirkungen umweltpolitischer Instrumente, Bd. 1, Berlin.

Zusammenfassung der Ergebnisse

Dieter Ewringmann

Umweltinnovationen bilden sich in einem komplexen Zusammenspiel verschiedener Faktoren heraus. In diesem Sammelband wurde am Beispiel der chemischen Industrie eine Annäherung an Umweltinnovationen von verschiedenen Seiten vorgenommen. Zunächst wurde auf der Unternehmensseite anhand von Fallstudien untersucht, welche Faktoren auf die Initiierung und Anwendung von Umweltinnovationen wirken. Dann wurde die Perspektive gewechselt und aus dem Blickwinkel des Staates bzw. des Gesetzgebers untersucht, welche Möglichkeiten für diesen bestehen, Umweltinnovationen zu begünstigen. Hierbei lag das Hauptaugenmerk auf kooperativen Politikformen. Im abschließenden Beitrag wurde über die Umweltpolitik hinaus auf die Möglichkeiten und Grenzen einer umweltorientierten Forschungspolitik geblickt.

Die Erfahrungen des interdisziplinären Forschungsverbundes aus dem Projektablauf und die Ergebnisse aus den einzelnen Arbeitsschritten – soweit sie hier als Teilbeiträge dargestellt wurden – lassen sich wie folgt zusammenfassen: Es lohnt sich, komplexe Fragestellungen, zu deren Bearbeitung verschiedene Wissenschaftsdisziplinen Beiträge erbracht, unterschiedliche „Standpunkte“ eingenommen und damit auch unterschiedliche Wirklichkeiten untersucht haben, auch tatsächlich interdisziplinär anzugehen. Ein solches interdisziplinäres Vorgehen führt zu zusätzlichen Erkenntnissen. Allerdings fällt es schwer, die aufgrund unterschiedlicher Betrachtungsweisen zustande kommenden Ergebnisse zu einem eindeutigen Gesamtbefund zu verdichten und allgemein anerkannte, fachübergreifende Hypothesen zu entwickeln. Dies gilt zumindest für den Fall, dass in einem üblichen budgetären Projektrahmen interdisziplinär gearbeitet werden soll. Interdisziplinarität ist in der Anlaufphase mit höheren Kosten und höheren Ergebnisrisiken verbunden als disziplinäre Spezialuntersuchungen.

In diesem Zusammenhang lässt sich festhalten, dass die ursprünglich geplante Vernetzung der einzelnen Arbeitsphasen – wie bereits in der Einleitung erläutert – nur begrenzt vorgenommen werden konnte. Insbesondere ließ sich über die Untersuchung von Innovationsfällen in einem Großunternehmen kaum eine Verbindung zum Einfluss von vertikalen Kooperationsformen festmachen. Erst die Paralleluntersuchung der Selbstverpflichtungen zu EDTA auf der einen Seite und der Innovierung von IDS auf der anderen Seite ermöglichte eine genauere Analyse dieses Zusammenhangs. Dieser Innovationsfall wurde allerdings auch deshalb ausgewählt, weil eine Verbindung zur Selbstverpflichtung bereits im Vorhinein vermutet werden konnte. Die Auswahl der übrigen Fälle erfolgte ohne Berücksichtigung des Kriteriums „möglicher Einfluss kooperativer Politikformen“. Insofern bestand also die Möglichkeit, dass sich dabei kein Einfluss von Kooperation auf den Innovationsprozess festmachen lässt, was letztendlich auch der Fall war. So konnte die

Analyse kooperativer Politikformen auch nicht unmittelbar auf die Ergebnisse aus den betrieblichen Innovationsstudien zurückgreifen. Die Grundlage hierfür boten vielmehr zusätzliche theoretische und empirische Analysen von Kooperation. Im Folgenden werden die Ergebnisse aus den einzelnen Beiträgen des Sammelbandes zusammengefasst:

Erkenntnisse aus Innovationsfällen der Bayer AG

Die ausgewählten Fallstudien erlauben Aussagen zu fallspezifischen Einflussfaktoren für die Entwicklung von Umweltinnovationen. Verallgemeinerungsfähige Aussagen über Einflussfaktoren auf Innovationen lassen sich aufgrund der gewählten Mikro-Perspektive des Beitrags und der Heterogenität der Fallstudien nur in begrenztem Maße treffen. Grundsätzlich konnte ein komplexes Zusammenspiel unternehmensinterner und -externer Faktoren beobachtet werden, das die unternehmerischen Entscheidungen der Bayer AG im Hinblick auf die Entwicklung oder Anwendung von Umweltinnovationen beeinflusste. Diese Einflussfaktoren wurden im Rahmen dieser Untersuchung der *Motivation*, den *Möglichkeiten* und den *Fähigkeiten* des Unternehmens bezüglich der Einführung von Umweltinnovationen zugeordnet.

Der demand pull spielte erwartungsgemäß vor allem bei Produktinnovationen eine Rolle, so z.B. bei der durch die Marktrahmenbedingungen maßgeblich geförderten Entscheidung, das EDTA-Substitut Iminodisuccinat sowie Polyasparaginsäure zur Marktreife zu entwickeln. Technologische Faktoren (technology push) haben ebenso wie die öffentliche Skandalisierung die Innovationen zur Beendigung der Dünnsäureverklappung maßgeblich beeinflusst. Dabei spielte der Diversifizierungsgrad des Unternehmens eine wichtige Rolle; er erleichterte die Variation bereits praktizierter Lösungen für andere Bereiche. Neben diesen in einzelnen Fällen relevanten Einflussfaktoren waren – so lässt sich als wesentliche Erkenntnis festhalten – in allen untersuchten Fällen regulatorische Impulse von Bedeutung. Letztlich ist keine Innovation ohne staatlichen Regulierungsimpuls zustande gekommen. In allen untersuchten Fällen lagen behördliche bzw. gesetzgeberische Interventionen vor. Dies war bei der Gründung der Abwasserkommission ein Ministerialerlass, im Fall der Dünnsäureverklappung die Genehmigungsverschärfung der niederländischen sowie der deutschen Genehmigungsbehörden und im Fall der Hohe-See-Verbrennung die Besorgnisaussprache seitens der Genehmigungsbehörde DHI im Sinne des Hohe-See-Einbringungsgesetzes. Unter dem Druck bestehender oder bevorstehender Gesetzesänderungen bzw. schärferer behördlicher Kontrollen wurden bei Bayer innovative Maßnahmen ergriffen, die den Regulierungen entweder entsprachen oder sie sogar vorwegnahmen.

Selbst dort, wo sich die Marktnachfrage als wichtiger Einflussfaktor in den Vordergrund zu drängen scheint, sind öffentliche Regulierungen im Hintergrund aufgezeigt worden. Dass überhaupt eine Marktnachfrage für IDS entstehen konnte, lag an der Problematisierung von EDTA und dem Produktionsrückgang aufgrund der abgeschlossenen Selbstverpflichtung. Und auch, dass sich IDS bisher nicht in einem größeren Umfang durchsetzen konnte, steht sicherlich im Zusammenhang damit, dass die Selbstverpflichtung nur in einem begrenzten Maß zum

Produktionsrückgang von EDTA geführt hat, sondern vor allem durch Emissionsminderungen (teil)erfüllt wurde.

Wesentlichen Einfluss auf die hier behandelten Fälle der Dünnsäure und der chlorierten Kohlenwasserstoffe hat auch die sich wandelnde Öffentlichkeit und Aufmerksamkeit gegenüber chemikalienbezogenen Auswirkungen ausgeübt. Seit dem Ende der 1970er Jahre bildete sich ein zunehmend stärkeres öffentliches Umweltinteresse heraus, das sich – sieht man einmal von der AKW-Bewegung ab – nicht zuletzt auf die Chemieindustrie fokussierte. Es hat dazu beigetragen, das Unternehmen durch Umweltschutzkampagnen und die starke Publizität des Themas Meeres- und Umweltschutz stark unter Druck zu setzen, und dieses dazu bewogen, Risiko mindernde Strategien zu wählen, um aus der negativen Medienpräsenz herauszukommen. Bayer sah sich aufgrund seiner breiten Produktpalette für den Endverbraucher – v.a. an Farb-, Pharma- und Pflanzenschutzprodukten – sogar einem besonderen Handlungsdruck ausgesetzt, da hier ein direkter Zusammenhang zwischen dem gesellschaftlichen Wertewandel und einer mit spezifischen ökonomischen Folgen verhafteten Marktnachfrage besteht. Als bekanntestes der z. B. von der Dünnsäureverklappung betroffenen Unternehmen hatte Bayer am ehesten seinen (guten) Ruf zu verlieren. Ein solcher Imageverlust hätte sich auch auf die Produktionszweige auswirken können, die in keinem kausalen Zusammenhang mit der Problematik der Dünnsäureentsorgung standen. Die Dünnsäure barg daher ein kaum abschätzbares ökonomisches Risiko.

Das Unternehmen lernte aus den ersten Erfahrungen mit der Dünnsäureverklappung. Der Stellenwert des Umweltmanagement nahm zu. Dieser Fall und derjenige der Hohe-See-Verbrennung waren auch ein wichtiger Anlass dafür, externe Entsorgungswege zunehmend in Frage zu stellen, Entsorgungssicherheit zu priorisieren und die Abhängigkeit von kurzfristigen Genehmigungen möglichst zu beenden. Die damit verbundenen Lerneffekte haben allerdings auch dazu geführt, dass auf weitgehend bekannte Pfade ausgewichen und relativ marginal innoviert wurde, um neue Risiken zu umgehen.

In diesem Zusammenhang lässt sich annehmen, dass die besondere Bedeutung der Öffentlichkeit auch mit den Charakteristika dieses Falles zusammenhängt. Die (vermeintlich) negativen Folgen der Dünnsäureverklappung ließen sich von den Gegnern gut darstellen, um dadurch auch eine breite Öffentlichkeit zu erreichen. Da bis heute das Ausmaß der Schädlichkeit der Dünnsäureverklappung nicht nachgewiesen werden konnte ist zu vermuten, dass der Öffentlichkeitsfaktor zwar Unternehmen zu einer Abkehr bestehender Pfade bewegen kann, ob dies jedoch tatsächlich die umweltschädlichsten oder nicht eher die öffentlichkeitswirksamsten sind, bleibt offen.

Zudem ist fraglich, inwiefern sich das enge Zeitfenster, das sich aus der drohenden Nichtverlängerung der Genehmigung der niederländischen Regierung und die Besorgnisaussprache des DHI im Rahmen des Hohe-See-Einbringungsgesetzes für das Unternehmen ergab, negativ auf die Innovationstiefe ausgewirkt hat. Hierzu lässt sich festhalten, dass Pläne für die Entwicklung alternativer Aufbereitungsverfahren im Unternehmen bereits vor 1980 existierten. Die beschriebenen rechtlichen Rahmenbedingungen konnten daher in diesem Fall entscheidend eine kurzfristige Umsetzung dieser geplanten Investitionsmaßnahmen bewirken,

die ursprünglich erst zum Ende der 1980er Jahre bzw. bis 1984 erfolgen sollte. Der regulative Eingriff des DHI hat sich in diesem Fall insoweit zwar eindeutig fördernd auf die konsequente Umsetzung bestehender Planungen ausgewirkt – allerdings eher zu Lasten der Innovationstiefe der entwickelten Maßnahmen.

Kooperative Umweltpolitik

Sobald man den Staat nicht als vollständig informierte Entscheidungseinheit ansieht, die auch im Hinblick auf die Nachhaltigkeit motiviert und in der Lage ist, ein eindeutig präzisiertes Handlungsziel in die Tat umzusetzen, vielmehr in einzelnen Punkten Restriktionen staatlichen Handelns einbezieht, ergeben sich Gründe für kooperative Muster. Entscheidungsbeschränkungen in Form verminderter Steuerungsfähigkeit, -möglichkeit und -motivation, resultierend aus Informationsbeschränkungen, institutionellen und faktischen Um- und Durchsetzungsbeschränkungen, sowie Eigeninteressen staatlicher Akteure machen Kooperation interessant. Will man kooperative Politikformen mit anderen Eingriffsmustern vergleichen, so müssen diese Beschränkungen in der Analyse als generelle Restriktion berücksichtigt werden.

Die genannten Beschränkungen treffen Politik in jedem Stadium. Vertikale Kooperation zwischen Staat und Privaten durchzieht daher auch den gesamten politischen Prozess von der Formulierung der Ziele bis hin zur instrumentellen Umsetzung. Da die Handlungsbeschränkungen des Staates dazu führen können, dass er als Hierarch faktisch nicht einseitig handlungsfähig ist, geht es oft nicht darum, *ob* kooperative Politikformen sinnvoll sind, sondern *wie* diese ausgestaltet sein müssen, um eine hohe Funktionsfähigkeit zu gewährleisten. Wesentlichen Einfluss auf die Funktionsweise von Kooperation üben die zugrunde liegende Problemstruktur, die relevanten Akteursinteressen und -ressourcen, die institutionellen Rahmenbedingungen sowie die Ausgestaltung der Kooperation aus. Insbesondere durch die Ausgestaltung von Kooperationsformen über die Festlegung von Zusammensetzung, Entscheidungsverfahren und Kompetenzen sowie einseitig-hierarchische Entscheidungsvorbehalte verbleiben dem Staat auch innerhalb von Kooperation eigene Steuerungsspielräume.

Kooperative Umweltpolitik ist dann unproblematisch, wenn sie entweder rein aufgabenorientiert ist, oder bei Verteilungskonflikten alle relevanten Interessen adäquat repräsentiert werden. Eine adäquate Repräsentation der relevanten Interessen stößt jedoch in zweierlei Hinsicht an Grenzen: Zum einen weisen nicht alle Interessen dieselbe Organisationsfähigkeit und den selben politischen Einfluss auf und zum anderen können bei zu heterogenen Interessen Kooperationsformen zu Entscheidungsblockaden führen, so dass nur durch eine selektive Beteiligung von Interessen überhaupt die Entscheidungsfähigkeit kooperativer Gremien gewährleistet wird. Die selektive Beteiligung von Regelungsadressaten ist hierbei allerdings mit Problemen behaftet, da deren Interesse sich darauf konzentriert, einen geringeren Beitrag zur Erstellung öffentlicher Güter leisten zu müssen als bei alternativem hoheitlichem Einsatz. Damit Lösungen nicht zu Lasten Dritter (auch in Form einer unzureichenden Internalisierung) gehen, müssen kooperative Lösungen möglich sein, die mit geringeren Kosten für die Regelungsadressaten zu einem

wenigstens gleich hohen Schutzniveau führen wie einseitig-hierarchische Maßnahmen.

Innerhalb aufgabenorientierter Problemstrukturen können über Kooperation gruppenspezifische Ressourcen wie z.B. steuerungsrelevante Informationen in den Politikprozess integriert werden und so zu einer besseren Aufgabenerfüllung des Staates beitragen. Konfliktorientierte Kooperation dient hingegen vor allem der Akzeptanzerzielung bei den Betroffenen im Spannungsfeld bestehender Zielkonflikte. Insofern sind von aufgabenorientierten Kooperationsformen anspruchsvollere Regelungen und somit auch höhere Innovationswirkungen zu erwarten als von verteilungsorientierten Kooperationsformen. Bei allen Kooperationsformen, denen eine „gemischte“ Problemstruktur zugrunde liegt, ist eine Art „Trade Off“ zu berücksichtigen. Der Staat tauscht die Beteiligung an politischen Entscheidungen gegen Informationen und Akzeptanz; insofern muss die Erhöhung der Steuerungsfähigkeit dem Qualitätsverlust durch die selektive Einbindung einzelner Interessengruppen in die Politikprozesse gegenübergestellt werden. Wesentlich für die Funktionsweise von Kooperation sind hierbei die Möglichkeiten des Staates, bestehende Informationsasymmetrien zumindest partiell zu überwinden und notfalls auf seine hierarchische Entscheidungsgewalt zurückgreifen zu können. Insofern spielen auch innerhalb kooperativer Politikformen die Kontroll- und Sanktionsmöglichkeiten in Form des „Schattens der Hierarchie“ weiterhin eine wichtige Rolle.

Ein empirischer Vergleich unterschiedlicher realer Kooperationslösungen ist aus mehreren Gründen nur begrenzt möglich: Erstens muss ein solcher Vergleich die bestehenden staatlichen Restriktionen mit berücksichtigen, die zumeist in gemischter Form vorzufinden sind und sich nur bedingt voneinander abgrenzen lassen. Zweitens besteht gerade für den hier untersuchten Bereich mit einem hohen Grad an Informationsdefiziten und Risikoexternalitäten kein modelltheoretisches Ideal für die Informationssammlung und Risikointernalisierung, und drittens fehlt häufig auch ein eindeutig identifizierbares staatliches Ziel(-system), an dem die Ergebnisse hinsichtlich der Erreichung oder Abweichung innerhalb kooperativer Politikformen gemessen werden können.

Vor dem Hintergrund dieses Vorbehalts lassen sich einige Ergebnisse aus der empirischen Analyse kooperativer Fallstudien benennen: Zunächst lässt sich festhalten, dass die genannten staatlichen Handlungsbeschränkungen in allen untersuchten Kooperationsformen in gemischter Form vorzufinden sind. Grundsätzlich vereinfacht hierbei die korporatistische Grundarchitektur in Deutschland Absprachen und Kooperation zwischen staatlichen und nicht-staatlichen Akteuren. Außerdem zeigte sich, dass eine adäquate Repräsentation der Interessen im Arbeitsschutz einfacher zu sein scheint als im Umweltschutz. Auch scheinen Konflikte im Arbeitsschutzbereich aufgrund zum Teil gleichgerichteter Interessen und der Interdependenz zwischen den Akteuren einfacher zu bewältigen zu sein. Umweltschutzorientierte Kooperationsformen berücksichtigen hingegen die organisierten Umweltinteressen in der Regel bisher nicht. Wenn nicht alle relevanten Interessen eingebunden werden, kommt wiederum der Allgemeinwohlorientierung des Staates eine besondere Rolle zu. In diesem Zusammenhang lässt sich allerdings feststellen, dass die Priorität der staatlichen Akteure größtenteils vor allem auf der

Konsensfindung mit den Regelungsadressaten – auch vor dem Hintergrund bestehender oder vermeintlicher trade offs mit wirtschaftlichen Zielen – lag und weniger in der Forcierung umweltpolitischer Ziele. Dadurch wurde wiederum vor allem der Spielraum der Regelungsadressaten und weniger der der Regulierer vergrößert.

Die Funktionsfähigkeit von Gremien lässt sich dadurch erhöhen, dass Sach- und Konfliktebene weitestgehend voneinander getrennt und nicht miteinander vermischt werden. Die Sachebene kann durch die Einbindung von Wissenschaftsvertretern gestärkt werden. Für die kooperative Umsetzung von Zielen in Form von Selbstverpflichtungen gilt, dass zwar einerseits gerade in der Chemikalienpolitik spezifische Gründe hierfür sprechen, andererseits nur bei Vorliegen übersichtlicher Problemstrukturen und kostengünstiger Lösungen eine verbandliche Überwindung des Kollektivgutdilemmas zu erwarten ist. In einem solchen Fall ist aber nicht mit einem wesentlichen Innovationsanreiz, sondern vor allem mit einer schnelleren Diffusion bereits bekannter Neuerungen zu rechnen.

Die Europäisierung der Chemikalienpolitik verändert die institutionellen Rahmenbedingungen erheblich und führt einerseits dazu, dass ein Kooperationsbedarf häufig nicht mehr auf der nationalen Ebene anzusiedeln ist, andererseits ergeben sich jedoch durch die Abgabe von Steuerungskompetenzen auf die europäische Ebene nationale Regelungslücken, die durch kooperative Politikformen zumindest teilweise kompensiert werden können.

Unmittelbare Innovationswirkungen lassen sich in Bezug auf alle hier untersuchten Kooperationsformen kaum vorfinden. Auch aufgrund der verschiedenen nicht-staatlichen Einflussfaktoren auf Innovationen, ist der von Kooperationsformen ausgehende Impuls auf Unternehmen als nicht stark genug anzusehen, um auf den unternehmerischen Innovationsprozess großen Einfluss nehmen zu können. Dies gilt insbesondere für Kooperationsformen, die nicht die Zielfestlegung oder -umsetzung betreffen. Für die Zielfestlegung und -umsetzung bestätigt sich, dass über konfliktorientierte kooperative Politikformen aufgrund des Ausgleichs von Interessen, nur geringe Impulse für die Stimulierung von Umweltinnovationen gesetzt werden. Insofern lassen sich über Kooperation vor allem Diffusionsprozesse oder Innovationen im inkrementellen Bereich forcieren. Über Kooperation allein können daher kaum weiter reichende Anreize für Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften gesetzt werden, vielmehr sind dafür ergänzende Koordinationsmechanismen und -instrumente notwendig.

Aus der Untersuchung kooperativer Fallbeispiele ließen sich zwar Erkenntnisse über die Möglichkeiten und Grenzen kooperativer Umweltpolitik sowie mögliche Verbesserungspotenziale gewinnen. Eindeutige Aussagen zur Funktionsfähigkeit und den Innovationswirkungen kooperativer Chemikalienpolitik gegenüber anderen Koordinationsmechanismen und Instrumenten ließen sich jedoch wie erwartet nur begrenzt ableiten, da ein unmittelbarer Vergleich unter Berücksichtigung der gegebenen staatlichen Handlungsbeschränkungen nicht möglich ist. Insofern ist empirisch weder eindeutig feststellbar, inwieweit über kooperative Politikformen der staatliche Handlungsspielraum tatsächlich erweitert werden konnte, noch ob eine solche Erweiterung zugunsten effektiverer Umweltschutzmaßnahmen mit positiven Wirkungen auf Innovationen zum nachhaltigen Wirtschaften genutzt wur-

de. Hier haben sich im Gegenteil auch Anzeichen dafür aufzeigen lassen, dass die kooperative Haltung der Regierung den „rent seeking“-Spielraum der Regelungsadressaten erhöht hat. Dies ist sicherlich auch darauf zurückzuführen, dass der als wesentlicher Faktor für die Funktionsfähigkeit von kooperativer Umweltpolitik herausgestellte „Schatten der Hierarchie“ nur sehr selten zu erkennen war.

Daher ergeben sich auch keine eindeutigen Anhaltspunkte für die Entwicklung grundsätzlich neuer Kooperationsformen. Vielmehr kann aus den begrenzten Innovationswirkungen der untersuchten Kooperationsformen abgeleitet werden, dass Kooperation zwar helfen kann, Konflikte und Informationsdefizite zu überwinden; dies scheint jedoch mit einer Abschwächung des Regelungsniveaus „getauscht“ zu werden. Hierbei zeigte sich auch empirisch der grundsätzlich gegensätzliche Charakter von Kooperation und Innovation, da kooperative Lösungen mit den Regelungsadressaten immer auf das gegenwärtig oder in naher Zukunft Machbare aufbauen, Innovationen sich hingegen gerade durch das Neue auszeichnen, das sich im Vorhinein eben nicht kalkulieren lässt. Auch aus strategischen Gründen – da Veränderungen für die Unternehmen immer auch mit Kosten verbunden sind – wird das Innovationspotenzial tendenziell immer unterschätzt. Des Weiteren sind innerhalb der Chemikalienpolitik bereits vielfältige Kooperationsformen vorfindbar, so dass weniger eine Erweiterung von Kooperation, sondern mehr eine Verbesserung bestehender Kooperationsformen in den hier aufgezeigten Punkten sinnvoll erscheint.

Die hier gewonnenen Ergebnisse können aufgrund der Heterogenität und der niedrigen Fallzahl der hier untersuchten Kooperationsformen nur begrenzt verallgemeinert werden. Die Besonderheiten der Chemikalienpolitik – vor allem die überdurchschnittlich relevante Informationsproblematik – führen auch dazu, dass die Ergebnisse nicht unmittelbar auf andere Umweltpolitikfelder übertragbar sind.

Umweltorientierte Forschungspolitik

Staatliche Forschungs- und Entwicklungspolitik ist überwiegend Subventionspolitik und fördert größtenteils Privatgutqualitäten. Sie ist in traditioneller Sicht schon deshalb umstritten und bedarf ökonomisch einer besonderen Begründung. Dies gilt auch für den Versuch, die Forschungspolitik als flankierendes Element einer nachhaltigen Steuerung von industriellen Innovationen in Richtung höherer Umweltverträglichkeit einzusetzen. Die neoklassisch fundierte Aufgabenteilung zwischen Umweltpolitik zur Internalisierung negativer Externalitäten und der Forschungspolitik zum Umgang mit den positiven Externalitäten erscheint insbesondere vor dem Hintergrund einer evolutorischen Perspektive zu einfach. Insgesamt lassen sich sechs Ansatzpunkte für eine umweltorientierte Forschungspolitik identifizieren:

- der Charakter von Grundlagenforschung als öffentliches Gut,
- nicht internalisierbare negative Umweltexternalitäten,
- Kapitalmarktdefizite infolge von Risikoaversion und Kreditrationierung bei hoher Unsicherheit von Umweltinnovationen,

- Pfadabhängigkeiten,
- Vielfaltsförderung bei primären Anpassungsverhalten und
- schließlich die gezielte Alternativensuche bei Problemstoffen.

Der äquivalente Einsatz der Forschungspolitik aus den genannten Gründen verlangt allerdings die Beachtung strenger Kriterien bei der Ausgestaltung der Fördermaßnahmen.

Generell ist *erstens* auf eine möglichst exakte Zurechnung (öffentliche und private Güter) von entstehenden Kosten und Nutzen bei Umweltinnovationen zu achten. *Zweitens* sollten Effizianzanreize zur Unterstützung der statischen Wettbewerbsfunktionen genutzt werden. Somit bedarf es bspw. frei zugänglicher Ausschreibungsverfahren als Ersatz für die dezentral marktliche Bewertung. *Drittens* muss wettbewerbliche Entwicklungsoffenheit ermöglicht werden; dezentral-marktliche Anreize zur Aufdeckung von Entwicklungsrichtungen sind vorteilhaft. Eine direkte Richtungs Auswahl sollte dagegen nur bei bekanntem und dringendem Erkenntnisbedarf erfolgen. *Viertens* sollten der Instrumenteneinsatz mit der Förderung von Informations- und Kompetenzaustausch verknüpft werden, um damit Innovations- und Diffusionshemmnissen durch Routineverhalten entgegen zu wirken.

Für spezifische Fälle können ergänzend folgende Kriterien definiert werden: Für den Fall fehlender Substitute und zur Forcierung von Alternativtechnologien sollte durch den Instrumenteneinsatz *erstens* verstärkt Vielfalt gefördert werden. Wenn mit höheren Risiken verbundene Umweltforschung marktlichen Finanzierungsrestriktionen unterliegt, können *zweitens* Instrumente den Finanzierungszugang verbessern. *Drittens* sollten Lerneffekte induziert und Diffusion gefördert werden, sofern Pfadabhängigkeiten die Durchsetzung ökologisch sinnvoller Lösungen behindern.

Aus dem Kriterienkatalog lassen sich für den Einsatz der klassischen Instrumententypen der Forschungspolitik folgende Aussagen gewinnen: *Direkte Projektförderung* eignet sich besonders für die Förderung von Umweltforschung mit hohen öffentlichen Gutsanteilen und vorher bekanntem Erkenntnisinteresse. Beispiele hierfür sind die Suche nach Substituten aus Gefährdungsgründen und kurzfristig benötigte Instrumentenbegleitforschung. *Institutionelle Förderung* ist für langfristige Grundlagenforschung mit dem Erfordernis hoher wissenschaftlicher Freiheit besonders vorteilhaft. Beiträge zum Verständnis des Umweltsystems und von Umweltschäden oder einer prinzipiellen Alternativenvielfalt können gefördert werden. *Indirekte Förderung* eignet sich für einen wirtschaftsbezogenen Einsatz und die Forschung nach marktfähiger Umweltschutztechnologie oder nach umweltorientierten Produktinnovationen. Mit indirekter Förderung kann Marktversagen (z.B. beim Finanzierungszugang) korrigiert werden, ohne die Wettbewerbsfunktionen grundsätzlich außer Kraft zu setzen.

Zentrale Ansatzpunkte für die Weiterentwicklung der Anforderungsprofile und Ausgestaltungsoptionen sind die Informationsdefizite im Bereich staatlicher Instrumentierung. Gerade zur staatlichen forschungspolitischen Gegensteuerung bei

nicht-nachhaltiger Innovationsentwicklung entsteht ein hoher Informationsbedarf. So müssen in der Budgetentscheidung über das Niveau der öffentlichen Umweltforschung das Vielfaltsargument und die verbleibenden negativen Externalitäten einbezogen werden. Für die Verbesserung des Finanzierungszugangs bedarf es einer geeigneten Bemessungsgrundlage, da Einzelfälle von Risikoaversion und der Kreditrationierung schwer identifizierbar sind. Auch die Identifikation von 'richtigen' und 'falschen' Pfadabhängigkeiten stellt den Staat vor eine schwer lösbare Aufgabe. Hier ist aufgrund der Diffusionswirkung eine Ausweitung des Einsatzes umweltökonomischer pretialer Instrumente unter Umständen empfehlenswerter. Bei hinreichender Informationsbasis und Einhaltung der Kriterien für den Instrumenteneinsatz kann eine umweltorientierte FuT-Politik so eine viel versprechende Politikoption zur Unterstützung privater Umweltinnovationen sein. Dauerhafte Defizite in der umweltpolitischen Internalisierung und Instrumentierung kann sie aber nicht ersetzen.

Der Projektverbund hat die Frage nach der Entstehung und Forcierung von Umweltinnovationen von verschiedenen Seiten beleuchtet. Er konnte hierbei Bausteine für die weitere Entwicklung von Politikoptionen liefern. Hierbei wäre es sinnvoll, die Erkenntnisse aus den Umweltinnovationsfällen bei der Bayer AG, durch Forschungsarbeiten in anderen Unternehmen zu überprüfen. Grundsätzlich müssen bei den gewonnenen Ergebnissen allerdings die Besonderheiten der chemischen Industrie beachtet werden, die eine Übertragung auf andere Branchen nicht ohne weiteres möglich machen. Vor allem ist die Informationsproblematik bezüglich stoffbezogener Risikoinformationen und auch die ausgeprägte Kuppelproduktion in anderen Branchen so nicht wiederzufinden. Hierbei lieferte gerade auch die Informationsproblematik einen wichtigen Ansatzpunkt für kooperative Politikformen. Daher wäre es sinnvoll, die Ergebnisse durch weitere Kooperationsstudien in anderen umweltpolitischen Bereichen, die über Selbstverpflichtungen hinausgehen, zu komplementieren.

Mitarbeiterverzeichnis

Ewringmann, Dieter, Dr.

Finanzwissenschaftliches Forschungsinstitut
an der Universität zu Köln
Zülpicher Straße 182, 50937 Köln

Koch, Lars

Finanzwissenschaftliches Forschungsinstitut
an der Universität zu Köln
Zülpicher Straße 182, 50937 Köln

Monßen, Melanie

Seminar für Wirtschafts- und Sozialgeschichte
Universität zu Köln
Albertus-Magnus-Platz, 50937 Köln

Schmidt, Andreas J.

Wirtschaftspolitisches Seminar
Universität zu Köln
Robert-Koch-Straße 41, 50931 Köln