

RESEARCH

Kristin Nicolaus

Zahlungen für Ökosystem- dienstleistungen

Zwischen Marktprinzipien
und Kommunikation



Springer VS

Zahlungen für Ökosystem- dienstleistungen

Kristin Nicolaus

Zahlungen für Ökosystem- dienstleistungen

Zwischen Marktprinzipien und
Kommunikation

Mit einem Geleitwort von
Prof. Dr. Miranda Schreurs

 Springer VS

Kristin Nicolaus
Governance and Participation
Institute for Advanced Sustainability
Studies
Potsdam, Deutschland

Dissertation, Freie Universität Berlin, 2017

OnlinePlus Material zu diesem Buch finden Sie auf
<http://www.springer.com/978-3-658-22339-7>

ISBN 978-3-658-22338-0 ISBN 978-3-658-22339-7 (eBook)
<https://doi.org/10.1007/978-3-658-22339-7>

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

Springer VS

© Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH, ein Teil von Springer Nature 2018

Das Werk einschließlich aller seiner Teile ist urheberrechtlich geschützt. Jede Verwertung, die nicht ausdrücklich vom Urheberrechtsgesetz zugelassen ist, bedarf der vorherigen Zustimmung des Verlags. Das gilt insbesondere für Vervielfältigungen, Bearbeitungen, Übersetzungen, Mikroverfilmungen und die Einspeicherung und Verarbeitung in elektronischen Systemen.

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.

Der Verlag, die Autoren und die Herausgeber gehen davon aus, dass die Angaben und Informationen in diesem Werk zum Zeitpunkt der Veröffentlichung vollständig und korrekt sind. Weder der Verlag noch die Autoren oder die Herausgeber übernehmen, ausdrücklich oder implizit, Gewähr für den Inhalt des Werkes, etwaige Fehler oder Äußerungen. Der Verlag bleibt im Hinblick auf geografische Zuordnungen und Gebietsbezeichnungen in veröffentlichten Karten und Institutionsadressen neutral.

Gedruckt auf säurefreiem und chlorfrei gebleichtem Papier

Springer VS ist ein Imprint der eingetragenen Gesellschaft Springer Fachmedien Wiesbaden GmbH und ist ein Teil von Springer Nature
Die Anschrift der Gesellschaft ist: Abraham-Lincoln-Str. 46, 65189 Wiesbaden, Germany

Geleitwort

There are a wide variety of ecosystems, including forests, lakes, rivers, wetlands, mountains, and grasslands. Some ecosystems are part of untouched nature; others have been cultivated by human hands. Ecosystems are critical for human and other species' survival and well being. They provide us with food, fresh water, clean air, and medicines. They form many of our cultural understandings and provide recreational enjoyment and spiritual enrichment. Payments for ecosystem services (PES) have become an increasingly popular market-oriented instrument linked to efforts at ecosystem preservation. The dominant understanding of PES is essentially that those who benefit directly or indirectly from an ecosystem service should pay those providing the service (whether a farmer, a landowner, or a community living in close proximity to an important ecosystem). This might involve a payment to continue to perform an activity or a payment to end or change a practice so as to better protect an ecosystem function.

In her meticulously researched and highly provocative book, Kristin Nicolaus forces us to think about what we are losing when we reduce the human relationship to nature to a payment. Her work critiques perspectives which portray PES in primarily neo-liberal market terms, with their focus on efficiency and efforts to value nature. She argues instead for recognizing PES as a societal negotiation process, which involves a more nuanced, complex understanding of a community's relationship to the natural world.

Decades ago, scholars ranging from Milton Friedman and Ronald Coase to Giandomenico Majone began challenging the effectiveness of traditional command and control policy instruments and public policy complexity. Their ideas were taken up by a variety of actors, including many environmental non-governmental organizations (NGOs) and environmental economists. Their ideas fed in to efforts to find ways to use market principles to protect ecosystems,

including PES. Drawing on insights from deliberative democracy theorists like Jürgen Habermas and John Dryzek, Nicolaus adds critical social science perspectives to the dominant understanding of PES, by addressing issues of justice and procedural fairness. In a rational process, the development of meaning (or understanding) would occur inter-subjectively, with the “better argument” winning out. In reality, however, various factors, such as the different cognitive capacities of actors, can make such a rational process challenging. A deliberative democracy view suggests that since market-oriented principles have efficiency as their core element, they essentially shut out the communicative and participative processes which show how decisions are socially integrated and which are so central to democracy.

In this book, Nicolaus introduces the reader to 18 different PES cases, which embody different forms of participation and deliberation, a variety of initiating actors, and a mix of environmental goals. Her cases bring us to Britain and Germany where distinct cultural, historical and legal contexts, shape how PES has been embraced and understood by those engaged in it. She systematizes the analysis by looking at who initiated the PES idea, whether the process was inclusive and open for all, participants felt as if they were treated as equal members, all were treated respectfully, arguments were grounded, and arguments were oriented on principles of the common good.

Weaving inputs from her numerous interviews into the analysis, Nicolaus reveals the rich variety of experiences which exist with PES. One of her cases, for example, was a biogas facility started by an organic farmer who wished to contribute to the energy transition in an ecologically friendly way. The farmer pushed his idea forward and together with an NGO, an energy utility and other volunteers established a payment mechanism involving joint decision-making on an equal footing. A very different case involved a former bureaucrat, now retired, who took it upon himself to address the restoration of a habitat which had been planned for by the local authority but was never implemented. He established a foundation and brought a dozen others into the realization of the mechanism, but did so with a predetermined objective and approach that was neither questioned nor widely discussed.

In looking across her cases, Nicolaus argues that in each case there was a different approach to inclusion, communication, and decision making. There were both similarities and differences in the cases—in the factors that motivated action, the initiators of action, who became involved in the process, who influenced a project’s goals, and when questions of justice came into debates. It is the nature of the communication process and the specific local context which influences or determines how strategies for a PES come into effect.

Nicolaus concludes by arguing for a more nuanced understanding of how PES came about, noting the different ways that individuals are persuaded to change their behavior and to take on an ecosystem approach. It is not enough to simply look at those with use rights but also other actors who play an important role in supporting ecosystem maintenance or preservation. The literature dealing with ecosystem services says too little about the relationship between interests and values and the limitations of trying to address environmental conflicts simply with “good” political instruments.

With her book, Nicolaus succeeds in explaining how PES emerged, how they have been theoretically debated, and how PES works in practice in Germany and Great Britain. It provides an in-depth historical overview of the debates in the theoretical literature about PES, categorizing these in a systematic fashion and then critiquing, nuancing, and expanding upon these theoretical arguments, drawing on the findings from her impressive array of case studies.

It is a pleasure for me to see the many years of hard work which went into this study be made available in this fine book.

Miranda A. Schreurs
Professor of Climate and Environmental Policy
Bavarian School of Public Policy
Technical University of Munich

Danksagung

Besonderer Dank gilt den beiden Betreuern dieser Arbeit, die als Dissertation am Fachbereich Politik- und Sozialwissenschaften der Freien Universität Berlin angenommenen wurde: Prof. Dr. Miranda Schreurs und PD Dr. Jens Jetzkowitz. Beide haben mich sehr darin unterstützt, ein Dissertationsprojekt nach meinen Vorstellungen zu entwickeln und umzusetzen. Miranda Schreurs gab nicht nur konstruktive Anregungen, sondern bot auch Raum, die eigenen Gedanken mit anderen DoktorandInnen am Forschungszentrum für Umweltpolitik in angenehmer Atmosphäre zu diskutieren. Jens Jetzkowitz begleitete die Arbeit von Anfang an. Für seine Geduld und sein Vertrauen danke ich ihm herzlich. Die vielen gemeinsamen Gespräche motivierten mich sehr und trugen entscheidend dazu bei, die Freude an der Doktorarbeit zu erhalten.

Viele KollegInnen am Zentrum für Agrarlandschaftsforschung und am Institute for Advanced Sustainability Studies haben nicht nur inhaltliche Anregungen gegeben, sondern auch für seelische Unterstützung gesorgt. Mein Dank gilt hier ganz besonders Magdalena Kira Sawicka für die ausgleichenden Gespräche an langen Bibliothekstagen und Sarah Schomers für ihren fortwährenden Frohsinn, Austausch und Beistand.

Bei meinen Eltern möchte ich mich dafür bedanken, dass sie mein Interesse für Natur und Umwelt frühzeitig weckten und meinen Bruder und mich für einen kritischen Umgang mit gesellschaftspolitischen Geschehnissen sensibilisierten.

Ich bedanke mich außerdem von ganzem Herzen bei meinen Freundinnen und Freunden für ihr Zuspriechen und allen schönen Ausgleich, der eben auch wichtiger Bestandteil einer solchen Arbeit ist. Ein großes Dankeschön geht an Lutz Kreische für seine Geduld und seine Ermutigung in allen Arbeitsphasen.

Berlin
im März 2018

Kristin Nicolaus

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen – eine Diskussion im Spannungsfeld von Wissenschaft und Politik	5
2.1	Neue Wege aus der Umweltkrise? Marktorientierte Strategien und umweltpolitische Steuerung	7
2.2	Stets zu unseren Diensten! Die Inwertsetzung der Natur als Konzept zwischen gesellschaftlichem Lernprozess und Marktinstrument	24
2.3	Effizienz- versus Gerechtigkeitsperspektiven: Positionen und ihre Bedeutung in der Debatte um Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen	34
3	Ein diskursdemokratischer Blick auf Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen	51
3.1	Möglichkeiten und Grenzen bisheriger Kritiken an neoklassisch-geprägten Sichtweisen auf Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen	52
3.2	Die Theorie deliberativer Demokratie als alternativer Betrachtungszugang	62
3.3	Eine Konfrontation: Ohne Argumente geht es auch in marktorientierten Umweltpolitikstrategien nicht	76

4 Prozesse anhand deliberativer Kriterien bewerten:	
Vom Forschungsstand zum eigenen Untersuchungsdesign	85
4.1 Empirische Deliberationsforschung – ein Überblick	86
4.2 Das eigene Forschungsdesign	92
4.3 Der empirische Erhebungsrahmen: Fall, Fallset und Datenquellen	95
5 Ausprägungen von Kommunikation und Beteiligung in den untersuchten PES-Gestaltungsprozessen	117
5.1 Methodik	117
5.2 Fallanalyse	125
5.3 Zusammenfassung der Ergebnisse	221
6 Die Kontexte der Ausgestaltungsformen von Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen	235
6.1 Verfügungsrechte	242
6.2 Ziele und Motive der projekttragenden Akteure	250
6.3 Konfliktpotential	262
6.4 Die Fälle im politischen Mehrebenensystem	274
6.5 Die PES-Ausgestaltungsprozesse im Kontext – vier Thesen	293
7 Resümee und Ausblick	297
Literatur	303

Abkürzungsverzeichnis

BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland
CPRE	Council for the Protection of Rural England
DDR	Deutsche Demokratische Republik
DQI	Discourse Quality Index
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
ES	Ecosystem Services
EU	Europäische Union
ICDP	Integrated Conservation and Development Project
IUCN	International Union for Conservation of Nature
IWF	Der Internationale Währungsfonds
MA	Millennium Ecosystem Assessment
NABU	Naturschutzbund Deutschland
NGO	Non-governmental organisation
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
PES	Payments for ecosystem services
Quango	Quasi-autonomous non-governmental organisation
RFF	Ressources for the Future
RSPB	Royal Society for the Protection of Birds
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
UN	United Nations

Abbildungsverzeichnis

Abb. 2.1	Die Logik von Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen	36
Abb. 2.2	Verwendete Begriffe im konzeptionellen Rahmen von PES.	38
Abb. 2.3	Die Weltsicht der UmweltökonomInnen, vereinfacht nach Spangenberg (2012: 3)	42
Abb. 2.4	Die Weltsicht Ökologischer ÖkonomInnen, vereinfacht nach Spangenberg (2012: 4)	44
Abb. 3.1	Weltbild einer ökonomischen Soziologie der Umwelt	58
Abb. 4.1	Schwerpunkte empirischer Deliberationsforschung, eigene Darstellung in Anlehnung an Bächtiger und Wyss 2013: 163 – Modell empirischer Deliberation	88
Abb. 4.2	Überblick zum Forschungsdesign	94

Tabellenverzeichnis

Tab. 2.1	Überblick umweltpolitischer Instrumente	14
Tab. 2.2	Überblick ökonomischer Umweltpolitikinstrumente	21
Tab. 2.3	Überblick Ökosystemdienstleistungen	26
Tab. 2.4	Definitionen von Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen und ihre Logik	37
Tab. 3.1	Überblick wesentlicher Kritikpunkte an der Sichtweise neoklassischer Ökonomieansätze im Bezug auf PES	54
Tab. 3.2	Überblick der ausgearbeiteten Perspektiven auf PES	82
Tab. 4.1	Kriterien der Fallauswahl	98
Tab. 4.2	Fallset	110
Tab. 5.1	Kategoriensystem für die qualitative Inhaltsanalyse	120
Tab. 6.1	Der Einfluss von Verfügungsrechten auf die Beteiligungsform	243
Tab. 6.2	Der Einfluss von Zielen und Motiven der InitiatorInnen auf die Beteiligungsform	251
Tab. 6.3	Der Einfluss des Konfliktpotenzials auf die Beteiligungsform	263
Tab. 6.4	Die Fälle im politischen Mehrebenensystem	274

„Ökonomen schlagen Alarm [...]“, das „Bienensterben vernichtet bis zu 300 Milliarden Euro“ (Maaß und Wüpper 2013). Diese oder ähnliche Ausrufe erscheinen inzwischen gar nicht mehr so fremd¹. Dass sich die Natur augenscheinlich auch in Geldwerten verstehen lässt, hat längst Einzug in öffentliche Debatten gehalten. Mit einer Kosten-Nutzen-Rechnung wird die Beziehung zwischen Mensch und Natur verdeutlicht: Gehen Eigenschaften der natürlichen Umwelt verloren, die wir nutzen, bedeutet das einen Verlust, der sich meist nicht anderweitig ausgleichen lässt. Umwelt und Natur haben deshalb nicht mehr nur einen Eigenwert, sondern sind direkt auf unser Wohlbefinden bezogen. Obwohl „*Menschen schon seit Jahrtausenden um ihre Abhängigkeit zur Natur wissen*“ (Daily und Norgaard 2013: 462, eigene Übersetzung), gab es Anlass diesen Zusammenhang neu zu strukturieren. Man reagierte damit auf alarmierende Naturzustandsberichte, die vornehmlich von ÖkologInnen ausgingen (vgl. Mooney und Ehrlich 1997: 12 ff.). Dadurch, so die Hoffnung, sollten nicht nur PolitikerInnen, sondern auch die Öffentlichkeit wacherüttelt werden. Zunächst verfolgte man einen vermittelnden Ansatz: „*It can be expected that as public education on the value of nature’s services increases, the estimate of nature’s worth on the part of some will increase*“ (Westman 1977: 963). Durch die Verknüpfung der Natur mit realen Geldwerten wurde eine Metapher geschaffen, die dort hineinzielt, wo es bekanntlich spürbar schmerzt: in den eigenen Geldbeutel. Also gilt: „*Wenn wir jetzt nicht handeln, kommt uns das teuer zu stehen*“ (EU 2009: 2). Seit der wohl ersten, 1970 publizierten, Aufzählung von Ökosystemfunktionen, die Leistungen für die Menschen

¹Obschon Strategien im Umgang mit dem Klimawandel aktuelle Diskurse dominieren (vgl. Schreurs 2012b: 22).

erbringen (vgl. Mooney und Ehrlich 1997: 14), sind mehr als 40 Jahre vergangen. Der Wert solcher Leistungen ist heute in umweltpolitischen Diskussionen nahezu allgegenwärtig. Wenn Metaphern, wie die der Ökosystemdienstleistungen, in unseren Sprachgebrauch übergehen, verändern sie auch Wahrnehmungen und Handlungen unseres Alltags. Sie können neue Realitäten schaffen (vgl. Jetzkowitz 2011: 320; Lakoff und Johnson 2011: 168 f.).

Vor diesem Hintergrund haben ÖkonomInnen die Chance ergriffen, die „neue“ Beziehung zur Natur Wirklichkeit werden zu lassen. Und zwar nicht nur als Illustration einer Wertschätzung, sondern als Güter, die in Märkten gehandelt werden. Ausgehend von ersten Berechnungen des Geldwertes weltweiter Ökosystemdienstleistungen (Costanza et al. 1997) wuchs das Interesse an der Umsetzung der Marktidee zunächst langsam, später explosionsartig (vgl. dazu Hansjürgens 2014: 56 f.; Schomers und Matzdorf 2013: 18). Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen (englisch: payments for ecosystem services oder kurz PES) werden seither als hoffnungsvolle Möglichkeit betrachtet, Naturschutz- und Umweltziele endlich erfolgreich umzusetzen (vgl. Wunder 2005: 3). Zumindest von einigen. Mit zunehmender Verwirklichung der Konzeptidee, mehren sich nämlich auch kritische Stimmen. Beanstandet wird einerseits die grundsätzlich neoliberale Ausrichtung der Naturinwertsetzung (z. B. McAfee 1999), vom Warenfetischismus ist dabei die Rede (Kosoy und Corbera 2010). Die Verbindung zur neoklassischen Ökonomie beinhaltet eine Engführung (vgl. z. B. Muradian et al. 2010), deren Perspektive sich weder an eine ökologisch-soziale Gerechtigkeit anschließen lasse (vgl. Spangenberg 2012: 4), noch einen Bezug zu künftigen Generation herstellen könne (vgl. Norgaard 2010). Gleichzeitig weise die Idee eine Schiefelage gegenüber der Praxis auf (vgl. Vatn 2010). Außerdem dürfe man sich nicht der Illusion hingeben, mit einer Preisbildung einen ganzheitlichen Wert abbilden zu können (vgl. Röpke 1999; Spangenberg 2013).

Diese Ausgangssituation habe ich zum Anlass genommen, tiefer in die Thematik von Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen einzutauchen und ihre theoretische Fundierung, sowie ihre Praxis besser zu verstehen. Es ging mir dabei nicht so sehr darum, das Spannungsverhältnis zwischen den verschiedenen Positionen aufzuheben und einen Mittelweg zu kreieren. Vielmehr verwunderte mich, dass die Kritik, die mir von Anfang an durchaus als haltbar erschien, so wenig Widerhall in öffentlichen und vor allem politischen Diskussionen fand. Vor diesem Hintergrund entwickelte sich die vorliegende Forschungsarbeit, deren Aufbau ich nun erläutere.

Im Anschluss an diese Einführung erörtere ich in Kap. 2 zunächst die Spannungsverhältnisse, die mit Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen einhergehen. Jedoch würde eine Diskussion, die ausschließlich wissenschaftliche Perspektiven

berücksichtigt, dem Sachverhalt zu wenig Rechnung tragen, agiert die Wissenschaft doch auch nicht losgelöst vom Welt- und Politikgeschehen. Das Kapitel versucht also den Kern der Diskussion zu erfassen. Dafür wird zunächst der Frage nachgegangen, in welchem Verhältnis marktorientierte Strategien zur umweltpolitischen Steuerung stehen (Abschn. 2.1). Zu Beginn wird eine theoretische Reflexion des Steuerungsdiskurses zwischen der Systemtheorie und dem akteurzentrierten Institutionalismus nachvollzogen und damit dargelegt, mit welchen Grenzen sich ein instrumentelles Politikdenken konfrontiert sieht. Das ist insofern wichtig, weil im Anschluss daran ein Rückblick auf die jüngeren geschichtlichen Entwicklungen genommen wird, die zur stärkeren Befürwortung ökonomischer Instrumente in der Umweltpolitik beigetragen haben. Auf dieser Grundlage gehe ich der Frage nach, mit welchen theoretischen Konzeptionen ökonomische Politikinstrumente agieren und zeige, dass diese in der politischen Praxis nur in Anlehnung an die Theorie umgesetzt sind. Vor diesem Hintergrund gewinnt der Begriff der *marktorientierten* Instrumente an Bedeutung.

In Abschn. 2.2 führe ich aus, inwieweit sich das Konzept der Ökosystemdienstleistungen in diese Entwicklungen einpasst, was es genau beinhaltet und welche Probleme es mit sich bringt. Hier gehe ich auch auf das Spannungsverhältnis von gesellschaftlichem Lernprozess und Marktinstrument ein. Abschn. 2.3 führt diese Diskussion weiter und bezieht sie auf die Umsetzungsstrategie der Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen. Dabei wird deutlich, wie sich das Gegenspiel vertieft und festsetzt. Das betrifft nicht nur das Verhältnis zwischen Wissenschaft und Praxis, sondern insbesondere die unterschiedlichen wissenschaftlichen Positionen und ihre Uneinigkeit darüber, was Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen eigentlich sind. Die beiden wesentlichen Positionen dieses Streitgesprächs, die der Umweltökonomie und die der Ökologischen Ökonomie, werden in diesem Kapitel herausgearbeitet.

Kap. 3 entfaltet eine dritte mögliche Sicht auf Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen: eine diskursdemokratische Perspektive. Dabei gehe ich in Abschn. 3.1 zunächst der Frage nach, warum es die bisherigen Kritiken am neoklassisch-ökonomischen Modell nicht geschafft haben, in eine ganzheitliche Alternative überführt zu werden, obgleich sie wichtige Probleme aufgreifen. In der Auseinandersetzung zeigt sich einerseits, dass die Bewegung der Ökologischen Ökonomie eine große Varianz an Vorstellungswelten in sich vereint und andererseits eine gesellschaftswissenschaftliche Reflexion vom Umgang mit den Umweltproblemen allenfalls eine Randbetrachtung bleibt. In Abschn. 3.2 stelle ich deshalb den zuvor ausgearbeiteten Perspektiven der Umweltökonomie und der Ökologischen Ökonomie die diskursdemokratische Sicht auf Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen entgegen. Mit der Theorie deliberativer Demokratie,

die auf die Art und Weise von Aushandlungsprozessen fokussiert ist, stelle ich der Diskussion einen alternativen Bezugsrahmen zur Verfügung und erläutere in einem Exkurs die habermassche Lesart der deliberativen Demokratie, auf die ich mich im weiteren Verlauf der Empirie maßgeblich beziehe. Mit ihr lässt sich, so meine Argumentation (Abschn. 3.3), eine ganzheitliche alternative Sicht auf Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen entwickeln. Sie kann dem neoklassischen Paradigma etwas entgegensetzen, weil mit ihr Fragestellungen aufgeworfen werden können, für welche die Ökonomietheorie keine Antworten liefern kann, eben weil sie einen anderen Fokus setzt. Dazu gehören Fragen wie: Unter welchen Bedingungen kommen PES-Projekte eigentlich zustande? Welche gesellschaftlichen Akteure programmieren und diskutieren deren Entwicklungsprozesse? Gibt es darin Raum für einen Austausch auf Augenhöhe? Wie werden Handlungsänderungen begründet oder legitimiert?

Vor dem Hintergrund der theoretischen Ausarbeitung fasst Abschn. 4.1 den Forschungsstand des methodischen Vorgehens der empirischen Deliberationsforschung zusammen. Mit diesem Wissen im Gepäck, erläutere ich in Abschn. 4.2 das eigene empirische Forschungsdesign und (in Abschn. 4.3) den Erhebungsrahmen. Der erste Teil der Analyse (Kap. 5) erarbeitet – nach der methodischen Erläuterung der Operationalisierung der Theorie für die Empirie (Abschn. 5.1) – die verschiedenen Formen der PES-Ausgestaltungsprozesse in den untersuchten 18 Fällen (Abschn. 5.2). Abschn. 5.3 fasst die Ergebnisse der Analyse zusammen und erläutert die Variabilität, mit der Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen auf den Weg gebracht werden.

Mit dem Wissen über die Mannigfaltigkeit der untersuchten Ausgestaltungsformen untersuche ich in Kap. 6 die Kontexte, die eine Wahl der einen oder anderen Strategie erklären können. Dafür habe ich die Verteilung der Verfügungsrechte (Abschn. 6.1), Die Ziele und Motive der projekttragenden Akteure (Abschn. 6.2), bestehende Konfliktpotenziale (Abschn. 6.3) betrachtet und die Konstellationen im Hinblick auf ihre Verknüpfung nicht-staatlicher und staatlicher Akteure verschiedener politischer Ebenen (Abschn. 6.4) untersucht. Die Kernaussagen dieser Analyse sind in Abschn. 6.4 in vier zentralen Thesen verdichtet.

Kap. 7 fasst rückblickend neu Erkanntes zusammen und gibt einen Ausblick auf eine mögliche Richtung für die Weiterverfolgung des Themas.



Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen – eine Diskussion im Spannungsfeld von Wissenschaft und Politik

2

Strategien im Umgang mit Umweltproblemen zu finden, gehört heute zu den zentralen Aufgaben moderner Gesellschaften. Obgleich durch die Finanz- und Wirtschaftskrise Themen der sozialen Sicherung an Bedeutung gewonnen haben, stimmen weite Teile der Bevölkerung Deutschlands darin überein, dass ein guter Zustand der Umwelt nicht nur langfristig relevant ist, sondern bereits gegenwärtig wesentlich Einfluss auf die persönliche Lebensqualität nimmt (vgl. Umweltbundesamt 2015: 18 ff.). Fragen zum Verhältnis von Umwelt und Gesellschaft sind deshalb weder aus öffentlichen, noch aus politischen Debatten wegzudenken (vgl. Aden 2012: 13; Muno 2006: 326 f.; Weiland 2007: 13). Mit der Zunahme verschiedenartiger Umweltprobleme einerseits, aber auch sich wandelnden Denk- und Lebensweisen, veränderten sich nicht nur die Perspektiven auf Natur und Umwelt (vgl. dazu Groß 2001; Huber 2011: 25 f.), sondern auch die politischen Strategien ihrer Handhabung (vgl. z. B. Aden 2012: 14; Böcher und Töller 2007; Muno 2006: 309 ff.). Obwohl das Feld der Umweltpolitik ein vergleichsweise junges ist, lassen sich unterschiedliche Phasen von Schwerpunktsetzungen herausarbeiten. Stark vereinfacht, kann für die westlichen Industriegesellschaften eine Entwicklung aufgezeigt werden, die von lokal geprägten Schutzbemühungen ausgehend, über erste nationalstaatliche Programme und Gesetze, zunehmend auch internationale Aushandlungen und Vereinbarungen mit unterschiedlichen gesellschaftlichen Akteuren integriert (ausführlicher in Aden 2012: 16 ff.; Muno 2006: 309 ff.; Weiland 2007: 14 ff.). Damit umfasst Umweltpolitik heute verschiedene räumliche und gesellschaftliche Ebenen (vgl. Bell 2013: 1 f.). Umweltpolitische Forschung findet deshalb in einer Vielzahl von Themenfeldern statt. So werden Umweltproblemlagen (z. B. Klimawandel oder Ressourcenverknappung) aufgegriffen und Strategien im Umgang mit ihnen geprüft (zum Beispiel durch neue Formen der Energienutzung, Nachhaltige Entwicklung oder auch eine Wachstumsrücknahme). Außerdem werden Rahmenbedingungen und Einflussfaktoren politischer Strategien (wie z. B. demokratische und umweltethische

Fragen, Einfluss nicht-staatlicher Gruppen und Internationalisierung) und ihre Wirkungen (Politikfolgenabschätzung, Belegbarkeit von Forschungsergebnissen im Hinblick auf Politikempfehlungen) betrachtet¹. Neue Konzepte, Analysen und institutionelle Strukturen verhalten zu einer Weiterentwicklung und stetigen Ausweitung umweltpolitischer Themen, dennoch sind viele, nicht nur neue, sondern auch alte Probleme der Umweltkrise immer noch fester Bestandteil aktueller regionaler und globaler Situationen (vgl. u. a. Brulle 2002: 1 f.; Hahn und Stavins 1991: 1; Jänicke 1992: 47; Jänicke und Jörgens 2009: 167; Schreurs 2012a: 13,16; Weiland 2007: 13 f.). Dafür lassen sich verschiedene Gründe benennen. Speth (2012) führt beispielsweise an, dass wirtschaftliches Wachstum als ein prioritäres Ziel vieler Gesellschaften gilt, während andere Ziele – wie umweltpolitische – als nachrangig wichtig erachtet werden. Außerdem scheint es nur selten zu gelingen², mithilfe internationaler Kooperationen zu Erfolg versprechenden Übereinkünften zu gelangen (vgl. Ostrom 2009: 3 f.). Darüber hinaus werden Handlungsänderungen oft erst anvisiert, nachdem ein Umweltproblem auftritt und meist nicht vorbeugend eingeleitet (vgl. Jänicke 1990: 35).

Bei einer solch komplexen Ausgangslage stellt sich unweigerlich die Frage, wie und womit Umweltproblemen möglichst erfolgreich entgegnet werden kann. Nicht selten wird dabei der Ruf nach den „richtigen“ Politikinstrumenten laut (siehe z. B. Schöb 1996). Dieser ist nicht unberechtigt. Er impliziert aber, dass ein gutes Ergebnis allein durch die richtige Wahl des „Werkzeuges“ erzielt werden könne. Damit wird nicht nur die Bedeutung von politischen Instrumenten idealisiert (vgl. Böcher und Töller 2012: 84), sondern auch der Entscheidung über die Auswahl einer bestimmten Strategie eine Sonderstellung eingeräumt. Die Mainstream-Ökonomie³ betrachtet solche Zusammenhänge mit einem technischen Blick. Hier wird die Kalkulation der Effektivität in Anbetracht auf zu

¹Die Auflistung erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit aller umweltpolitischen Forschungsthemen. Sie folgt einer Recherche in internationalen Zeitschriften und Monografien, die in das Thema der Umweltpolitik einführen.

²Es gibt nur wenige internationale Übereinkünfte, die als gelungene Kooperationen beschrieben werden. Ein Positivbeispiel liefert das Montreal Protokoll zum Schutz der Ozonschicht, das 1989 in Kraft trat und mit der Abschaffung von ozonschädlichen Fluorchlorkohlenwasserstoffen (FCKW) nicht nur zur Schließung der Ozonschicht, sondern auch zur Verminderung des Klimawandels beigetragen hat (vgl. z. B. Gonzalez et al. 2015).

³Der Begriff der Mainstream-Ökonomie ist zwar nicht präzise, hält aber verstärkt Einzug in wissenschaftliche Debatten. Mit ihm werden vornehmlich die Theorien und Leitbilder der neoklassischen Ökonomie verbunden (vgl. Krause 2002: 786).

erwartenden Kosten und das Ergebnis oder ein rein nutzenorientiertes Handeln der Regierung als erklärende Kriterien für Instrumentenentscheidungen zur Verfügung gestellt (vgl. Howlett und Ramesh 1993: 4 ff.). Politikwissenschaftliche Erklärungsansätze stützen sich stärker auf empirisch erhobene Daten (vgl. Howlett und Ramesh 1993: 7) und stellen die Entscheidung für spezifische Strategien dann z. B. als Ergebnis von Transfer-, Konvergenz- oder Diffusionsprozessen dar (so z. B. Busch und Jörgens 2007; Holzinger et al. 2007). Für die Wahl einer politischen Strategie gibt es demnach verschiedene Begründungszugänge (vgl. auch Howlett 2005: 31 ff.). Die beiden genannten unterscheiden sich deutlich im Hinblick auf ihr Verständnis politischer Steuerung. Während die politikwissenschaftliche Perspektive die Rolle einzelner staatlicher Akteure in Strategieentscheidungen hinterfragt, räumt die ökonomische Sicht der jeweiligen Regierung eine zentral-lenkende Position ein.

Weil auch Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen als „*überaus erfolgversprechende Instrumente*“ (Wunder 2005: 3, eigene Übersetzung) im Umwelt- und Naturschutz gehandelt werden, wird in Abschn. 2.1 zunächst die wissenschaftliche Debatte über gesellschaftliche Steuerung in den Blick genommen und mit ihr die Grenzen der Charakterisierung von Politikinstrumenten als reine Umsetzungswerkzeuge aufgezeigt. Im Anschluss daran wird erläutert, wie die Bedeutung, die marktorientierte Umweltpolitikinstrumente heute einnehmen, in den gesellschaftsgeschichtlichen Kontext eingebettet ist. Vor diesem Hintergrund lässt sich auch die Etablierung und die unterschiedlichen Zugänge zum Konzept der Ökosystemdienstleistungen nachvollziehen (Abschn. 2.2). Sie werden relevant, wenn es darum geht die Bandbreite von Positionen zu Zahlungen für Ökosystemdienstleistungen (als Umsetzungsstrategie) zu entwirren (Abschn. 2.3).

2.1 Neue Wege aus der Umweltkrise? Marktorientierte Strategien und umweltpolitische Steuerung

Innerhalb der Debatte politischer Steuerungsmöglichkeiten zur Bewältigung der Umweltkrise nehmen marktorientierte Strategien eine zunehmend favorisierte Rolle gegenüber einer verordnenden Regulierung ein. Ihre ökonomischen Charakterisierungen (Effizienz, Effektivität, geringere Verwaltungs- und Implementierungskosten, Begünstigen von technologischen Innovationen) sind positiv belegt und scheinen gegen Widersprüche nahezu immunisiert (vgl. Freeman und Kolstad 2007: 3 ff.). Dass politische Instrumente aber auch eine ideologische Dimension besitzen, schon ihre Auswahl eine politische Zielsetzung beinhalten

kann (vgl. Böcher und Töller 2007: 314; Dryzek 1995: 305 f.; Majone 1989: 316 f.) und zum Teil tief verankerte normative Vorstellungen mit ihnen verbunden werden (vgl. Töller 2007: 93), wird dabei nicht selten vernachlässigt. Politikinstrumente gelten deshalb gemeinhin als Mittel politische Ziele umzusetzen (vgl. z. B. Stavins 2003: 358). Die Idee politischer Steuerung wird jedoch auf Grundlage historischer Erfahrungen und wissenschaftlicher Argumentationen durchaus gegensätzlich diskutiert (vgl. Wiesenthal 2006: 9–29). Sie stößt vor allem dann an Grenzen, wenn theoretische Reflexionen zu Rate gezogen werden, die fragen: Ist gesellschaftliche Steuerung überhaupt möglich? Eine der (im deutschsprachigen Raum) prominentesten Auseinandersetzungen mit dem Begriff der gesellschaftlichen Steuerung ist die zwischen der Systemtheorie Luhmanns und dem – von Renate Mayntz und Fritz Scharpf entwickelten – akteurzentrierten Institutionalismus⁴. Beide Argumentationen lassen in ihrer Konsequenz sehr unterschiedliche Rückschlüsse auf Möglichkeiten gesellschaftlicher Steuerung zu.

Zieht man z. B. die Systemtheorie Luhmanns zur Frage nach Möglichkeiten der gesellschaftlichen Bewältigung von Umweltproblemen heran, fällt die Antwort eher pessimistisch aus (vgl. Kraemer 2008: 92 f.; Luhmann 2008: 164; Miller 1994: 103; Papadakis 2002: 131). Die Art und Weise, mit der Luhmann die Gesellschaft und ihre Zusammenhänge beschreibt, macht es in der Konsequenz nicht möglich, von einer direkten politischen Steuerung auf andere gesellschaftliche Teilsysteme – Wirtschaft, Wissenschaft, Erziehung, Familienleben und Religion (vgl. Luhmann 1981: 19) – zu sprechen (vgl. Luhmann 1989: 12). Grund dafür ist, dass laut seines aus der Kybernetik entlehnten Begriffes, Steuerung nur innerhalb eines Systems stattfinden kann⁵. Damit können Steuerungsversuche, die vom politischen System ausgehen, zwar Effekte in anderen gesellschaftlichen Teilbereichen haben, sie zielen aber immer auf eine ungewisse Zukunft, denn während des Steuerungsversuches treten bereits neue Ereignisse auf, die weder vorher bekannt noch beeinflussbar sind. Die Berechenbarkeit der Wirkung von

⁴Zu historischen Einbettung dieser Steuerungsdebatte vgl. Wolff (2004: 23–44).

⁵Luhmann (1989: 13) nutzt zur Erläuterung dafür unterschiedliche Perspektiven auf die Temperaturregelung in Räumen durch einen Thermostat. Wenn die eingestellte Temperatur erreicht ist, wird das Einströmen heißen Wassers in den Heizkörper verhindert. Anders herum wird, sobald die Temperatur unterschritten ist, der Heizkreislauf wieder aktiviert. Luhmann will damit zeigen, dass nicht nur das Thermostat als „Kontrollleur“ betrachtet werden kann, sondern ebenso die Raumtemperatur selbst. Die Frage, wer hier was steuert, kann folglich ohne festgelegten Ausgangspunkt nicht ganz einfach beantwortet werden.

Steuerungsversuchen ist damit ausgeschlossen, sie kann nämlich nicht an realistischen Prognosen ausgerichtet werden (vgl. Luhmann 1989: 12 ff.).

Für diese Überlegungen muss berücksichtigt werden, dass Luhmann die Konstitution sozialer Systeme nicht am Handeln einzelner Akteure (vgl. Mayntz 2004: 2), sondern an der Kommunikation des Systems festmacht (vgl. Luhmann 1985: 33). Durch ihre eigenen Fachsprachen sind die Teilsysteme so spezialisiert und ausdifferenziert, dass sie in sich geschlossen und damit gleichzeitig von den anderen entkoppelt sind (vgl. z. B. Luhmann 2008: 64). Für das politische System bedeutet das zum Beispiel, dass es als ein Teilsystem neben anderen verstanden wird und keine übergeordnete, die Gesellschaft lenkende Rolle zugesprochen bekommt (vgl. Luhmann 1981: 22). Zwar ist es auf die Produktion verbindlicher Entscheidungen spezialisiert, kann deren Umsetzung aber nicht endgültig kontrollieren. Obwohl ein Austausch zwischen den Teilsystemen besteht und durchaus auch Kontrollversuche ausgeübt werden, versteht die Systemtheorie Steuerungsversuche eher als „Irritationen“. Mit Blick auf die politische Praxis zeigen Beispiele, wie die Weiterentwicklung des Erneuerbaren-Energie-Gesetzes, deutlich, dass exakte Aussagen über Wirkungen staatlicher Steuerung kaum getroffen werden können. Vielmehr sind Anpassungen und vertiefende Ausarbeitungen nötig, um auf unbeabsichtigte Folgen zu reagieren (vgl. dazu Mautz 2012: insb. 164). Damit schafft die Umweltpolitik gewissermaßen einen Restriktionsrahmen, innerhalb dessen die gesellschaftlichen Akteure eigene Ziele verfolgen (vgl. Klauer 1998: 18). Das politische System gibt zwar Anlass für das Variieren der Prozesse in den anderen Systemen, es verfügt aber eben nicht über Mittel, die Wirkungen eindeutig zu bestimmen⁶. Eine gesellschaftliche Steuerung durch das politische System wird letztlich von der Systemtheorie ausgeschlossen (vgl. dazu Luhmann 2008: 164). Für Umweltprobleme gilt das in systemtheoretischer Perspektive im Besonderen. Nicht nur, dass Steuerung selbst nicht möglich wird. Durch ihre Spezifizierung sind die Teilsysteme nicht einmal in der Lage, einen gleichsam gültigen Umweltbegriff (im Sinne einer natürlichen Umwelt) auszubilden.

⁶Eine Marktorientierung in der Umweltpolitik kann mithilfe der Theorie als Versuch gedeutet werden, sich der Sprache des Wirtschaftssystems zu bedienen, um so Einzug in dessen Rationalität zu halten. Gleichzeitig wird sie aber auch, weil sie die Sprache und Codierung des Wirtschaftssystems nutzt, Teil des Subsystems Wirtschaft. Mit dieser theoretischen Überlegung lässt sich eindrucksvoll unterstreichen, dass Politikinstrumente eben nicht nur als Strategien zur Zielfindung gedeutet werden können, sondern selbst bestimmte Ziele verfolgen.

Als Umwelt wird für das jeweilige System all jenes bezeichnet, das sich außerhalb des eigenen Systems befindet. Dadurch existiert für jedes Teilsystem eine andere Umwelt (vgl. Kraemer 2008: 91 f.; Luhmann 1985: 249, 2008: 16, 65). Vor diesem Hintergrund ist die Betrachtung der Interaktion von Gesellschaft und (natürlicher) Umwelt undenkbar. Die Umwelt selbst hat keine Möglichkeit, mit der Gesellschaft zu kommunizieren (vgl. Luhmann 2008: 42). Das Vorhandensein von Umweltproblemen kann letztlich nur an einer falschen Kommunikation *über sie* festgemacht werden (vgl. Miller 1994: 111).

Anders wird der Steuerungs-begriff im akteurzentriertem Institutionalismus gefasst. Obgleich auch hier – ähnlich der Systemtheorie – Steuerung als Versuch gefasst wird auf autonom existierende Teilsysteme einzuwirken, werden hier nicht die Kommunikationen in den Vordergrund gerückt. Vielmehr verknüpft der Ansatz handlungstheoretische Denkmuster mit institutionsorientierten Paradigmen (vgl. Mayntz and Scharpf, 1995: 48). Der Fokus liegt also auf den Interaktionen zwischen verschiedenen Akteuren gesellschaftlicher Regelungsbereiche und deren strukturelle Einbettung in die Gesellschaft. Akteure werden hier deshalb so entscheidend, weil einerseits davon ausgegangen wird, dass eine Entscheidung auf sektoraler oder gesamtgesellschaftlicher Ebene fast nie durch nur einen Akteur zustande kommt, sondern Entscheidungen typischerweise durch Interaktionen in den Netzwerken verschiedener Themenbereiche entstehen und getroffen werden (vgl. Mayntz und Scharpf 1995: 60). Andererseits besteht eine wichtige Annahme darin, dass Akteure unterschiedlich auf bestimmte Interventionen reagieren, weil sie spezifische Wahrnehmungen haben und verschiedene Präferenzen verfolgen. Damit setzt der institutionelle Kontext den Rahmen für das Handeln von Akteuren (vgl. Scharpf 2000: 73 f. und 80 ff.). Präferenzen und Regeln können zwar sowohl durch Einzelpersonen oder Organisationen verändert werden (vgl. Mayntz und Scharpf 1995: 44 ff.), solche Änderungen unterliegen jedoch – so die historische Perspektive – einer gewissen Trägheit (vgl. Scharpf 2000: 82). Damit sind Wirkungen von Steuerungsversuchen nicht mehr offen oder unvorhersehbar, sondern können an Annahmen zum Handeln einzelner Akteure geknüpft werden. Wichtig dabei ist, dass solche Annahmen nur im gleichen zeitlichen und räumlichen Kontext getroffen werden können. Institutionen (Regeln) variieren in unterschiedlichen Kulturkreisen und verändern sich, wie bereits erwähnt, im Laufe der Zeit, wenn auch langsam. Eine Restunsicherheit über die Möglichkeit von Steuerung bleibt aber auch hier erhalten, weil durch Institutionen Handlungspräferenzen gesetzt sind, diese aber nicht zwangsläufig und allerorts eingehalten werden

müssen⁷ (vgl. Scharpf 2000: 82 f.). Im Gegensatz zur Systemtheorie wird es hier jedoch möglich, von Steuerung zu sprechen, nämlich dann, wenn ein Steuerungssubjekt, angeleitet von einer Zielvorstellung, mit Maßnahmen auf ein Steuerungsobjekt einwirkt (vgl. Mayntz 1987: 93 f.). Keinesfalls aber wird der Erfolg der Steuerung und damit das Erreichen des Ziels dafür vorausgesetzt (vgl. Mayntz 1987: 95, 2004). Der Begriff wird vielmehr verwendet, um Akteure und ihr Handeln in staatlichen Lenkungsprozessen herauszuarbeiten und damit gesellschaftliche Veränderungsprozesse – wie das Eingehen auf Umweltprobleme – eben doch prognostizierbar zu machen, weil diese sich häufig gemäß ihrer Rolle (die sich aus Regelungsmustern zusammensetzt) typisch verhalten. In der Konsequenz der Herleitungen über das Zusammenspiel von Akteuren wird heute weniger von Steuerung, sondern vielmehr von *Governance* gesprochen (vgl. Mayntz 2004: 1). Damit wird eine Abgrenzung zum staatszentrierten Regierungshandeln geschaffen und anerkannt, dass Steuerungsprozesse einerseits zwischen verschiedenen gesellschaftlichen Akteuren aber auch international verwirklicht werden (vgl. dazu z. B. Blumenthal 2005: 1151, 1170).

Mit dem Blick auf die theoretische Diskussion wird deutlich, dass es sehr unterschiedliche Ansichten darüber geben kann, ob etwas wie gesellschaftliche Steuerung überhaupt möglich ist. In letzter Konsequenz lautet Luhmanns Antwort dazu: „Nein“. Zwar ließe sich ihm vorwerfen, er fasse den Steuerungs-begriff zu technisch, unterschätze das Potential sozialer Kommunikationen und damit den Einfluss der Öffentlichkeit oder sozialer Bewegungen (vgl. Miller 1994: 104, 114). Auch die Möglichkeit, die Kommunikationsformen mehrerer Teilsysteme zu beherrschen oder eine alltägliche, lebensweltliche Kommunikation anzuerkennen, die unabhängig der Funktionssysteme wirkt (vgl. Habermas 1998: 442; Mayntz 1987: 102), findet bei Luhmann (siehe Luhmann 2008: 50, 150 f.) nur wenig Berücksichtigung (in Auseinandersetzung mit Luhmann vgl. Miller 1994: 114 f.; Pokol 2013). Deutlich wird jedoch, dass eine vereinfachte Annahme staatlicher

⁷So lässt sich beispielsweise für die 2009 gebildete Regierung aus CDU/CSU und FDP eine Abkehr vom Koalitionsvertrag nachzeichnen, die auch mit dem Reaktorunglück 2011 in Fukushima in Verbindung steht (vgl. Saalfeld 2015: 204 f.). Der Kurswechsel lässt sich durchaus erklären: Der Beschluss zur Laufzeitverlängerung der deutschen Kernkraftwerke bremste bereits getroffene Entscheidungen der vorherigen Regierung aus und verhalf damit der bereits etablierten Protestbewegung zu einem Aufschwung. Das Reaktorunglück stützte ihre Argumente zum Atomausstieg, die dann auch von weiten Teilen der Bevölkerung mitgetragen wurden (vgl. Schreurs 2013: 93–97). Eine Reaktion der Regierung war deshalb wohl unumgänglich, sie wurde aber durch viele Faktoren beeinflusst, die weder voraussagbar waren, noch sich im Sinne der ursprünglich gefundenen Koalitionslinie bewegten.

Steuerungsprozesse als „Problemerkennung – Zieldefinition – Steuerung – Steuerungsergebnis“ an Grenzen zu stoßen scheint. Gerade in der Auseinandersetzung mit dem akteurzentrierten Institutionalismus betont auch Luhmann, dass Steuerungshandeln durchaus Wirkungen und Effekte in den gesellschaftlichen Teilbereichen nach sich zieht. Beide Perspektiven können aber vor allem dahingehend als übereinstimmend gewertet werden, dass es nicht genügt, allein nach dem „richtigen Instrument“ zur Steuerung zu fragen. Der akteurzentrierte Institutionalismus rückt deshalb die Interaktionen verschiedener Akteure (des jeweiligen Regelungsfeldes) und damit die gesellschaftliche Einbettung von Entscheidungen in den Vordergrund (vgl. Mayntz und Scharpf 1995: 60).

Unter Berücksichtigung dieser Betrachtungsweise scheint es hilfreich, genauer herauszuarbeiten, wie sich die Idee marktorientierter Umweltpolitikstrategien im gesellschaftshistorischen Kontext verankert.

In der politischen Praxis rückten Umweltprobleme seit Ende der 1960er Jahre auf die Agenda. Alarmierende Veröffentlichungen aus den USA⁸ zeigten bedenkliche Zukunftsszenarien hinsichtlich der Zerstörung der Umwelt als Folge der Industrialisierung (vgl. Hampicke 1975: 794 f.; Mooney und Ehrlich 1997: 13) und verstärkten so auch den (politischen) Handlungsdruck. Erste Strategien waren in vielen Ländern⁹ durch ordnungsrechtliche Maßnahmen – wie Ver- und Gebote oder Auflagen – geprägt (vgl. Golub 1998: 2). Diese schienen aber an Grenzen zu stoßen, weshalb der Ruf nach Alternativen laut wurde:

Eine neue Umweltpolitik ist notwendig. [...] Auflagen, Gebote und Verbote bleiben auch weiterhin das Herzstück einer staatlichen Regulierung. Es ist jedoch eine Tatsache, daß die Umweltbelastung trotz vieler Gesetze und Verordnungen größer geworden ist. Dies liegt sicherlich zum Teil an dem Vollzugsdefizit der staatlichen Normen. Zum Teil auch an der Halbherzigkeit und Schlupflöchern, die ein Umgehen der Vorschriften möglich machen (Leinen 1985: 24f.).

Ursachen für die Probleme staatlicher Regulierungen und Forderungen nach Veränderungen gehen einerseits auf die historisch gewachsenen, sich verändernden

⁸Dazu gehören zum Beispiel: Carson (1962), Ehrlich und Ehrlich (1972), Meadows et al. (1972).

⁹Für Deutschland gilt das insbesondere. Aber z. B. auch für Großbritannien. Obgleich dort die eingesetzten Instrumente bereits eine höhere Flexibilität aufwiesen, waren sie doch in einer regulativ geprägten Traditionslinie eingebettet (vgl. Golub 1998: 1). Erst zu Beginn der 1990er Jahre begann die britische Regierung verstärkt ökonomische Instrumente zu propagieren, zuvor war Umweltpolitik auch dort nahezu vollständig regulativ (vgl. Jacobs 1995: 113).

und deutlich spezialisierten Aufgaben des Staates zurück (vgl. Wolff 2004: 19 ff.), die u. a. durch komplexere Umweltproblemlagen, welche über gesellschaftliche Bereiche hinweg wirken (vgl. Dryzek 1997: 7 f.) zutage traten. So scheint fortan der Wohlstand einer Gesellschaft nichtmehr nur mit Wachstum und Fortschritt verknüpft, sondern gleichzeitig an das Vorhandensein von natürlichen Ressourcen und guten ökologischen Zuständen gebunden (vgl. WCED 1990: 154). Um diese zu sichern, schien es notwendig neue flexiblere und effektivere Strategien einzusetzen (vgl. Bailey 2007: 530; Golub 1998: 3 ff.). Sie gewannen unter dem Begriff der sogenannten *neuen Umweltpolitikinstrumente* (Jordan et al. 2007: 284 ff.) an Popularität. Mit ihnen waren Hoffnungen verbunden, wirksame und praktikable Lösungen dazuzugewinnen (vgl. Holzinger und Knill 2004: 239; Holzinger et al. 2003: 105 ff.). Neben kooperativen und prozeduralen zählen dazu auch ökonomische Instrumente (vgl. u. a. Böcher 2007: 249; Böcher und Töller 2007: 299; Hansjürgens und Köck 2003: 10; Mayntz 2009: 22; Weidner 1996: 7; Wurzel et al. 2003: 115). Für die Einteilung (umwelt-)politischer Instrumente existiert eine Fülle unterschiedlicher Ansätze (vgl. Bähr 2010: 15 ff.; Wurzel et al. 2013: 23 ff.), die nicht nur nach Koordinationsmechanismen (siehe Böcher und Töller 2012: 47 ff.) oder zwischen Zielvorgaben und Verfahrensregelungen (siehe Holzinger et al. 2003: 116 ff.) unterscheiden, sondern auch auf Charakterisierungen unterschiedlicher Wissenschaftsdisziplinen (siehe König und Dose 1993: 3–152) Bezug nehmen. In Tab. 2.1 wird ein Überblick vorgenommen, der nach dem jeweiligen Koordinationsmechanismus der Strategien geordnet ist und damit auch die Rolle gesellschaftlicher Akteure zur Einführung einer Strategie und die veränderten Aufgaben des Staates reflektiert.

Obwohl Entscheidungen über den Umgang mit natürlichen Ressourcen, ihre Verteilung und Sicherung auf sehr unterschiedliche Weise getroffen werden können – neben Gesetzgebungen und Marktmechanismen könnten beispielsweise basisdemokratische Entscheidungen zu Rate gezogen werden oder schlichtweg Zuweisungen erfolgen (vgl. Endres 2007: 2) – haben ökonomische Vorstellungen seit den 1980er Jahren eine besonders präzente Rolle im Spektrum umweltpolitischer Instrumente eingenommen. Einerseits wurden sie deshalb so interessant, weil sie versprechen effizienter, ökologisch treffsicher und damit wirksamer, aber auch administrativ praktikabler zu sein und zudem technische Innovationen zu fördern (vgl. Conelly und Smith 2003: 162 f.; Freeman und Kolstad 2007: 3; Holzinger und Knill 2004: 239). Grund dafür sind zudem aber auch zeitgeschichtliche Ereignisse: Die Befürwortung marktorientierter Strategien hängt nämlich nicht nur mit den unzureichend befriedigenden Ergebnissen regulativer Umweltpolitik zusammen, sondern ist verwurzelt in einem Geflecht historischer Ereignisse, die Tendenzen hin zur Marktliberalisierung auch im Bereich der Umweltpolitik verstärkten.

Tab. 2.1 Überblick umweltpolitischer Instrumente. (Eigene Darstellung in Anlehnung an: Böcher & Töller 2012: 74–84)

Kategorie	Erläuterung	Beispiele	Rolle des Staates
Regulative Instrumente	Aufstellen von Regeln, die Verhalten verändern sollen und einen Anspruch auf Verbindlichkeit besitzen	Auflagen und Normen, Ge- und Verbote, die Produkt-, Prozess- und Ausstoßstandards festlegen und den Umgang mit umweltrelevanten Stoffen regeln, Umweltschadensgesetz	Staat übernimmt zentrale Rolle der Koordination über legitimierte Machtposition
Prozedurale Instrumente	Konfrontation von Firmen und Planungen mit Umweltwirkungen durch die Vorgabe von Verfahren	Umweltverträglichkeitsprüfung, Umwelt-Audit, Verbandsklagerecht	Rechtliche Verankerung durch den Staat, um Firmen oder Planungsverfahren mit ihren Umwelteffekten zu konfrontieren, ohne Ergebnis inhaltlich vorzugeben
Ökonomische Instrumente	Nutzen Funktionslogik des Marktes und beeinflussen mittels des Mediums Geld indirekt Handlungen, lassen Spielraum für individuelle Entscheidungen	Steuern und Abgaben, Subventionen, handelbare Nutzungs- und Verfügungsrechte, Umwelthaftungsrecht, Honorierung ökologischer Leistungen, Kompensationsmaßnahmen	Flexible Umsetzungsmöglichkeiten; trotzdem wirkt ein hohes Maß an staatlicher Autorität
Kooperative Instrumente	Regelungseingriffe durch Verhandlungen, die in eine einvernehmliche Strategie münden sollen	Normung/Setzung technischer Regelungen, freiwillige Vereinbarungen, Selbstverpflichtungen, Dialogforen	Ohne Sanktionsmechanismen beruhend, auf Freiwilligkeit, deshalb geringe Regelungsdichte
Informationelle Instrumente	Beeinflussen Handlungen ausschließlich über das Bereitstellen von Informationen	Staatliche Umweltberichterstattung, Kennzeichnung umweltfreundlicher Produkte, BürgerInneninformationsrechte, Umweltbildung	Außerhalb der staatlichen Ebene, wenig Einfluss auf Anwendung

Marktliberale Ideen hatten bereits seit Ende des 19. Jahrhunderts (insbesondere in den USA und in Österreich) ÖkonomInnen beschäftigt, konnten sich aber auf politischer Ebene zunächst nicht durchsetzen. Freie Märkte galten als unkontrollierbar. Bedenken gegenüber unvorhersehbaren Entwicklungen waren historisch geprägt und riefen vielerorts ein Bedürfnis nach einem stärker organisiertem Wirtschaftssystem hervor (vgl. Djelic 2006: 59 f.). Zu einem Umdenken hat im Wesentlichen die Ölkrise zu Beginn der 1970er Jahre und ihre wirtschaftlichen Folgen beigetragen (vgl. Djelic 2006: 64 f.; Eckersley 1995: 10). Die Wachstumsflaute wurde auch als strukturelles Problem bisheriger Wirtschaftspolitik (die mit starker staatlicher Einflussnahme verbunden war) interpretiert; ihr offensichtliches Scheitern verlangte nun nach Alternativen (vgl. Djelic 2006: 64 f.). Damit wurde der Ruf nach effizienteren Ansätzen mit geringeren volkswirtschaftlichen Kosten (vgl. Reilly 1985: 154)¹⁰ gestärkt. Hier haben ÖkonomInnen, die marktliberale Ideen vertraten, ihre Einflussmöglichkeiten erkannt und genutzt. Die Befürwortung einer stärkeren Marktorientierung – auch im Umweltschutz – ging nicht nur aus einer gemeinschaftlich geformten wissenschaftlichen Diskussion hervor (vgl. Djelic 2006), sondern wurde ebenso durch Bemühungen einzelner Persönlichkeiten beflügelt (vgl. Convery 2007; Djelic 2006: 64; Tindale und Hewett 1998: 40 f.), die sich nach dem Zweiten Weltkrieg aktiv in politische Diskussionen eingebracht hatten:

The post-war generation contributed to the scientific and mathematical turn in economics while being actively involved in policy-making and political discussions. [...] [T]he move to politics was initially partly accidental. Soon, though, the most vocal Chicago economists – in particular Friedman – found out that there was a ‚market‘ for their ideas and turned themselves into missionaries of market principles (Djelic 2006: 64).

Spätestens mit dem Fall der Berliner Mauer 1989 und der darauffolgenden Wiedervereinigung Deutschlands wurden BefürworterInnen einer zunehmenden Kapitalisierung in ihrer Meinung gestützt. Der Umbruch mehrerer sozialistischer Staaten Osteuropas wurde als Symbol genutzt, dass eine zentralstaatliche

¹⁰„A third reason why we need to focus on more efficient approaches is that we are in a period in which our environmental programmes must contend with severe economic constraints. None of the OECD economies is as robust as in the 1960s and early 1970s [...]. Even as economic growth in our countries begins to return, we are left with the realisation that our economic capacities are limited and under stress. We cannot afford to burden our economies excessively or to initiate programmes which do not accomplish their goals in the most efficient manner“ (Reilly 1985: 154).

Lenkung als mögliche Alternative nun sichtbar gescheitert sei (vgl. Djelic 2006: 67; Sieferle 1991: 183 f.). Fukuyama (1992) veranlasste das dazu, den Wandel als einen weiteren Schritt zum möglichen „Ende der Geschichte“ zu deuten, das auf eine Dominanz liberaler Demokratien zulaufe, die – demokratisch verfasst – einen Wirtschaftsliberalismus anstreben. Gerade die sozialistischen Staaten – so der Rückruf aus Politik und Wirtschaft (vgl. dazu auch Eckersley 1995: 10) – hatten ja zu massiven Umweltzerstörungen beigetragen:

Nicht in der Markt-, sondern in der Planwirtschaft werden die natürlichen Lebensgrundlagen rücksichtslos geschädigt. Während hier der Verbrauch der Ressourcen wenigstens zu Wohlstand in der Bevölkerung führte, brachte dort der Raubbau den Menschen noch nicht einmal wirtschaftlich etwas ein (Späth 1992: 86).

Für eine Kombination wirtschaftlichen Denkens und der Verringerung der Umweltzerstörungen waren nun alle Voraussetzungen geschaffen: „*The ‚sleeping beauty‘ was out there, ready to be awaken through the search for alternative tools*“ (Djelic 2006: 64 f.). Zur Verbreitung marktliberaler Ideen trugen auch die internationalen Finanzinstitute (wie der IWF und die Weltbank) und internationale Organisationen mit wirtschaftlichen Interessen, wie OECD, WTO und EU bei (vgl. Djelic 2006: 68). Insbesondere OECD und EU propagierten gerade für die Umweltpolitik die Verwendung marktorientierter Instrumente (vgl. Eckersley 1995: 9 f.; Golub 1998: 7 f.) und verdeutlichten, dass sie gegenüber bisherigen regulativen Strategien zu bevorzugen seien (vgl. Opschoor und Vos 1989: 9). Vor diesem Hintergrund konnte eine angebotsorientierte Wirtschaftspolitik erstarken, die mit dem „neuen“ Paradigma arbeitet, dass ökonomisches Wachstum abhängig ist von effizienten Märkten, diese wiederum aber nur dort entstehen können, wo eine nutzenorientierte Verteilung der Ressourcen zur Produktion von Waren gegeben ist (vgl. Djelic 2006: 65).

Das Denken, das Effizienz, Märkte und Ressourcen aufeinander bezieht, wurde und wird auf viele gesellschaftliche Bereiche übertragen. Und obwohl Fukuyama (1992: 446) offen hielt, ob das prognostizierte Ende der Geschichte tatsächlich eintreten werde, indem er betonte, dass die Kritik am Liberalismus womöglich in neuen Ideen und Alternativen münden wird, beschrieb er doch den (empirisch beobachteten) Trend, dass die Möglichkeiten, wie Staaten politisch und wirtschaftlich verfasst sind, im Laufe der Jahrhunderte kleiner geworden ist und sich dieser auf die Form der „liberalen Demokratie“ zuzuspitzen scheint

(vgl. Fukuyama 1992: 82)¹¹. Weil die Marktorientierung auch in umweltpolitischen Handlungsfeldern Hoffnung bot, ökologische Probleme in wirtschaftliche Prozesse hineinzutragen, um so zu Lösungsstrategien zu gelangen (vgl. Simonis 1985), wurde dieser Trend¹² auch von UmweltökonomInnen¹³ aufgegriffen. Für sie steht der Markt im Fokus der Betrachtung. Stark vereinfacht und idealtypisch formuliert, ließe sich davon ausgehen, dass der Tauschhandel eines Produktes und des vereinbarten Geldwertes nur zwischen dem jeweiligen Produzenten des Produktes und dem Konsumenten stattfindet (vgl. Endres 2007: 17) und so der Preis für den Tauschhandel durch Angebot und Nachfrage gebildet wird. Diese Vorstellung ist so in der Praxis aber meist nicht zu finden – das ist keine neue Erkenntnis. Monopolstellungen, Informationsprobleme, das Vorhandensein öffentlicher Güter, sogenannte Skalenerträge bei Produktionen mit mehreren Gütern, und vieles mehr beeinflussen das Funktionieren von Märkten (vgl. Fullerton und Stavins 1998: 433).

Deshalb folgen UmweltökonomInnen neoklassisch-ökonomischen Vorstellungen, die das Funktionieren von Märkten von deren Effizienz abhängig machen. Effizienz ist hier das Kriterium für gesellschaftliche Wohlfahrt und betrachtet „*die Summe der Nutzen aller Gesellschaftsmitglieder*“ (vgl. Endres 2007: 11). Letztlich geht es darum, den Nutzen, den die Gesellschaft aus wirtschaftlichem Handeln zieht, gegenüber den dabei entstehenden Kosten zu maximieren (vgl. Endres 2007: 11). Um diesen Nutzen messbar zu machen, wird das sogenannte Pareto-Optimum als Kriterium zu Rate gezogen, das versucht Zustände sozial zu beurteilen. Nach dem Kriterium ist ein Zustand dann sozial optimal, wenn „*(...) von ihm ausgehend keine Änderung mehr möglich ist, die auch nur ein Mitglied der Gesellschaft besser stellen würde, ohne ein anderes schlechter zu stellen*“ (Endres 2007: 14 f.). Unter dieser Zielvorstellung sollen stabile Märkte entstehen. Wenn sie gestört und aus dem Gleichgewicht geraten sind, spricht man vom „Marktversagen“.

¹¹20 Jahre später räumt Fukuyama ein, dass abzuwarten bleibt, ob China wirtschaftlich erfolgreich bleibt. Unter diesen Umständen müsste die These vom „Ende der Geschichte“ revidiert werden (vgl. Fukuyama 2013: 92).

¹²Vorkapitalistische Institutionen haben in einigen Ländern schon lange existiert, der moderne Kapitalismus entstand jedoch erst Ende des 18. Jh. im Zusammenspiel mit steigenden Wachstumsraten. Damit gingen solch radikale Veränderungen einher, dass heute vom Zeitalter des „Anthropozäns“ gesprochen wird (vgl. Altwater 2013).

¹³Der Ursprung umweltökonomischer Forschung wird mit der Gründung der wissenschaftlichen Einrichtung *Resources for the Future* (RFF) 1952 verortet (vgl. Pearce 2002: 57 f.) mit einer verstärkten Etablierung des Feldes in den 1960er Jahren (vgl. Gómez-Baggethun et al. 2010: 1212; Pearce 2002).