TEXTE
71/2018

Ökonomisierung der Umwelt und ihres Schutzes: Unterschiedliche Praktiken, ihre theoretische Bewertung und empirische Wirkungen

Zwischenbericht

Für Mensch & Umwelt

Umwelt Bundesamt

TEXTE 71/2018

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3715 11 1020

Ökonomisierung der Umwelt und ihres Schutzes: Unterschiedliche Praktiken, ihre theoretische Bewertung und empirische Wirkungen

Zwischenbericht

von

Franziska Wolff, Martin Gsell
Öko-Institut, Berlin

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:
Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

/umweltbundesamt.de
/umweltbundesamt

Durchführung der Studie:
Öko-Institut e.V.
Schicklerstr. 5-7
10179 Berlin

Abschlussdatum:
Juli 2018

Redaktion:
Fachgebiet I 1.1 - Grundsatzfragen, Nachhaltigkeitsstragien und -szenarien, Ressourcenschonung
Gerolf Hanke

Publikationen als pdf:
http://www.umweltbundesamt.de/publikationen

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, September 2018

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Die zunehmende Verwendung ökonomischer Ansätze ist ein bedeutender und zugleich umstrittener Trend in der jüngeren Umweltpolitik. Im vorliegenden Bericht wird erörtert, inwiefern die sogenannte „Ökonomisierung" der Umwelt und ihres Schutzes die gesellschaftliche Transformation in Richtung Nachhaltigkeit hemmt oder fördert. Folgende Fragen werden untersucht:

Was ist unter Ökonomisierung zu verstehen und wie unterscheiden sich Praktiken der Ökonomisierung im Umweltschutz voneinander? Es werden acht konkrete politikrelevante Praktiken identifiziert: 1. Zuweisung von Geldwerten (Monetarisierung); 2. Ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung in Politik & Planung; 3. Ökonomische Anreiz-Instrumente; 4. Zuweisung von Eigentumsrechten; 5. Schaffung von Märkten für Umweltgüter/-leistungen; 6. Einführung marktwirtschaftlicher Prinzipien in staatlicher Aufgabenerledigung; 7. Deregulierung und 8. Privatisierung.

Wie begründen, aber auch wie kritisieren wirtschaftswissenschaftliche Ansätze diese Praktiken? Betrachtet werden Neoklassik, Umwelt- und Ressourcenökonomik, Ökonomischer Institutionalismus, Ökologische Ökonomik und weitere Strömungen der pluralen Ökonomik wie Care Economy, Gemeingüterökonomie und Postwachstumsansätze.

Welche Erfahrungen wurden insbesondere mit der Schaffung von Umweltmärkten durch handelbare Rechte gemacht, als einer eher strittigen Ökonomisierungs-Praktik? Eine empirische „Tiefenbohrung" untersucht die drei Fallbeispiele Conservation Banking in den USA, Stickstoffzertifikatshandel in Neuseeland (Lake Taupo) und handelbare Fischereiquoten in Island.

Es werden Chancen, Risiken und Gestaltungsoptionen herausgearbeitet, die sich mit Praktiken einer Ökonomisierung von Umweltpolitik verbinden. Wegen ihrer substantiellen Unterschiede wie auch der großen Rolle, die ihre konkrete Ausgestaltung, ihre Umsetzung und der Umsetzungskontext für ihre Nachhaltigkeitswirkungen spielen, können Ökonomisierungspraktiken nicht abschließend übergreifend bewertet werden. Dies spiegelt sich auch darin wider, dass sowohl aus theoretischer als auch aus empirischer Perspektive die Befunde zu den Praktiken sehr heterogen sind. Im Bericht wird jedoch die Grundlage für eine differenzierte Bewertung geschaffen.

Abstract

The increasing use of economic approaches in recent environmental policies is a significant but also controversial trend. This report assesses the degree to which the so-called "economisation" of the environment and its protection promotes or discourages societal transformation towards sustainability. The following issues will be addressed:

What is meant by "economisation" and how do economisation practices in environmental protection differ from one another? Eight concrete politically-relevant practices are identified: 1. Ascription of monetary values (monetarisation); 2. Economic methods in support of decision-making in politics and planning; 3. Economic incentive instruments; 4. Allocation of property rights; 5. Creation of markets (for environmental goods and services); 6. Introduction of market principles in state actions; 7. Deregulation and 8. Privatisation.

How are such practices justified or criticised by different economic theories? Neoclassical, environmental and resource economics, economic institutionalism and other branches of plural economics such as care economy, common good economy and post-growth approaches are considered.

Which experiences can be especially drawn from the creation of environmental markets through tradable rights, as a relatively controversial economisation practice? A deeper empirical analysis is conducted on three cases: conservation banking in the US, nitrogen trading in New Zealand (Lake Taupo) and the transferable quota system for fisheries in Iceland.

The chances, risks and design options linked to economisation practices in environmental policy are assessed. As the results are rather heterogeneous, both theoretically and empirically, a conclusive comprehensive evaluation of economisation practices cannot be provided here. We nevertheless offer the foundation for a differentiated evaluation.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis 9
Tabellenverzeichnis 9
Zusammenfassung 10
Summary 18
1 Einleitung 25
2 Begriff und Praktiken der Ökonomisierung 27
2.1 Zuweisung von Geldwerten („Monetarisierung“) 28
2.2 Ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung in Politik und Planung 29
2.3 Ökonomische Anreizinstrumente in der Umwelt- und Naturschutzpolitik 31
2.4 Zuweisung von Eigentumsrechten 33
2.5 Schaffung von Märkten (für Umweltgüter/-leistungen) 35
2.6 Querschnittskategorien: Inwertsetzung und Kommodifizierung 37
2.7 Marktwirtschaftliche Prinzipien in der staatlichen Aufgabenerledigung 38
2.8 Deregulierung 38
2.9 Privatisierung bislang staatlicher Aufgaben 39
2.10 Ökonomisierung im Politikprozess 40
3 Ökonomisches Begreifen und gesellschaftliche Wirkungen: Wirtschaftswissenschaftliche Beiträge zur Debatte um Ökonomisierung 42
3.1 Historische Einordnung: Das Begreifen von Natur und Umwelt bis zur Neuzeit 42
3.1.1 Mensch-Natur-Dualismus 42
3.1.2 Zweck-Mittel-Denken 43
3.2 Analyseraster 44
3.3 Perspektiven der Neoklassik 45
3.3.1 Historische Einordnung 46
3.3.2 Ontologie 46
3.3.3 Methode 48
3.3.4 Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung 48
3.4 Perspektiven der Umwelt- und Ressourcenökonomik 50
3.4.1 Historische Einordnung 50
3.4.2 Ontologie 51
3.4.3 Methode 52
3.4.4 Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung 54
3.5 Perspektiven des Ökonomischen Institutionalismus 56
3.5.1 Historische Einordnung 56

3.5.2 Ontologie ... 57
3.5.3 Methode ... 58
3.5.4 Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung ... 59
3.6 Perspektiven der Ökologischen Ökonomik ... 60
3.6.1 Historische Einordnung ... 60
3.6.2 Ontologie ... 61
3.6.3 Methodik ... 62
3.6.4 Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung ... 62
3.7 Perspektiven pluraler Strömungen (Commons, Care und Degrowth) ... 64
3.7.1 Historische Einordnung ... 64
3.7.2 Ontologie ... 65
3.7.3 Methode ... 67
3.7.4 Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung ... 67
3.8 Fazit: Heterogenität der ökonomischen Perspektiven auf die Praktiken der Ökonomisierung ... 69
3.8.1 Monetarisierung ... 69
3.8.2 Ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung in Politik und Planung ... 70
3.8.3 Ökonomische Anreizinstrumente ... 71
3.8.4 Eigentumsrechte und die Schaffung von Märkten ... 72
3.8.5 Marktprinzipien in staatlicher Aufgabenerledigung, Deregulierung und Privatisierung ... 72
4 Marktlogik und Wettbewerb im Umweltschutz: Erfahrungen mit der Schaffung von Umweltmärkten anhand von drei Fallbeispielen ... 74
4.1 Die Hypothesen ... 74
4.1.1 Hypothese 1: Kosteneffizienz ... 75
4.1.2 Hypothese 2: Innovationsanreiz ... 75
4.1.3 Hypothese 3: Ökologische Effektivität ... 75
4.1.4 Hypothese 4: Motivationale Verdrängungseffekte ... 76
4.1.5 Hypothese 5: Sozialer Ausschluss ... 76
4.1.6 Hypothese 6: Politische „Lock-in Effekte“ ... 76
4.2 Die Fallbeispiele ... 77
4.2.1 Conservation Banking in den USA ... 77
4.2.2 Stickstoffzertifikatshandel in Neuseeland (Lake Taupo Region) ... 79
4.2.3 Handelbare Fischereiquoten in Island ... 79
4.3 Nachhaltigkeitswirkungen der Fallbeispiele? ... 80
4.3.1 Fallbeispiel Conservation Banking (USA) ... 80

4.3.2 Fallbeispiel Stickstoffhandel (Neuseeland) 85
4.3.3 Fallbeispiel Handelbare Fischereiquoten (Island) 89
4.4 Fazit: Chancen, Risiken und Gestaltungsmöglichkeiten bei Umweltmärkten 93
5 Übergreifende Schlussfolgerungen 98
6 Literaturverzeichnis 101

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Umweltmärkte – unterschiedliche Typen von Zertifikatshandel: Beispiele 36
Abbildung 2: Umweltmärkte – unterschiedliche Typen von Zertifikatshandel: Mechanismen 36
Abbildung 3: Praktiken der Ökonomisierung entlang des Politikprozesses 41
Abbildung 4: Unterschiedliche Werte von Ökosystemleistungen 52
Abbildung 5: Die Fallbeispiele (vgl. Abbildung 1) 77

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Ökonomisierungspraktiken 11
Tabelle 2: Economisation practices 18
Tabelle 3: Ökonomisierungspraktiken 28
Tabelle 4: Übersicht zur Neoklassik 45
Tabelle 5: Übersicht zur Umwelt- und Ressourcenökonomik 50
Tabelle 6: Übersicht zum Ökonomischen Institutionalismus 56
Tabelle 7: Übersicht zu Perspektiven der Ökologischen Ökonomik 60
Tabelle 8: Übersicht zu Perspektiven pluraler Strömungen 64

Zusammenfassung

Das Ufoplan-Vorhaben „Umweltpolitik im 21. Jahrhundert“ (FKZ 3715 11 102 0) beabsichtigt, Impulse für eine wirksame und ethisch reflektierte Umweltpolitik zu setzen. Die zunehmende Verwendung ökonomischer Ansätze ist ein bedeutender und zugleich umstrittener Trend in der jüngeren Umweltpolitik. Vor diesem Hintergrund nimmt dieses Projekt einen reflektierend-evaluierenden Standpunkt ein und erörtert, inwiefern die sogenannte „Ökonomisierung“ der Umwelt und ihres Schutzes die gesellschaftliche Transformation in Richtung Nachhaltigkeit hemmt oder fördert.

Im vorliegenden Bericht werden folgende Fragen untersucht:

- Was ist unter Ökonomisierung zu verstehen und wie unterscheiden sich Praktiken der Ökonomisierung im Umweltschutz voneinander?
- Wie begründen, aber auch wie kritisieren wirtschaftswissenschaftliche Ansätze diese Praktiken?
- Welche Erfahrungen wurden insbesondere mit der Schaffung von Umweltmärkten durch handelbare Rechte gemacht, als einer eher strittigen Ökonomisierungs-Praktik?

Ziel ist, **Chancen, Risiken und Gestaltungsoptionen** herauszuarbeiten, die sich mit unterschiedlichen Praktiken einer Ökonomisierung von Umweltpolitik verbinden.

Ökonomisierung: Begriffsverständnis und Praktiken

Unter „Ökonomisierung“ verstehen wir *Praktiken und Prozesse, durch die marktwirtschaftliche Ordnungsprinzipien in gesellschaftlichen Bereichen und gesellschaftspolitischen Strategien mehr Geltungskraft gewinnen.* In der Folge weiten sich marktbasierte Tauschbeziehungen auf Bereiche aus, die bisher anders koordiniert wurden (z.B. durch Ordnungsrecht, private Sorge, Solidarität etc.); oder in Bereichen, die bereits vorher durch Markttausch charakterisiert waren, intensiviert sich die Anwendung von Effizienz- oder Rentabilitätskriterien.

Der effiziente Einsatz von Ressourcen zur Erreichung bestimmter gesellschaftlicher Ziele gilt allerdings nicht per se als Ökonomisierung. Manche Autoren/-innen verstehen unter Ökonomisierung, dass sich die gesellschaftlichen Teilbereiche (s.o.: Umweltschutz etc.) auf eine *profitable* Leistungserbringung ausrichten müssen. Unter welchen Umständen genau von der „Ökonomisierung“ eines Gesellschaftsbereichs gesprochen wird, ist allerdings umstritten und eine empirisch schwer handhabbare und normativ aufgeladene Fragestellung.

In der Praxis können jedoch zahlreiche konkrete politikrelevante Praktiken identifiziert werden, die mit Ökonomisierung einhergehen (siehe umseitige Tabelle).

Tabelle 1: Ökonomisierungspraktiken

Acht unterscheidbare Praktiken der Ökonomisierung	
1. Zuweisung von Geldwerten (Monetarisierung)	(Messen und) Bewertung von Dingen/Prozessen durch Zuweisung von Geldwerten, z.B. Abschätzung von Umweltschäden oder des Werts von Ökosystemleistungen
2. Ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung in Politik & Planung	Nutzung ökonomischer Bewertungsverfahren zur Folgenabschätzung in Politik-/Planungsprozessen oder zur Wirkungsanalyse von Instrumenten/Programmen (Bsp. Kosten-Nutzen-, Kosten-Wirksamkeits-Analyse)
3. Ökonomische Anreiz-Instrumente	Politische Steuerung über positive und negative Anreize (z.B. finanzielle Förderungen umweltfreundlichen Verhaltens, Besteuerung umweltschädlichen Verhaltens)
4. Zuweisung von Eigentumsrechten	Politische Steuerung durch Zuweisung (und Durchsetzung) neuer, exklusiver Eigentumsrechte, u.a. zur Ermöglichung privater Kompensationslösungen (z.B. Payments for Ecosystem Services)
5. Schaffung von Märkten (für Umweltgüter bzw. Umweltleistungen)	Politische Steuerung durch Schaffung von Märkten an (Umwelt-) Gütern bzw. Leistungen, die bisher nicht an Märkten gehandelt wurden (Kommodifizierung), z.B. durch Einführung handelbarer Zertifikate
6. Marktwirtschaftliche Prinzipien in staatlicher Aufgabenerledigung	Einsatz marktwirtschaftlicher Prinzipien – Wettbewerb, Verlustvermeidung, Gewinnerzielung – in der staatlichen Aufgabenerstellung (gegen „bürokratische Organisation“)
7. Deregulierung	Bürokratieabbau und Deregulierung (gegen „zu viel Regulierung“)
8. Privatisierung	Delegation staatlicher Aufgaben an und Bereitstellung öffentlicher Güter durch private Akteure, die an Märkten operieren (gegen „zu viel Staat“)

Quelle: Eigene Darstellung.

Praktiken der Ökonomisierung: Beiträge wirtschaftswissenschaftlicher Perspektiven zur Debatte

Im Bericht wird untersucht, **wie verschiedene ökonomische Schulen die genannten Praktiken der Ökonomisierung im Hinblick auf Umwelt- und Naturschutz begründen, als vorteilhaft nahelegen und diese auch kritisieren, Gestaltungsoptionen und Alternativen aufzeigen**. Betrachtet werden Neoklassik, Umwelt- und Ressourcenökonomik, Ökonomischer Institutionalismus, Ökologische Ökonomik und weitere plurale Strömungen wie Care Economy, Gemeingüterökonomie und Postwachstumsansätze. Zweck der Auseinandersetzung mit diesen unterschiedlichen Schulen ist, besser den diskursiven Kontext zu verstehen, in dem Umweltpolitik steht und entsteht. Auf diesen Kontext haben ökonomisches Denken und die Wirtschaftswissenschaften einen wesentlichen Einfluss.

Nach den Praktiken der Ökonomisierung systematisiert, lässt sich zusammenfassen:

1. Monetarisierung: Die monetäre Bewertung von „kostenlosen“ Umweltgütern stellt für neoklassische Ansätze den ersten Schritt zum effizienten Umweltschutz dar, weil sie davon ausgehen, dass Wirtschaftssubjekte ihr Verhalten nur über Preis- und Knappheitssignale ändern. Umwelt- und Ressourcenökonom/-innen greifen diesen Ansatz auf: Monetarisierung kann ihres Erachtens Bewusstsein schaffen für den Nutzen von Natur und für die Kosten durch Umweltschäden. Demgegenüber relativieren die Vertreter und Vertreterinnen der anderen (heterodoxen) Ansätze die Notwendigkeit von Monetarisierung. Sie argumentieren, dass menschliches Verhalten nicht nur durch Preise, sondern auch durch Kommunikation, Vertrauen und Institutionen beeinflussbar ist.

2. Ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung: Methoden wie die Kosten-Nutzen- oder Kosten-Wirksamkeits-Analyse wurden auf neoklassischen Grundlagen entwickelt. Ihr Ziel ist, (ökonomische, ökologische, soziale) Wirkungen einer Maßnahme in Geldeinheiten zu quantifizieren und aufzusummieren. Die Verfahren basieren auf dem Maßstab der ökonomischen Effizienz. Weil dieser allgemein anerkannt ist, gilt eine Umweltpolitik, die daran gemessen erfolgreich ist, als legitim;

ihre Maßnahmen sind leichter durchsetzbar. Heterodoxe Ökonom/-innen kritisieren jedoch, dass die Verfahren andere Werte (z.B. Gerechtigkeit, Eigenwerte der Natur) in den Hintergrund drängten. Ethisch problematisch sei auch, dass nicht-verrechenbare (inkommensurable) Dinge gegeneinander aufgerechnet würden (z.B. Artenschutz vs. Arbeitsplätze). Besonders die Ökologische Ökonomik befürwortet stattdessen *multikriterielle* Bewertungsverfahren. Sie weisen zudem darauf hin, dass die Diskontierung künftiger Nutzen und Kosten, insbesondere bei langfristig wirksamen Maßnahmen, oft die Interessen zukünftiger Generationen nicht angemessen widerspiegle. Bei nicht umkehrbaren und im Ausmaß nicht absehbaren Schädigungen sollen daher Obergrenzen (z.B. für Emissionen) dafür sorgen, dass kritische Werte bzw. ökologische Kipp-Punkte nicht überschritten werden.

3. Ökonomische Anreizinstrumente: Während auf Basis neoklassischer Argumente staatliche Eingriffe akzeptabel sind, die positive und negative Externalitäten internalisieren (v.a. durch Umweltsteuern, -subventionen), plädieren Umwelt- und Ressourcenökonomen stärker für private Verhandlungslösungen, Zuweisung von Eigentumsrechen und Marktlösungen (s.u.). Der Ökonomische Institutionalismus kritisiert demgegenüber, dass Wettbewerb und Gewinnorientierung einen inhärenten Anreiz auslösen, negative Effekte als ‚soziale Kosten' auf Dritte abzuwälzen, und ist offen für wirtschaftsplanerische Elemente. Ökologische Ökonom/-innen argumentieren, dass Ordnungsrecht manchmal effektiver und legitimer sein kann.

4., 5. Zuweisung von Eigentumsrechten & Schaffung von Märkten: Diese Strategien zur Inwertsetzung empfiehlt v.a. die Umwelt- und Ressourcenökonomik. Wenn Eigentumsrechte existieren bzw. geschaffen werden, könnten externen Effekte am effizientesten gemanagt werden: Die Beteiligten verhandeln Kompensationen untereinander – „marktbasiert", ohne staatliche Eingriffe. Die Ökologische Ökonomik weist in Bezug auf solche Verhandlungs- und Marktlösungen allerdings darauf hin, dass die Gesetzmäßigkeiten von Märkten mit ökologischen Strukturen und Prozessen (z.B. Regenerierungsraten) in Konflikt geraten können. Daher müssen Regelungen so ausgestaltet werden, dass entsprechende Konflikte vermindert werden (z.B. Schonzeiten im Jagdrecht). Außerdem kritisiert die Gemeingüterökonomie, dass privates Eigentum zu sozialem Ausschluss führen kann. Sie stellt diesem eine gemeinschaftliche Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen nach ausgehandelten Regeln gegenüber.

6., 7., 8. Marktwirtschaftliche Prinzipien in staatlicher Aufgabenerledigung, Deregulierung & Privatisierung: Neoklassik und Umwelt- und Ressourcenökonomik stehen Eingriffen des Staates in marktwirtschaftliche Prozesse kritisch gegenüber. Diese Perspektive legitimiert die Verbreitung von marktwirtschaftlichen Prinzipien in der Daseinsvorsorge und der Bereitstellung öffentlicher Güter. Ein „Weniger an Staat" lässt sich teilweise auch auf heterodoxe Ansätze zurückführen. Ihnen geht es jedoch in erster Linie darum, Individuen stärker an der Bewirtschaftung von Gemeingütern zu beteiligen. Gemeingüter könnten (ggf. mit staatlicher Unterstützung) von der Zivilgesellschaft selbstverwaltet werden. Die Care-Ökonomie fordert, ein Grundeinkommen einzuführen, um reproduktive Tätigkeiten (Sorgearbeit) abzusichern. Es wäre denkbar, dieses Argument auf die Finanzierung von Gemeingüterbewirtschaftung zu übertragen.

Erfahrungen mit Zertifikatshandel: Nachhaltigkeitswirkungen anhand von drei Fallbeispielen

Im Vorhaben wird bei einer besonders umstrittenen Ökonomisierungspraktik – Marktschaffung durch Zertifikatshandel – eine empirische „Tiefenbohrung" anhand von Fallbeispielen durchgeführt. Ihr Ziel ist, **Nachhaltigkeitswirkungen bzw. allgemeine Wirkmechanismen** dieses Instrumententypus' zu identifizieren.

Zertifikatshandel weist Akteuren bestimmte Rechte oder Pflichten zu (z.B. Rechte an Verschmutzungs- oder Ressourcenextraktionsmengen; ökologische Ausgleichs- oder Ausbau-Pflichten). Die Rechte/Pflichten sind in Form von Zertifikaten handelbar. So können sich Märkte herausbilden und die Zertifikate dort eingesetzt werden, wo es wirtschaftlich am günstigsten ist. Zertifikatshandel baut

entweder auf „Cap & Trade“ oder auf einem (freiwilligen oder verpflichtenden) Kompensationsmechanismus auf („Offsetting“).

Für die empirische Vertiefung wurden drei Beispiele aus dem Naturschutz und dem Management natürlicher Ressourcen gewählt. Im Vergleich zum industriellen Umweltschutz oder dem Klimaschutz ist die Nutzung von handelbaren Zertifikaten in diesen Bereichen weniger verbreitet und auch weniger untersucht, so dass eine Auswertung zu neuen Einsichten führen kann. Untersucht wurden:

- *Conservation Banking in den USA*: Wenn Flächen erschlossen werden, die Lebensraum für geschützte Arten bieten, können die verantwortlichen Akteure verpflichtet werden, durch Kauf von Gutschriften Ausgleichsmaßnahmen (sog. „Conservation Banks“) an anderer Stelle zu finanzieren, die die entsprechende Art bzw. deren Habitat schützen („Offsetting“).
- *Stickstoffzertifikatshandel in Neuseeland (Lake Taupo)*: Im Wassereinzugsgebiet um den Taupo-See wurde ein Reduktionsziel für Stickstoffeinträge (Cap) gesetzt, um die Wasserqualität des Sees zu verbessern. Landnutzer/innen können ihre individuellen Zuteilungen untereinander handeln.
- *Handelbare Fischereiquoten in Island:* Im Kampf gegen Überfischung wurden für alle relevanten Fischbestände individuell handelbare Fangrechte (Individual Transferable Quotas, ITQs) eingeführt. Sie stellen Anteile an der zulässigen Gesamtfangmenge (Total Allowable Catch, TAC) dar, einer Cap, deren absolute Höhe jedes Jahr neu festgesetzt wird.

Damit wurden auch Fälle ausgewählt, die verschiedene Sub-Typen des Instruments darstellen (ökologische Ausgleichspflichten, Verschmutzungsrechte, Ressourcenextraktionsrechte) und die in OECD-Ländern umgesetzt sind (um eine gewisse Übertragbarkeit auf Deutschland zu gewährleisten).

Die Literatur zu den Nachhaltigkeitswirkungen dieser Instrumente wurde im Hinblick auf sechs in der Debatte um die Wirkung von Zertifikatshandel verbreitete Hypothesen ausgewertet. Diese Hypothesen beziehen sich auf

(1) die erwartete Kosteneffizienz von Zertifikatshandel,

(2) seine Innovationswirkung,

(3) ökologische Effektivität,

(4) mögliche motivationale Verdrängungseffekte („Crowding out“),

(5) soziale Ausschlusswirkungen und

(6) institutionelle Pfadabhängigkeiten, insbesondere Lock-In Effekte.

In allen drei Fallbeispielen kann in Bezug auf Hypothese (1), wonach der Einsatz der Instrumente die Kosten der Zielerreichung senke (Kosteneffizienz), argumentiert werden, dass die Instrumente im Vergleich zu anderen Optionen zumindest in gewissem Umfang Kosteneffizienzgewinne erbracht haben. Am stärksten scheinen sich diese im Fall der individuellen Fischereiquoten (sowohl im Fischfang als auch in der Verarbeitung) zu manifestieren. Dort zeigen sich zugleich auch die damit einhergehenden Nachteile: eine starke Konzentration des Sektors und auch der Rechte auf wenige Akteure. Die Beispiele zeigen auch, dass Mechanismen, die geeignet sind, das Transaktionsvolumen von gehandelten Rechten und damit die Effizienz des Instruments weiter zu erhöhen (z.B. durch Vergrößerung der geographischen Ausdehnung des Marktes, Vergrößerung der Nachfrage, möglichst geringe regulatorische Einschränkungen der Handelbarkeit etc.), ökologisch zugleich eher problematisch sind.

Zwar würde es die Kosteneffizienz handelbarer Rechte vom Prinzip her ermöglichen, ambitioniertere politische Ziele zu denselben volkswirtschaftlichen Kosten zu vereinbaren. Dieser Mechanismus kann jedoch für keines der Beispiele bestätigt werden: Conservation Banking wurde zwar mit einem ambitionierten ökologischen Ziel versehen („no net loss“, wenn möglich „net gain“); dies geschah aber erst 2016, also Jahre nach seiner Einführung und ohne Transparenz über eine mögliche Kosteneffizienz des Instruments. Im Fall des Stickstoffzertifikatshandels ist das gesetzte Qualitätsziel wiederum nicht sehr

stark; trotz Effizienzerwartungen wurden die Wasserqualitätsziele nicht nachjustiert. Bei den ITQs wird das ökologische Ziel außerhalb des betrachteten Instruments gesetzt (im Wesentlichen durch die jährlich neu bestimmte TAC).

Entgegen Hypothese (2), die Zertifikatshandel als förderlich für die Entwicklung von Innovationen darstellt, beschreibt die empirische Literatur in keinem der drei untersuchten Fälle die Entstehung von wesentlichen innovativen Praktiken. Erwartbar wäre beispielsweise der sparsamere Umgang mit wertvollen Habitaten durch landerschließende Akteure (im Fall des Conservation Banking) gewesen, die Nutzung ressourcensparenderer Fangmethoden durch Fischer/-innen (im Fall der ITQs) oder die Entwicklung stickstoffärmerer Managementpraktiken von Landwirt/-innen (im Fall des Stickstoffzertifikatshandels). Die von uns gesichtete Literatur belegt jedoch keine solchen Effekte. Es steht zu vermuten, dass Innovationswirkungen im Kontext von Ressourcenmanagement und Landnutzung weniger ausgeprägt sind als in technischeren Kontexten (industrielle Verschmutzung): Während es im ersteren Fall immer auch um die Annahme neuer Managementpraktiken und Routinen geht, sind im letzteren Fall effizientere Technologien häufig ohne größere Umstellung von Praktiken und Routinen einsetzbar. Schließlich lässt sich aus dem Beispiel der ITQs generalisierend feststellen, dass ein Anreiz zu sparsamerem Ressourceneinsatz im Fall von Extraktionsquoten (anders als bei Verschmutzungsquoten) gar nicht zu erwarten ist, weil sich das zugeteilte Quotenvolumen durch ressourcensparende Praktiken nicht ändert.

Die Ergebnisse in Bezug auf die Hypothese (3), die Zertifikatshandel als ökologisch effektiv beschreibt, sind gemischt. Der Fall des Conservation Bankings scheint sie tendenziell zu widerlegen: So wurden Ausgleichsmaßnahmen bislang von der Verwaltung nicht im selben Maße eingefordert, wie Flächenumwandlung gestattet wurde. Damit bleibt die Nachfrage nach Credits geringer als nötig wäre, um das „no net loss“-Ziel zu erreichen. Dass Conservation Banks überwiegend Maßnahmen zur Erhaltung (und nicht zur Verbesserung) des ökologischen Zustands von Habitaten umfassen, wirft die Frage nach ihrem naturschutzfachlichen Mehrwert auf. Auch weil eine Ausgleichsfläche in Bezug auf andere ökologische Qualitäten jenseits der fokussierten Art nicht unbedingt gleichwertig mit der umzuwandelnden Fläche ist (mangelnde Fungibilität), gehen Expert/innen davon aus, dass das Ziel einer Vermeidung von Biodiversitätsverlusten („no net loss“) verfehlt wurde.

Beim Stickstoffhandel hat die „Cap“ eine weitere Zunahme von Stickstoffeinträgen erfolgreich unterbunden. Die erfolgten Minderungen gehen aber weniger auf den privaten Handel von Zertifikaten am Zertifikatsmarkt zurück als auf den Aufkauf und die Stilllegung von Zertifikaten durch die öffentliche Hand.

Bei ITQs entscheiden neben der Höhe der jährlichen zulässigen Gesamtfangmenge („Cap“) weitere ökosystemrelevante Bestimmungen wesentlich über die ökologische Wirksamkeit des Systems. Beide werden jedoch *außerhalb* des ITQ-Systems definiert, so dass der Rechtehandel nicht direkt für den besseren Zustand der Bestände verantwortlich gemacht werden kann. Allerdings scheint das Interesse isländischer ITQ-Besitzer am Wert ihrer Rechte indirekt dazu geführt zu haben, dass die Industrie für strengere regulatorische Rahmenbedingungen offen war und diese auch besser einhielt.

Die Fallstudienergebnisse bestätigen, dass die Effektivität von handelbaren Rechten im Fall von „Cap & Trade“-Systemen in hohem Maße vom Zertifikatsangebot abhängen, bei verpflichtenden Offsetting-Systemen von der Zertifikatsnachfrage. Um Steuerungswirkung zu entfalten, muss Umweltpolitik im ersten Fall (Cap & Trade) das Angebot über die bestehenden Marktkräfte hinaus beschränken, im zweiten Fall (verpflichtendes Offsetting) die Nachfrage durch stringenten Vollzug angemessen hoch halten. Beides setzt politischen Willen bzw. eine im politischen Wettbewerb durchsetzungsfähige Umweltpolitik voraus. Der oftmals unterstellte Automatismus, dass marktbasierte Politikinstrumente wie Zertifikatshandel grundsätzlich wirksamer seien als Ordnungsrecht, ist also nicht gegeben – die Instrumente können nur so stark sein, wie der politische Wille, der dahinter steht. Neben der Zertifikatsmenge ist die

weitere Ausgestaltung des Instruments für seine Umweltwirksamkeit wie auch im Hinblick auf soziale Auswirkungen entscheidend.

Hypothese (4) geht davon aus, dass marktbasierte Lösungen wie handelbare Rechte zu motivationalen Verdrängungseffekten führen können, dass also die monetäre Honorierung von Umwelt- und Naturschutzpraktiken intrinsische Motivation zu Umwelt- und Naturschutz verdrängen kann. In keinem der untersuchten Fälle lässt die Literaturlage eine klare Aussage darüber zu, ob und in welchem Umfang es zur Verdrängung freiwilliger Naturschutzmaßnahmen gekommen ist. Allerdings erscheinen Mitnahme- und ggf. sogar Verdrängungseffekte tatsächlich am ehesten im ersten Fall möglich (konkret bei Naturschutzverbänden, die in den USA Conservation Bank-ähnliche Naturschutzflächen gegebenenfalls auch ohne finanziellen Anreiz angeboten hätten). Aus Umfragedaten lässt sich demgegenüber aber schließen, dass der Großteil der Ausgleichsflächen nicht entstanden wäre, wenn keine finanzielle Kompensation existiert hätte. Unter Wirksamkeitsgesichtspunkten wäre daher der Zugewinn an monetär „angereizten" Naturschutzflächen gegen potenziell verdrängte freiwillige Naturschutzaktivitäten gegenzurechnen. Unter ethischen Gesichtspunkten kann man hier zu anderen Schlussfolgerungen kommen.

Im Fall des Stickstoffzertifikatshandels und der Fischereiquoten gibt es Hinweise, dass die Zielgruppen selbst nur eine geringe intrinsische Motivation am Erhalt des jeweiligen Schutzgutes hatten. Das hieße, dass es auch nicht zur Verdrängung einer solchen Motivation gekommen sein kann. Für Landwirt/-innen in der Lake Taupo Region sind Eutrophierung und sinkende Wasserqualität im See externe Kosten, die ihr eigenes gegenwärtiges Wirtschaften wenig beeinträchtigen. Die isländischen Fischer/-innen müssten eigentlich ein Eigeninteresse am Erhalt der lokalen Fischbestände haben, doch bedingt durch die unregulierte „open access"-Situation überwiegt das kurzfristig orientierte Verhalten der möglichst hoher Ressourcenausbeutung das einer langfristigen Bestandssicherung; die empirischen Daten zur Überfischung vor Einführung von ITQs in Island bestätigen diesen analytischen Zusammenhang.

Zu einer substanzielleren Form von sozialem Ausschluss durch Einführung handelbarer Zertifikate (so Hypothese 5) ist es in den untersuchten Fällen nur bei den ITQs gekommen: Isländer/-innen ohne ITQ-Zuteilung haben wegen hoher Kosten der Quotenrechte kaum Chancen, selbständige Fischer/-innen zu werden. In lokalerer Dimension ist es allerdings auch für Landwirte/-innen mit Ansiedlungswunsch in der Taupo Lake Region Neuseelands schwieriger geworden, dort einen landwirtschaftlichen Betrieb zu errichten. Der Literatur nach hat die Einführung der Instrumente in keinem der betrachteten Fälle dazu geführt, Subsistenzaktivitäten zu verdrängen. Zudem ist zu berücksichtigen, dass geographische Ausschlusseffekte nicht spezifisch aus handelbaren Rechten resultieren, sondern aus der (auch ordnungsrechtlich möglichen) Unterschutzstellung von Habitaten.

Hypothese 6 unterstellt, dass die Einführung von Zertifikatshandelssystemen zu „Lock-in Effekten" führen kann. In Bezug auf diese Hypothese ist bei den isländischen ITQs am klarsten zu beobachten, wie handelbare Rechte über die Zeit gestärkt (z.B. „sicherer", „dauerhafter" gemacht) wurden und ihre „Rückholbarkeit" dadurch sank. Die Stickstoffzertifikate waren schon von Anfang an vergleichsweise stark ausgestaltet, mit der einen relevanten Einschränkung, dass sie an eine auf 35 Jahre befristete, in nationaler Gesetzgebung verankerte Genehmigung („resource consent") gekoppelt sind. Beim US Conservation Banking wurden nicht die handelbaren Rechte als solche gestärkt, aber die Anwendung des Instruments wurde durch neue Vorgaben ausgeweitet. In keinem der Instrumente sind die Rechte unanfechtbar oder irreversibel. Eine Abschaffung der Instrumente scheint aber jeweils unwahrscheinlicher als im Fall anderer Instrumententypen: Zertifikatshandel begründet für die Zertifikatsbesitzer Vermögenswerte und schafft dadurch Nutznießer, die Partikularinteressen („vested interests") am Erhalt des Instruments ausprägen. In zwei von drei Fällen haben sich entweder existierende oder neu entstehende Interessensgruppen zu Verfechter/-innen der Instrumente entwickelt. Nur im Fall des Stickstoffzertifikatshandels scheint eine entsprechende Lobby bisher nicht entstanden zu sein. Dies

dürfte u.a. mit der Rolle des Trusts zusammen zu hängen, der die Zertifikate ausscheidender Landwirt/-innen aufkauft.

Die Bilanz der untersuchten Fallbeispiele ist teils besser, teils schlechter als in den Hypothesen angenommen. In Bezug auf die möglichen positiven Effekte des Zertifikatshandels bestätigen die Fallbeispiele v.a. die Hypothese seiner Kosteneffizienz, während sie (ökologisch wirksame) Innovationsanreize und ökologische Effektivität nicht oder zumindest nicht durchweg attestieren. Unter den befürchteten negativen Begleiterscheinungen sind die motivationalen Verdrängungseffekte schwer zu bewerten. Soziale Ausschluss-Wirkungen und politische Lock-In Effekte scheinen besonders bei ITQs (d.h. Extraktionsquoten) problematisch zu sein.

Zusammenfassend verbinden sich mit der Anwendung von Zertifikatshandel im Bereich des Naturschutzes und des natürlichen Ressourcenmanagements einige *Chancen*. Diese umfassen u.a. die politische Dynamik und aktuelle Gelegenheitsfenster; ein Potenzial für Kosteneffizienz; und Anreizwirkungen, die eine Regelbefolgung steigern können. Zugleich bestehen aber auch *Risiken*, wie soziale Ausschlusseffekte (v.a. bei handelbaren Extraktionsquoten), Lock-In Effekte und geringe ökologische Effektivität. Durch problemorientierte *Ausgestaltungsoptionen* können diese Risiken teilweise begrenzt werden. Beispiele wären die Sicherung des Zugangs zu Ressourcen für vulnerable Gruppen, Regelungen zur Beschränkung größerer Zertifikate-Konzentrationen, die Unterbindung von Zertifikatshandel durch nicht-sektorangehörige Akteure, die zeitliche Befristung von Rechten, die Einbettung in ein ambitioniertes, ökosystemares Ziel- und Managementregime sowie in einen stringenten Vollzug.

Allerdings weist der Zertifikatshandel auch einige systemische Eigenschaften auf, denen auch eine kluge Ausgestaltung nur in Grenzen begegnen kann: Er institutionalisiert ein instrumentelles Mensch-Umwelt-Verhältnis und schützt (nur), was sich für Handel kommerziell eignet und wofür sich der Markt interessiert. . Das Instrument stärkt die Rolle privat(wirtschaftlich)er Akteure in umweltpolitischer Steuerung und kann zur Verfestigung von Partikularinteressen beitragen (in dem Maße, in dem Zertifikate Vermögenswerte begründen). Schließlich ist Zertifikatshandel ein verhältnismäßig komplexes Instrument. Es ist damit gesellschaftlich schlecht(er) vermittelbar und demokratisch schlechter kontrollierbar als andere Instrumente.

Übergreifendes Fazit

Ökonomisierungspraktiken lassen sich nicht abschließend übergreifend bewerten: Die Art der Praktik, ihre Ausgestaltung, Umsetzung und der Umsetzungskontext spielen eine große Rolle dabei, ob positive oder negative Nachhaltigkeitswirkungen entstehen. Entsprechend sind sowohl die theoretischen als auch die empirischen Befunde zu ihren Nachhaltigkeitswirkungen sehr heterogen. Allerdings kann zumindest die Grundlage für eine differenzierte Bewertung der Praktiken geschaffen werden. Diese bietet der folgende knappe „Prüfkatalog“:

Prüfkatalog

- Welche konkrete Praktik von Ökonomisierung (z.B. Schaffung von Märkten) beziehungsweise welches konkrete Instrument (Bsp. Cap & Trade-, Offsetting-Zertifikatshandel) wird betrachtet?
- Welche Chancen und Risiken, Stärken und Schwächen werden in der wissenschaftlichen Literatur zur spezifischen Praktik bzw. zum spezifischen Instrument identifiziert, welche im politischen und gesellschaftlichen Diskurs thematisiert?
- Liegen die jeweiligen Chancen und Risiken der spezifischen Praktik vorwiegend im Konzept und in den grundlegenden Mechanismen oder in der konkreten Ausgestaltung und Umsetzung begründet? Welche der Risiken und Schwächen sind also grundsätzlicher Art und welche sind „heilbar“ (z.B. durch eine ambitionierte Ausgestaltung, einen stringenten Vollzug)?
- Welche konkreten Alternativen stehen zur Verfügung, um die anvisierten Ziele umzusetzen? (also: nicht-ökonomische Ansätze, z.B. Ordnungs-, Planungsrecht) Überwiegen deren Stärken und

Schwächen im konkreten Fall die der ökonomischen Praktik?

- Falls bei der betrachteten Praktik bzw. dem spezifischen Instrument in der Wahrnehmung der Entscheider die erwarteten Stärken ihre Schwächen überwiegen oder falls keine Alternative im politischen Prozess durchsetzbar ist, kann die Praktik bzw. das Instrument zunächst im Rahmen eines Modellprojektes in zeitlich und räumlich begrenztem Maßstab getestet und im Rahmen eines Monitorings und einer Evaluierung ausgewertet werden.
- Je strittiger die Praktik oder das Instrument, desto wichtiger ist der Einbezug (auch marginaler) Akteure in seine Entwicklung und Ausgestaltung, über das übliche Maß hinaus.
- Grundsätzlich gilt es das Instrument nach den Prinzipien der Umweltpolitik auszugestalten, wie dem Vorsorge-, Verursacher- und Nachhaltigkeitsprinzip.

Die Bewertung einzelner Ökonomisierungspraktiken verweist jedoch auch auf tiefergehende, grundsätzlichere Fragen: Wie kann der gesellschaftliche Umgang mit Natur und natürlichen Ressourcen, wie unsere Art zu Wirtschaften in der Zukunft gestaltet werden? Erst vor diesem Hintergrund kann sinnvoll entschieden werden, ob und wo Markt eine legitime Form der Governance ist und wo ihm wieder stärker Grenzen zu setzen sind. Diese Fragen können nur im Rahmen eines gesellschaftlichen Diskurses verhandelt werden.

Summary

The Federal Environmental Agency (UBA) research project „ Environmental policy in the 21st century" (FKZ 3715 11 102 0) aimed to provide impulse for effective and ethical environmental policy. The increasing use of economic approaches in recent environmental policies is an important but also controversial trend. This project thus takes a reflective and evaluative approach, assessing the degree to which the so-called "economization" of the environment and its protection promotes or discourages societal transformation towards sustainability.

The following issues will be addressed in this report:

- **What is meant by 'economisation' and how do economisation practices in environmental protection differ from one another?**
- **How are such practices justified or criticised by different economic theories?**
- **Which experiences can be especially drawn from the creation of environmental markets through transferable rights, as a relatively controversial economisation practice?**

The objective is to assess the **chances, risks and design options** linked to different economisation practices in environmental policy.

Economisation: Definition and practices

'Economisation' is understood here as those practices and processes by which economic organising principles gain validity in societal areas and political strategies. Subsequently, market-based exchanges are extended to areas which were previously organised differently (e.g. by regulation, private care, solidarity, etc.) or the application of efficiency or profitability criteria is intensified in domains already governed by market exchange.

The efficient use of resources to achieve certain societal goals does not per se qualify as economisation. Some authors consider economisation to encompass the *profitable* provision of services of societal subareas (environmental protection, etc.). The criteria under which we can speak of an 'economisation' of societal areas are controversial and an empirically and normatively difficult issue.

In practice, however, many concrete politically-relevant practices can be identified which accompany economisation (see table).

Tabelle 2: Economisation practices

Eight distinguishable practices of economisation	
1. Allocation of funds (Monetarisation)	(Measurement and) evaluation of things/processes by ascribing monetary values to them, e.g. estimation of environmental damages or of the monetary value of ecosystem services
2. Economic methods for decision-support in policy-making and planning	Use of economic methods for decision-support in policy-making and planning of for the (ex ante) impact assessment and (ex post) evaluation of policy instruments/programmes (e.g. cost-benefit analysis, cost-effectiveness analysis)
3. Economic incentives	Political steering through positive and negative incentives (e.g. financial support for environmentally-friendly behaviours, taxation of environmentally-harmful behaviours)
4. Allocation of property rights	Political steering through allocation (and implementation) of new and exclusive property rights, such as to allow for private compensation solutions (e.g. payments for environmental services/PES)
5. Creation of markets (for environmental goods and	Political steering through the creation of markets for (environmental) goods or services which were not previously marketable (commodification), notably

services): tradable permits	through the introduction of transferable rights/ tradeable permits
6. Introduction of market principles in state actions	Use of market-based principles – competition, loss avoidance, profit realisation - in state actions (against "bureaucratic organisation")
7. Deregulation	Reducing bureaucracy and deregulation (against "overregulation")
8. Privatisation	Delegation of state actions and the supply of public goods to private actors operating in markets (against "too much government")

Source: own.

Economisation practices: economic perspective on the debate

The report looks at how the various economic schools approach the above-mentioned economisation practices with regard to environmental and nature protection. It examines whether the schools justify the practices, consider them advantageous or view them critically, as well as whether they provide design options and alternatives. **Neoclassical, environmental and resource economics, economic institutionalism, ecological economics** and other branches of 'real world' (or 'plural') economics such as the **'caring economy' approach, economic studies of common pool resources** (or 'commons') as well as **post-growth approaches** are considered. The objective of the comparative analysis of the various schools is to gain a better understanding of the discursive context of environmental policy. Economic thought and economic sciences play a substantial role here.

The following can be concluded, organised by economisation practice:

1. Monetarisation: According to the neoclassical approach, the monetary evaluation of 'free' environmental goods is the first step towards more efficient environmental protection, as neoclassical scholars assume that economic actors adapt their behaviour to price and scarcity signals. Environmental and resource economists add here that monetarisation can also raise awareness on the use of nature and the costs of environmental damages. On the other hand, proponents of other (heterodox) approaches qualify the necessity of monetarisation. They argue that human behaviour can be influenced by communication, trust and institutions in addition to just prices.

2. Economic methods supporting decision-making: Methods such as cost-benefit- or cost-effectiveness-analyses are based on a neoclassical foundation. Their goal is to quantify and sum up the (economic, ecologic, social) effects of policy or planning measures in monetary units. This procedure is based on the scale of economic efficiency. As this is generally accepted, a successful environmental policy according to this method is considered legitimate and measures are more easily implemented when they are held to be efficient. Heterodox economists, however, criticise that such procedures overshadow other values (e.g. fairness, the intrinsic value of nature). It is also ethically problematic when immeasurable (incommensurable) issues are weighed against each other (e.g. species protection vs. jobs). Ecological economists in particular prefer instead a *multi-criteria* evaluation procedure. They note that the discounting of future uses and costs, particularly for measures with long-term effects, often disadvantages the interests of future generations. Thus, irreversible and uncertain damages should be subject to upper limits (e.g. for emissions) to ensure that critical values or ecological tipping points are not exceeded.

3. Economic incentive instruments: While neoclassical arguments allow for state intervention internalising positive and negative externalities (particularly through environmental taxation or subsidies), environmental and resource economists more strongly support privately negotiated solutions, allocation of property rights and market solutions (see below). Furthermore, economic institutionalism argues that competition and profit seeking trigger an inherent incentive to transfer negative effects as 'social costs' to third parties. Rather, it favours economic planning elements. Ecological economists on the other hand reason that regulatory law can at times be a more effective and legitimate instrument.

4., 5. Allocation of property rights and creation of markets (for environmental goods and services): This strategy of capitalisation is supported most strongly by environmental and resource economists. The existence or creation of property rights can most efficiently mitigate external effects: relevant stakeholders negotiate compensation amongst themselves – 'market-based' and thus without state intervention. However, ecological economists point out that these negotiation- and market-based solutions may conflict with ecological structures and processes (e.g., regeneration rates). Thus regulations must be designed to minimise such conflicts (e.g., by including closed seasons in hunting laws). Common goods economists also argue that the privatisation of property can lead to social exclusion. An alternative is proposed in which natural resources are communally managed according to negotiated rules.

6., 7., 8. Introduction of market principles in state actions, deregulation and privatisation: Neoclassical economists as well as environmental and resource economists are critical of state intervention in market processes. This perspective legitimises the spread of market-based principles in public goods and services. However, a 'less state' perspective can also be traced back to some heterodox authors. Nevertheless, they are concerned first and foremost with stronger participation of individuals in the management of common goods. Common goods could be self-managed by civil society (if necessary with state support). The 'care economy' approach supports the introduction of a basic income in order to secure 'reproductive' activities (care work). This argument could be potentially applied to the financing of common goods, too.

Experience with certificates trading: sustainability effects observed in three case studies

In the project an empirical in-depth analysis using case studies was conducted for a controversial economisation practice – the creation of markets through tradable permits. The goal here was to identify **sustainability effects or general impact mechanisms** of this type of instrument.

Permit trading allocates certain rights or responsibilities to actors (e.g., pollution or resource extraction limits; ecological offsetting or expansion targets). These rights and responsibilities are negotiated in the form of tradable certificates. Thus markets can be established and certificates are used where they are most economical. Permit trading takes the form of either 'cap & trade' or is based on a (voluntary or obligatory) compensation mechanism ('offsetting').

Three cases from the areas of nature protection and natural resources management were analysed in-depth. The implementation of tradable permits is less common in these areas than in industrial environmental or climate protection. As a consequence, it has been less studied. Thus, the evaluation of their use in the chosen areas can provide new insights. The analysis looks at:

- *Conservation banking in the US*: When land which provides a habitat for protected species is developed, responsible actors can be required to buy credits which finance compensation measures (called 'conservation banks') elsewhere serving to protect the respective species or their habitat ('offsetting').
- *Nitrogen in New Zealand (Lake Taupo)*: A reduction goal for nitrogen ('cap') was introduced in the region surrounding Lake Taupo in New Zealand in order to improve the lake's water quality. Land users can trade their individual allotted allowances amongst each other.
- *Transferable quotas for fisheries in Iceland:* To curb overfishing, individual transferable quota shares (ITQs) were introduced for all relevant fish stocks. These quota shares represent a proportion of the total allowable catch (TAC), a 'cap' which is determined each year.

These cases thus represent various instrument sub-types (obligatory offsetting, pollution rights, resource extraction rights). We selected cases which have been implemented in OECD countries in order to provide a certain degree of applicability to Germany.

The literature on the sustainability effects of these instruments was analysed based on six widespread hypotheses on the effects of permit trading. These hypotheses regard:

(1) expected cost efficiency ,

(2) innovation effects,

(3) ecological effectiveness,

(4) potential motivational 'crowding out' effects,

(5) social exclusion effects, and

(6) institutional path dependency, particularly a 'lock-in' effect.

It can be argued that in each of the three cases, with regard to **hypothesis (1)** on **cost efficiency**, the use of the instruments (compared to other options) led to a certain degree of cost reductions. This is particularly true in the case of the individual fisheries quotas where cost cuts could be traced in both the fishing and processing sectors. Here we can also see the disadvantages associated with the instrument: it led to a strong concentration within the sector as well as of quota rights in the hands of only a few actors. The cases also demonstrate how appropriate mechanisms which increase the transaction volume of the tradable rights and thus increase the efficiency of the instrument (e.g. through expanding the geographical scope of the market, increasing demand, low regulatory restrictions on tradability, etc.) can at the same time be ecologically problematic.

Cost effectiveness should in principle allow for more ambitious political goals at the same economic costs. However, none of the example cases can confirm this: in the case of conservation banking ambitious ecological goals ('no net loss' and when possible 'net gain') were introduced only decades after its initial implementation and without transparency regarding the cost efficiency of the instrument. In contrast, the initial quality objective in the case of nitrogen trading was relatively weak. Despite efficiency expectations, the water quality goals have not been adjusted accordingly. In the case of ITQs, the ecological goals have been established externally to the instrument (essentially through the annually redefined TAC).

None of the three empirical cases supports **hypothesis (2)** regarding the **conduciveness of certificate trading for the development of innovation**. One would expect for example that land developers would be more conscientious of valuable habitats (conservation banking), that fishers would utilise more resource efficient fishing methods (ITQs) or that farmers would develop low-nitrogen management practices (nitrogen trading). However, our literature review cannot confirm any such developments. One could conclude that innovation effects in resource management and land use are less prominent than in a technical context (industrial pollution): while innovation in the former fields requires new management practices and routines, innovation in the latter comprises more efficient technologies which can often be achieved without such adaptations. The ITQ example shows that an incentive to use resources more conservatively can generally not be expected in the case of extraction quotas (compared to pollution quotas). The reason here is that allocated quota shares are not influenced by more resource efficient practices.

Hypothesis (3) describing **permit trading as ecologically effective** is partly supported by the reviewed cases. However, the case of conservation banking appears to rather contradict the hypothesis: thus far, compensation measures have not been demanded by administrators to the same degree at which land development has been approved. Thus, credit demand remains lower than is necessary to achieve the 'no net loss' target. Conservation banks have tended to only maintain and not improve the ecological condition of habitats. This calls into question their value for nature conservation. Also the compensatory land areas are not necessarily equivalent to the original habitat with regards to their ecological quality beyond the species in question (poor fungibility). Analysts have hence concluded that the goal of preventing a loss of biodiversity (no net loss) has not been achieved.

The nitrogen trading cap has successfully prevented the further increase of nitrogen depositions. However, this positive reduction can be less attributed to the private trading of certificates than to the purchase and retirement of certificates by public agencies.

In the case of ITQs, the yearly allowable catch (i.e., the cap) and other ecosystem-relevant regulations are critical for the ecological effectiveness of the system. However, since both are defined independently from and outside of the ITQ system, the trading system itself cannot be credited with the (limited) ecological success in the management of the concerned fisheries. It has been argued, however, that the interest of Icelandic ITQ holders in ensuring the value of their quotas has indirectly led industry to support a stricter regulatory framework and better subsequent compliance.

The case study results thus confirm that the effectiveness of tradable permits highly depends on the amount of permit supply in the case of cap & trade, and on the amount of permit demand in the case of obligatory offsetting. In order to achieve a steering effect, environmental policy needs to limit the supply beyond the existing market forces in the first case (cap & trade) and create a sufficiently high level of demand through stringent enforcement in the second case (obligatory offsetting). Both require political will. Unlike often assumed, market-based policy instruments such as permit trading are not as such more effective than regulation – the instruments can only be as strong as the political will supporting them. Apart from the volume of certificates, the further design of permit trading is crucial for its ecological effectiveness as well as its social impacts.

Hypothesis (4) assumes that **market-based instruments such as tradable permits can have a crowding-out effect**, such that the monetary reward for environmental and nature protection practices can displace intrinsic motivation for these practices. However, none of the cases studied demonstrates clearly whether and to what degree such a crowding out of voluntary nature protection measures has taken place. Windfall profits and crowding-out effects would appear most likely in the first case studied: nature conservation groups have offered land areas similar to conservation banks and would likely have also done so with no financial incentive, too. However, survey data supports the conclusion that most of the compensation areas would not have been created without financial incentives. Thus in terms of effectiveness, displaced voluntary nature protection activities would need to be set off against those activities that have only been stimulated by financial incentives. From an ethical point of view, one could reach other conclusions. In the cases of nitrogen trading and fishing quotas there are indications that the target groups themselves had only a small intrinsic motivation to maintain the respective environmental good. This would mean that such motivation cannot have been crowded out. For the farmers of the Lake Taupo region, eutrophication and degenerating water quality of the lake are external costs which only minimally affect their own economic well-being. Also, although the fishing industry in Iceland should have an interest in maintaining and securing the local fish stocks, this long-term interest is overridden in the case of unregulated open access by short-term behaviours of maximised resource extraction. The data on overfishing in Iceland before the introduction of the ITQ system supports this analytical conclusion.

A substantial form of **social exclusion through the introduction of tradable rights (as in hypothesis 5)** was only observed for the ITQs: Icelanders without an ITQ allocation have little chance to become independent fishers due to prohibitively high costs of ITQs. On a more local level, farmers looking to settle in the Lake Taupo region are also finding it increasingly difficult to establish themselves. According to the literature, the introduction of the instruments did not crowd out subsistence activities in any of the cases studied. Although access to forests or land in the US, particularly in Alaska or Hawaii, plays an existential role for indigenous populations, this generally only affects public land. It seems to be the (regulatory) designation of protected habitats rather than tradable rights which triggers geographical exclusion effects. .

Hypothesis (6) states that the introduction of a certificates trading system can lead to 'lock-in' effects. This can be seen most clearly in the case of Icelandic ITQs, where tradable rights were

strengthened over time (e.g. were made more secure, more permanent) while their retrievability simultaneously sank. Nitrogen certificates were from the beginning comparatively strong, the one relevant restriction being that they are tied to a national legal permit ('resource consent') which expires after 35 years. In the case of conservation banking, tradable permits were not strong as such but their application was expanded over time. The tradable rights were not found to be untouchable or irreversible in any of the cases studied. However, abolishing tradable permits appears less likely than for other instrument types: permit trading establishes a source of value for permit holders, creating 'vested interests' in the preservation of the instrument. Existing or newly created interests groups became defenders of the instrument in two of the three cases studied. The third case of nitrogen trading did not exhibit the development of such a lobby. This is likely due, among other things, to the role of a *public* trust in the case which buys up certificates from outgoing farmers.

The three cases support the hypotheses in some instances better than in others. With regard to the potential positive effects of permit trading, the cases best support the hypothesis on cost efficiency, while (ecological) innovation incentives and ecological effectiveness are not clearly exemplified. The negative side effect of motivational displacement is difficult to evaluate. Social exclusion and political lock-in effects appear to be problematic particularly in the case of ITQs (extraction quotas).

The application of permit trading in the areas of nature protection and natural resource management is coupled to several *opportunities*. These include the political dynamic and current windows of opportunity as regards establishing such instruments, a potential for cost efficiency, and incentive effects which could improve compliance. At the same time, several *risks* endanger the success of the instruments, such as social exclusion (particularly for tradable extraction quotas), lock-in effects and low ecological effectiveness. Instrument *design options* which address potential problems can help to minimise such risks to a certain degree. Examples of such design aspects include the ensuring of access to resources for vulnerable groups, regulations limiting larger concentrations of certificates, the prevention of certificates trading by actors outside of the sector, temporal restrictions on rights, the integration of an ambitious time and management regime which considers ecosystem issues, and strict enforcement.

It must, however, be noted that certain systemic characteristics of certificate trading cannot be easily addressed through instrument design. Permit trading institutionalises an instrumental relationship between humans and nature, protecting (only) that which can be profitably traded and for which there is a market interest. The instrument strengthens the role of private economic actors in environmental governance and can create vested interests (should certificates become financial assets). Finally, permit trading is a comparatively complex instrument. It is thus more difficult to communicate to the general public and to democratically control than other instruments.

Conclusion

Both from a theoretical and empirical perspective, the findings on economisation practices are highly heterogeneous. As a consequence, we cannot evaluate these practices here in a conclusive way. However, we can provide a basis for a differentiated assessment. First of all, when conducting a systematic evaluation of the risks and opportunities of economisation, it is worthwhile to distinguish between the different practices and also their concrete manifestations (instruments). The following short inspection catalogue' (overleaf) can help here:

Inspection catalogue

- Which concrete economisation practices or instruments are being considered?
- Which opportunities and risks, strengths and weaknesses have been identified for specific practices/instruments in the scientific literature and in the political and societal discourse?
- Do the opportunities and risks for specific practices primarily relate to their basic mechanisms and conceptualisation or rather to their concrete design and implementation? In other words: which risks and weaknesses are fundamental and which can be ameliorated? (e.g., through ambitious design, stringent enforcement)?
- Which concrete alternatives to an economisation practice are available to implement the envisioned goals – meaning: non-economic approaches, e.g. regulation or planning law? Do their strengths and weaknesses in the concrete case outweigh those of the specific economisation practice?
- If the expected strengths of the considered practice/instrument outweigh its weaknesses in the eyes of the decision makers, or if no other alternative is feasible in the political process, the practice/instrument can be tested through a temporal and spatially limited model project and subsequently be monitored and evaluated.
- The more controversial the practice/instrument, the more important it is to include (also marginal) actors in its development and design, beyond the usual level of consultation and involvement.
- As a general rule, the instrument should be designed according to environmental policy principles such as the precautionary, polluter-pays, and sustainability principles.

The evaluation of individual economisation practices generates a deeper, more fundamental question: how can the societal management of nature and natural resources, including our economic activities, be shaped in the future? Only after we answer this question can we make meaningful decisions on where markets represent a legitimate form of governance and how and where they should be restricted. Such issues can only be addressed within the framework of a societal discourse.

1 Einleitung

Das Ufoplan-Vorhaben „Umweltpolitik im 21. Jahrhundert“ (FKZ 3715 11 102 0) widmet sich der Analyse verschiedener strategischer Fragen und neuer Herausforderungen für die Umweltpolitik. Ziel ist es, Impulse für eine wirksame, ethisch reflektierte und international nachhaltige Umweltpolitik zu gewinnen. Unter anderem wird im Vorhaben die Frage aufgegriffen, ob eine „Ökonomisierung“ der Umwelt und ihres Schutzes die gesellschaftliche Transformation in Richtung Nachhaltigkeit befördern oder hemmen kann.

In den vergangenen Jahren ist ein umweltpolitisches Narrativ erstarkt, das sich unter dem Schlagwort „Natur in Wert setzen“ zusammenfassen lässt. Ihm zufolge „lohnen“ sich Schutz und nachhaltige Nutzung von Natur – „auch ökonomisch gesehen“ (TEEB DE 2017b). Die Idee ist nicht neu: Bereits seit den 1970er Jahren wird Naturschutzpolitik mit ökonomischen Argumenten legitimiert. Dies reichte bis zur Schaffung von neuen Wörtern wie „Ökosystemdienstleistungen“ (Ehrlich & Ehrlich 1970) oder „Naturkapital“ (Costanza 1992; Schumacher 1973), mithilfe derer Naturschutzbiolog/-innen bzw. Ökologische Ökonom/-innen Politik und Gesellschaft für den Wert von Natur und Umwelt sensibilisieren und für ihren Schutz werben wollten. Im Kontext industrieller Umweltbelastungen befassten sich die Wirtschaftswissenschaften ab den 1960er Jahren mit ökonomischen Anreizinstrumenten (v.a. Steuern, handelbare Rechte) und der Monetarisierung von Umweltschäden. Im politischen Raum wurden neben schon länger genutzten Anreizinstrumenten wie Subventionen und Abgaben ab den 1970ern auch handelbare (Verschmutzungs-, Extraktions-) Rechte im Umweltschutz und dem Management natürlicher Ressourcen eingesetzt. Ab etwa 2000 wurde der Zertifikatshandel zum geradezu ikonischen Instrument des Klimaschutzes. Demgegenüber blieb der Naturschutz noch stärker durch Planungs- und Ordnungsrecht dominiert, allenfalls gestützt durch eine finanzielle Förderung von Naturschutzmaßnahmen. Die fortschreitende Degradation von Biodiversität und Ökosystemleistungen konnte damit allerdings nicht aufgehalten werden.

An diesem Tatbestand setzt die neue Ökonomisierungs-Debatte an. Spätestens seit dem Millennium Ecosystem Assessment und verstärkt durch den Stern Report zur Ökonomie des Klimawandels (Stern 2006) als Modellansatz haben sich die Stimmen vervielfacht, die eine „Inwertsetzung“ von Natur als nötige Gegenstrategie gegen den Verlust und die Degradation von biologischer Vielfalt und „Ökosystemleistungen“ fordern. Davon zeugen unter anderem die TEEB-Initiative („The Economics of Ecosystems Services and Biodiversity“) wie auch die Green Economy Debatte (IRP 2011; OECD 2011; TEEB 2010; UNGA 2012). Allerdings sind die empfohlenen Ökonomisierungspraktiken, insbesondere die Kommodifizierung von Biodiversität oder Ökosystemleistungen, auch umstritten – aus ethischen, ökologischen und/oder sozialen Gründen (Beder 2006; Brown & Corbera 2003; Castree 2003; Jax et al. 2013; Lohmann 2009; McAfee 1999).

Vor diesem Hintergrund untersuchen wir in diesem Bericht, was unter **Ökonomisierung** zu verstehen ist und welche unterschiedlichen **Praktiken** von Ökonomisierung im Umwelt- und Naturschutz abgrenzbar sind (Kapitel 2). Wir grenzen den Begriff der „Ökonomisierung“ ab von dem des „Ökonomismus“ und brechen ihn in acht unterschiedliche Praktiken herunter. Die Unterscheidung dieser Praktiken hilft, die Diskussion um Ökonomisierung differenzierter und sachlicher zu führen. Wir können so auch genauer nachvollziehen, wie weit „Ökonomisierung“ in der deutschen Umweltpolitik vorangeschritten ist – indem wir für die spezifische Praktiken zeigen, wo sie eingesetzt werden und wie verbreitet sie sind.

In einem zweiten Schritt untersuchen wir, wie die genannten Praktiken durch **wirtschaftswissenschaftliche Theorien** begründet, aber auch kritisiert werden (Kapitel 3). Dabei betrachten wir die Positionen von Neoklassik, Umwelt- und Ressourcenökonomik, Ökonomischem Institutionalismus,

Ökologischer Ökonomik und weiteren Strömungen der pluralen Ökonomie (Care Economy, Gemeingüterökonomie, Postwachstumsansätze).[1] Wir ordnen jeden Ansatz kurz historisch ein und analysieren dann, vor welchen ontologischen und methodischen Annahmen die jeweiligen Ökonomisierungspraktiken rechtfertigt oder kritisiert werden. Die Praktiken lassen sich im Wesentlichen auf Argumentationslinien der Neoklassik und der (neoklassisch begründeten) Umwelt- und Ressourcenökonomik zurückführen. Unsere Analyse soll die theoretische Verankerung der Ökonomisierungsdebatte aufbereiten und so den Bezug zwischen „ökonomischem Begreifen" (den Theorien) und „gesellschaftlichen Wirkungen" (den empirischen Praktiken) verstehen helfen. Zugleich begründet die Untersuchung, warum eine Engführung der Debatte auf die neoklassischen bzw. daraus abgeleiteten Positionen problematisch ist.

Vor dem Hintergrund der aufbereiteten Argumente schließt Kapitel 3 mit einer Diskussion der Chancen, Risiken und Gestaltungsoptionen der unterschiedlichen Praktiken ab.

In Kapitel 4 stellen wir die Frage, welche **Erfahrungen** mit Ökonomisierungsstrategien im Umweltschutz gesammelt wurden. Dabei konzentrieren wir uns auf die Schaffung von Umweltmärkten durch handelbare Rechte als einer besonders strittigen Praktik. Es werden drei Beispiele aus dem Naturschutz und dem Management natürlicher Ressourcen vertieft auf ihre Nachhaltigkeitswirkungen hin untersucht: das Conservation Banking in den USA, der Stickstoffzertifikatshandel in der Lake Taupo Region in Neuseeland, und handelbare Fischereiquoten in Island. Im Vergleich zum industriellen Umweltschutz oder dem Klimaschutz ist die Nutzung von handelbaren Zertifikaten im Naturschutz und natürlichen Ressourcenmanagement weniger verbreitet und auch weniger untersucht, so dass eine Auswertung zu neuen Einsichten führen kann. Gewählt wurden Beispiele aus OECD-Ländern, um die Übertragbarkeit der Erfahrungen auf die Situation in Deutschland zu erhöhen. In Kapitel 4 werden abschließend Chancen, Risiken und Gestaltungsoptionen herausgearbeitet, die sich mit der Nutzung handelbarer Rechte im Naturschutz und Management natürlicher Ressourcen verbinden.

In Kapitel 5 wird in einem übergreifenden **Fazit** resümiert, dass sowohl die theoretischen als auch empirischen Befunde zu Ökonomisierungspraktiken sehr heterogenen sind. Sie können daher an dieser Stelle nicht abschließend übergreifend bewertet werden. Um Chancen und Risiken von Ökonomisierung systematisch und differenziert zu bewerten, wird jedoch ein knapper „Prüfkatalog" entwickelt, der zwischen den unterschiedlichen Praktiken und deren konkreten Ausprägungen differenziert.

[1] Auf die Untersuchung weiterer, ebenfalls einflussreicher Ansätze wie der Neueren Institutionenökonomik oder der Evolutorischen Ökonomik musste aus Kapazitätsgründen verzichtet werden. Da Argumentationslinien dieser Ansätze zumindest teilweise von den hier betrachteten Theorieansätzen aufgegriffen werden, werden sie jedoch teils indirekt referiert.

2 Begriff und Praktiken der Ökonomisierung

So verbreitet die Debatte um „Ökonomisierung" ist, so vielfältig wird der Begriff genutzt (Krönig 2007; S. 12). *Wir bezeichnen im Folgenden mit „Ökonomisierung" Praktiken und Prozesse, durch die marktwirtschaftliche Ordnungsprinzipien in gesellschaftlichen Bereichen und gesellschaftspolitischen Strategien mehr Geltungskraft gewinnen.* In der Folge weiten sich marktbasierte Tauschbeziehungen auf Bereiche aus, die bisher anders koordiniert wurden (z.B. durch Ordnungsrecht, private Sorge, Solidarität, Verhandlung, Hierarchie, Wahl); oder in Bereichen, die bereits vorher durch Markttausch charakterisiert waren, intensiviert sich die Anwendung von Effizienz- oder Rentabilitätskriterien. Dieses Verständnis schließt an Schimank & Volkmann (2008; S. 382) an, die Ökonomisierung als Vorgang definieren, „durch den Strukturen, Prozesse, Orientierungen und Effekte, die man gemeinhin mit einer modernen kapitalistischen Wirtschaft verbindet, gesellschaftlich wirkmächtiger werden".

Während das Konzept „Ökonomisierung" konkrete Praktiken und Prozesse bezeichnet, beschreibt der Begriff ***Ökonomismus*** den „fundamentalistische[n] Glaube[n] an nichts als die Logik des Marktes; damit einher geht die Verabsolutierung der Effizienz (ökonomische Rationalität) zum Inbegriff der Vernunft schlechthin und die normative Überhöhung des Zwangs zur Selbstbehauptung unter den Bedingungen des Wettbewerbs zum Ethos einer ganzen (unternehmerischen) Lebensform" (Ulrich 1997; S. 140). Das Gute und Richtige liegt aus der Perspektive des Ökonomismus darin, die marktbasierten Tauschbeziehungen auf möglichst alle Lebensbereiche auszuweiten und zu legitimieren. Als Beispiel gelten die Arbeiten von Gary S. Becker (z.B. 1976), die das Kosten-Nutzen-Kalkül von der Erklärung originär wirtschaftlicher Zusammenhängen auf die Erklärung weiter Bereiche des menschlichen Verhaltens ausweiteten.

Marktwirtschaftliche Praktiken und Prozesse können im Zuge von Ökonomisierungs-Prozessen einerseits in der Wirtschaft selbst an Gewicht gewinnen. Ein Beispiel wäre die Betonung eines kurzfristigen Shareholder Values gegenüber langfristigen Wertsteigerungsstrategien in Unternehmen, die in der Folge eines sich verschärfenden Finanzmarkt-Kapitalismus ihre Forschungsabteilungen abbauen (Schimank & Volkmann 2008, S. 383). Andererseits können marktwirtschaftliche Praktiken und Prozesse in nicht (genuin) wirtschaftliche Gesellschaftsbereiche integriert werden, wie staatliche Bürokratie, Umweltschutz, Gesundheitswesen, Erziehung, Kultur, Journalismus etc..

Dabei gilt der effiziente Einsatz von Ressourcen als Mittel zur Erreichung bestimmter gesellschaftlicher Ziele (z.B. Bedürfnisbefriedigung, Umweltschutz, soziale Sicherung) nicht per se als Ökonomisierung (Netzler 2002; S. 17) – jedoch die Ausrichtung dieser gesellschaftlichen Teilbereiche auf eine *profitable* Leistungserbringung. Im Extremfall würde dies bedeuten, dass beispielsweise die Prioritäten des Umweltschutzes, die Erkenntnisse der Wissenschaft, die Inhalte der Tageszeitung, die ärztliche Therapie usw. sich nicht mehr autonom an den originären Zielen dieser gesellschaftlichen Bereiche richten (Umweltschutz, Wahrheit, Gesundheit) – sondern danach, wie in einem ersten Schritt Verluste vermieden und in einem zweiten Schritt Gewinne erzielt werden können (Schimank & Volkmann 2008; S. 385–386). Ab wann genau von der „Ökonomisierung" eines Gesellschaftsbereichs gesprochen werden kann, ist jedoch eine empirisch schwer handhabbare und normativ aufgeladene Fragestellung. Im Folgenden nähern wir uns ihr, indem wir konkrete politikrelevante *Praktiken* identifizieren, die mit Ökonomisierung einhergehen (siehe umseitige Tabelle). Diese werden wir im Kontext Umwelt- und Naturschutz konzeptionell und teils auch empirisch beleuchten.

Tabelle 3: Ökonomisierungspraktiken

Acht unterscheidbare Praktiken der Ökonomisierung	
1. Zuweisung von Geldwerten (Monetarisierung)	(Messen und) Bewertung von Dingen/Prozessen durch Zuweisung von Geldwerten, z.B. Abschätzung von Umweltschäden oder des Werts von Ökosystemleistungen
2. Ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung in Politik & Planung	Nutzung ökonomischer Bewertungsverfahren zur Folgenabschätzung in Politik-/Planungsprozessen oder zur Wirkungsanalyse von Instrumenten/Programmen (Bsp. Kosten-Nutzen-, Kosten-Wirksamkeits-Analyse)
3. Ökonomische Anreiz-Instrumente	Politische Steuerung über positive und negative Anreize (z.B. finanzielle Förderungen umweltfreundlichen Verhaltens, Besteuerung umweltschädlichen Verhaltens)
4. Zuweisung von Eigentumsrechten	Politische Steuerung durch Zuweisung (und Durchsetzung) neuer, exklusiver Eigentumsrechte, u.a. zur Ermöglichung privater Kompensationslösungen (z.B. Payments for Ecosystem Services)
5. Schaffung von Märkten (für Umweltgüter bzw. Umweltleistungen)	Politische Steuerung durch Schaffung von Märkten an (Umwelt-) Gütern bzw. Leistungen, die bisher nicht an Märkten gehandelt wurden (Kommodifizierung), z.B. durch Einführung handelbarer Zertifikate
6. Marktwirtschaftliche Prinzipien in staatlicher Aufgabenerledigung	Einsatz marktwirtschaftlicher Prinzipien – Wettbewerb, Verlustvermeidung, Gewinnerzielung – in der staatlichen Aufgabenerstellung (gegen „bürokratische Organisation“)
7. Deregulierung	Bürokratieabbau und Deregulierung (gegen „zu viel Regulierung“)
8. Privatisierung	Delegation staatlicher Aufgaben an und Bereitstellung öffentlicher Güter durch private Akteure, die an Märkten operieren (gegen „zu viel Staat“)

Quelle: Eigene Darstellung.

Im Folgenden beschreiben wir knapp, was diese Praktiken ausmacht und welche Verbreitung sie in der deutschen Umwelt- und Naturschutzpolitik haben.

2.1 Zuweisung von Geldwerten („Monetarisierung“)

Monetäre Bewertung ist die Zuweisung von Geldwerten zu Gütern oder Leistungen, die keinen Preis haben. Sie kommt gewöhnlich dann ins Spiel, wenn die entsprechenden Güter oder Leistungen – in der Regel so genannte öffentliche Güter – nicht (in ausreichendem Maße) auf Märkten bereitgestellt werden. Viele Schutzgüter des Umwelt- und Naturschutzes, etwa der Erhalt von Biodiversität und vielen Ökosystemleistungen (Klimaregulation, Hochwasserschutz, Nährstoffkreisläufe, sauberes Wasser, fruchtbare Böden, ein ansprechendes Landschaftsbild etc.), besitzen Eigenschaften öffentlicher Güter: Weil niemand von ihrer Nutzung ausgeschlossen werden kann und ihre Nutzung durch eine Person zudem nicht durch die Nutzung durch andere Personen beeinträchtigt wird,[2] finden sich keine Anbieter und es entsteht kein Markt. Damit öffentliche Güter im gesellschaftlich gewünschten Umfang verfügbar sind, muss entweder der Staat ihre Bereitstellung übernehmen oder privatwirtschaftlichen Akteuren Anreize hierfür bieten.

Monetarisierung dient dazu, die Höhe entsprechender Kompensations- oder Honorierungszahlungen oder die effiziente Bereitstellungsmenge des öffentlichen Guts zu ermitteln. Monetarisierung kann in Fällen, in denen privates Handeln ein öffentliches Gut zerstört, auch helfen, die Kosten dieser Zerstörung zu beziffern, um sie anschließend verursachergerecht umlegen zu können; oder diese Kosten zumindest gemessen am Sozialprodukt sichtbar zu machen (z.B. innerhalb umweltökonomischer Gesamtrechnungen). Grundsätzlich werden zur Vorbereitung von (politischen, planerischen, privatwirt-

[2] Die Kriterien der Nicht-Ausschließbarkeit und der Nicht-Rivalität im Konsum definieren ein öffentliches Gut.

schaftlichen) Entscheidungen im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen die nicht monetär vorliegenden Kosten oder Nutzen monetarisiert, um die unterschiedlichen Kosten- und Nutzenarten vergleichbar zu machen (vgl. Kapitel 2.2). Schließlich kann die ökonomische Bewertung von Natur auch zur (Umwelt-) Kommunikation und Bewusstseinsschaffung für die Kosten von Umweltverschmutzung und den Nutzen einer gesunden Umwelt genutzt werden. Dabei können unterschiedliche „Werte" von Natur – ökonomischen Gebrauchs-, aber auch Nichtgebrauchswerte – beschrieben werden (vgl. zum ökonomischen Gesamtwert von Natur Abbildung 3 in Kapitel 3.3.2).

Im Prozess der Monetarisierung werden Umweltbelastungen (z.B. Eingriffe in Habitate), Umweltverbesserungen (z.B. Wiedervernässung von Mooren) oder Komponenten von Natur (meist einzelne Arten oder Ökosystemleistungen) zunächst mithilfe von Indikatoren „gemessen" und quantifiziert. Die Auswahl der Mess-Indikatoren unterliegt einer Mischung aus (impliziten oder expliziten) Werturteilen und pragmatischen Entscheidungen. An diese gekoppelt erfolgt die Bewertung in monetären Werten, d.h. in Geldeinheiten. Sie kann ansetzen an den Preisen vergleichbarer Güter, an Ersatz-, Vermeidungs- oder Opportunitätskosten (Marktbewertungsmethoden), an angegebenen oder offenbarten Präferenzen und Zahlungsbereitschaften (präferenzbasierte Methoden) oder an Input-Output-Analysen. Die Methoden werden in Kapitel 3.3.5 näher beschrieben, die Kritik am Konzept in Kapitel 3.7.1 zusammengefasst.

In Deutschland finden ökonomische bzw. monetäre Bewertungen von Natur und Umwelt regelmäßig im Rahmen von Kosten-Nutzen- bzw. Nutzen-Kosten-Analysen in politischen Planungsprozessen statt (siehe hierzu das folgende Kapitel 2.2). Darüber hinaus sieht die Europäische Biodiversitätsstrategie (Maßnahme 5a+b) vor, dass Mitgliedsstaaten ihre Ökosystemleistungen bis 2020 erfassen, kartieren und monetarisieren.[3] Die Aichi Targets unter der UN Biodiversitätskonvention fordern zudem, dass der Wert der biologischen Vielfalt bis spätestens 2020 in nationalen und lokalen Entwicklungs- und Armutsbekämpfungsstrategien und Planungsprozessen berücksichtigt und angemessen in die volkswirtschaftliche Gesamtrechnung und die Berichtssysteme einbezogen wird (Ziel 2). Im Rahmen der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) des Bundesamts für Statistik werden Biodiversität und Ökosystemleistungen bislang nicht monetarisiert.[4] Um die ökonomische Bewertung von Natur künftig in die UGR-Systeme der verschiedenen Länder integrieren zu können, wurden methodische Vorarbeiten geleistet. Sie umfassen u.a. die MAES Initiative ("Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services") auf EU-Ebene und die Erarbeitung einer „Common International Classification of Ecosystem Services" (CICES), die in das bestehende "System of Integrated Economic and Environmental Accounting" (SEEA) der UN einfließen soll.[5]

2.2 Ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung in Politik und Planung

Es existieren unterschiedliche ökonomische Methoden, um politische bzw. planerische Entscheidungen zu unterstützen (Hansjürgens & Lienhoop 2015). Sie werden sowohl zur (ex ante-) Folgenabschätzung als auch zur (ex post-) Evaluierung eingesetzt.

---

[3] Analog hierzu soll im Rahmen des Bundesprogramms zur Biologischen Vielfalt (seit 2011) im Förderschwerpunkt „Sichern von Ökosystemdienstleistungen" u.a. „demonstriert werden, welchen Nutzen Investitionen in die biologische Vielfalt und in Ökosystemdienstleistungen mit sich bringen" (http://biologischevielfalt.bfn.de/oekosystemleistungen.html). In diesem Kontext wird u.a. das Vorhaben „Inwertsetzung" gefördert. In ihm sollen Vermarktungsstrukturen für den freiwilligen Kauf von Zertifikaten über die Bereitstellung von Ökosystemdienstleistungen aufgebaut werden.

[4] Allerdings bildet die UGR bildet eine wichtige Grundlage für das Monitoring und die Evaluation von Umweltverbräuchen über die Zeit, die mit wirtschaftlichen Aktivitäten verbunden sind, und die als Mengenfaktor auch für die Monetarisierung von Umweltschäden herangezogen werden.

[5] im Rahmen von „UN SEEA Experimental Ecosystem Accounts".

Die bekannteste Methode ist die *Kosten-Nutzen-Analyse* (KNA). Sie stellt den Kosten unterschiedlicher Maßnahmen und deren Nutzen in Geldeinheiten gegenüber, um eine volkswirtschaftlich optimale Wahl zu ermöglichen. Dabei kann es sich um Maßnahmen handeln, die Natur schützen (z.B. Agrarumweltmaßnahmen) oder diese schädigen (z.B. Infrastrukturmaßnahmen). Nutzen und Kosten für die Natur werden jeweils ökonomisch bewertet (siehe voriges Kapitel 2.1). Die *Kosten-Wirksamkeits-Analyse* (KWA) unterstellt, dass der Nutzen der gewählten alternativen Maßnahmen gleich ist und betrachtet daher nur deren unterschiedliche Kosten. Die *Multi-Kriterien-Analyse* (MKA) strukturiert, bewertet und ordnet Alternativen nicht nur im Hinblick auf ihre geldwerten Kosten und Nutzen, sondern auch auf andere Ziele, die zueinander zu gewichten sind. Der Beitrag der unterschiedlichen Maßnahmen zur Erreichung der verschiedenen Ziele wird bewertet („Ranking") und aggregiert. Allen Verfahren ist gemein, dass sie helfen können, in komplexen Entscheidungssituationen eine Richtschnur zu geben.

In Deutschland sind Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen für größere Investitionsmaßnahmen unter anderem in der Bundeshaushaltsordnung vorgeschrieben.[6] Sie spielen vor allem bei der Bundesverkehrswegeplanung und im Gewässerschutz eine größere Rolle. Bei der Erstellung des Bundesverkehrswegeplans werden die Wirkungen von Verkehrsinfrastrukturvorhaben ermittelt und bewertet. Dabei werden bestimmte Umweltwirkungen – konkret: Lärmwirkungen, Schadstoffemissionen und Klimagase – monetarisiert und gehen in eine *Nutzen-Kosten-Analyse* (NKA) ein; andere Umweltwirkungen, die nicht vollständig monetarisierbar sind – wie Flächeninanspruchnahme und der Schutz unzerschnittener Räume – werden demgegenüber in der Umwelt- und Naturschutzrechtlichen Beurteilung abgebildet (Mann 2016; S. 27). Dabei wird der unterstellte Nutzen einer Maßnahme – beispielsweise (monetarisierte) Reisezeitgewinne durch Straßenausbau – ins Verhältnis zu ihren Kosten gesetzt, unter anderem zu ihren umwelt- und naturschutzrechtlichen Auswirkungen, die so ‚aufgewogen' werden können (BUND 2016). Die EU-Meeresstrategie-Richtlinie (Art. 13 Abs. 3) erfordert, dass Mitgliedsstaaten Kosten-Nutzen-Analysen für Maßnahmen vorzunehmen, die dem Erreichen oder Aufrechterhalten eines guten Umweltzustands ihrer Meeresgewässer dienen sollen. Bei der Anwendung der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Art. 4 Abs. 3 (b)) werden Kosten-Nutzen-Analysen nicht explizit gefordert. Sie werden jedoch zur Prüfung eingesetzt, ob eine Maßnahme, die den ökologischen Zustand eines Wasserkörpers verbessern soll, „unverhältnismäßige" Kosten verursacht; denn in diesem Fall reicht es, dass ein „bestmöglicher" (statt eines „guten") ökologischen Zustandes erreicht wird.

In den Feldern Naturschutz und Landnutzung werden ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung bisher nicht formal vorausgesetzt (Hansjürgens & Lienhoop 2015; S. 84), auch wenn die TEEB-Initiative hierzu Anstöße setzte. Grundsätzlich steigt jedoch die Anzahl quantitativer Kosten-Nutzen-Abschätzungen im Rahmen der Gesetzesfolgenabschätzung (GFA)[7] (Porsch et al. 2014; S. 6). Die Häufigkeit, mit der wirtschaftliche Wirkungen und Umweltnutzen von Politikmaßnahmen monetarisiert werden, ist allerdings nicht quantitativ erfasst. Herzstück einer GFA ist die Prüfung und Bewertung von Regelungsalternativen. Bei ihr werden unter anderem die wirtschaftlichen, ökologischen und sozialen Auswirkungen eines Gesetzes, seine Auswirkungen auf die öffentlichen Haushalte, seine Bürokratiekosten (Kosten von Berichtspflichten, seit 2009) und der so genannte Erfüllungsaufwand (Kosten für Bürger, Wirtschaft und Verwaltung, seit 2011) abgeschätzt. Gegenüber den Kosten findet

[6] § 7 Bundeshaushaltsordnung, § 6 Abs. 2 Haushaltsgrundsätzegesetz

[7] auf Grundlage von § 43 Abs. 1 Nr. 5 i.V.m. § 44 Abs. 1 der Gemeinsamen Geschäftsordnung der Bundesministerien (GGO). Neben der Arbeitshilfe des Bundesinnenministeriums (BMI 2009) können für umweltrelevante Kosten-Nutzen-Analysen der „Leitfaden zur Nutzen-Kosten-Abschätzung umweltrelevanter Effekte in der Gesetzesfolgenabschätzung" (Porsch et al. 2014) und die UBA-Methodenkonvention zur ökonomischen Bewertung von Umweltschäden (UBA und IER 2013) hinzugezogen werden.

der wirtschaftliche Nutzen[8] von Umweltpolitik dabei nur geringe Berücksichtigung. Diese Verzerrung wird verschärft durch die grundsätzliche Herausforderung, dass „Umweltpolitik (…) oft leicht messbare und kurzfristige Kosten [verursacht], während ihre Nutzen häufig indirekt und damit schwieriger messbar sind und zusätzlich erst mittel- und langfristig zum Tragen kommen. Werden diese Nutzen jedoch bei der Beurteilung von Gesetzesvorschlägen nicht berücksichtigt, dann besteht die Gefahr, dass nachhaltige Politikvorschläge an kurzfristigen Bedenken scheitern" (ibid, S. 4).

Nachträgliche Politikevaluierung, in der auch tatsächlich eingetretene Kostenwirkungen umweltpolitischer Maßnahmen oder ihr ökologischer und gesellschaftlicher Nutzen abgeschätzt werden könnten, findet in der deutschen Umweltpolitik bislang kaum statt.[9]

2.3 Ökonomische Anreizinstrumente in der Umwelt- und Naturschutzpolitik

Ökonomische Politikinstrumente wie Steuern und Subventionen wirken über die Änderung von relativen Preisen auf das Verhalten von Marktakteuren (wie Industrie, Landnutzer/-innen oder Haushalte).[10] Solche Anreize können das Tun (im Fall von Subventionen, Honorierungssysteme für Ökosystemleistungen) oder das Lassen bestimmter Aktivitäten fördern (bei Steuern oder Abgaben, Abbau ökologisch kontraproduktiver Subventionen, Haftungsregelungen, Kompensationsregelungen bei Eingriffen in die Natur). Im Folgenden werden die unterschiedlichen Instrumententypen beschrieben. Beispiele werden vor allem aus dem Bereich Naturschutz und Landnutzung gegeben.

Umweltsubventionen und Honorierungsmechanismen zielen darauf ab, einen positiven monetären Anreiz für umweltfreundlicheres Verhalten zu setzen bzw. gesellschaftlich wünschenswerte Handlungen zu vergüten. Es lassen sich maßnahmen- und ergebnisorientierte Mechanismen unterscheiden. Im Kontext von Landnutzung hat sich der Begriff „Honorierungsmechanismen für Ökosystemleistungen" (engl. PES) eingebürgert, der u.a. Agrarumweltmaßnahmen und Vertragsnaturschutz umfasst. „Honorierung" erkennt dabei an, dass es sich um ein Entgelt für eine gelieferte Leistung handelt, die auch mit Produktionskosten (bei so genannten „vermögensbildenden PES") bzw. Opportunitätskosten (bei „nutzungseinschränkenden PES") verbunden ist: Ökologischen statt konventionellem Landbau zu praktizieren oder auf Waldrodung zu verzichten schafft Kosten bei Landnutzer/-innen auch dadurch, dass diese auf (höhere oder zusätzliche) Einnahmen verzichten.

Der Einsatz von Umweltsubventionen bzw. Regelungen mit Subventionscharakter wurde im Lauf der Entwicklung deutscher Umweltpolitik ausgeweitet (Wolff 2011). Aktuelle Beispiele sind die Steuerermäßigung für unvermischte Biokraft- und Bioheizstoffe (das so genannte Energiesteuergesetz) und die Beimischpflicht von Biokraftstoffen (das so genannte Biokraftstoffquotengesetz). Eine subventionsähnliche Honorierung ökologischer Leistungen findet v.a. durch Zahlungen im Rahmen von Agrarumweltprogrammen und Vertragsnaturschutz (ELER-Verordnung) statt, z.B. für Erhalt artenreicher Wiesen. Die Höhe der Honorierung wird politisch festgelegt, also nicht durch Angebot und Nachfrage am Markt bestimmt. Eine stärker marktliche (ergebnisorientierte) Ausgestaltung von Honorierungsmaßnahmen, beispielsweise durch die Ausschreibung von Naturschutz- oder Agrarumweltmaßnahmen, hat bisher vor allem im Rahmen von Modellprojekten stattgefunden, z.B. im Landkreis Steinburg (vgl.

---

[8] z.B. in Form von unterbliebenen Folgekosten einer umweltfreundlichen gegenüber einer umweltschädlichen Regelungsalternative.

[9] In einem Ufoplan-Vorhaben (FKZ 3717 14 105 0) sollen nun jedoch zwischen 2017 und 2019 die Nutzen und Kosten ausgewählter Umweltgesetze ex post evaluiert werden.

[10] Bezieht man noch das Verhalten von *staatlichen* Akteuren ein, so kommt u.a. der *Ökologische Finanzausgleich* als ökonomisches Anreizinstrument in den Blick. Dabei werden ökologische Indikatoren entweder im Länder- oder im kommunalen Finanzausgleich berücksichtigt (Perner und Thöne 2007; Ring und Schröter-Schlaack 2011; SRU 2000). So können Anreize gesetzt werden, den überdurchschnittlichen Einsatz von Bundesländern oder kommunalen Gebietskörperschaften für den Naturschutz und die Bereitstellung von Ökosystemleistungen zu honorieren oder diese ggf. auch für abwertende Maßnahmen zu „bestrafen".

Groth 2010). Ergebnisorientierte Honorierung ist im Rahmen der ELER-Verordnung seit 2005 grundsätzlich möglich. Sie wurde auch auf Länderebene bereits ausgetestet, unter anderem mit „überraschend hoher Akzeptanz" (Holm-Müller et al. 2006; S. 47) unter Landwirten im baden-württembergischen Kulturlandschaftsprogramm MEKA II in Bezug auf die Vielfalt von Pflanzenarten auf dem Grünland. Ein weiterer Anwendungsfall von Honorierungssystemen sind die Kompensationszahlungen einiger Bundesländer an Landwirt/-innen für den reduzierten Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, die aus Aufkommen der Grundwasserentnahmegebühr finanziert werden.[11]

Der *Abbau ökologisch kontraproduktiver Subventionen* korrigiert umweltschädliche Preissignale von Subventionen (z.B. in den Bereichen Landwirtschaft, Fischerei, Energie, Verkehr; vgl. UBA 2016b). Die Forderung nach Beendigung diese Subventionen trifft üblicherweise auf Widerstände bislang subventionierter Sektoren und ist daher bislang eher ein Ausnahmefall (BMF 2016). Beispiele im Bereich der Landnutzung sind die schrittweise Entkopplung der europäischen Agrarförderung von der produzierten Menge an Agrargütern (2005) und die Bindung eines Anteils der Direktzahlungen der 1. Säule an Umweltauflagen („Greening") (2013).

Umweltsteuern und -abgaben erhöhen die Kosten für Aktivitäten, die zu Umweltverschmutzung und Ausbeutung natürlicher Ressourcen beitragen bzw. davon profitieren. Umweltsteuern können eine Lenkungsfunktion und/ oder eine Finanzierungsfunktion besitzen. Umweltgebühren dienen der Deckung von Aufwendungen (z.B. Eintritt in Nationalparks, deren Pflege kostenträchtig ist). Wie bei den Subventionen, lässt sich auch bei den Steuern und Abgaben im Lauf der Jahre (insbesondere seit der Einführung der ökologischen Steuerreform 1999) eine Zunahme solcher Steuern beobachten, die an umweltrelevanten Tatbeständen ansetzen. Beispiele sind die so genannte Ökosteuer, die von den Ländern erhobene Abwasserabgabe, Ermäßigungen bzw. Befreiungen von der Grundsteuer, wenn Flächen Naturschutzzwecken dienen, kommunale Versiegelungsabgaben und weitere. Vom Aufkommen her ist der Anteil der Steuereinnahmen aus Steuern auf Umweltverschmutzung und Ressourcenverbrauch allerdings inzwischen wieder auf das Niveau der Mitt-1990er gesunken (destatis 2017; Mahler et al. 2017). Dies wird zum einen darauf zurückgeführt, dass andere Einnahmequellen dynamischer gewachsen sind, zum anderen auf die Kopplung von Ressourcensteuern an Mengen statt an Preise: Anders als Steuern auf Arbeit und Kapital steigen die Steuereinnahmen nicht mit den Preisen und verlieren zudem durch die Inflation noch real an Wert (Mahler et al. 2017; S. 7).

Umwelthaftungsregelungen verpflichten Individuen (Anlagenbetreiber/-innen, Landnutzer/-innen etc.), die bestimmte Umweltschäden verursachen, rechtlich zur Sanierung oder finanziellen Kompensation der Schäden. Diese Verpflichtung soll einen Anreiz zu vorsichtigem und vorsorgendem Verhalten setzen. Während „Verschuldenshaftung" ein schuldhaftes Verhalten (Vorsatz, Fahrlässigkeit) voraussetzt, besteht „Gefährdungshaftung" auch dann, wenn die Gefahr (z.B. Betrieb eines Atomkraftwerks) als solche erlaubt ist und der Schädiger nicht schuldhaft gehandelt hat. In Deutschland existieren umweltrelevante Haftungsregelungen im Zivilrecht (Bsp. §§ 823 ff. BGB), im schutzgutspezifischen Umweltfachrecht (Bsp. § 22 WHG), im Umwelthaftungsgesetz (seit 1990) und im Umweltschadensgesetz (2007).

Kompensationsmechanismen: Kompensationsregelungen können zu den ökonomischen Anreizinstrumenten gezählt werden (statt zu marktbasierten Instrumenten, vgl. Kapitel 2.5). Dies gilt dann, wenn sie durch die Kosten, die mit einer Kompensation einhergehen, zwar zur Minderung des unter die Kompensationsregel fallenden Verhaltens anregen, sich die Höhe der zu leistenden Kompensation aber nicht am Markt bildet. Im deutschen Naturschutz existiert mit der Eingriffs- und Ausgleichsregelung auch bereits seit 40 Jahren ein nicht- bzw. vergleichsweise wenig marktlicher Kompensationsme-

[11] Teils zahlen Wasserversorger auch direkt Landwirte dafür, grundwassergefährdende Stoffe zu reduzieren, beispielsweise die Stadtwerke München.

chanismus.[12] Verankert im Naturschutzrecht (seit 1976) und im Baurecht (seit 1998), sind ihm zufolge ökologische Schäden bei Eingriffen in Natur und Landschaft durch Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen zu kompensieren. Aufgrund von Vollzugsdefiziten wurde die Regelung 2010 flexibilisiert und die Bevorratung von Kompensationsflächen und -maßnahmen mittels Flächenpools und Ökokonten ermöglicht (vgl. auch die grüne Box in Kapitel 4.2.1).

Es lässt sich resümieren, dass ökonomische Anreizinstrumente insbesondere seit den 1990er Jahren verstärkt in der deutschen Umweltpolitik eingesetzt werden. Allerdings sind wesentliche Instrumente in den hier vertieft betrachteten Bereichen Naturschutz und Landnutzung weiterhin ordnungsrechtlich (Bsp. gute fachliche Praxis, Eingriffsregelung, Boden-, Wasser-, Immissionsschutz), planungsrechtlich (Raumplanung, umwelt-/naturschutzrelevante Fachplanungen wie Landschaftsplanung, Schutzgebietsausweisung) oder informatorisch (Umweltbildung, Umweltlabels).

2.4 Zuweisung von Eigentumsrechten

In Kapitel 2.1 wurde erwähnt, dass bei öffentlichen (Umwelt-) Gütern und Leistungen (wie Biodiversität) kein Markt entsteht. Andere Umweltgüter und -leistungen (wie Fischbestände im Meer, sauberes Wasser) sind Allmendegüter. Bei ihnen konkurrieren Menschen zwar um die Nutzung der Ressource, doch es ist aus technischen, ökonomischen, normativen oder anderen Gründen schwierig, andere von deren Nutzung auszuschließen. Im Ergebnis kann insbesondere bei fehlenden Nutzungsregeln eine Tendenz entstehen, das Gut zu übernutzen. In der dominanten, von der Umweltökonomik geprägten Perspektive wird die Degradation ökologischer Schutzgüter maßgeblich darauf zurückgeführt, dass keine oder nur schwache („nicht-exklusive") Eigentumsrechte an ihnen existieren (Daily 1997; MA 2005; OECD 2003b; TEEB 2010): Ihre Ausbeutung oder Verschmutzung ist kostenlos bzw. wird nicht bestraft. Umgekehrt wird ihre nachhaltige Nutzung nicht belohnt oder kompensiert, so dass die Anreize für ihren Erhalt zu schwach sind.[13] Mit dieser Problemanalyse geht die Empfehlung einher, Eigentumsrechte an (Komponenten von) Biodiversität und an Ökosystemleistungen einzuführen, wo diese bisher nicht existieren. Sie sollen den zerstörerischen Wettbewerb um die Kontrolle der Ressourcen ablösen durch einen ‚produktiven' Wettbewerb und Anreize zur nachhaltigen Nutzung setzen.

Unter „Eigentumsrechten" wird ein Bündel unterschiedlicher (rechtlicher oder faktischer) Verfügungsrechte an Sachen verstanden (Bromley 1991)[14]. Es können jeweils Rechte(bündel) unterschieden werden, die (a) die Nutzung einer Sache regulieren, (b) ihren exklusiven Besitz oder (c) die Übertragbarkeit der Sache. „Eigentum" im engeren Sinn (als Vollrecht) liegt dann vor, wenn drei unterschiedliche Verfügungsrechte kombiniert gelten – nämlich die Rechte, (i) eine Sache exklusiv zu benutzen und verändern, (ii) aus ihr Früchte zu ziehen und (iii) sie zu veräußern und die Erlöse davon einzubehalten zu dürfen (Gabler 1993, S. 4034); zugleich ist der Eigentümer haftbar für die Sache. Die Ausgestaltung von Eigentumsrechtsregimen – welche Rechte wem und in welchen Ausprägungen zugewiesen werden – beeinflusst die Anreizstruktur von Akteuren, unabhängig davon, ob diese Besitzer, Eigentümer, Pächter, Nutzer oder sonstige Anspruchsberechtigte an der betreffenden Ressource sind.

In der Ökonomisierungsdebatte wird regelmäßig empfohlen, *Privat*eigentum an bislang unregulierten (in einem „*open access*"-Regime befindlichen) Ökosystemleistungen zu schaffen (bspw. Hardin 1968). Allerdings können mehr oder minder exklusive Eigentumsrechte grundsätzlich nicht nur Einzelnen

[12] Kompensation kann auch im Rahmen von (Treibhausgas-, Biodiversitäts-) Märkten stattfinden (vgl. Kapitel 2.5).

[13] Dieser Sachverhalt wurde bei Hardin irrtümlicherweise als „Tragödie der Allemende/ des Gemeineigentums" („tragedy of the commons") bezeichnet (Hardin 1968). Das von Hardin beschriebene Problem ist aber eigentlich eine Tragödie der *fehlenden* Verfügungsrechte (d.h. eines „open access"-Regimes).

[14] In der Property Rights-Forschung wird unterschieden zwischen dem Recht, eine Sache zu benützen (usus); dem Recht, eine Sache in Form und Substanz zu verändern (abusus), d.h. auch, sie zerstören zu dürfen; dem Recht, die aus der Sache gezogenen Gewinne einzubehalten (usus fructus); dem Recht, Besitz und Eigentum an der Sache zu übertragen und den Erlös zu behalten; und dem Recht, andere von der Nutzung der Sache auszuschließen.

(Privateigentum), sondern auch Gruppen (Gemeineigentum) oder der Allgemeinheit bzw. dem Staat (öffentliches Eigentum) zugewiesen werden (OECD 2003b; S. 27). Es gilt als erwiesen, dass eine nachhaltigen Ressourcennutzung keine Zuweisung *privater* Eigentumsrechte erfordert, sondern auch z.B. über die Schaffung von (exklusivem) Gemeineigentum erzielt werden kann (Agrawal 2001; McCay & Acheson 1987; Ostrom 1990; Schlager & Ostrom 1992).[15]

Bei der Ausgestaltung und Änderung von Eigentumsrechtsregimen sind zwei Grundkonstellationen denkbar: So können Eigentumsrechte ganz neu geschaffen werden (wenn die Ausgangsituation ein unreguliertes, für alle zugängliches „open access" Regime war). Oder ein bestehendes Rechteregime wird abgewandelt (z.B. Nutzungs- in Besitzrechte, befristete in unbefristete Verfügungsrechte, Gemeineigentum in Privateigentum, Privateigentum in öffentliches Eigentum etc.). Die Änderungen können jeweils unterschiedliche Facetten betreffen (vgl. Scott 1997 und Ridgeway et al. 2010, S. 313):

- Art der betroffenen Rechte: Nutzungs-, Besitz-, Übertragungsrechte
- Rechteinhaber: Einzelne (Privateigentum), Gruppen von Ressourcennutzern (Gemeineigentum, „common property") oder Allgemeinheit/ Staat (öffentliches Eigentum)
- Exklusivität der Rechte:[16] schwacher vs. starker Ausschluss von Interventionsmöglichkeiten anderer – stark im Fall von (Privat, Gemein-, öffentlichem) *Eigentum*, schwach im Fall von Nutzungsrechten
- Dauerhaftigkeit der Rechte: zeitlich befristete vs. unbefristete Rechte
- Qualität der Rechte: rechtlich sicher und durchsetzbar vs. unsicher/ undurchsetzbar
- Übertragbarkeit: eingeschränkte vs. uneingeschränkte Verkauf-, Verpacht- und Handelbarkeit der Rechte
- Teilbarkeit in engere Rechtebündel oder kleinere Quoten (z.B. im Fall von handelbaren Fischereiquoten)

Wenn *exklusive* Eigentumsrechte an Umweltgütern/-leistungen eingeführt werden (unabhängig davon, ob dies private oder kollektive Rechte sind), so ist im Anschluss die Kommodifizierung (Begriffsklärung siehe Kapitel 2.6) dieser Güter oder Leistungen und die Schaffung von Märkten (vgl. Kapitel 2.5) dafür möglich.

In Deutschland existiert ein komplexes Geflecht unterschiedlicher Typen von Verfügungsrechten an umweltrelevanten Gütern. So sind beispielsweise Boden, Wald und Gewässer sowohl Gegenstand von Privatbesitz als auch von öffentlichem Besitz (z.B. Staatswald) und Gemeinbesitz (z.B. Gemeinschaftsforste) bzw. von gemeinschaftlichen Verfügungsrechten (z.B. im Rahmen von Wasser- und Bodenverbänden). Gewässer unterliegen dabei in stärkerem Maße als Böden dem staatlichen Bewirtschaftungsanspruch, d.h. Eigentümer/-innen von Seen oder Bächen benötigen für die meisten Nutzungen eine wasserrechtliche Erlaubnis, für Umgestaltungen eine Planfeststellung. Über Grundwasser können private Grundstückseigentümer frei verfügen, soweit sich keine Einschränkungen aus Gesetzen oder Rechten Dritter ergeben. Die Verfügungsrechte an Bodenschätzen sind teils an privaten Grundbesitz gebunden (so genannte „grundeigene Bodenschätze"), teils liegen sie beim Staat („bergfreie Bodenschätze"). Wild und Fische gelten als Niemandseigentum (res nullius), bis sie von den jeweils Berechtigten gefangen („angeeignet") sind. Inhaber/-innen des Jagdausübungsrechts – z.B. Eigentümer/-innen einer Jagdgenossenschaft oder Jagdpächter/-innen – besitzen das (ausschließliche) Recht, sich

[15] Dabei sind allerdings einige Herausforderungen an „adaptive Governance" verbunden, die von der Entwicklung von ökologieangepassten Managementregeln über eine klare Definition der Grenzen der Ressource und ihrer Nutzer reichen, aber auch klare Verantwortlichkeiten für unabhängiger Beobachter, die Anwendung gestufter Sanktionen im Fall von Verstößen und Mechanismen zur Streitbeilegung umfassen (Dietz et al. 2003).

[16] Die „Exklusivität" von Eigentumsrechten bestimmt sich aus dem Umfang, in dem andere die Rechte eines Rechteinhabers verletzen oder beeinträchtigen können. Exklusive Rechte können vom Rechteinhaber praktisch sicher durchgesetzt werden.

das Wild anzueignen, sind zugleich aber zur Hege des Wildes und zum Ersatz von Wildschäden verpflichtet. In Binnengewässern dürfen sich individuelle Fischereirechtinhaber/-innen (z.B. Gewässergrundstückseigentümer/-innen) oder deren Pächter/-innen (Eigentumsfischereirecht) Fische frei aneignen, sind aber auch zur Erhaltung und Hege eines artenreichen heimischen Fischbestands verpflichtet. An manchen Gewässerstrecken (u.a. in Bremen, Hamburg) existieren auch noch Gemeingebrauchsrechte. Einschränkungen von Jagd und Fischerei im öffentlichen Interesse, z.B. dem Naturschutz, sind jeweils möglich. In marinen Gewässern innerhalb der Ausschließlichen Wirtschaftszone Deutschlands können Fischereibetreibende Fische frei fangen, bis die jeweiligen nationalen Quoten an den unterschiedlichen Fischbeständen ausgefischt sind und die jeweilige Fischerei geschlossen wird. Ein Teil der Quote wird dabei an die Reedereien der Hochseefischerei und an Erzeugergemeinschaften der Kutterfischerei vergeben; diese Quotenteile sind aber nicht handelbar. Grundsätzlich ermöglicht die Gemeinsame Fischereipolitik der EU jedoch seit 2013, dass Mitgliedsstaaten für ihre Bestände Systeme „übertragbarer Fischereibefugnisse“ einrichten.[17] Jenseits der speziellen Regelungen für z.B. Fische oder Wild sind Verfügungsrechte über Bestandteile biologischer Vielfalt in der Regel an Eigentum an Grund und Boden bzw. Gewässern gekoppelt. Im Hinblick auf pflanzen- und tiergenetisches Material kommen zusätzlich noch Verfügungsrechte in Form von Sortenschutzrechten und Biopatenten ins Spiel, wenn neue Pflanzensorten oder „Erfindungen“ aus biologischem Material entwickelt werden (Hermann & Westphal 2017).

2.5 Schaffung von Märkten (für Umweltgüter/-leistungen)

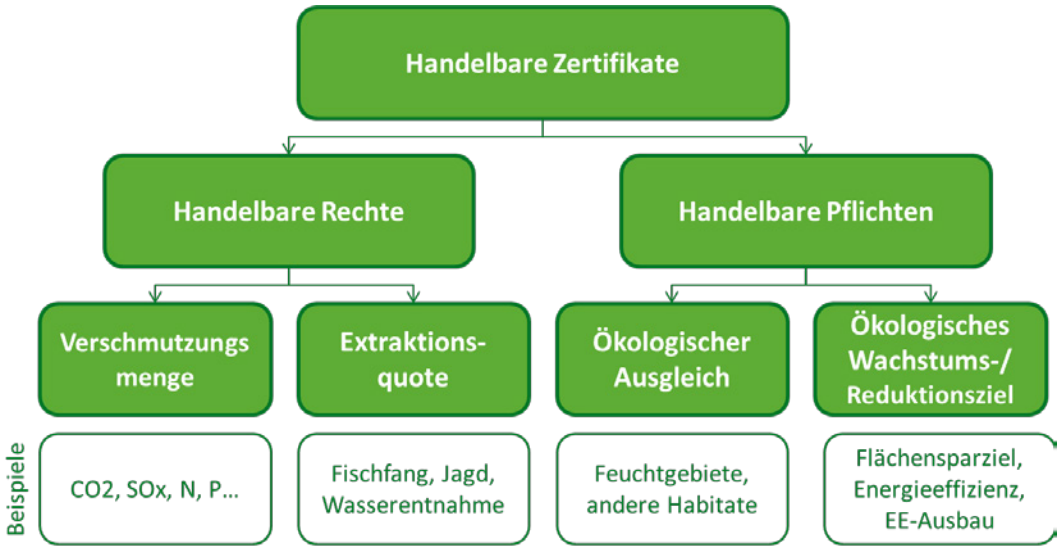
Eine weitere Praktik der Ökonomisierung ist die Schaffung von Märkten. Märkte sind Koordinierungsmechanismen, die durch das Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage in einem System des freiwilligen Austauschs gekennzeichnet sind (Engels 2009). Märkte können für unterschiedliche umweltrelevante Waren neu entstehen bzw. geschaffen werden: für bislang nicht nachgefragte physische Güter oder Dienstleistungen mit ökologischem Nutzen (z.B. Ökotourismus-Angebote, Lebensmittel aus alten Sorten/Rassen); für Finanzprodukte zur Finanzierung ökologischer Investitionen (z.B. Grüne Anleihen); oder für Zertifikate, die entweder ein Eigentumsrecht an vorher öffentlichen Umweltgütern oder -leistungen oder eine ökologische Verpflichtung verbriefen. Weil Zertifikatshandelssysteme – auch „Umweltmärkte“ genannt – eine immer größere Rolle im Repertoire von Umweltpolitik spielen, beschreiben wir dieses Instrument im Folgenden näher.

Handelbare Zertifikate erlauben es den Zertifikatsinhabern mit höheren Kosten der Verschmutzungsminderung bzw. Ressourcenausbeutung, ihre Rechte an Akteure zu verkaufen, die niedrigere Kosten haben. So soll eine effiziente Erreichung von Umweltzielen ermöglicht werden.

Die Zertifikate können entweder Rechte oder Pflichten verbriefen. Sie beziehen sich entweder auf (a) Ressourcenextraktionsmengen (und damit auf den Input zu wirtschaftlichen Prozessen; Bsp. Fisch), auf (b) Verschmutzungsmengen (und damit auf den Output von wirtschaftlichen Prozessen; Bsp. CO_2), auf (c) positive ökologische Nebenwirkungen (und damit Kuppelprodukte von wirtschaftlichen Prozessen; Bsp. Erhalt von Biodiversität) oder auf (d) politisch gesetzte Ziele (s. Abbildung 1). Im letzten Fall können solche politischen Ziele den Abbau ökologisch problematischer Aktivitäten zum Gegenstand haben (bspw. von Energieverbrauch, mittels Quoten für Energieeinsparung oder Energieeffizienz; sog. „Weiße Zertifikate“) oder das Wachstum ökologisch vorteilhafter Aktivitäten (bspw. Quoten für den Ausbau regenerativer Energien, so genannte „Grüne Zertifikate“).

[17] Übertragbare Fischereibefugnisse sind definiert als „widerrufbare Nutzeransprüche auf einen bestimmten Teil der einem Mitgliedstaat zugeteilten oder in einem Bewirtschaftungsplan eines Mitgliedstaats (…) festgelegten Fangmöglichkeiten, die der Inhaber übertragen kann“, vgl. Art. 4, Abs. 1, Nr. 23 der Verordnung (EU) Nr. 1380/2013 des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 11. Dezember 2013 über die Gemeinsame Fischereipolitik.

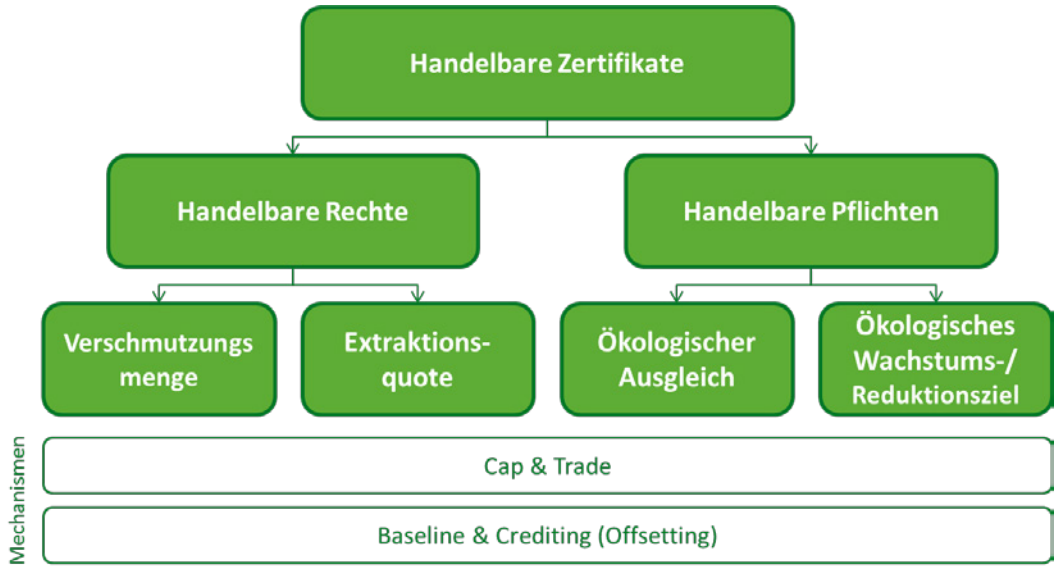
Abbildung 1: Umweltmärkte – unterschiedliche Typen von Zertifikatshandel: Beispiele



Quelle: eigene Darstellung.

Zertifikatshandel basiert entweder auf einem Mechanismus der Mengensteuerung (engl. „Cap & Trade“) und einem Mechanismus der Anrechnung („Crediting“) bzw. der Kompensation („Offsetting“). Dabei gibt es sowohl freiwillige als auch verpflichtende Kompensationsmechanismen.

Abbildung 2: Umweltmärkte – unterschiedliche Typen von Zertifikatshandel: Mechanismen



Quelle: eigene Darstellung.

In „*Cap & Trade*“-Systemen unterliegen die Teilnehmer/-innen einem Umweltziel („Cap“): Eine aggregierte Menge von Ressourcenextraktion (a), Verschmutzung (b) etc. ist vorgegeben und wird in manchen Fällen im Lauf der Zeit gesenkt. Durch diese Cap wird künstlich Knappheit geschaffen (Mengensteuerung). Im Umfang der Cap werden Quotenrechte in Form von Zertifikaten (engl. „Allowances“) geschaffen, die entweder frei an die Marktteilnehmer/-innen ausgegeben werden oder versteigert werden. Oft orientiert sich die individuelle Erstzuteilung an den historischen Verschmutzungs- bzw. Extraktionsmengen. Die Zertifikate können transferiert (gehandelt, geleast, verkauft) werden, wenngleich oft unter bestimmten Einschränkungen.

In „*Crediting*"- oder „*Offsetting*"-Systemen werden handelbare Gutschriften (engl. „Credits") für tatsächlich erreichte Verschmutzungsminderungen ausgegeben (z.B. im Klimaschutz) oder für die Schaffung eines ökologischen Ausgleichs (z.B. im Naturschutz). Dafür muss nachgewiesen werden, dass die Verschmutzung unter einen vorher definierten Referenzwert („Baseline") gesenkt wurde bzw. die Ausgleichsmaßnahme einen äquivalenten ökologischen Wert wie eine andere Fläche besitzt, die dafür entwickelt werden darf. Mit den Offset-Gutschriften kann eine verursachte Umweltverschmutzung freiwillig ausgeglichen (bzw. zumindest teilweise ausgeglichen) werden oder auch auf ein verpflichtendes Minderungsziel angerechnet werden (ausgleichen/verrechnen = engl. „to offset"). Gutschriften werden entweder auf Basis einzelner Vorhaben (wie Klimaschutzprojekten oder ökologischen Ausgleichsflächen) generiert oder auf Grundlage der Minderungsleistung ganzer Sektoren (bisher nur im Klimaschutz diskutiert).

In Deutschland existiert ein Cap & Trade-System bislang nur im Klimaschutz, konkret im Rahmen des Europäischen Emissionshandels für Treibhausgase. Ebenfalls nach der Cap & Trade-Logik würde der Flächenzertifikatshandel funktionieren, der bislang allerdings nur im Rahmen eines Planspiels (in 87 Modellkommunen) getestet wurde (UBA 2016a). In Bezug auf Offsetting-Mechanismen können innerhalb des Emissionshandels Treibhausgas-Minderungszertifikate aus Offset-Projekten des internationalen Clean Development Mechanism (CDM)[18] zugekauft werden, die in den sogenannten „am wenigsten entwickelten Staaten" des Globalen Südens umgesetzt werden – z.B. durch Erneuerbare Energienprojekte , aber auch Auf- und Wiederaufforstungsprojekte.[19] Auch nicht-verpflichtende, freiwillige Offsets (z.B. „atmosfair", „MoorFutures") gibt in Deutschland v.a. im Klimaschutz, wo sie überwiegend von Firmen als Zeichen ihrer Unternehmensverantwortung genutzt werden. Die Flächenpools und Ökokonten, die aus den bundesnaturschutzrechtlichen Kompensationspflichten (Eingriffs- und Ausgleichsregelung) resultieren, stellen keine echten Märkte dar und werden daher als „ökonomisches Anreizinstrument" unter Kapitel 2.3 behandelt.

2.6 Querschnittskategorien: Inwertsetzung und Kommodifizierung

Bevor wir weitere Ökonomisierungspraktiken umreißen, beschreiben wir das Konzept der „Inwertsetzung" und der „Kommodifizierung". Beide können als Querschnittskategorien betrachtet werden, die jeweils mehrere der oben beschriebenen Praktiken umfassen.

Inwertsetzung und Kommodifizierung

Der Begriff der „**Inwertsetzung**" bezeichnet in der naturschutzökonomischen Diskussion zunächst ein „Bündel von Maßnahmen, um den Nutzen von Biodiversität und Ökosystemleistungen für die Gesellschaft relevant und erfahrbar werden zu lassen. Dies geschieht durch (ökonomische) Bewertung und Integration in Marktentscheidungen – zum Beispiel in Form von naturorientierten Angeboten, Anreizen oder der Schaffung von Märkten für Biodiversität – sowie in gesellschaftliche und private Entscheidungen" (TEEB DE 2017a). Während manche Autor/-innen den Begriff breiter nutzen und auch das Aufweisen nicht-monetärer Werte und die Nutzung nicht-ökonomischer Politikinstrumente einbeziehen (wie Schutzgebiets-Ausweisung, vgl. Hansjürgens & Lienhoop 2015; S. 11, Hahn et al. 2015), wird der Begriff meist im engeren Sinn als ökonomische Inwertsetzung von vormals nicht-marktgängigen Gütern genutzt: durch Aufzeigen monetärer Werte (Praktik Kap. 2.3.1), Definition von Eigentumsrechten an ihnen (Praktik Kap. 2.3.3) und Änderung von Marktsignalen, d.h. Bepreisung (Praktik Kap. 2.3.3) (Kehl 2015; S. 32).

„**Kommodifizierung**" lässt sich als eine spezifische Form der Inwertsetzung verstehen: Unter Kommodifizierung wird die ökonomische Inwertsetzung von Gütern als marktförmige Waren verstanden. Eine Ware

[18] Der CDM ist ein Umsetzungsmechanismus des Kyoto-Protokolls zur UN Klimarahmenkonvention.

[19] Allerdings hat die EU entschieden, zur Erreichung ihrer Verpflichtungen unter dem Paris Agreement nach 2020 keine internationalen Offsets mehr zu nutzen.

ist ein Gut oder eine Leistung, die für den Verkauf produziert wird und dessen Wert sich in preisbildenden Märkten bestimmt (Polanyi 1957). Um ein bisher nicht gehandeltes Gut oder eine (z.B. Ökosystem-) Leistung zu kommodifizieren, müssen mehr oder weniger exklusive (meist private) Eigentumsrechte an dem Gut bzw. der Leistung geschaffen und durchgesetzt werden (Praktik Kap. 2.3.3), und der künftigen Ware muss ein monetärer Tauschwert zugewiesen werden (Praktik Kap. 2.3.1).[20] Wenn eine Behörde einem Landwirt bzw. einer Landwirtin einen feststehenden Preis für die Bereitstellung einer Ökosystemleistung bezahlt, handelt es sich, streng genommen, nicht um eine (abgeschlossene) Kommodifizierung, da dieser Preis nicht in einem Markt bestimmt wurde. Es liegt aber derselbe Mechanismus zugrunde, nämlich dass einem Gut, das vormals einen Gebrauchswert besaß, ein Tauschwert zugewiesen wird.

2.7 Marktwirtschaftliche Prinzipien in der staatlichen Aufgabenerledigung

Das Ziel des Einsatzes marktwirtschaftlicher Prinzipien in der staatlichen Aufgabenerledigung ist, die administrativ-organisatorische Umsetzung von Staatsaufgaben unter marktwirtschaftlichen Effizienzkriterien zu optimieren. International unter den Stichworten „New Public Management“ (deutsch: Neues Steuerungsmodell) und „Good Governance“ (Gute Regierungsführung) diskutiert, wurde eine entsprechende Binnenmodernisierung der Verwaltung in Deutschland seit den 1990ern im Rahmen des „Neuen Steuerungsmodells“ v.a. auf kommunaler Ebene und im Rahmen verschiedener Regierungsprogramme[21] auch auf Bundesebene vorangetrieben. Für unsere Fragestellung relevante Elemente sind dieser Praktik sind Effizienz-, Produkt- und Prozessorientierung, Budgetierung, dezentrale Ressourcenverantwortung und Kosten-Leistungs-Rechnung, Kontraktmanagement (Zielvereinbarungen, Controlling) und Nutzung von weitgehend „künstlichem“ Wettbewerb (Bsp. interkommunale Kennzahlenvergleiche). Motive dieser betriebswirtschaftlich orientierten Binnenmodernisierung waren bzw. sind ein verstärkter nationaler und internationaler Standortwettbewerb, die Steigerung der Effizienz in der Verwaltung (u.a. angesichts hoher öffentlicher Verschuldung), aber auch eine verbesserte Bürgerorientierung und die Nutzung der Potenziale gesellschaftlicher Selbststeuerung.

Weil eine Einführung dieser Elemente auf kommunaler Ebene in Deutschland nicht verpflichtend war, erfolgte ihre Umsetzung dort oft nur partiell (Bogumil et al. 2006). Auf Ebene der Bundesländer wurden vielfältige Verwaltungsreformen durchgeführt, die inhaltlich zumindest teilweise den Ideen des New Public Managements folgten (Bogumil & Ebinger 2008). Auf Bundesebene gelten die Reformen als „stockend“ und zeitigten insgesamt nicht die erhofften Wirkungen (Plag 2007; S. 2). Weiterhin fehlen größtenteils messbare Leistungs-, Wirkungs- und Finanzziele (Krems 2017b). Ebenen übergreifend wird jedoch eine Verbesserung der Orientierung an den Kund/-innen und Bürger/-innen konstatiert (Jann et al. 2007).

2.8 Deregulierung

Hier geht es um das Aufgabenspektrum staatlicher Politik und um regulative Eingriffe in die Gesellschaft. Deregulierung soll ein „zu viel an Regulierung“ bekämpfen. Damit hat Deregulierung eine quantitative und eine qualitative Dimension. Sie umfasst die Reduzierung a) des quantitativen Umfangs von Regelungen,[22] b) der in den Regelungen beinhalteten materiellen Standards (z.B. Niveau immissions-

[20] Weitere – teils vorgelagerte und oft nicht im Blick der Analyse stehende – Schritte im Kommodifizierungsprozess sind: Die künftigen Waren müssen physisch und moralisch von ihren Verkäufern/innen getrennt werden (‚alienability‘); sie müssen rechtlich und materiell abgegrenzt werden, um sie kaufen, verkaufen und nutzen zu können (‚individuation‘); sie müssen trotz funktionaler und räumlicher Unterschiede als homogene Einheiten behandelt werden (‚abstraction‘); und schließlich gilt es im Tausch die gesellschaftlichen und ökologischen (Ausbeutungs-)Verhältnisse des Entstehungsprozesses zu verschleiern (‘displacement’) (Castree 2003).

[21] u.a. „Moderner Staat, moderne Verwaltung“ (1999-2005) mit dem Leitbild des „aktivierenden Staates“ und „Zukunftsorientierte Verwaltung durch Innovation“ (2006-2009).

[22] unabhängig davon, ob Ordnungsrecht, Anreize, Information etc. und auf den unterschiedlichen Ebenen von Gesetzen, Verordnungen, Verwaltungsvorschriften und technischen Normen.

schutzrechtlicher Standards) und c) der Dichte und Komplexität der administrativen Ausgestaltung der Regelungen (Jann et al. 2007; S. 22–23). Dieser letzte Bereich c) dreht sich v.a. um Informationspflichten, die die Durchsetzung materieller Standards unterstützen; er wird zentral von Initiativen zum Bürokratieabbau und zur „besseren Regulierung" adressiert. Der Bereich b) der materiellen Standards betrifft Umwelt- und Naturschutz am direktesten und entscheidet über die Stringenz von Schutzstandards. In dem Maße, in dem politisch dereguliert wird, erhalten Markt und gesellschaftliche Akteure mehr Spielräume („Liberalisierung"[23]).

Davon versprechen sich Deregulierungs-Verfechter neben persönlichen und wirtschaftlichen Freiheiten eine effizientere wirtschaftliche Allokation, Innovation und Wachstum (Krems 2017a). Deregulierungsgegner heben demgegenüber die mit Regulierung verbundenen staatlichen Steuerungsmöglichkeiten hervor, den inhaltlichen Nutzen von rechtsstaatlicher Regulierung, die Vorteile einer professionellen Bürokratie (Verlässlichkeit, Fairness, Berechenbarkeit, Überprüfbarkeit) und nicht zuletzt die wirtschaftlichen Dynamiken, die ein hohes Regulierungsniveau auch unterstützen kann (vgl. Jann et al. 2007; S. 8, 39).

In Deutschland beziehen sich Deregulierungsanstrengungen gegenwärtig vor allem auf den quantitativen Umfang von Regelungen (a) und die Dichte und Komplexität ihrer administrativen Ausgestaltung (c). So erfordern das Programm „Bürokratieabbau und bessere Rechtsetzung" (seit 2006) und seine Vorläuferinitiative, dass alle Ressorts eine „Rechtsbereinigung" durchführen, dass die Kosten aus gesetzlichen Informationspflichten für Unternehmen um 25% (netto) gesenkt werden und neue Belastungen für die Wirtschaft an anderer Stelle in gleichem Umfang kompensiert werden („one in, one out"-Regelung). Diese jüngste Regelung (seit 2015) könnte sich negativ auf Umwelt- und Naturschutzgesetzgebung auswirken, weil sie jeder anvisierten umweltpolitischen Maßnahme den Druck entgegensetzt, dass das Umweltressort die Wirtschaft an anderer Stelle entsprechend entlasten muss. Ist dies nicht möglich, kann eine ökologisch sinnvolle Maßnahme gegebenenfalls nicht verabschiedet werden. Grundgesetzlich festgeschriebene Staatsziele wie der Umweltschutz, aber auch das Sozialstaatsprinzip werden nicht im Ausnahmenkatalog der Regelung erfasst. Das europäische „Better Regulation"-Programm „REFIT" (Regulatory Fitness and Performance), in dessen Rahmen über 30 EU-Regularien auf ihre Zweckdienlichkeit hin untersucht und potenziell abgebaut werden, prüfte unter anderem die EU Vogelschutz- und die FFH-Richtlinie. Hier drohte eine (angesichts politischer Kräfteverhältnisse potenziell schwächende) Überarbeitung von ökologisch bewährten Maßnahmen, um die Wirtschaft zu entlasten – trotz bestehender Beschlüsse der EU Staats- und Regierungschefs, den weiteren Verlust von biologischer Vielfalt bis 2020 zu stoppen. Allerdings konnte die Überprüfung der Richtlinien Ende 2016 deren „Zweckdienlichkeit" bestätigen.

2.9 Privatisierung bislang staatlicher Aufgaben

Privatisierung ist ein weiteres Element des Neuen Steuerungsmodells („New Public Management"). Allerdings geht es nicht um die Bekämpfung von „zu bürokratischen Verfahren" oder „zu viel Regulierung", sondern um den Abbau von „zu viel Staat" und folglich um die Auslagerung von Zuständigkeiten und Personal (z.B. bei der Bereitstellung von Leistungen der Daseinsfürsorge und bei öffentlichen Gütern). Privatisierung tritt in unterschiedlichen Formen (SRU 2007; Rn. 180–183): Bei formeller Privatisierung („Organisationsprivatisierung") handelt der Staat in privatwirtschaftlicher Rechtsform; bei funktionaler Privatisierung („Erfüllungsprivatisierung") bleiben die Zuständigkeit und Aufgabenverantwortung beim Staat, der aber private Akteure mit der Aufgabendurchführung betraut, teils im Rahmen von öffentlich-privaten Partnerschaften („public private partnerships", PPPs); und bei materieller Privatisierung („Aufgabenprivatisierung") zieht sich der Staat gänzlich aus einer bisherigen

[23] zumindest in ökonomischer Dimension; gesellschaftliche Liberalisierung kann durch den Schutz von Menschenrechten, Minderheiten etc. auch mit mehr Regulation eingehen.

Verantwortung zurück. Die Kernidee jeweils: Entlastung von öffentlichen Haushalten und damit Erhalt staatlicher Leistungsfähigkeit, Entlastung von Verbrauchern/innen (durch sinkende Preise bei effizienterer Aufgabenerfüllung durch Private) und Vergrößerung gesellschaftlicher Freiräume. Dies soll je nach Sektor potenziell auch mit umwelt- oder gesundheitspolitischem Nutzen einhergehen, sofern die Trennung zwischen Leistungserstellung und Aufsicht zu strenger Kontrolle und besserem Vollzug führt (für die Wasserwirtschaft, siehe z.B. SRU 2000, Tz. 195). Zentrale Kritikpunkte sind der Verlust staatlicher Gestaltungsspielräume und Steuerungsschwierigkeiten durch das sich entwickelnde Eigenleben ausgegliederter Einheiten, denen kein Zuwachs an Qualität in der Aufgabenerfüllung oder an Kundenzufriedenheit gegenüber stünden (Bogumil et al. 2007; S. 75–76). Aus der Schwächung der Einflussmöglichkeiten von Kommunalvertreter/-innen ebenso wie von Bürger/-innen ergeben sich vielmehr Legitimationsprobleme.

Zunehmend wird auch privates Kapital im Naturschutz eingesetzt. Dabei werden jenseits klassischer Instrumente (Spenden, Stiftungen, Mitgliedsbeiträge an und Fundraising von Naturschutzverbänden) verstärkt Kapitalmarktinstrumente genutzt, wie grünen Anleihen („Green Bonds“),[24] Kapitalbeteiligungsfonds („Eco Funds“) oder andere Formen von „Impact Investment“ und „conservation finance“.

In Deutschland fand umweltrelevante Privatisierung sowohl auf kommunaler Ebene (Energieversorgung, Wasserwirtschaft, Abfall, ÖPNV) als auch auf Länderebene (u.a. Auslagerung von Teilen der immissions- und gewässerschutzrechtlichen Zulassungs- und Überwachungsaufgaben) und auf Bundesebene (z.B. Privatisierung Bundesbahn, Flugsicherung) statt. Sie erfolgte weitgehend in Form einer funktionalen Privatisierung, im Immissions- und Gewässerschutz ansatzweise auch als formelle Privatisierung. Der in den Bundesländern damit einhergehende Abbau von Kapazitäten beeinträchtigt langfristig das Wissensmanagement, die Fähigkeit der Behörden zu konzeptionell-planerischem Handeln und die Vollzugskontrolle in unterschiedlichen Ebenen des Umwelt- und Naturschutzes (Schulze et al. 2008). Mögliche Formen der Privatisierung im Naturschutzbereich sind die Übertragung von Landschaftspflegemaßnahmen und Flächenschutz oder anderer spezialisierter Aufgaben[25] auf Private (SRU 2007; Rn. 195–1999).

Weltweit hat sich die private Naturschutzfinanzierung in den letzten 10 Jahren rund verzehnfacht (vgl. Ecosystem Marketplace 2016b; S. 9); in Deutschland spielt privates Kapital für Naturschutzinvestitionen (im Vergleich zu Energieeffizienz und erneuerbaren Energien) allerdings noch eine vergleichsweise geringe Rolle (1,4% gegenüber aggregiert 95% von absolut rund 8 Mrd. Euro im Jahr 2015, vgl. EUROSIF 2017; 77 und 17).

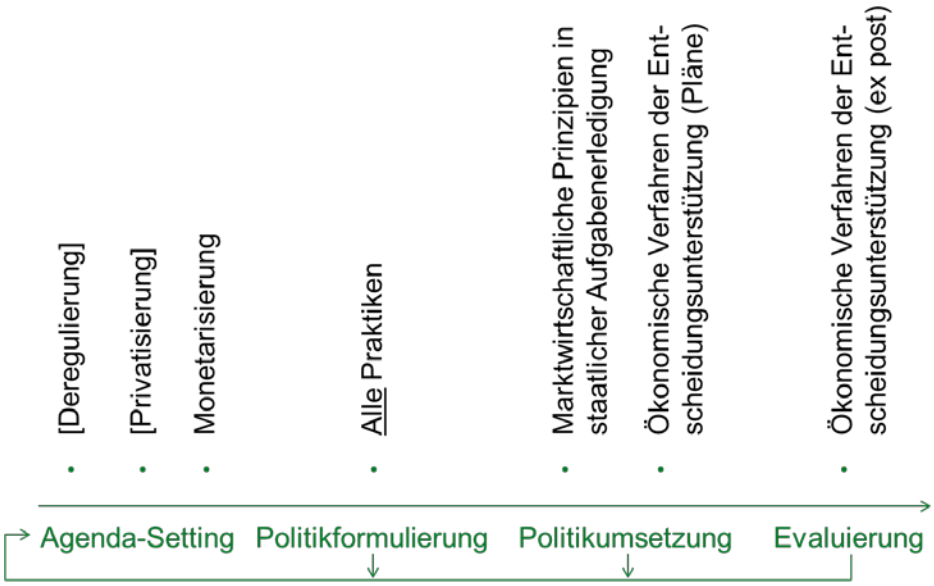
2.10 Ökonomisierung im Politikprozess

Die folgende Abbildung zeigt, wo die beschriebenen Ökonomisierungs-Praktiken innerhalb von Politikprozessen relevant werden können. Den Politikprozess untergliedern wir schematisch in Agenda-Setting, Politikformulierung, -umsetzung und -evaluation (Jänicke et al. 2003).

[24] unter anderem emittiert von der Kreditanstalt für Wiederaufbau (KfW), vgl.

[25] wie z.B. die Trägerschaft von Auffangstationen im Kontext des Washingtoner Artenschutzabkommens (Niedersachen, an NABU), die Durchführung des Bildungsauftrags von Nationalparks (Niedersachsen, an unterschiedliche private Träger) und der Betrieb von biologischen Stationen (NRW, an NABU).

Abbildung 3: Praktiken der Ökonomisierung entlang des Politikprozesses



Quelle: eigene Darstellung.

Agenda-Setting: Haben in der Vergangenheit Deregulierungs- oder Privatisierungsprozesse stattgefunden, so können diese das Agenda-Setting neuer Themen indirekt beeinflussen: Beide erschweren es tendenziell, dass Themen, die das deregulierte Politikfeld bzw. den privatisierten Sektor betreffen, in den politischen Prozess aufgenommen werden. Es ist schließlich Ziel dieser beiden Ökonomisierungs-Praktiken, dass die entsprechenden Gegenstände künftig von privaten Akteuren geregelt werden. Direkt im Prozess des Agenda-Settings lässt sich Monetarisierung einsetzen – beispielsweise, wenn sie der Umweltkommunikation dient und aufzeigen soll, wie wirtschaftlich bedeutsam Bestäubungsleistungen von Bienen sind, um damit die Forderung nach politischen Maßnahmen gegen das Bienensterben zu untermauern.

Politikformulierung: Alle genannten Ökonomisierungspraktiken können im Rahmen der Politikformulierung entwickelt und erlassen (und später umgesetzt und evaluiert) werden. Ökonomische Verfahren der (ex ante) Entscheidungs-Unterstützung werden dabei insbesondere am Anfang des Politikformulierungsprozesses eingesetzt, so zum Beispiel Kosten-Nutzen-Analysen in der Gesetzesfolgenabschätzung.

Politikumsetzung: Wurden marktwirtschaftliche Prinzipien für die staatliche Aufgabenerledigung erlassen, so prägen diese die Umsetzung von Politik. Auch Kosten-Nutzen-Analysen und ähnliche Verfahren spielen auf der Ebene von Plänen (die der Umsetzung höherrangiger Politiken oder Strategien dienen) nochmals eine Rolle.

Evaluierung: Ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung können nach der Politikumsetzung (ex post) schließlich nochmals zur Bewertung von Politikerfolg eingesetzt werden.

Im Folgenden analysieren wir, wie die dargestellten Ökonomisierungs-Praktiken in unterschiedlichen wirtschaftswissenschaftlichen Schulen legitimiert oder kritisiert werden.

3 Ökonomisches Begreifen und gesellschaftliche Wirkungen: Wirtschaftswissenschaftliche Beiträge zur Debatte um Ökonomisierung

Umweltpolitik steht und entsteht im Kontext gesellschaftlicher Diskurse. Viele dieser Diskurse sind geprägt von Vorannahmen, auf die ökonomisches Denken einen wesentlichen Einfluss hat. Für die Umweltpolitik stellen wirtschaftliche – und wirtschaftswissenschaftlich hergeleitete – Erwägungen einerseits Legitimationsmöglichkeiten dar (z.B. „grünes Wachstum"). Andererseits wirken diese auch als angeblich nicht veränderbare „Sachzwänge" auf die politische Entscheidungsfindung zurück und schränken Handlungsmöglichkeiten ein (z.B. Gefährdung von Arbeitsplätzen durch mehr Regulierung, z.B. im Automobilsektor). Die Wirkung der Wirtschaftswissenschaft auf Wirtschaft und Gesellschaft wird von Michel Callon als Performativität bezeichnet („*Economics performs the economy*"). In ihren Wechselwirkungen mit der real existierenden Wirtschaft prägt die Wirtschaftswissenschaft das Phänomen, das sie beschreibt (Callon 2006; Cochoy et al. 2010).

In diesem Kapitel werden daher Grundlagen und zentrale Aussagen verschiedener wirtschaftswissenschaftlicher Schulen dargestellt. Hierbei wird deutlich, dass diese unterschiedliche auch widersprüchliche Befunde liefern über die Sinnhaftigkeit der Ausdehnung wirtschaftlicher Prinzipien und Praktiken im Rahmen umweltpolitischen Handelns. Die Untersuchung soll so zum einen zu verstehen helfen, auf Grund welcher **Annahmen** Ökonomisierungspraktiken im Umwelt- und Naturschutz gerechtfertigt bzw. kritisiert werden. Hierbei betrachten wir Annahmen in Bezug auf Ontologie (Menschenbild, Natur- und Gesellschaftsverständnis, Rolle von Zeit), Methode und Steuerungsansätze (einschließlich der Rolle von Wettbewerb bzw. Kooperation). Zum anderen wird die **Perspektive** der verschiedenen Schulen auf die dargestellten **Praktiken der Ökonomisierung** herausgearbeitet. Vor diesem Hintergrund soll erwogen werden, welche Handlungsmöglichkeiten sich für Umweltpolitik ergeben, wenn alternative Zugänge und Begründungszusammenhänge als Ausgangspunkt gewählt werden. Dabei geraten Grenzen marktlicher Steuerungsformen, kooperative Mitbestimmungsformen und politische Deliberation stärker in den Blick.

Bevor wir die einzelnen Schulen analysieren, geben wir einen kurzen **ideengeschichtlichen Überblick** zur Entwicklung des Naturverständnisses und des Verhältnisses von Wert und Natur seit der Antike und bis der Neuzeit (Kapitel 3.1).

3.1 Historische Einordnung: Das Begreifen von Natur und Umwelt bis zur Neuzeit

Das Verständnis dessen, was „Natur" und „Umwelt" ist und was sie „wert" sind, ist kulturell und historisch geprägt, unterliegt also gesellschaftlichem Wandel (Bruckmüller & Winiwarter 2000; Gloy 2005; z.B. Leidig 2003; Rapp 1981). In diesem und dem nächsten Kapitel wollen wir zwei für unsere Fragestellung wichtige Komponenten dieses Verständnisses (in der westlichen Welt) ideengeschichtlich aufbereiten: Zum einen den **Dualismus von Mensch und Natur** und zum anderen das **Zweck-Mittel-Denken** über die Natur. Diese beiden paradigmatischen Vorstellungen über die Natur werden in einem kurzen Überblick dargestellt und die prägendsten Aspekte, die aus unserer Sicht auch aktuelle Diskurse in Deutschland beeinflussen, herausgehoben.

3.1.1 Mensch-Natur-Dualismus

Was dazu geführt hat, dass Natur und Mensch im globalen Norden als voneinander unabhängig („dualistisch") wahrgenommen wird, kann heute anhand überlieferter Schriften nicht mehr genau bestimmt werden. Schon die Schriften von Aristoteles weisen auf ein dualistisches Verständnis von Mensch und Natur hin. In der aristotelischen Naturphilosophie stellen Mensch und Natur unterscheidbare Entitäten dar. Dabei geht die Natur aus ihrer eigenen inneren Bewegung hervor, während die Technik durch menschliche Einwirkungen hervorgebracht wird. In Bezug auf die Naturbeherrschung wirft Aristoteles

den Blick auf die Mittel (z.B. in der Mechanik und Technik) um die von ihm unabhängig bestehende Natur zu gestalten, Kunst und Technik schaffen eine eigene Gegenwelt (Schiemann 1996, 2009).

Hinweise für den Mensch-Natur-Dualismus finden sich auch im Alten Testament. Das Prinzip des „Dominium Terrae" besagt, dass die Menschen von Gott den Auftrag bekommen haben, die Erde zu bevölkern, diese sich untertan zu machen und über die Fische des Meeres, die Vögel des Himmels und alle Tiere auf dem Land zu herrschen (Genesis, 1,28). Im christlich geprägten Mittelalter leitet sich daher der Herrschaftsanspruch des ‚vernünftigen' Menschen über die ‚vernunftlose' Natur aus der dem Menschen gottgegebenen Stellung in der Welt ab. Im neuplatonischen Verständnis der Scholastiker Augustinus und Thomas von Aquin ist der Mensch durch Ambivalenz gekennzeichnet. Seine Stellung ist einerseits gottähnlich und diesem gegenüber zur Gehorsamkeit verpflichtet, und andererseits naturabhängig und berechtigt, Natur zu beherrschen (Schiemann 1996).

Wurde in der Scholastik die Natur als wundersame und unergründliche Schöpfung Gottes bewundert und gefürchtet, setzte sich in der beginnenden Neuzeit des 16. und 17. Jahrhunderts demgegenüber ein radikaler Verständniswandel durch. Die Natur wird zum Objekt des menschlichen Erkenntnis- und Herrschaftswillens. Dies drückt sich insbesondere in den Schriften René Déscartes aus. In dessen dualistischem Weltbild wird die Natur als berechenbares, seelenloses Wesen dem denkenden menschlichen Subjekt gegenübergestellt (Schiemann 1996).

Kritisiert wurde diese instrumentelle Vernunft der Naturbeherrschung im 20. Jahrhundert z.B. von Horkheimer und Adorno, u.a. in der Dialektik der Aufklärung (Horkheimer & Adorno 1990). Hier wird postuliert, dass die Herrschaft über die Natur zur Herrschaft über die Menschen geführt habe. Auch als Kritik am dualistischen Weltbild im Anschluss an Déscartes wurde mit dem Begriff der „gesellschaftlichen Naturverhältnisse" ein dialektisches Verständnis zwischen den menschlichen Einwirkungen auf die Natur und den Auswirkungen der Natur auf den Menschen formuliert. Auf Karl Marx geht die dialektische Vorstellung zurück, dass Mensch und Natur in einem Stoffwechsel verbunden sind, worauf sich das Konzept des sozialen Metabolismus begründet (Krausmann & Fischer-Kowalski 2010). Im sozialen Stoffwechsel oder Metabolismus sind ständige Wechselwirkungen dafür verantwortlich, dass Gesellschaft Natur gezielt oder unbeabsichtigt verändert und die Veränderungen in der Natur wieder auf den Menschen zurückwirken.

3.1.2 Zweck-Mittel-Denken

Die Vorstellungen darüber, welche Rolle die Natur im wirtschaftlichen Kreislauf spielt und wie „Wert" aus der Natur, als Ausdruck menschlichen Nutzens, hinzugefügt wird, hat sich im Laufe der Ideengeschichte wesentlich gewandelt. Wir fokussieren für diese nun wesensmäßig „ökonomische" Frage auf die wirtschaftswissenschaftliche Theoriegeschichte.

Wurde zur Zeit der Physiokraten (18. Jahrhundert) die landwirtschaftliche Produktion, also im Faktor Boden, die einzige Quelle der Wertbildung in einer Volkswirtschaft gesehen, begannen klassische Ökonomen die Arbeit und später das Kapital als zusätzliche Produktionsfaktoren anzusehen. Die Basis der Wertbildung hingegen war in klassischen Theorien (spätes 18. - Mitte 19. Jahrhundert) einzig die Arbeit. Nach der Arbeitswertlehre bemisst sich der Wert der Waren an der für ihre Hervorbringung aufgewendeten Arbeit. Für Adam Smith stellten die Erträge des Bodens und das Holz des Waldes die ‚natürliche Produktion' dar. Diese mussten im Prozess der Arbeit angeeignet werden und erst über die Arbeitsaufwendungen konnte ein Wert beigemessen werden (Gómez-Baggethun et al. 2010b). Hierbei muss die für die Klassik typische Unterscheidung in *Gebrauchswert* und *Tauschwert* beachtet werden. Natürliche Ressourcen, die „freie" Güter[26] darstellen, sollten laut der Klassiker in einer speziellen Be-

[26] Freie Güter sind im Verhältnis zu ihrer Nutzung nahezu unbegrenzt verfügbar (ubiquitär) und ein Ausschluss von ihrer Nutzung kann nicht durchgesetzt werden.

trachtung gewürdigt werden. Sie gelten als Geschenke der Natur und besitzen einen Gebrauchswert, fügen aber in dieser Auffassung nichts zum Tauschwert hinzu. Damit entsteht in der Klassik die Idee, dass Leistungen, die durch natürliche Prozesse geliefert werden, „freie" Güter darstellen, weil sie nicht von Einzelnen und exklusiv besessen werden können. Nur durch die „Renten", also z.B. die Arbeitseinkommen für die aufgewendete Arbeit, durch die der Natur Güter „entlockt" würden, entsteht in der Klassik der Wert. Natur und natürliche Prozesse selbst, als Quelle der Güter, werden als konstante und gegebene Ressourcen betrachtet, die sich nur langfristig verändern (Crocker 1999; Gómez-Baggethun et al. 2010b). Dieses Zweck-Mittel-Denken über die Natur –d.h. das Fassen natürlicher Grundlagen als Mittel, um dem Zweck der menschlichen Bedürfnisbefriedigung zu dienen – bildet ein festes Fundament eines anthropozentrischen Naturbegriffs und findet Eingang in die ökonomische Theoriebildung verschiedener Epochen.

Umweltpolitische Maßnahmen und Instrumente, die dazu führen, dass Ökosystemleistungen oder ihre materiale Basis wie ein ökonomisches Gut behandelt werden, in Geld gemessen und als Ware auf Märkten verkauft werden kann, stehen daher in der Kritik (Bauriedl & Wichterich 2014; Fatheuer 2013; Fatheuer et al. 2015). Dieser Kritik stehen Positionen gegenüber, die ökonomische Bewertungen und Marktlösungen als zentrale Strategien betrachten, um ökologische Probleme zu lösen, die gemäß dieser Sicht als ein Resultat von Marktversagen betrachtet werden. Dazwischen befinden sich Positionen, die in der (monetären) Bewertung eine strategische Möglichkeit sehen, um den Umweltschutz zu fördern und den Wert der Natur mit dem Ziel einer sparsameren Verwendung sichtbar werden zu lassen (pädagogische Funktion) (Daly & Farley 2011; Gómez-Baggethun & Pérez 2011).

Für diese fundamental unterschiedlichen Bewertungen stellen wir im Folgenden die Entwicklungslinien der ökonomischen Theoriebildung dar und zeigen, welche theoretischen Grundlagen welche Praktiken der Ökonomisierung hervorgebracht haben, diese legitimieren oder kritisieren und einschränken.

3.2 Analyseraster

Wie im Folgenden gezeigt werden soll, liefert die Ökonomie keine einheitliche Perspektive auf die Umweltpolitik oder auf einzelne Teilbereiche oder (Ökonomisierungs-)Praktiken. Vielmehr besteht ein hoher Grad an Heterogenität, aber auch direkter Kritik an den Konzepten zwischen einzelnen Schulen. Dennoch besteht innerhalb der Ökonomie eine starke Vormachstellung neoklassischer Theoriegebäude, während andere Schulen für die Umweltpolitik mindestens genauso relevante, aber weniger bekannte Erkenntnisse anbieten.

Die im Folgenden dargestellten theoretischen Schulen umfassen verschiedene Epochen und Strömungen. Für die Mainstreamökonomik werden die Grundlagen der **Neoklassik** (Kapitel 3.3) und der **Umwelt- und Ressourcenökonomik** beschrieben (Kapitel 3.4), da diese prägend waren für die Entwicklung der modernen Umweltpolitik. Als alternativen Bezugspunkt haben wir heterodoxe ökonomische Schulen ausgesucht, die sich jeweils als Kritik auf den bestehenden Mainstream artikuliert haben. Darunter betrachten wir den **Ökonomischen Institutionalismus** („Alte Institutionenökonomik"; Kapitel 3.5), die **Ökologische Ökonomik** (Kapitel 3.6) und geben einen Überblick über weitere Ansätze der pluralen Ökonomik und ihrer Strömungen (**Gemeingüter-Wirtschaft, Vorsorgendes Wirtschaften** und **Degrowth**) (Kapitel 3.6)[27].

[27] Auf eine Untersuchung weiterer einflussreicher Ansätze wie beispielsweise der Neuere Institutionenökonomik oder der Evolutorischen Ökonomik muss aus Kapazitätsgründen verzichtet werden. Beide Ansätze werden aber zumindest teilweise von den hier betrachteten Theorieansätzen aufgegriffen und daher stellenweise indirekt adressiert.

Die Darstellung erfolgt nach einem einheitlichen Raster, welches eine vergleichende Übersicht der theoretischen Schulen ermöglicht. In der Darstellung werden die theoretischen Schulen zunächst kurz **historisch eingeordnet** und ihre Grundlagen bezüglich des unterstellten **Menschenbilds**, des **Gesellschafts- und Naturverständnisses** und der **Rolle von Zeit** herausgearbeitet, gefolgt von einer kurzen Darstellung zentraler **Methoden**. Mit Hilfe dieser Theorieelemente wird in einem abschließenden Schritt abgeleitet, wie in den Theorien der **Bezug zu einzelnen Ökonomisierungspraktiken** hergestellt wird und mit welcher (theorieimmanenten) Begründung. Dies bietet eine wichtige Grundlage für ein abschließendes Fazit zu den Chancen, Risiken und Gestaltungsmöglichkeiten der Ökonomisierungspraktiken in der Umweltpolitik.

3.3 Perspektiven der Neoklassik

Tabelle 4: Übersicht zur Neoklassik

Die Neoklassik	
Historie	Seit 2. Hälfte 19. Jhd., Grenznutzenschule (z.B. Jevons, Menger, Walras, Marshall, Pigou, Solow)
Ontologie	a) Menschenbild: Theoretisch-analytische Figur des „rational“ handelnden, nutzenmaximierenden Agenten (Homo Oeconomicus) mit kohärenten, geordneten Präferenzen; Ausgangspunkt ist der methodologische Individualismus; soziale Normen spielen keine Rolle. b) Gesellschaftsverständnis: Gesellschaft wird als konstanter, gegebener Faktor nicht erklärt. c) Naturverständnis: Natur geht nur dann in die Analyse ein, wenn sie in Form (knapper) Inputfaktoren für den Wirtschaftsprozess benötigt wird; Boden wird als Produktionsfaktor weitgehend ignoriert; Produktionsfaktoren sind beliebig austauschbar (vollständige Substitution), z.B. Naturkapital durch Sachkapital (Solow). d) Rolle von Zeit: Zeit spielt keine Rolle, da alle Prozesse in sich als unendlich schnell konzipiert werden und sich damit gleichzeitig anpassen; Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft werden durch die Möglichkeit der „Diskontierung“ vergleichbar.
Methodik	Fokus auf Tauschakte und Maximierung von ökonomischer (in Geld bemessener) Gesamtwohlfahrt (Wohlfahrtsökonomik); Dominanz der partialanalytischen (ceteris paribus) Methode zur Analyse komparativ-statischer Gleichgewichts-Modelle
Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung	Notwendigkeit von **Kosten-Nutzen-Analysen** für Politikalternativen zum Ziel der Maximierung der Gesamtwohlfahrt; dabei Anwendung unterschiedlicher Optimierungsprinzipien (Pareto, Kaldor, Hicks) und Entwicklung von **Monetarisierung**stechniken (allerdings wenig Bezug zu Umweltfragen, Ausnahme: Pigou). Zentrales Steuerungsprinzip ist Selbstregulierung durch Preise, (vollkommenen) Wettbewerb und zum optimalen Gleichgewicht tendierende (vollkommene, effiziente) Märkte. Zur Maximierung der Gesamtwohlfahrt sind staatliche Eingriffe legitimiert, die externe Effekte mittels Internalisierung (Reduktion negativer externer Effekte, v.a. durch **Umweltsteuern**) und **Subventionen** (Steigerung positiver externer Effekte) mindern. Spätere Ausprägung („Neoklassische Synthese“) befürwortet **marktwirtschaftliche Prinzipien in staatlicher Aufgabenerledigung** („New Public Management“), **Deregulierung** und **Privatisierung**.

Quelle: eigene Zusammenstellung.

3.3.1 Historische Einordnung

Die Entstehung der Neoklassik kann auf die zweite Hälfte des 19. Jahrhundert datiert werden. Sie basiert auf der Grenznutzenschule und der Entdeckung des Marginalprinzips durch Jevons, Menger, Walras. Weitere wichtige Vertreter sind Marshall, Pigou, Solow und andere.

3.3.2 Ontologie

Menschenbild

Das neoklassische Theoriegebäude steht auf bestimmten Annahmen über das Verhalten von Menschen als Wirtschaftsakteuren. Ausgehend von einem idealtypischen Agenten (Homo oeconomicus), der seine Mittel „rational" für gewählte Zwecke einsetzt, wird das allgemeine Handeln beschrieben und theoretisch konzeptualisiert (methodologischer Individualismus, vgl. z.B. Egan-Krieger 2014; Franz 2004). Die zweckrationale Handlungsmotivation, gegebene Mittel optimal für den individuell höchsten Nutzen einzusetzen, enthält utilitaristische Grundhaltungen: Die Mittel werden nun zum höchstmöglichen Glücke der Einzelnen optimiert eingesetzt und damit in dieser Betrachtung mittelbar zum höchstmöglichen Glücke Aller (Egan-Krieger 2014).

Mittels abstrakter individueller Präferenz- oder Rangordnungssysteme werden die Bedürfnisse individueller Akteure und Haushalte abgebildet, die prinzipiell unbegrenzt sind, d.h. eine Sättigung ist gemäß dem Ansatz unmöglich. Die Präferenzen sind in der Zeit stabil und den jeweiligen alternativen Entscheidungen können messbare Nutzeneinheiten zugewiesen werden. Entscheidungen zwischen Alternativen können eindeutig getroffen werden. Rationale Agenten wählt nun unter den zur Verfügung stehenden Möglichkeiten diejenigen aus, bei der der geringste Nutzen entgeht, also die geringsten Opportunitätskosten anfallen und damit der höchste Nutzen verbleibt. Die Figur des Homo oeconomicus findet auch spiegelbildlich ihre Entsprechung in der Figur der Firma. Unter Anwendung des Opportunitätskostenkalküls werden gewinnmaximierende Entscheidungen über den Einsatz der Produktionsfaktoren gefällt (Hampicke 1992; Rogall & Oebels 2010).

Natur- und Gesellschaftsverständnis

(Wirtschaftliches) Handeln wird in der Neoklassik als reine Tauschakte auf Märkten verstanden, deren Erfolg oder Misserfolg in Geld messbar ist. Damit ist implizit die theoretische Entscheidungen getroffen worden, dass der Geldmaßstab, als Ausdruck einer (formalen) Rationalität, bei der „zweckrational mit technisch adäquaten Mitteln" (Weber 1976) gerechnet wird, zum vorrangigen Bewertungsmaßstab erhoben wird. Ethische, moralische und andere „Wertmaßstäbe" verlieren demgegenüber an Bedeutung.

In der neoklassischen Betrachtung von Natur und Gesellschaft werden Natur und Gesellschaft nur dann für die Analyse relevant, wenn sie in Form (knapper) Inputfaktoren für den Wirtschaftsprozess benötigt werden. Natur und gesellschaftliche Institutionen sind für die Theorie a priori vorhanden und über die Zeit konstant (Myrdal 1963). Sie werden als nicht-veränderliche Parameter behandelt und menschliche Einflüsse, Dynamiken und Wechselwirkungen mit der Umwelt nicht weiter erklärt. D Dass die wirtschaftliche Aktivität selbst eine Verschlechterung des Zustands des zugrundeliegenden „Inputfaktors Natur" hervorrufen kann, kann aus dieser Perspektive heraus nicht wahrgenommen werden, zumindest so lange nicht, wie der Zustand der Umwelt keine Preisreaktionen auslöst. Somit müsste sich der Umweltzustand erst dramatisch verschlechtern und Ressourcen versiegen, damit sich dies auch theoretisch niederschlägt.

Das Ausblenden von ökologischen und sozialen Prozessen und Gesetzmäßigkeiten aus der neoklassischen Theorie findet sich bereits in den Arbeiten der Klassiker, u.a. von Adam Smith. Nur die Waren produzierende (sozial männliche) Arbeit wurde theoretisch konzeptualisiert, nicht aber der Bereich

der (sozial weiblichen) Versorgungswirtschaft. Die „Reichtümer" der Natur (und deren Nutzbarkeit) werden als gegeben vorausgesetzt. Karl Polanyi beschrieb Transformationen, die sich unter Marktbedingungen ergeben: Produktive Tätigkeiten zum Lebensunterhalt verändern sich zur Ware „Erwerbsarbeit" und Natur zur Ware „natürliche Ressourcen", wobei jeweils der Teil abgespalten wird, der nicht als Ware gedacht werden kann (Egan-Krieger 2014).

Durch den technischen Fortschritt nach dem zweiten Weltkrieg konnte manuelle Arbeit in größerem Maßstab durch maschinelle Arbeit ersetzt werden, was in der Theorie durch die Möglichkeit der „Substitution von Inputfaktoren" konzeptualisiert wird. In der Anwendung marginaler Analysen durch die Grenznutzenschule (z.B. William Jevons, Carl Menger, Léon Walras) verschwindet der Faktor Boden aus der Produktionsfunktion bzw. wird substituierbar. Dies wird auch als Beleg dafür gewertet, dass insgesamt die Bedeutung von Umwelt in neoklassischen Theorien gegenüber klassischen Theorien schwindet und diese auch hinsichtlich der Wahrnehmung von Umweltproblemen „blind" sind (Gómez-Baggethun et al. 2010b). Arbeit und Kapital stellen demgegenüber die zentralen Inputfaktoren dar. Dabei wurde insbesondere der Kapitalbildung als limitierendem Faktor Aufmerksamkeit gewidmet (Gómez-Baggethun et al. 2010b; Hubacek & van den Bergh, Jeroen C.J.M. 2006; Ott et al. 2010). In der späteren neoklassischen Wachstumstheorie nach Solow wurden natürlich vorkommende Ressourcen als Naturkapital durch Sachkapital beliebig austauschbar. Solow behauptete, dass unter der Annahme der vollkommenen Substitution von Natur- und Sachkapital die Bedingungen des Marktes dazu führen würden, dass durch Innovationen und technologischen Wandel der natürliche Kapitalstock durch den wirtschaftlichen Prozess in Sachkapital umgewandelt und reproduziert werden kann. Daraus lässt sich folgern, dass die Neoklassik auf die Bildung von Finanzkapital fokussiert, der Erhaltung des Naturkapitals jedoch nur eine untergeordnete Rolle eingeräumt wird. Somit stellen erschöpfte Ressourcen nur temporär einen kritischen Zustand dar, aber keine Katastrophe (Gómez-Baggethun et al. 2010b). Wirtschaftliches Wachstum scheint aus dieser Perspektive grenzenlos möglich, aber auch nötig zu sein (Ott et al. 2010).

Rolle von Zeit

Weil die Neoklassik vor allem komparativ-statische Methoden nutzt (s.u.), ignoriert sie Zeitverläufe. Es wird damit implizit unterstellt, dass sich alle wirtschaftlichen Prozesse unendlich schnell an neue Rahmenbedingungen anpassen.[28]

Außerdem werden Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft durch die Möglichkeit der „Diskontierung" nicht nur vergleichbar, sondern in theoretischer Hinsicht gleich-wertig.Bei der Diskontierung wird ein zukünftiger Nutzen durch Präferenzen bestimmbar, die sich über die Zeit nicht verändern. Hierzu merkte Pigou als Erster einschränkend an, dass gestörte Gegenwartspräferenzen dazu führen werden, dass der zukünftige Wert von (Umwelt-)Gütern von heute lebenden Akteuren zu niedrig eingeschätzt wird, und die Bewertung aus Sicht der zukünftigen und von Umweltproblemen betroffenen Generationen diesen einen weitaus höheren Wert beimessen würden. Dies trifft auch für Investitionen zu, deren Erträge erst in der Zukunft realisiert werden können, wie z.B. bei Aufforstungsprojekten. Durch die Abwägung künftiger Nutzen mit dem Gegenwartsnutzen geraten diese miteinander in Konkurrenz (Pigou 1951).

[28] Reale Umweltveränderungen laufen aber über die Zeit ab, auftretende Konzentrationen z.B. von Schadstoffen können lokal oder temporär dazu führen, dass irreversible Schädigungen auftreten, wenn bestimmte Kipp-Punkte (z.B. Grenzwerte) überschritten sind.

3.3.3 Methode

Im Zentrum neoklassischer Theoriebildung stehen Modelle, die statische Zustände über Märkte abbilden, die miteinander interdependent verbunden sind und durch Wettbewerb[29] immer zu einem Gleichgewichtszustand streben.

Eine zentrale Analysemethode besteht darin, einzelne Variablen zu verändern und die Auswirkungen aufs Gesamtsystem unter „sonst gleichbleibenden Bedingungen" (*ceteris paribus*, Partialanalyse) zu betrachten.. Mit dieser Methode können statische Abbilder von idealisierten Marktzuständen verglichen werden, deren Unterschied durch die Veränderung genau einer Variablen ausgelöst wurde und deren Ergebnisse direkt miteinander verglichen werden können (komparativ-statische Methode).

Derartige optimale gleichgewichtige Marktzustände werden in der Neoklassik durch das Pareto-Kriterium beschrieben. Dieses fordert für das Wohlfahrtsmaximum einen idealen Zustand des Marktgleichgewichts, in dem kein Wirtschaftssubjekt mehr besser gestellt werden kann, ohne dass ein anderes schlechter gestellt werden. Der Zwang des Wettbewerbs sorgt dann dafür, dass sich die Produktionsweise mit den niedrigsten Grenzkosten durchsetzt. Dies legt nahe, dass die Gesamtwohlfahrt nicht steigt, wenn durch staatliche Eingriffe ins Marktgeschehen soziale Umverteilung oder Regulierungen zum Schutz der Umwelt ausgelöst werden und damit eine Verschlechterung der Situation einzelner Wirtschaftssubjekte auslöst. Die Reduktion der Wirklichkeit für die modellhafte Betrachtung hat zur Folge, dass systematisch relevante Einflüsse und Wechselwirkungen mit den Rahmenbedingungen (z.B. Verschlechterung des Umweltzustands) keine Berücksichtigung finden.

In neoklassischen Analysen, insbesondere in der Wohlfahrtsökonomik (z.B. Marshall, Pigou), werden Wege gesucht, wie die Gesamtwohlfahrt durch den Tausch auf Märkten maximiert werden kann. Diese wird unterschieden in ökonomische Wohlfahrt (z.B. Einkommen, Güterausstattung etc.) und nicht-ökonomische Wohlfahrt (z.B. Glück, Zufriedenheit, sozialer Zusammenhalt, intakte Umwelt etc.). Vereinfachend wird unterstellt, dass die beiden Dimensionen der Wohlfahrt nicht miteinander in Konflikt geraten und sich die Untersuchung rein auf die (Steigerung der) ökonomische Wohlfahrt konzentrieren kann (Gsell 2011; Pigou 1912). Das bedeutet gleichzeitig, dass Auswirkungen durch eine gesteigerte ökonomische Wohlfahrt nicht auf Kosten z.B. des Umweltzustands gehen dürfen, ansonsten verliert die Theorie ihre Gültigkeit.

3.3.4 Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung

Die obige Analyse des neoklassischen Theoriegebäudes legt die Gründe für die Positionen der Neoklassik zu den von uns identifizierten Ökonomisierungspraktiken offen: Die neoklassische Bewertung der Praktiken liegt v.a. darin begründet, dass der Neoklassik Preis und Wettbewerb als die zentralen Steuerungsmechanismen gelten. Bei der Preisbildung in einem Markt, bei dem Angebot und Nachfrage im Gleichgewicht sind (vollkommene Information aller stets rational handelnder Wirtschaftssubjekte, vollkommene Märkte – d.h. viele Anbieter, viele Nachfrager, vollkommener Wettbewerb, unendliche Anpassungsgeschwindigkeit), entsteht im Zusammenspiel von Angebot und Nachfrage auf allen (idealisierten) Faktor- und Gütermärkten ein Gleichgewichtspreis, der das wirtschaftliche Optimum darstellt. Der Wettbewerb zwischen den Anbietern von Faktoren und Gütern sorgt dafür, dass die jeweiligen Grenzkosten im Optimalfall dem Marktpreis entsprechen und (langfristig) keine Profite erzielt werden können.

[29] Der Wettbewerb zwischen den Wirtschaftssubjekten ist dabei ein entscheidender Faktor für die größtmögliche Produktivität und Innovationsleistung. Kritisiert und weiterentwickelt wurde diese Perspektive durch Hayek. Dieser sieht im Wettbewerb den Garanten einer sich spontan entwickelnden Ordnung, wenn Märkte nicht durch äußere, insbesondere staatliche Eingriffe beeinflusst werden. Die Begründer des Ordo- bzw. Neoliberalismus wie Hayek und seine Schüler sahen darin die Kraft, die alle Marktteilnehmer zu den besten Leistungen anspornt und laufend neue Innovationen hervorbringt (Wettbewerb als Entdeckungsverfahren) (Hayeck 1968).

Vor diesem Hintergrund entwickelte die Neoklassik erstmals **Monetarisierungstechniken** und setzte sie in Kosten-Nutzen-Analysen (als zentralem **ökonomischen Verfahren der Entscheidungsunterstützung**) zur Abschätzung von Nicht-Sachwerten ein. Die Notwendigkeit von Kosten-Nutzen-Analysen zur Prüfung von Politikalternativen leitete die Neoklassik dabei aus dem Ziel der Maximierung der Gesamtwohlfahrt ab. Dabei wendeten Neoklassiker unterschiedliche Optimierungsprinzipien und Effizienzkriterien an (Pareto, Kaldor, Hicks).

Grundsätzlich sind in der Neoklassik staatliche Eingriffe mittels **ökonomischer Anreizinstrumente** zur Maximierung der Gesamtwohlfahrt legitimiert, um negative externe Effekte mittels Internalisierung zu mindern (z.B. durch Umweltsteuern) oder positive (erwünschte) externe Effekte zu steigern (z.B. durch Subventionierung umweltfreundlicher Aktivitäten). Zwar waren der sich weltweit verschlechternde Zustand von Ökosystemen, die Übernutzung von Ressourcen und die nahende Klimakatastrophe als Folge der anthropogenen Umwelteinflüsse für die Begründer[30] der Neoklassik noch nicht absehbar. Aber bereits Pigou bedauerte, dass die schöne Landschaft dem Kohlebergbau zum Opfer fiel. Er war es auch, der die von seinem Lehrer Alfred Marshall ‚entdeckten' **externen Effekte** in seine Überlegungen integrierte. Demnach treten negative bzw. positive externe Effekte auf, wenn Wirtschaftsgüter unbeteiligter Dritter durch ökonomische Aktivitäten im Wert beeinträchtigt bzw. verbessert werden.

Negative externe Effekte

Ein klassisches Beispiel für negative externe Effekte sind Fabrikabwässer, die in einen Fluss eingeleitet werden. Externe Effekte entstehen, wenn die Fischbestände flussabwärts die Fischerei und den Handel beeinträchtigen oder zerstören. Die Neoklassik interessiert sich in Bezug auf die Degradation für die wirtschaftlich genutzten Faktoren, Güter und Dienstleistungen (z.B. Einkommen aus Fisch für den Handel). Dass darüber hinaus auch „Nicht-Waren" wie Habitate und Ökosysteme in Mitleidenschaft gezogen worden sind, stellt für die Marktaktivitäten keine relevante Störung dar – zumindest so lange nicht, wie ökonomische Prozesse davon nicht betroffen sind. Erst wenn externe Effekte zur Verknappung anderer Faktoren und damit zu Preisreaktionen führen oder mittels staatlicher Eingriffe, wie z.B. Steuern und Subventionen internalisiert werden, finden diese Schädigungen Berücksichtigung im ökonomischen Kalkül.

Die **Schaffung von Märkten** durch handelbare Zertifikate spielte in der Neoklassik noch keine Rolle als Steuerungsansatz.

Die neoklassische Hypothese der Effizienz von Märkten wie auch die Allgemeine Gleichgewichtstheorie machen die Neoklassik zum Wegbereiter jüngerer ordo- bzw. neoliberaler Ansätze in der so genannten „neoklassischen Synthese" (Slattery et al. 2013; vgl. auch Mirowski & Plehwe 2009). Diese fordern auf Grundlage der unterstellten Effizienz und Stabilität freier Märkten die **Deregulierung** bestehender Märkte als effizientestem und effektivstem Mechanismus zur Allokation knapper Ressourcen und zur Schaffung einer natürlichen, „spontanen" Ordnung, die selbstregulierend und selbstkorrigierend ist (Hayek 1944). Daher sollen Staaten sich nicht nur auf Interventionen in Märkte (z.B. mittels Nachfragesteuerung) verzichten. Vielmehr sollen auch bislang genuin **staatliche Aufgaben** wie die Bereitstellung öffentlicher Güter **in private Hand** gegeben werden. Basierend auf dem Glauben an die Effizienz des Marktes, an die Eigeninteressen von machtmaximierenden „Bürokrat/innen" und Politiker/innen (Downs 1957), an die (ursprünglich von Unternehmenseliten behauptete) „Inkompetenz" des Staates (Studenski 1939) und an die grundlegende Ähnlichkeit der Rolle von Staat und freiem Markt innerhalb von Gesellschaften (Ferlie 1996) wird für den (verbleibenden) öffentlichen Sektor die Einführung von **Wettbewerbsprinzipien** in Form von „New Public Management" eingeklagt (ibid; vgl. kritisch Galbraith 2008; Orchard & Stretton 1994).

[30] Hier könnte auch von Gründervätern gesprochen werden, da dies ausschließlich Männer waren.

3.4 Perspektiven der Umwelt- und Ressourcenökonomik

Tabelle 5: Übersicht zur Umwelt- und Ressourcenökonomik

Umwelt- und Ressourcenökonomik	
Historie	Seit ca. 2. Hälfte des 20. Jhd., entstanden aus Kritik an Natur-Blindheit der Neoklassik, aber Beibehaltung zentraler Annahmen (u.a. Hampicke, Hagedorn, Rogall, Dasgupta, Pearce, Tietenberg)
Ontologie	a) Menschenbild: Konzept begrenzt rationaler Akteure (Simon) ersetzt das der vollständig rationalen Akteure; Annahme der asymmetrischen Information ersetzt die der vollständigen Information; Informationsasymmetrien begründen Marktmacht und Marktversagen in Form von „Moral Hazard“ oder „Principal-Agent“-Dilemmata; Preismechanismus sorgt nicht mehr per se für pareto-effiziente Allokation. b) Gesellschaftsverständnis: Gesellschaft wird als konstanter, gegebener Faktoren nicht weiter erklärt. c) Naturverständnis: Natürliche Ressourcen und Senken als knappe Güter; Suche nach der optimalen Nutzung der Ressourcen (Fokus auf Input-Seite; Ressourcenökonomik) bzw. Senkenfunktionen (Fokus auf Output-Seite; Umweltökonomik); Ökosystem(dienst)leistungen als Nutzen des Menschen aus Ökosystemen, Konzept des „ökonomischen Gesamtwerts“ erfasst nicht nur materielle, sondern auch nicht-materielle Werte von Natur (direkte und indirekte Nutzungswerte, Nicht-Nutzungswerte und Optionswerte). Allokationsprobleme im Umgang mit Umweltgütern konzipiert als „Markversagen“, ausgelöst durch asymmetrische Information, monopolistische Marktmacht, externe Effekte, öffentliche Güter-Eigenschaften (Übernutzung eines Gemeineigentums wegen mangelnder Kontroll- und Zutrittsbeschränkungen = „Tragik der Allmende“) und/oder „Unterbewertung“ der Leistungen von Natur wegen fehlender Preise und Eigentumsrechte d) Rolle von Zeit: intertemporaler Nutzenvergleich, Diskontierung
Methodik	Weiterhin Grundlage des methodologischen Individualismus; Dominanz „marginaler“ Methoden; Entwicklung von Methoden zur Monetarisierung von Umweltschäden und Nutzen der Natur (Marktbewertungs-, kostenbasierte und präferenzbasierte Methoden), oft auf Grundlage des Konzepts des ökonomischen Gesamtwerts
Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung	Empirische Durchführung der **Monetarisierung** von Umweltschäden und von Biodiversität/Ökosystemleistungen, dabei teils auch Problematisierung der Grenzen ökonomischer Bewertung; Ableitung der Notwendigkeit von **Kosten-Nutzen-Analysen** aus der Anerkennung von Externalitäten. Märkte und Preise bleiben der zentrale Steuerungsmodus; bezüglich ökonomischer Anreizinstrumente besteht Skepsis gegenüber. staatlichen (Pigou-) Steuern/Subventionen und Coase’sche freiwillige **Verhandlungslösungen** werden bevorzugt; zu deren Ermöglichung **Definition klarer Eigentumsrechte, ggf. Schaffung von handelbaren Rechten**. Marktbasierter Zugang von Coase legitimiert u.a. **Kommodifizierung, Privatisierung, Deregulierung**.

Quelle: eigene Zusammenstellung.

3.4.1 Historische Einordnung

Die fand in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts ihre Fortführung in der Umwelt- und Ressourcenökonomik. In Reaktion auf die Kritik an der neoklassischen Naturblindheit stand die Ressourcenöko-

nomik in ihrem ursprünglichen Selbstverständnis für den optimalen Umgang mit natürlichen Ressourcen (Input), die Umweltökonomik für den Umgang mit Umweltfragen in Bezug auf Allokationsprobleme bei der Nutzung natürlicher Senkenfunktionen (Output)..Wichtige Vertreter sind bzw. waren im deutschsprachigen Raum u.a. Alfred Endres, Eberhard Feess, Bruno Frey, Konrad Hagedorn, Ulrich Hampicke, Holger Rogall und Lutz Wicke, im angelsächsischen Raum Partha Dasgupta, David Pearce, Robert Stavins und Tom Tietenberg.

3.4.2 Ontologie

Menschenbild

Beim Menschenbild wird das Konzept der begrenzten Rationalität von Herbert Simon eingeführt und ersetzt die Annahme der vollkommenen Information. Von der Theorie der rationalen Entscheidung („rational choice") wird das Problem ungleicher (asymmetrische) Information übernommen, welches wiederum die Principal-Agent-Theorie und das Moral Hazard-Problem für die Umwelt- und Ressourcenökonomik fruchtbar machte. Bei ersterem können die ausführenden rational handelnden Akteure durch bessere Informationen ihre Marktmacht gegenüber dem/der Auftraggeber/in (hier Principal genannt) durchsetzen und höhere Gewinne realisieren. Moral Hazard (deutsch etwa moralisches Fehlverhalten/ Risiko oder Rationalitätsfalle) ist ein Verhalten, bei dem bewusst Risiken eingegangen werden, deren Verantwortung und die Folgen (z.B. ein Umweltschaden) von anderen getragen werden müssen. Daraus ergeben sich ökonomische Fehlanreize, die zu gemeinwohlschädlichem Verhalten motivieren, das aber individuell rational ist (Wainwright 1999). Dies stellt eine Ursache für Marktversagen dar, da der Preismechanismus nicht mehr für eine pareto-effiziente Allokation sorgt. In der Folge werden Eingriffe des Staates nötig und theoretisch legitimiert Natur- und Gesellschaftsverständnis

Die Vorstellung in der Umwelt- und Ressourcenökonomik von Natur und biologischer Vielfalt wird in der Definition des Begriffs Naturkapital deutlich. „Naturkapital ist […] der Bestand natürlicher Ökosysteme, der einen Fluss wertvoller Ökosystemgüter oder Ökosystemleistungen in der Zukunft erbringt" (Hansjürgens & Lienhoop 2015). Diese Ausweitung des ökonomischen Begriffs von Kapital auf die Umwelt stellt gegenüber der Neoklassik einen weitaus differenzierteren Ausgangspunkt dar. Ökosystem-Forscherinnen und Forscher unterscheiden Ökosysteme (z.B. Wald) und ihre Ökosystemprozesse (z.B. Photosynthese mit Absorption und Speicherung von CO_2) von den daraus resultierenden Ökosystemfunktionen z.B. Bildung von Biomasse bzw. Holz). Aus den Ökosystemfunktionen gehen wiederum die den Menschen zu Gute kommenden Ökosystemdienstleistungen hervor (z.B. frische Luft, Nutzholzgewinnung, Erholung) (Hansjürgens & Lienhoop 2015). Auch die zentrale Bedeutung von Biodiversität (als Vielfalt der Arten und Ökosysteme, aber auch genetische Vielfalt) macht deutlich, wie die Umwelt- und Ressourcenökonomik nicht-ökonomische Elemente aktiv für die Theorie fruchtbar macht. Gleichzeitig wird der instrumentelle Charakter von Biodiversität zur Unterstützung der für den Menschen wichtigen Ökosystemfunktionen besonders hervorgehoben (Hansjürgens & Lienhoop 2015).

Hinsichtlich der Betrachtung sozialer Prozesse bleibt die Umwelt- und Ressourcenökonomik im Wesentlichen der Neoklassik treu, diese werden nicht weiter beachtet. Jedoch in Bezug auf Natur und insbesondere den Schutz von Natur vor der Zerstörung durch den Menschen werden Lösungen gesucht., Über eine effiziente Allokation der Umweltschäden (Weiß 1996) soll mittelbar (vor allem durch Marktprozesse) eine Reduktion von Umweltauswirkungen erreicht werden.

Durch die Anwendung marginaler Methoden der Neoklassik auf Umweltschäden erfolgt eine Integration von Umweltproblemen in deren Anwendungs- und Erklärungsbereich. Mit dem Konzept des „ökonomischen Gesamtwerts" erweitert die Umwelt- und Ressourcenökonomik den Anwendungsbereich der Theorie (Pearce & Turner 1990). Der ökonomische Gesamtwert stellt die theoretische Basis dar für die Bewertung von Ökosystemleistungen. Er ist eine Heuristik, um verschiedene materielle und immaterielle Werte der Natur und deren Nutzen für den Menschen zu erfassen. Der ökonomische Ge-

samtwert umfasst konsumptiven Nutzen aus Versorgungsleistungen der Natur (z.B. Fisch, Holz), nicht-konsumptiven Nutzenaus kulturellen Leistungen der Natur (z.B. Erholung in der Natur, Wohlbefinden)und indirekten Nutzen (z.B. Bestäubungsleistung der Bienen) aus Regulierungsleistungen der Natur. Daneben werden weitere Werte genannt, die den zukünftigen Nutzen, den Nutzen Dritter und den Nutzen aus dem Wissen über die Existenz intakter Ökosysteme beschreiben (Hansjürgens & Lienhoop 2015; vgl. nachfolgende Darstellung).

Abbildung 4: Unterschiedliche Werte von Ökosystemleistungen

Quelle: übersetzt aus Wolff (n.d.).

Rolle von Zeit

In Bezug auf die Zeit geht die Umwelt- und Ressourcenökonomik insbesondere auf das Problem „gestörter Gegenwartspräferenzen“ ein, die bereits Pigou problematisierte (siehe Abschnitt 3.3.2). Dieses führt tendenziell dazu, dass Ausgaben und Investitionen in den Naturschutz unterbleiben oder nicht in erforderlichem Maße ausgeweitet werden. Die Kosten für Naturschutzmaßnahmen fallen heute an, während der Nutzen erst zukünftig wirksam wird und mit Unsicherheiten verbunden ist. Die Folgen können darin resultieren, dass Natur- und Umweltschutzmaßnahmen unterschätzt und nur unzureichend berücksichtigt werden. Politische Entscheidungsträgerinnen und Entscheidungsträger sind deshalb oft nicht bereit, die heute anfallenden Kosten und Risiken zu tragen (Hansjürgens & Lienhoop 2015).

3.4.3 Methode

Grundsätzlich basiert die Umwelt- und Ressourcenökonomik, wie die Neoklassik, auf dem methodologischen Individualismus (siehe Abschnitt 3.3.2). Die Vertreter und Vertreterinnen des Ansatzes halten an vielen neoklassischen Grundlagen fest, konzentrieren aber ihre Bemühungen auf die Suche nach Lösungen, wie Marktversagen in Bezug auf Natur zu beheben sei. Gegenüber der Neoklassik wurden allerdings nach und nach Annahmen aufgeweicht bzw. fallen gelassen und wesentlich erweitert. Dabei wurden auch Ansätze und Konzepte anderer, zeitlich sich parallel entwickelnder Strömungen aufgenommen, wie der Rational Choice Theorie, Property-Rights- und Transaktionskostentheorie, Verhaltensökonomik und neueren Institutionenökonomik (NIÖ).

Marktversagen

Marktversagen liegt dann vor, wenn über den Preismechanismus keine (pareto-)effiziente Marktlösung zustande kommen kann und gesellschaftlich knappe Ressourcen brachliegen bzw. verschwendet werden. Marktversagen entsteht, wenn ungleich verteilte Informationen zu Marktmacht führt (Problem der asymmetrische Information, siehe Abschnitt 3.3.2), bei der Nutzung von öffentlichen Gütern[31] Trittbrettfahrerprobleme auftauchen, externe Effekte wirken, die sich nicht in betrieblichen Kostenstrukturen niederschlagen oder durch Monopole und Kartelle der Wettbewerb ausgeschaltet wird.
Umweltschäden werden in der Umwelt- und Ressourcenökonomik als Marktversagen wahrgenommen, konkret als Folge der Übernutzung öffentlicher Güter oder negativer externer Effekte, bei der/denen die Knappheitssignale des Marktes nicht funktionieren.

Die Umwelt- und Ressourcenökonomik fokussiert auf Lösungen für das Problem der fehlenden Preise, die nötig sind, um Verhaltensveränderungen der Wirtschaftssubjekte zu bewirken. Ausgangspunkt ist, dass viele natürliche Ressourcen und die Leistungen der Natur theoretisch und empirisch „unterbewertet“ sind. Um die „verborgenen“ Werte der Natur besser in private und öffentliche Entscheidungen zu integrieren und so Anreize für einen schonenderen Umgang mit Natur zu setzen, sollen diese Werte offengelegt und externe Effekte internalisiert werden (TEEB 2010; TEEB DE 2017b).

Vor diesem Hintergrund sind Vertreter und Vertreterinnen der Umwelt- und Ressourcenökonomik bestrebt, Methoden zu entwickeln, um Schäden an Umwelt, Biodiversität und Ökosystemleistungen in Geld messbar und bewertbar zu machen (**Monetarisierung**).

Hierzu wurden zahlreiche Methoden entwickelt, um den ökonomischen Nutzen von Natur und Umwelt bzw. die Kosten ihres Verlustes zu beziffern (Hansjürgens & Lienhoop 2015; S. 50–55; alle folgenden Beispiele wurden direkt dort entnommen; vgl. auch Anhang A von UBA & IER 2013):

- **Marktanalysen** nutzen Marktdaten für die Bewertung von Umwelt und Natur. Für am Markt gehandelte Dinge oder Leistungen werden direkte *Marktpreise* zugrunde gelegt (z.B. Holzumsatz). Für nicht über den Markt gehandelten Dinge und Leistungen schätzt man *Ersatzkosten* (z.B. die Kosten von Aquakulturanlagen als Maßstab für den Habitat-Wert eines natürlichen Gewässerökosystems zur Fischproduktion), *Vermeidungskosten* (z.B. die potenziellen Kosten von Hochwasserschäden als Wertmaßstab für die Hochwasserschutzleistung einer natürlichen Auenlandschaft.) oder *Opportunitätskosten* (z.B. die wirtschaftlichen Erträge, die mit einem Flussausbau zur Steigerung des Binnenschiffverkehrs realisiert werden könnten, auf die aber verzichtet wird, um einen guten ökologischen Gewässerzustand und die daran anknüpfenden Ökosystemleistungen zu sichern, als Maßstab für den Wert dieser Leistungen);
- **Input-Output-Analysen** bewerten Natur (z.B. Ökosystemleistungen) in ihrer Funktion als Input-oder Produktionsfaktor, entweder auf Basis des *Produktionsfunktionsansatzes* (Bsp. landwirtschaftliche Ertragsverluste infolge eines Bienensterbens werden als Wertmaßstab für die Bestäubungsleistung der Bienen herangezogen) oder des *Nettofaktoreinkommens* (Bsp. die Differenz aus dem Erlös aus einer Wasserkraftanlage und den Kosten, die mit dieser Anlage verbunden sind, wird als Wertmaßstab für die Energieproduktionsleistung eines Gewässers genutzt);
- **Präferenzanalysen** versuchen Nachfragekurven zu bewerten. Unterschieden werden:
  a) Methoden der *offenbarten Präferenz* wie der hedonistische Preisansatz (Bsp. die Differenz zwischen dem Preis einer Immobilie mit Seeblick und dem Preis einer vergleichbaren Immobi-

[31] Öffentliche Güter (z.B. Deichanlagen) zeichnen sich zum einen dadurch aus, dass man niemanden von ihrer Nutzung ausschließen kann (z.B. weil klare Eigentumsrechte fehlen oder nicht durchgesetzt werden können) – weshalb am Markt kein Preis wirksam wird. Zum anderen ist der aus öffentlichen Gütern fließende Nutzen unabhängig von der Anzahl der Nutzerinnen und Nutzer, d.h. es herrscht keine Rivalität im Konsum.

lie ohne Seeblick wird als Maßstab für den landschaftsästhetischen Wert des Sees angesetzt) oder die Reisekostenmethode (Bsp. die Kosten, die aufgewendet werden, um einen Nationalpark zu besuchen, dienen als Maßstab für den Erholungs- und Erlebniswert dieses Parks);
b) Methoden der *geäußerten Präferenz* wie die kontingente Bewertungsmethode (Bsp. der Geldbetrag, den Befragte in einer Umfrage bereit wären, zur Finanzierung eines Schutzprojektes zu zahlen, um dadurch den Erhalt einer bedrohten Tierart sicherzustellen, dient als Wertmaßstab für den Nutzen, den die Befragten aus der Existenz dieser Tierart ziehen) oder Choice Experimente (Bsp. in einem Entscheidungsexperiment äußern Befragte ihre Präferenzen und Zahlungsbereitschaften zu Szenarien alternativer Landnutzungsoptionen, die sich unterschiedlich auf die Ökosystemleistungen auswirken);
c) *deliberative Ansätze* wie die Marktstandsmethode (Bsp. im Rahmen eines Workshops wird Teilnehmenden ein zu bewertender Sachverhalt – eine Umweltveränderung – und Problemzusammenhänge erläutert und gemeinsam diskutiert, dann ihre Zahlungsbereitschaft per Fragebogen erfasst);

- **Sekundäranalysen** nutzen vorhandene Daten für die Bewertung von Umwelt und Natur, z.B. mittels *Nutzentransfer* (Bsp. die Zahlungsbereitschaften, die für die Ausweisung eines Naturschutzgebietes an den ostfriesischen Inseln geäußert wurden, werden für die Bewertung eines vergleichbaren Projekts an den nordfriesischen Inseln herangezogen).

3.4.4 Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung

Wie eben beschrieben, hat die Umwelt- und Ressourcenökonomik eine Vielzahl an Methoden entwickelt, mit denen Schäden an Umwelt, Biodiversität und Ökosystemleistungen in Geld messbar und bewertbar gemacht werden sollen, um sie so ins neoklassischen Theoriegebäude zu integrieren (**Monetarisierung**, siehe voriger Abschnitt). In Reaktion auf Kritik an ihren Methoden thematisiert die Umwelt- und Ressourcenökonomik jedoch auch teilweise die Grenzen von Monetarisierung. Hansjürgens & Lienhoop (2015) fassen diese folgendermaßen zusammen und greifen dabei ideengeschichtlich wichtige Erkenntnisse aus der Ökologischen Ökonomik (siehe Kapitel 3.6) auf:

- Eine ökonomische Bewertung sollte dann nicht durchgeführt werden bzw. ist nicht möglich, wenn die mit einer Maßnahme verbundenen Auswirkungen irreversible Schädigungen von Ressourcen oder Ökosystemen betreffen, die nicht ersetzbar (substituierbar) sind (z.B. Regenwald). Darunter werden auch komplementäre Ökosystemleistungen oder Ressourcen gefasst, die für den Bestand und Erhalt anderer Ökosysteme, essentiell sind.
- Ökonomische Bewertungen sollten nicht auf Situation angewandt werden, deren Dynamik zum Überschreiten kritischer Schwellenwerte (*safe minimum standards*) führt. Schwellenwerte oder Kipp-Punkte (*tipping points*) geben an ab wann sich Umweltzustände (z.B. Absorptionsleistung des Bodens für Nitrat) gravierend verschlechtert, wenn nicht entsprechende Maßnahmen dies verhindern.
- Eine weitere Einschränkung ergibt sich hinsichtlich der Bewertung zukünftiger Umweltzustände bzw. Langfristschäden (z.B. Atomkraft). Hier stellt die Abwägung zwischen heutigem Nutzen und zukünftigen Kosten das zentrale Bewertungsproblem dar.

Die Umwelt- und Ressourcenökonomik leitet die Notwendigkeit von **ökonomischen Verfahren der Entscheidungsunterstützung** aus der Anerkennung von Marktversagen (z.B. Externalitäten) ab.[32]

Preise, Wettbewerb und Märkte bleiben der zentrale Steuerungsmodus. Lediglich im Falle von Marktversagen sind unter bestimmten Umständen staatliche Eingriffe gerechtfertigt, die dafür sorgen,

[32] Vgl. mit der Neoklassik, die die Notwendigkeit ökonomischer Verfahren der Entscheidungsunterstützung aus dem Ziel der Maximierung der Gesamtwohlfahrt ableitete.

dass Umweltschäden bzw. deren Auswirkungen effizient (gemessen v.a. am Pareto-Kriterium) gemindert werden. Dabei hat sich in Bezug auf den **Einsatz ökonomischer Anreizinstrumente** die Position der Umwelt- und Ressourcenökonomik gegenüber der der Neoklassik gewandelt: Es hat sich eine Skepsis gegenüber staatlichen (Pigou-) Steuern und Subventionen durchgesetzt. Es wird argumentiert, dass solche staatlichen Eingriffe ökonomisch nur dann effizient sein könnten, wenn der Staat „allwissendend" wäre, also die relevanten (Verschmutzungs-, Vermeidungs-)Kosten kenne – was realiter nicht der Fall sei. Aufbauend auf einer Argumentation von Ronald Coase (1960) werden den staatlichen Steuern und Subventionen freiwillige Verhandlungslösungen zwischen privaten Akteuren vorgezogen – sofern (hinreichend exklusive) **Eigentumsrechte** existieren und durchgesetzt werden, seien diese effizienter. Ausgangspunkt des Nobelpreis-gekrönten Coase Theorems ist dabei die Analyse, dass bei wirtschaftlichem Handeln ständig externe Effekte entstehen – beispielsweise die Verschmutzung eines Flusses durch einen Fabrikanten zulasten von Fischereibetrieben flussabwärts (vgl. Kasten in Kapitel 3.3.4). Coase verwies nun darauf, dass der Versuch des Staates, externe Effekte zu internalisieren (im Beispiel: die Verschmutzung durch ein Verbot, Steuern oder Subventionen zu mindern), den/die Verursacher/in in seiner Handlungsfreiheit beschränke und ökonomisch belaste. Dessen Belastung sei nun aber nicht per se fairer als die vorherige Belastung derjenigen, die unter der Verschmutzung litten (hier: der Fischer). In beiden Fällen würde Wohlfahrt (in Form ökonomischer Gewinne, Arbeitsplätze usw.) durch Aktivitäten anderer gemindert. Coase argumentierte auf Grundlage dieser Analyse, dass die betroffenen Akteure über das akzeptable Niveau der externen Effekte (Verschmutzung vs. Produktionseinschränkung) und mögliche Kompensationen direkt miteinander verhandeln sollten. Weil Private über mehr Informationen verfügten, könnten sie externe Effekte effizienter kompensieren und internalisieren als der Staat. Voraussetzung sei, dass Eigentumsrechte klar definiert seien (hier z.B.: dass ein Eigentumsrecht der Fischer/innen am Fang bestehe). Anstatt zu ge- oder verbieten, besteuern oder subventionieren, sei der Staat lediglich nötig, um Eigentumsrechte festzusetzen und für ihre Anerkennung zu sorgen (vgl. Kapitel 2.4).

Die Zuteilung von Eigentumsrechten soll auch helfen, dass von Garrett Hardin beschriebene Problem des ungeregelten offenen Zugangs („open access") zu lösen. Die sogenannte Tragik der Allmende beschreibt Fälle, in denen durch mangelnde Kontroll- und Zutrittsbeschränkungen ein Gemeineigentum übernutzt wird (Hardin 1968). Die Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen stellt aus dieser Sicht ein Allmende-Problem dar, da z.B. die Nutzung von Umweltsenken nicht beschränkt werden kann, was aber durch die Zuweisung von Eigentumsrechten gelöst wird.

Werden Eigentumsrechte (hinreichend exklusiv) definiert, so Coase, können **Märkte** entstehen – auch an Gütern, für die bislang keine Knappheiten und daher keine Märkte existierten. Klassisches Beispiel ist die Schaffung von „Umweltmärkten" durch Definition **handelbarer Rechte** an Verschmutzung (z.B. CO_2-Zertifikate) oder an Ressourcenzugang (z.B. individuell handelbare Fischereiquoten). Das Coase-Theorem wird seit Langem kritisiert. Unter anderen wird bemängelt, dass die Effizienz privater Verhandlungslösungen kritisch von der Höhe der (bei Coase explizit ausgeklammerten) Transaktionskosten abhänge. Diese wiederum steige dramatisch, wenn mehr als zwei Akteure miteinander verhandeln müssten. Dennoch haben Coase'sche Verhandlungslösungen innerhalb der Debatte um „Payments for Ecosystem Services" eine Renaissance erfahren (Wunder 2005, TEEB 2010).

Coase stellt klar, dass die Entscheidung, ob die Zuweisung von Eigentumsrechten durch staatliche Rahmensetzung dazu führen soll, dass die Geschädigten entschädigt (Verursacher-Regel, polluter pays) oder die Schädiger durch Kompensationszahlungen überzeugt werden müssen, von ihrem schädigenden Verhalten abzulassen (Laissez-faire Regel, beneficiary pays) nicht ökonomisch getroffen werden kann, sondern eine politische Entscheidung darstellt (Coase 1960; Weiß 1996). Aus ökonomischer Sicht sind beide Verfahren gleich effizient. Die verhandlungsorientierte Lösung von Coase legitimiert neben Ansätzen der Kommodifizierung im Umwelt- und Naturschutz im weiteren Kontext auch die **Privatisierung** und **Deregulierung** staatlicher Aufgabenbereiche.

3.5 Perspektiven des Ökonomischen Institutionalismus

Tabelle 6: Übersicht zum Ökonomischen Institutionalismus

Ökonomischer Institutionalismus	
Historie	Ab Ende 19. Jhd., drei Perioden, wichtige Vertreter sind z.B. Veblen, Commons, Kapp, Georgescu-Roegen
Ontologie	a) Menschenbild: Grundbedürfnisse, freier Wille, sozial integriert (Homo culturalis); reproduktive, materielle, politische und kulturelle Institutionen prägen Handlungen und Verhalten; Möglichkeit von Pfadabhängigkeiten. b) Natur- und Gesellschaftsverständnis: systemische Vorstellung, dass Wirtschaft, Gesellschaft und Umwelt als jeweils offene Systeme dynamisch interagieren; Wirtschaften als ständiger Umwandlungsprozess, bei dem Güter (mit niedriger Entropie) in Abfälle und Emissionen (mit hoher Entropie) umgewandelt werden; Umweltzerstörung als Form „sozialer Kosten"; Analyse gesellschaftlicher Institutionen berücksichtigt Macht- und Herrschaftsverhältnisse. c) Rolle von Zeit: Berücksichtigung ökologischer Reproduktions- und Absorptionsrhythmen und der Rolle von Zeit in sozialen Anpassungsprozessen.
Methodik	Methodenvielfalt, Integration der Sozialwissenschaften, evolutionäres Systemverständnis; lineare, statische und partialanalytische Erklärungen werden zugunsten komplexer, prozessualer und integrativer/holistischer Erklärungsansätze aufgegeben; zirkuläre kumulative Verursachung
Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung	Integrative Behandlung von Umweltproblemen, mit dem Ziel der Erreichung eines allgemein akzeptierten Grads an Bedürfnisbefriedigung (für alle) unter Einhaltung ökologischer Leitplanken (materiales, nicht formales Verständnis des Wirtschaftens); **Kosten-Nutzen-Analyse** wird kritisch gesehen, ersetzt nicht politische Abstimmung über gesellschaftliche Zielkonflikte; Skepsis gegenüber. Wettbewerb und **marktbasierten Lösungen**; Reform des institutionellen Settings statt isolierter umweltpolitischer Maßnahmen gefordert; Wettbewerb und Markt werden kritisch gesehen, weil Prinzip der Gewinnorientierung inhärenten Anreiz auslöst, negative Effekte/ Kosten auf Dritte bzw. die Gesellschaft abzuwälzen. Zur Sicherung der Grundbedürfnisse Definition von sozioökonomischen Minimalstandards; **Wirtschaftsplanung** kombiniert mit regulierten Märkten (Mixed Economy)

Quelle: eigene Zusammenstellung.

3.5.1 Historische Einordnung

Der Ökonomische Institutionalismus kann in drei Perioden eingeteilt werden. Die erste Periode wird mit Veblen verbunden (1890-1925), die zweite Periode mit Mitchell, Commons und Clark (1925-1939). Die dritte Periode wird durch Galbraith, Kapp und Myrdal geprägt (ab 1939) (Tsuru 1993). Neben dieser Bezeichnung existieren auch noch „Kritischer Institutionalismus" und „Evolutionäre Ökonomik" als Bezeichnungen für diese Strömungen[33] (Berger 2007; Steppacher et al. 1977). Da insbesondere bei Kapp viele Bezüge zur Umweltpolitik bestehen, werden seine Beiträge ausführlicher behandelt.

[33] Nicht zu verwechseln mit der neueren Institutionenökonomik, die eher eine Erweiterung der Neoklassik darstellt

3.5.2 Ontologie

Menschenbild

Der Ökonomische Institutionalismus ist keine geschlossene theoretische Schule, vielmehr werden darunter eine Vielzahl unterschiedlicher Theorien, Methoden und Zugänge gefasst. Als gemeinsames Merkmal wird in den Theorien der Mensch, dem grundsätzlich ein freier Wille zugestanden wird, als durch Institutionen geprägt begriffen. Als grundlegende Institutionen werden reproduktive Institutionen (Weitergabe von Wertvorstellungen, Gebräuchen und Traditionen), materielle Institutionen (Produktion und Distribution von Gütern), politische Institutionen (Beschränkung privater Macht- und Herrschaftsausübung) und kulturelle Institutionen (Kunst, Religion) unterschieden. Diese Institutionen sind historisch geprägt und stabilisieren und lenken das menschliche Handeln auch für die Zukunft (Pfadabhängigkeiten). Aus dieser historischen Betrachtung resultiert auch die Bezeichnung „Evolutionäre" Ökonomik. Die genannten Institutionen, nicht Individuen, stehen im Zentrum des theoretischen Interesses (Biesecker 2003; Kapp 1983). Der Ökonomische Institutionalismus geht davon aus, dass soziale und kulturelle Prozesse die Bedürfnisstruktur von Individuen formen, die als Grundbedürfnisse bezeichnet werden. Der Mensch wird als offenes System betrachtet und daher auch als homo culturalis bezeichnet (Biesecker 2003).

Natur- und Gesellschaftsverständnis

Prägend für den Ökonomischen Institutionalismus ist die systemtheoretische Vorstellung, dass Wirtschaft, Gesellschaft und Umwelt als jeweils offene Systeme miteinander verbunden sind. Diese Vorstellung wird als Kritik an der abgeschotteten Vorstellung von Wirtschaft in der Neoklassik formuliert (reduktionistische Sichtweise). Somit sind Produktion und Distribution als zentrale ökonomische Institutionen vernetzt mit anderen sozialen und ökologischen Prozessen, die als Inputs in den Verwertungsprozess (z.B. Energie, Ressourcen, Arbeit) eingehen und Outputs (z.B. Emissionen, Abfälle) aufnehmen (Tsuru 1993).

Die konkreten sozialen und ökologischen Bedingungen stehen im Zentrum der Überlegungen. Empirisch beobachtbare konkrete Mängel wie Unterversorgung mit Nahrungsmitteln oder Wasser, Arbeits- und Lebensbedingungen geraten genauso in den Blick wie Umweltverschmutzung oder erschöpfte Ressourcen. Explizit werden Probleme der materiellen Verteilung von Gütern und Lebenschancen aufgegriffen. Die Analyse gesellschaftlicher Institutionen integriert Macht- und Herrschaftsverhältnisse. Darüber hinaus werden gesellschaftliche Dynamiken integriert und die Wirkungen von z.B. zivilgesellschaftlichen Protesten auf das institutionelle Setting berücksichtigt (Franzini 2006).

Besonders spannend im Hinblick auf das Natur-, Gesellschafts- und Wirtschaftsverständnis innerhalb des Ökonomischen Institutionalismus ist Kapps Theorie der **sozialen Kosten** (Kapp 1987a, b). Mit dem Begriff der sozialen Kosten beschreibt Kapp verschiedene empirische Phänomene. Erstens sind damit vermeidbare Auswirkungen und Lasten gemeint, die Dritte oder die Allgemeinheit tragen müssen, und die durch wirtschaftliche Aktivitäten ausgelöst werden. Diese direkten und indirekten Auswirkungen, die monetäre Kosten, aber auch nicht-monetäre materielle und nicht-materielle Handlungsbereiche umfassen, wie z.B. die Verschlechterung des Gesundheitszustands oder Zerstörung der Lebensgrundlagen von Betroffenen im Zuge der Rohstoffausbeutung, findet in den unternehmerischen betriebswirtschaftlichen Kostenrechnungen und Preissignalen nachgelagerter Produktionsketten- und im Konsumverhalten keine entsprechende Berücksichtigung. Zweitens spiegeln Sozialkosten die oft staatlich, aber auch privat zu leistenden Aufwendungen wider, die eingesetzt werden müssen, um die entstandenen Schäden zu beheben und Geschädigte zu entschädigen. Diese werden auch als defensive oder kompensatorische Kosten (z.B. Kosten für Brückenreparaturen in Folge von Luftverschmutzung) bezeichnet, die aber gleichzeitig im Bruttosozialprodukt als positives Wachstum ausgewiesen werden. Daran anknüpfend entstand ein kritischer Diskurs zur Eignung des Bruttosozialprodukts als Wohl-

standsindikator (Leipert 1975, 1989).[34] Drittens treten Sozialkosten in Form von sozialen Opportunitätskosten auf, als „vergeudete Aufwendungen und vermeidbare Ineffizienzen" der gesellschaftlichen Ressourcenverwendung. Solche vermeidbaren sozialen Opportunitätskosten werden in Anlehnung an Thorstein Veblens Kritik am Luxuskonsum der Oberklasse (Veblen 1994), genauer, an den dafür aufgewendeten sozialen und ökologischen Ressourcen, festgemacht (Gsell 2011; Kapp 1987a). Soziale Kosten sind aus dieser Perspektive eine notwendige Begleiterscheinung kapitalistischer Marktwirtschaften, da die Anreize des Marktes zu einem inhärenten Mechanismus führten, Kosten (z.B. der Produktion) nach Möglichkeit ab- und auf andere zu überwälzen. Der Ansatz der zirkulären kumulativen Verursachung (s.u.) ist ein Versuch zu erklären, wie die Gesamtheit der Sozialkosten als System aus vielen Einflüssen entsteht, sich entwickelt und negativ auf Umweltzustand und Lebensqualität zurück wirken, was weitere Folgewirkungen nach sich zieht.

Rolle von Zeit

In Bezug auf das Verständnis von Zeit werden Ansätze gesucht, um konkret beobachtbare Zeitverläufe von sozialen oder ökologischen Prozessen in der ökonomischen Analyse berücksichtigen zu können. Dabei werden konkrete ökologische Zeiten, wie z.B. Reproduktions- und Absorptionsrhythmen berücksichtigt, aber auch die Zeitverläufe sozialer Anpassungsprozesse. Umgesetzt wird dies durch die Integration naturwissenschaftlicher Methoden in die Theorien (wie zum Beispiel das Konzept der Entropie duch Georgescu-Roegen, siehe folgenden Abschnitt 3.5.3)

3.5.3 Methode

Die Wahrnehmung von Wirtschaft, Gesellschaft und Umwelt als offene Systeme fördert eine inter-und transdisziplinäre Methodenvielfalt. Wissenschaft selbst wird als evolutionärer Prozess gesehen, der einzig dem Erkenntnisinteresse verpflichtet ist, selbst aber keine disziplinären Grenzen kennt. Einige Autoren/innen kritisieren die Aufspaltung der Sozialwissenschaft in Soziologie, Psychologie, Ökonomie etc. und lehnen diese ab (Kapp 1983).

Empirische Erkenntnisse, Hypothesenbildung und -tests gehören zu den methodischen Grundlagen. Dabei kommen sowohl induktive als auch deduktive Methoden zum Einsatz. Der Ökonomische Institutionalismus fordert, dass die normative Basis der Theorien, z.B. die Wertprämissen der Wissenschaftler/innen, offengelegt werden muss. Dies ermöglicht es, von einem transparenten normativen Standpunkt heraus, deskriptive Aussagen abzuleiten (Biesecker 2003).

Lineare, statische und partialanalytische Erklärungen werden zu Gunsten komplexer, prozessuraler und integrativer/holistischer Erklärungsansätze aufgegeben. Zentrale ökonomische Wirkungszusammenhänge werden durch die Arbeiten von Georgescu-Roegen erschüttert, der den ersten und zweiten Hauptsatz der Thermodynamik auf die Ökonomie anwendet. Dadurch kommt er zu dem Schluss, dass Wirtschaften einen ständigen Umwandlungsprozess bedeutet, bei dem Güter (mit niedriger Entropie) in Abfälle und Emissionen (mit hoher Entropie) umgewandelt werden (Georgescu-Roegen 1999; Schlierf 2001). Dynamische Treiber der wirtschaftlichen Entwicklung werden in technologischem Wandel gesehen, dem kritisch entgegnet wird, nur begrenzt für die Lösung ökologischer Probleme geeignet zu sein (Martinez-Alier 2002). Ein weiterer Treiber liegt im Zusammenhang zirkulärer kumulative Verursachung (circular cumulative causation) nach Myrdal. Dieses Theorem entwickelt Myrdal

[34] Die Enquete-Kommission „Wachstum, Wohlstand, Lebensqualität" des Deutschen Bundestags unterscheidet im Rahmen von Umweltkosten Entschädigungskosten, Ausweichkosten, Versicherungskosten oder Risikoaufschläge, als Sanierungskosten, kompensatorische Maßnahmen (z.B. Ferntransport von Trinkwasser) und Sozialkosten im Falle der Produktionsaufgabe in Folge anthropogener Umweltveränderungen. So sind darunter auch Kosten zur Anpassung an den Klimawandel zu fassen, die das eigene Land betreffen (v.a. Boden und Biodiversität), aber auch andere Länder, zu den Deutschland in Lieferbeziehungen steht (Deutscher Bundestag 2013).

1956 im Rahmen von Studien zur Entwicklungspolitik. Damit erklärt er, wie in komplexen Gesellschaftssystemen die Verschlechterung einer Einflussvariable zu multi-kausalen Folgewirkungen führen kann, die weitere degradierende Wirkungen hervorrufen können (Ciculus Vitiosis, Teufelskreis) (Kapp 1987b; Myrdal 1968).Kapp überträgt dieses Prinzip auf Umweltschäden, ausgelöst durch soziale Kosten. Die Betrachtung der sozialen Kosten macht deutlich, wie gleichzeitig soziale und naturwissenschaftliche Phänomene vom Ökonomischen Institutionalismus untersucht werden und somit auch Methoden aus anderen Wissenschaftsdisziplinen Eingang gefunden haben.

3.5.4 Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung

Der Fokus auf Institutionen (wie z.B. Märkte), die durch gesellschaftliche Prozesse geprägt sind und die individuelles wie kollektives Handeln anleiten, eröffnet einen wesentlich anderen Blickwinkel auf die Ökonomisierung von Maßnahmen zum Umweltschutz.

Lautet die Fragestellung von Neoklassik oder Umwelt- und Ressourcenökonomik, wie die Auswirkungen auf die Umwelt nachträglich wieder in die ökonomische Analyse integriert werden können, liefert die institutionelle Ökonomik einen Gegenentwurf. Sie lehnt die nachgelagerte Bearbeitung von Umweltproblemen durch eine **ökonomische Bewertung** nach der formalen Rationalität ab. Stattdessen fordert sie eine Analyse, die von der Fragestellung ausgeht, wie die menschlichen Bedürfnisse unter Einhaltung ökologischer Leitplanken so befriedigt werden, dass ein allgemein akzeptierter Grad an Bedürfnisbefriedigung für alle Menschen erreicht werden kann. Wegen der inhärenten Tendenz der Wettbewerbsdynamik und des Marktes zur Kostenabwälzung ("cost shifting") bewertet der Ökonomische Institutionalismus die daraus resultierenden gesellschaftlichen Verluste also explizit nicht (nur) in monetären Größen, sondern in ihren konkreten Auswirkungen auf Umwelt und Gesellschaft (z.B. der Zerstörung natürlicher Lebensgrundlagen, dem Verlust gesellschaftlicher Bindekräfte). Die Verluste werden danach beurteilt, ob und wie sie dazu beitragen, Möglichkeiten zur Bedürfnisbefriedigung einzuschränken.

Statt einer Betonung **ökonomischer Verfahren der Entscheidungsunterstützung** wie der Kosten-Nutzen-Analyse werden demokratische Entscheidungsverfahren zur Abstimmung über gesellschaftliche Zielkonflikte gefordert. Wissenschaftliche Erkenntnisse sollen genutzt werden, um Kriterien zu Grundbedürfnissen (z.B. Essen, Kleidung, Wohnen, Gesundheitsversorgung etc.) zu erlangen und hierzu normativ sozio-ökonomische Minimalstandards zu definieren.

Damit stehen nicht mehr Marktprozesse als Zuteilungsmechanismus im Vordergrund, sondern eine Wirtschaftsweise, bei der Elemente der Wirtschaftsplanung zur Sicherung der Grundbedürfnisse beitragen sollen (Kapp 1950). Im Wettbewerb und in **marktbasierten Ansätzen** werden zentrale Ursachen für soziale und ökologische Degradation gesehen: Gemäß der Theorie der sozialen Kosten löst der Markt als institutionalisiertes Entscheidungssystem einen inhärenten Anreiz aus, dass Marktakteure – wann immer möglich – negative Effekte als Kosten auf Drittpersonen oder auf die Gesellschaft als Ganzes abwälzen (Kapp 1979). Möglichkeiten für kooperative und partizipative Lösungen werden gegenüber dem Wettbewerb bevorzugt, aber im Theoriegebäude nicht weiter ausgeführt. Ausgehend von wissenschaftlichen Erkenntnissen sollen stärkere politische Eingriffe in die Wirtschaft (z.B. Verbote und starke Regulierung von besonders umweltschädlichen Produktionsweisen) helfen, auf isolierte und nachgelagerte umweltpolitischen Einzelmaßnahmen zu verzichten und ökologische und soziale Auswirkungen durch eine breitere Reform des institutionellen Settings bereits im Planungsprozess zu berücksichtigen. . Dazu wird gefordert, dass Elemente der Wirtschaftsplanung, wie Zuteilung von Produktionsfaktoren, mit regulierten Märkten kombiniert werden (Mixed Economy).

Vor dem historischen Hintergrund des Wallstreet Crashs und der Weltwirtschaftskrise der 1930er wurden einzelne Vertreter des Ökonomischen Institutionalismus in die Konzipierung des New Deals eingebunden. Ihre Empfehlungen waren nicht **Privatisierung** und **Deregulierung,** sondern vielmehr ein aktiver Staat, in dem wirtschaftliche Aktivitäten an sozialen und ökologischen Minimalstandards

ausgerichtet werden. Commons (1934) sah eine aktive Rolle des Staates zudem in der Mediation von Interessen zwischen den unterschiedlichen Akteuren der Wirtschaft vor, und Galbraith (1973) verfocht u.a. die öffentliche Daseinsvorsorge und staatliche Gesundheitsvorsorge.

3.6 Perspektiven der Ökologischen Ökonomik

Tabelle 7: Übersicht zu Perspektiven der Ökologischen Ökonomik

Ökologische Ökonomik	
Historische Einordnung	Zweite Hälfte 20. Jhd., Ökologische Ökonomik als Abspaltung von Umwelt- und Ressourcenökonomik (Costanza, Farley, C. Folke, Jannson, Daly, Martinez-Allier, Noorgard, Odum, Spash etc.)
Ontologie	a) Menschenbild: Sozial integriertes Menschenbild, Bedürfnisse bestehen auch im Hinblick auf nicht-materielle Güter (Gemeinschaft, Glück, Zeitwohlstand etc.) b) Natur- und Gesellschaftsverständnis: Gesellschaftliche Zustände durch Machtverhältnisse geprägt, gesellschaftlicher Wandel von Konflikten charakterisiert. Wirtschaft als offenes System, das tief in ökologische Prozesse eingebettet ist, während ökologische Prozesse durch menschliche Aktivitäten (einschließlich wirtschaftlichem Handeln) beeinflusst werden; integrative Betrachtung von Mensch, Umwelt und Wirtschaft; absolute Begrenztheit natürlicher Ressourcen und der ökologischen Tragfähigkeit des „Raumschiffs Erde“, Entropie, begrenzte Substituierbarkeit von „Naturkapital“ durch Sachkapital (starke Nachhaltigkeit); Anerkennung ökologischer Dynamiken, Irreversibilitäten und Unsicherheiten - daraus Ableitung von Umweltschutzprinzipien wie sicheren Mindeststandards, Vorsichts- und Vorsorgeprinzip, Resilienz); Anerkennung von Eigenwerten und nicht-materiellen (z.B. kulturellen) Werten von Natur c) Rolle von Zeit: Bewusstsein für Irreversibilitäten von Naturzerstörung; Berücksichtigung ökologischer Reproduktionszeiten und sozialer Dynamiken; Problematisierung von Diskontierung
Methodik	Methodenvielfalt, Inter- und Transdisziplinarität: Einflüsse aus unterschiedlichen ökonomischen und weiteren sozialwissenschaftlichen Ansätzen, insbesondere aber auch Integration von Methoden und Erkenntnissen aus den Naturwissenschaften (u.a. mathematische, ökologisch-ökonomische Modellierung)
Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung	Teils empirische Durchführung der **Monetarisierung** von Umweltschäden und von Biodiversität/Ökosystemleistungen (Bsp. Costanza et al. 1997, Daily et al. 1997), teils aber auch Kritik an Monetarisierung. Plädoyer für **multi-kriterielle Bewertungsansätze** statt Kosten-Nutzen-Analyse. Der reine, selbstregulierende Markt wird ebenso zurückgewiesen wie zentrale Verwaltungswirtschaften. Teils Offenheit, teils **Skepsis gegenüber Kommodifizierung** von Ökosystemleistungen, unter anderem wegen sozialer Wirkungen und mangelnder ökologischer Effektivität. **Aktive Rolle des Staates** zur Gewährleistung starker Nachhaltigkeit.

Quelle: eigene Zusammenstellung.

3.6.1 Historische Einordnung

Die Ökologische Ökonomik entstand in den 1970er und 1980er Jahre als Abspaltung von der (neoklassisch geprägten) Umwelt- und Ressourcenökonomik durch Arbeiten u.a. von Kenneth Boulding, Robert Costanza, Herman Daly, Ann-Mari Jannson, Joan Martinez-Alier, Richard Noorgard sowie durch die inter- und transdisziplinäres Zusammenarbeit mit Naturwissenschaftlern, insbesondere (System-) Ökologen (z.B. Eugene und Howard Odum).

3.6.2 Ontologie

Menschenbild

In der Ökologischen Ökonomik ist der Mensch geprägt und abhängig von sozialen Strukturen, Institutionen, kulturellen Normen und Ethik. Seine Motivation, Präferenzen und Verhalten sind also breiter begründet als nur durch die Abwägung individueller Konsequenzen wie in der Neoklassik (Røpke 2005). Dem Menschen wird die Fähigkeit zugesprochen, verantwortungsvoll mit den natürlichen Grundlagen umgehen zu können und sich empathisch auf die Mitwelt zu beziehen. Gleichzeitig entsteht gesellschaftlicher Wandel unter dem Einfluss von Konflikten, die auf der Grundlage der sich historisch entwickelten gesellschaftlichen Machtverhältnisse geführt werden. Bedürfnisse können nicht nur durch materielle Güter befriedigt werden. Vielmehr bestehen Bedürfnisse auch nach nichtmateriellen Dingen wie Gemeinschaft, sozialer Anerkennung und Sicherheit. Einflüsse aus anderen Wissenschaftsdisziplinen wie zum Beispiel der Philosophie, Soziologie, Psychologie werden integriert, um die ethischen, sozialen und verhaltensbezogenen Grundlagen des menschlichen Wohlbefindens zu erforschen (Gómez-Baggethun et al. 2010b; Spash 1999).

Natur- und Gesellschaftsverständnis

Wie auch der Ökonomische Institutionalismus, der für die Ökologische Ökonomik eine wichtige Grundlage darstellt, wird die Wirtschaft als offenes System verstanden, das tief in die umgebenden sozialen und kulturellen Strukturen sowie in ökologische Prozesse eingebettet und von ihnen abhängig ist. Ökonomische Prozesse werden als natürliche (biologische, physikalische, chemische) Prozesse konzipiert. Auch Begriffe werden von anderen Disziplinen übernommen (z.B. „Flüsse“ und „Bestände“ von Energie und Materie). Die natürlichen Ressourcen werden als absolut begrenzt, die Erde als geschlossenes System betrachtet (Boulding 1966; Spash 1999). Das Konzept der Entropie (Georgescu-Roegen 1999) stellt einen zentralen Bezugspunkt dar. Damit verbunden lässt sich aus der Ökonomischen Ökonomik eine radikale Wachstumskritik ableiten (Røpke 2004). Auch wird die Möglichkeit von sprunghaften (evolutionären) Entwicklungen (wie Schwelleneffekten, Kippunkten), gekoppelten Systemdynamiken und negativen Rückkopplungsprozessen eingeräumt (Spash 1999). Natur gilt als Lebenserhaltungssystem („life support system“) des Menschen (Bsp. eine intakte Ozonschicht, Klimasystem). Allerdings stellt sie für die menschliche Bedürfnisbefriedigung nicht nur eine Quelle materieller Güter dar, sondern umfasst auch nicht-materielle, z.B. kulturelle Leistungen. Nicht zuletzt sollen ethische Wertgrundlagen offengelegt und Bewertungen bestreitbar und offen für Kritik sein. Der Natur werden von einzelnen Autorinnen und Autoren Eigenwerte zugeschrieben (Spash 1999).

Weil sie aus Rücksicht auf die Interessen künftiger Generationen das Ausmaß des Wirtschaftens als zu begrenzen ansieht, stellen sich für die Ökologische Ökonomik Fragen der Verteilung und der (inter- und intragenerationalen) Gerechtigkeit: Wachstum ist angesichts ökologischer Grenzen keine Strategie, um Armen zu helfen, wohl aber Umverteilung. Die sozialen Bedingungen und Auswirkungen des Wirtschaftens stellen einen zentralen Problembereich der Ökologischen Ökonomik dar. Nicht zuletzt befasste sich die Ökologische Ökonomik schon früh mit der Frage, ob Lebensqualität mit wirtschaftlichem Wachstum steige und welche Maße Änderungen in der Wohlfahrt besser reflektierten als das Bruttosozialprodukt (Max-Neef 1995).

Rolle von Zeit

Die Ökologische Ökonomik berücksichtigt ökologische und soziale Gesetzmäßigkeiten und Reproduktionszeiten in Bezug auf wirtschaftliche Abläufe. Außerdem wird anerkannt, dass sich Ökosysteme pfadabhängig entwickeln und irreversibel beeinträchtigt werden können, so dass sich ihre Funktionen innerhalb menschlicher Ermessenszeiträume nicht mehr reproduzieren. Im Hinblick auf intergenera-

tionellen Verteilung und Gerechtigkeit stellt das Problem der Diskontierung einen zentralen Bezugspunkt dar. Dabei wird die bereits von Pigou geäußerte Kritik an der Diskontierung aufgenommen (z.B. gestörte Zeitpräferenzrate, zu optimistische Annahmen über den zukünftigen technischen Fortschritt etc.) (Martinez-Alier 2002; Norgaard & Howarth 1991; Philibert 2003).

3.6.3 Methodik

Die Ökologische Ökonomik ist tief geprägt durch interdisziplinäre Bezüge zu anderen Wissensbeständen und Methoden. Diese stellen für sie eine notwendige Voraussetzung für die Bearbeitung der gewählten Probleme und Fragestellungen dar. Mit dieser Position verbindet sich eine explizite Kritik am methodischen Vorgehen der Mainstreamökonomik (Spash 1999). Die Methodenvielfalt basiert auf der Nutzung unterschiedlicher ökonomischer Ansätze, u.a. der Umwelt- und Ressourcenökonomik, Agrarökonomik, heterodoxe biophysikalische Ökonomik und der Sozioökonomik. Darüber hinaus integriert die Ökologische Ökonomik Methoden und Erkenntnisse aus verschiedenen Naturwissenschaften wie der Physik, insbesondere Thermodynamik, den Systemwissenschaften, Energiestudien, der Biologie und insbesondere der (System-)Ökologie (Røpke 2004, 2005).

Die Ökologische Ökonomik nutzt eine Vielzahl von Methoden zur mathematischen, ökologisch-ökonomischen Modellierung. Einige Methoden, deren Entstehung mit der Ökonomischen Ökonomik verbunden sind, sind die Stoffstromanalyse, die Berechnung des ökologischen Fußabdrucks und sogenannter ökologischer Rucksäcke. In Zusammenhang mit der für unsere Fragestellung relevanten Methode der Kosten-Nutzen-Analyse fordert die Ökologische Ökonomik einen weiten Kosten- bzw. Nutzenbegriff bzw. die Ergänzung zur multi-kriteriellen Analyse (s.u.) (Gómez-Baggethun et al. 2010b).

3.6.4 Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung

Monetarisierung von Natur und Umwelt wird von vielen Vertreterinnen und Vertretern der Ökonomischen Ökonomik kritisch gesehen (z.B. Martinez-Alier 2001, Kosoy & Corbera 2010). Sie gehen von der Inkommensurabilität (nicht-Vergleichbarkeit, nicht-Austauschbarkeit) der unterschiedlichen – monetären, ökologischen, kulturellen etc. – Werte von Umweltgütern aus und sehen diese in einem gegenseitigen Wechselverhältnis (Prinzip der starken Nachhaltigkeit). Auch die Substituierbarkeit von Umweltkapitalien und ihre Aggregation in *einen* Faktor „Naturkapital“ werden kritisiert.

Andererseits führen viele Vertreter und Vertreterinnen des Ansatzes selbst Monetarisierungen von Umweltschäden sowie von Biodiversität und Ökosystemleistungen durch. Dies geschieht u.a. im Rahmen einer Integration von „Naturkapital“ in die volkswirtschaftliche Gesamtrechnung. Schulbildend war die (umstrittene) Studie von Costanza et al. (1997), die den Wert des weltweiten Naturkapitals und aller Ökosystemleistungen auf 16–54 Billion (10^{12}) US$ pro Jahr schätzte (vgl. auch Daily et al. 1997). Ziel der Studie war es, den potenziellen Wert von Ökosystemleistungen sichtbar zu machen und so letztlich den Schutz der Ökosysteme voranzutreiben.

Im Hinblick auf **ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung** wird ein breiter Nutzen- und Kostenbegriff gefordert, innerhalb dessen unterschiedliche Elemente als nicht-kommensurabel betrachtet werden können (Martinez-Alier 2001). Klassische Kosten-Nutzen-Analysen werden aus einer Reihe von Gründen abgelehnt: Viele Faktoren könnten nicht quantifiziert oder in Preisen gemessen werden. Preise resultierten außerdem aus historischen und bestehenden Machtstrukturen. Grenznutzen sollten nicht mit Gesamtnutzen verwechselt werden. Nicht zuletzt sei es nicht sinnvoll, sich auf einen Wertemonismus zu beschränken (Ropke 2005). Bei Kosten-Nutzen-Analysen bestehe zudem die Gefahr einer systematischen Überbewertung von Kosten, weil sich Nutzen schlechter in Geldeinheiten messen lässt (vgl. Porsch et al. 2014). Die Abdiskontierung künftiger Kosten und Nutzen spiegle insbesondere bei langfristig wirksamen Maßnahmen oft die Interessen künftiger Generationen nicht adäquat wider; Interessen „der Natur“ fänden ohnehin keinen Eingang (Gowdy et al. 2010). Ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung basieren auf dem Maßstab der ökonomischen Effizienz. Weil dieser allgemein anerkannt sei, gälte eine Umweltpolitik, die daran gemessen erfolgreich ist, als

legitim. Entsprechend legitimierte Politikmaßnahmen seien leichter durchsetzbar, insbesondere gegen Widerstände (z.B. von Interessensgruppen). Politische Entscheiderinnen und Entscheider tendierten demnach dazu, Kosten-Nutzen-Analysen zur Rechtfertigung von Entscheidungen zu benutzen, um sich dadurch der damit verbundenen Verantwortlichkeiten zu entledigen (Ropke 2005).

Statt eindimensionaler Kosten-Nutzen-Abwägungen werden multi-kriterielle Ansätze und deren Einbettung in gesellschaftliche und politische Abstimmungs- und Aushandlungsprozesse gefordert. Dabei wird eine ganzheitliche (holistische) Betrachtung empfohlen, die neben gesellschaftlichen Konfliktlagen auch Eigenwerte der Natur berücksichtigt. Seit den 1960er Jahren wurden zahlreiche, z.T. sehr komplexe multi-kriterielle Bewertungsverfahren entwickelt. Eine gängige Kategorisierung ist die Einteilung in Methoden der amerikanischen Schule (Multi Criteria Decision Making, MCDM) und der europäischen Schule (Multi Criteria Decision Aid, MCDA). Erstere beruhen auf wert- oder nutzenbasierten Methoden und auf der Annahme, dass eine optimale Entscheidung existiert und Entscheidungen auf einer stabilen und konsistenten Präferenzordnung gründen. MCDA-Methoden hingegen unterstellen eher einen offenen Suchprozess und gehen davon aus, dass sich die Präferenzen im Laufe des Prozesses ändern können (Wilkens 2012).

Der Marktmechanismus wird als einziger Steuerungs- und Zuteilungsmechanismus ebenso zurückgewiesen wie zentrale Verwaltungswirtschaften. Märkte gelten als sozial eingebettet. Sie reflektieren vorherrschende Machtbeziehungen und müssen politisch und durch Institutionen reguliert werden, da sie ansonsten zufällige und ungewünschte Ergebnisse produzieren. Durch eine sozial-ökologische Rahmensetzung sollen Fehler korrigiert und die Ergebnisse verbessert werden (Arnold 2010). Zentral ist die Überzeugung, dass Marktpreise nicht anzeigen können, ob sich ein ökologisch-ökonomisches System den Grenzen seiner Resilienz, d.h. Regenerationsfähigkeit, nähert und sich daher auch nur bedingt zu deren Steuerung eignen. Vor dem Hintergrund nicht-linearer Ökosystemdynamiken werden sichere Mindeststandards (*safe minimum standards*), das Vorsichtsprinzip, wie auch das Konzept der Resilienz zur Gestaltung von Politiken betont (Folke 1999, 2006). **Ökonomischen Anreizinstrumenten** wie Steuern und Subventionen stehen viele Vertreter/innen der Ökologischen Ökonomik offen gegenüber. In Bezug auf die **Schaffung von Eigentumsrechten** an und **Märkten** für Biodiversität und Ökosystemleistungen (z.B. marktbasierten „Payments for Ecosystem Services“, PES) weisen einige Forscher und Forscherinnen auf problematische soziale bzw. Gerechtigkeits-Wirkungen hin ebenso wie auf nicht immer gegebenen ökologischen Mehrwert. Zumindest in bestimmten Teilen der Ökologischen Ökonomik herrscht eine größere Skepsis gegenüber diesen Praktiken vor als in der Umwelt- und Ressourcenökonomik (z.B. Farley 2012; Farley & Costanza 2010; Gómez-Baggethun et al. 2010a; Muradian et al. 2010; Spash 2011; Vatn 2010).

Im Hinblick auf **markt**wirtschaftliche **Prinzipien in staatlicher Aufgabenerledigung, Deregulierung und Privatisierung** äußert sich die Ökologische Ökonomik selten direkt. Die von den Vertreter/innen der Theorie beobachtete Ineffizienz von Märkten und die von ihnen konstatierte Notwendigkeit, dass Kontrollmechanismen ökonomische Systeme in Balance mit ökologischen Systemen halten, verweist aber auf eine aktive Rolle des Staates.

3.7 Perspektiven pluraler Strömungen (Commons, Care und Degrowth)

Tabelle 8: Übersicht zu Perspektiven pluraler Strömungen

Plurale ökonomische Ansätze: Gemeingüter-Ökonomie, Care-Ökonomie, Degrowth	
Historische Einordnung	Zweite Hälfte 20. Jhd., Gemeingüter-Ökonomie (Ostrom, McKean, Helfrich, Habermann), Care-Economy (Biesecker, Wichterich), Degrowth (Latouche, Paech, T. Jackson)
Ontologie	a) Menschenbild: Sozial integriertes Menschenbild, Bedürfnisse auch im Hinblick auf nicht-materielle Güter (Gemeinschaft, Glück, Zeitwohlstand etc.), kooperatives und empathisches Verhalten, Kommunikation als Voraussetzung zur Entwicklung von Regeln, kommunitaristische Prozesse. b) Natur- und Gesellschaftsverständnis: Anerkennung von Eigenwerten und nicht-materiellen (z.B. kulturellen) Werten von Natur; Reproduktion (Care) als Voraussetzung von Produktion; soziale Kommunikation strukturiert Produktion und Distribution (Commons); Interesse an sozialen Bedingungen des Wirtschaftens (Verteilung, Gerechtigkeit). c) Rolle von Zeit: Anerkennung von gesellschaftlichen und ökologischen Eigen-, Regenerations- und Reproproduktionszeiten
Methodik	Einflüsse aus Spieltheorie und neuerer Institutionenökonomik auf Gemeingüter-Ökonomie. Transformatives Wissenschaftsverständnis inklusive Erprobung und Experimente/Reallabore in der Care- und Gemeingüter-Ökonomie
Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung	Ökonomiebegriff, der Lebensgrundlagen und materielle Bedürfnisse in Fokus nimmt. Kapitalistischer Markt, aber auch zentrale Planung werden zurückgewiesen; stattdessen dezentrale Planung von Gemeineigentum (in Gemeingüter-Ökonomie), Vorsorge als strukturierendes Merkmal gesellschaftlicher und ökonomischer Prozesse (statt Kosteneffizienz)

Quelle: eigene Zusammenstellung.

3.7.1 Historische Einordnung

Die hier behandelten – inhaltlich teils ähnlichen – Ansätze werden auf die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts datiert. Die Gemeingüter-Ökonomie („Commons“) entstand in den 1970ern als Reaktion auf Garett Hardin’s (1968) These von der „Tragik der Allmende“ (z.B. Elinor Ostrom, Margaret McKean). Sie erlebte Anfang der 2000er Jahre einen neuen Aufschwung (z.B. Yochai Benkler, Silke Helfrich, Stefan Meretz), unter anderem inspiriert von der FreienSoftware-Bewegung („digitale Commons“).

Unter dem Einfluss der feministischen Ökonomik entwickelte sich ab den 1990er Jahren die Strömung des Vorsorgenden Wirtschaften (Care-Ökonomie) (z.B. Adelheid Biesecker, Christiane Busch-Lüty, Friederike Habermann, Irmi Seidel, Christa Wichterich).

Ab den späten 2000ern knüpfte die Postwachstums- bzw. Degrowth-Bewegung sowohl an die „Grenzen des Wachstums“-Debatte der 1970er als auch an jüngere kapitalismus- und globalisierungskritische Diskurse (z.B. Tim Jackson, Giorgos Kallis, Serge Latouche, Niko Paech, Francois Schneider, aber auch Hans Christoph Binswanger) an.

3.7.2 Ontologie

Menschenbild

Den drei Ansätzen liegen ähnliche Menschenbilder zugrunde, allerdings werden unterschiedliche Schwerpunkte gesetzt. Die Gemeingüter-Ökonomie betont die menschliche Fähigkeit zur Kommunikation und Kooperation als wesentliche Voraussetzung für die Formulierung von Regeln und Normen, die eine gemeinsame Nutzung von Ressourcen oder gemeinsame Erzeugung (*peer production*) von Wissen und nicht-kommerziellen Gütern (wie Open Source Software) ermöglichen (Habermann 2016; Helfrich et al. 2010; Ostrom 1999a).

Care-Ökonominnen und -Ökonomen greifen das (nicht-geschlechtsneutrale) Verhältnis von Produktion und Reproduktion auf und diskutieren es unter dem Begriff „Care". Unter ihm wird „Sorge", im Sinne von „verwaltend" und „herstellend", verstanden. Auch hier wird die menschliche Eigenschaft zu kooperativem und kommunikativem Verhalten hervorgehoben. Menschen sind empathisch und reagieren aufeinander. An die Stelle von Sanktionen tritt Einsicht in die Notwendigkeit. Insbesondere wird intrinsische Motivation zu (kooperativem) Tätigsein betont (Habermann 2016; Kratzwald 2014).

Die Postwachstums- oder Degrowth-Bewegung schließt sich in ihrem Menschenbild an die oben genannten Eigenschaften und Fähigkeiten an, bezieht aber bei der Frage der Bedürfnisbefriedigung nicht-materielle Bedürfnisse wie z.B. nach Zeitwohlstand, Glück und Gesundheit stärker ein.

Natur- und Gesellschaftsverständnis

Alle drei Ansätze sind an den gesellschaftlichen Bedingungen des Wirtschaftens (und damit auch an Verteilung und Gerechtigkeit) interessiert und berücksichtigen in ihrer Analyse die ökologischen Grundlagen und Grenzen des Wirtschaftens.

Die **Gemeingüter-Ökonomie** fokussiert auf Institutionen der Gemeingüter-Wirtschaft. Gemeingüterwirtschaften sind dadurch geprägt, dass Regeln für die Bereitstellung und Nutzung einer Ressource ausgehandelt werden. Diese sollen, Produktions- und Nutzungsregime so regulieren, dass die Rate der Ressourcenentnahme an die (ökologischen) Reproduktionszyklen angepasst ist, um ein Versiegen der Ressource wegen Übernutzung zu verhindern. Durch die kommunikativen Prozesse des Aushandelns von Regeln für die Nutzung und Erhaltung von Commons entstehe eine direkte Verantwortlichkeit der Einzelnen gegenüber der Gruppe. Staatliche Einflussnahme oder marktwirtschaftliche Strukturen sind für die Reproduktion der Gemeingüter nicht notwendig und werden teils eher als störend angesehen. Allerdings ist eine Anerkennung der Commons-Strukturen durch staatliche und private Akteure – auch durch Recht – nötig (Die Zeit; Helfrich & Heinrich Böll Stiftung 2012; Ostrom 1999a).

Beispiel: Community Forest User Groups (CFUG)

Nach der friedlichen Revolution in Nepal entwickelten zivilgesellschaftliche Gruppen und kommunale Akteure in Zusammenarbeit mit staatlichen Stellen Governance-Ansätze „von unten", um Wasser- und Waldbestände zu bewirtschaften. Inzwischen werden 1,2 Mio. Ha Wald durch ca. 16.000 Community Forest User Groups (CFUGs) bewirtschaftet, wovon wiederum ca. 1,7 Mio. Haushalte oder 32 % der Bevölkerung Nepals profitieren. CFUGs haben das Recht, sich selbst zu regieren (Wahl der Exekutive, Sanktionen, eigene Regeln) und den Wald zu verwalten und nutzen. Ihnen ist erlaubt, Produkte aus dem Wald zu verkaufen, Unternehmen zu gründen, Profit zu machen, Preise festzulegen. Gleichzeitig sind sie verpflichtet, die Wälder zu pflegen und erhalten. In Folge der Einführung von CFUGs konnte die Waldübernutzung erfolgreich gestoppt und damit auch Wasserbestände und Flussläufe gesichert werden (Chapagain & Sanio 2012).

Der Blickwinkel der **Care-Ökonomie** richtet sich auf die reproduktiven Leistungen der Natur für den Menschen, wie z.B. die Bodenfruchtbarkeit oder den Wasserhaushalt. Zudem wird die Rolle der gesellschaftlichen Reproduktion für die materielle Produktion hervorgehoben. Vorsorge soll zum zentralen Prinzip des Wirtschaftens erhoben werden. Damit ist eine Wirtschaftsweise gemeint, die eine Übernutzung knapper Ressourcen verhindert. Menschliche Bedürfnisse nach materiellen Gütern werden nicht als unbegrenzt begriffen, sondern entsprechen bestimmten Grundbedürfnissen. (Materieller) Ersatzkonsum, der aus der nicht-Erfüllung originär emotionaler oder anderer nicht-materieller Bedürfnisse resultiert, und die daran anschließende Umweltbelastungen sollen vermieden werden. Gesellschaftliche Institutionen sind nötig, damit insbesondere für emotionale und andere Sorgearbeiten genügend Ressourcen bereitstehen und auch die ökologischen Grenzen berücksichtigt werden können. Die Care-Ökonomie beobachtet in modernen kapitalistischen Ökonomien eine Trennung zwischen einem produktiven Bereich (der Erwerbsarbeit für den Markt) und einem reproduktiven Bereich (den zumeist weiblichen Tätigkeiten jenseits des Marktes und den Leistungen der Natur). Letzterer fungiere als ‚Quelle' von Versorgung und sozialer Reproduktion sowie als ‚Senke' für Kosten, Lasten und Risiken des ersteren; die Leistungen des reproduktiven Bereichs würden aber gemeinhin ignoriert (Biesecker & Hofmeister 2006; Wichterich 2013). Dies reflektiere das gesellschaftliche Machtungleichgewicht zwischen den Geschlechtern wie auch zwischen Mensch und Natur, und begründe soziale Ungleichheiten. Auch in Bezug auf Gemeingüter wird kritisiert, dass Gemeingüterwirtschaften nicht zwingend eine geschlechtsneutrale Verteilung von Chancen und Einkommen vornehmen. Hierfür stelle staatliche Redistribution eine zentrale Voraussetzung dar. So wird der Ausbau staatlicher Umverteilung hin zu einem allgemeinen und bedingungslosen Grundeinkommen gefordert (Habermann 2016; Praetorius 2015).

Postwachstumsansätze gehen von der Begrenztheit ökologischer Ressourcen und Senkenkapazitäten aus. Diese begründen ihre Forderung, den „gesellschaftlichen Drang" nach Wirtschaftswachstum zu vermindern (Binswanger 2009; Latouche 2015; Paech 2012). Eine Entkopplung von Wachstum und Umweltbelastung wird als Schimäre verworfen, weil Rebound-Effekte Entlastungen zu (über-)kompensieren drohten (Paech 2012). Ansatzpunkte für eine Postwachstumsökonomie werden u.a. in Suffizienz, einer Balance zwischen Subsistenz- und Fremdversorgung und der Stärkung regionaler Ökonomien gesehen (ibid). Anderen Postwachstums-Autoren stellen die Qualität ökonomischer Prozessen in den Fokus, also z.B. *wie* und *zu welchen Bedingungen* produziert wird (Schneider et al. 2010). Wieder andere Autorinnen und Autoren der Postwachstumsbewegung stellen die Verteilungsfrage in den Vordergrund. Sie merken an, dass für bestimmte Gesellschaftsgruppen und in bestimmten Segmenten der Gesellschaft die materielle Ausstattung weiter wachsen müsse, insbesondere im Bereich der sozialen Dienstleistungen (z.B. Pflegebereich) (van Dyk 2015).

Rolle von Zeit

Die zeitliche Dimension wird von allen Strömungen integrativ berücksichtigt. Ausgehend von dem Gedanken, dass „Keine menschliche Produktion … möglich [ist], ohne dass die Natur schon produziert hat, und keine Erwerbsarbeit (…) ohne vorher geleistete Sorgearbeit" (Biesecker 2014), wird es als unabdingbar gesehen, die ökologischen und sozialen Eigen-, Regenerations- und Reproduktionszeiten (Zeiten der Natur, Zeiten des Sorgens) zu berücksichtigen. Sie stellen einen zentralen Bezugspunkt für die Entnahme und den Verbrauch natürlicher Ressourcen einerseits und die Gestaltung einer für Menschen „lebensfreundlichen" Wirtschaft andererseits dar. Während die Zeiten in der Sphäre des Marktes linear seien und dem Effizienzdenken unterliegen, erfordere eine (re)produktive, vorsorgende Ökonomie in der Perspektive des Vorsorgenden Wirtschaftens eine komplexe Zeitlandschaft, in der unterschiedliche Lebensphasen, Biographieverläufe, soziale und ökologische Zeitstrukturen berücksichtigt und (re)produktive Zeitmuster ermöglicht werden; ein Zugang hierzu wird in der radikalen Verkürzung der Erwerbsarbeitszeit gesehen (ibid).

3.7.3 Methode

Die Untersuchungen zur Gemeingüter-Ökonomie sind geprägt durch spieltheoretische Analysen und vor allem durch empirische Fallstudien (McKean 1992; Ostrom 1990, 1999b).

Stärker noch als die Gemeingüter-Ökonomie richtet die Care-Economy den Fokus auf das Verhältnis von Produktion und Reproduktion im Rahmen einer gendersensitiven Analyse. Es besteht ein transformatives Wissenschaftsverständnis, das durch reale Erprobung und Einübung in einer empirischen Umgebung Veränderungen in der Gesellschaft anstrebt (Habermann 2016).

Auch die Methoden der Degrowth-Bewegung sind eher auf Suchprozesse durch konkrete Experimente und den Erhalt und Aufbau von Strukturen orientiert als auf eine konsistente theoretische Fundierung.

3.7.4 Bezug zu Praktiken der Ökonomisierung

Eine Skepsis gegenüber **Monetarisierung** findet sich meist eher indirekt in der Literatur zu den hier ausgewählten Ansätzen pluraler Ökonomik. Sie lässt sich aus einem fundamentalen Zweifel an kapitalistischen Märkten ableiten – nicht nur im Hinblick auf deren Effizienz (gegen die bereits die Externalisierung hoher sozialer und ökologischer Kosten spreche). Vielmehr werden kapitalistische Märkte auch als wenig effektiv im Hinblick auf die Ermöglichung eines naturverträglichen und lebensfreundlichen Wirtschaftens bewertet. So schreiben beispielsweise Biesecker & Hofmeister aus Sicht der Care Ökonomie: „Das Ökonomische wird in einer nachhaltigen Gesellschaft nicht mehr das sein (können), was es heute noch ist. Es wird *kein durch Geldströme gesteuerter Marktmechanismus* sein, sondern eine (re)produktive Regulationsordnung. In ihr ist das Ökonomische gleichzeitig erweitert und durch politisch gesellschaftliche Bewertungs- und Gestaltungsprozesse geprägt: Ein im (Re)Produktiven verankerter ökonomischer Raum ist ein bewusst konstituierter sozialökologischer Handlungsraum“ (Biesecker & Hofmeister 2010; S. 77; eigene Hervorhebung).

Spezifische **Verfahren zur Entscheidungsunterstützung** sind nicht allgemein ausgearbeitet. In der Literatur zu den Ansätzen kommt ein breiter Methoden-Mix zum Einsatz, der einerseits partizipative Moderations- und Mediationsverfahren nutzt, um Entscheidungen in politischen Debatten zu treffen, und andererseits naturwissenschaftlich-technische Grundlagen (z.B. ökologische Belastungsgrenzen und ökologische Reproduktionsraten) einbezieht. Der Grundsatz der Effizienz (möglichst sparsamer Mitteleinsatz) wird hier zugunsten der Effektivität (möglichst hohe Zielerreichung) in den Hintergrund gerückt.

Staatliche Steuerung über **ökonomische Anreizinstrumente** wie Steuern und Subventionen wird nicht eindeutig beurteilt. Anhängerinnen und Anhänger der Gemeingüter-Ökonomie und von Postwachstumsansätzen sehen grundsätzlich mit einer gewissen Skepsis auf staatliche Steuerung und weisen auf Möglichkeiten der Selbstorganisation, Eigenmotivation und Eigenfinanzierung hin. Paech (2012) beispielsweise verweist auf den Unwillen der Wirtschaft und die Unfähigkeit der Politik, sich von der Idee des Wachstums zu trennen (in letzterem Fall: Wählerinnen und Wählern die Notwendigkeit von ‚Verzicht‘ zu vermitteln); alleiniger Hoffnungsträger bleibe damit die engagierte Zivilgesellschaft. Ostrom und weitere Gemeingüter-Ökonomen haben auf Grundlage empirischer Fallstudien Prinzipien abgeleitet, die jenseits von Markt und staatlicher Regulierung (und damit auch jenseits ökonomischer Anreizinstrumente) eine gemeinsame und nachhaltige Ressourcennutzung ermöglichen sollen.[35] Die Care-Ökonomie sieht zumindest für den reproduktiven Bereich einen höheren Bedarf an

[35] Damit ein Ressourcenpool langfristig gemeinsam genutzt werden kann, sollte die Gruppe der Nutzerinnen und Nutzer abgrenzbar sein und der Ressourcenpool möglichst vorhersehbare Erträge erbringen. Die jeweilige Gruppe muss ein gemeinsames Verständnis über die Bedingungen und Voraussetzungen entwickeln, die für die Nutzung und Reproduktion der Ressource notwendig sind. Eine Basis für das Vertrauen der Mitglieder der Community untereinander ist dann gesichert, wenn einfache und schnell wirksame Mechanismen zur Kontrolle, Sanktionierung bei Verstößen und Konflikten entwickelt sind. Außerdem muss die Form der Governance durch äußere – staatliche wie private – Institutionen aner-

staatlichen Leistungen und schlägt dafür ein bedingungsloses Grundeinkommen vor, um die Produktions- und Reproduktionssphäre gleich zu stellen. Sie ist offen für ökonomische Anreizinstrumente (Steuern, Subentionen), sofern diese helfen, die soziale und natürliche Substanz der reproduktiven Sphäre zu erhalten.

Allen untersuchten Ansätzen gemein ist die Ablehnung der **Definition privater Eigentumsrechte**, der **Inwertsetzung** und **Kommodifizierung** sowie der **Schaffung von Märkten**. Dabei wird auf entstehende soziale Ausschlüsse, Fehlsteuerungen und Ressourcenverschwendung verwiesen. Gemeingüter-Ansätzen kritisieren die Umwandlung von Gemein- in Privateigentum („Einhegung" oder „*enclosure*") als ausgrenzend, sozial ungerecht, zerstörerisch in Bezug auf traditionelle soziale Beziehungen (Boyle 2003). Im Fall (intellektueller) Eigentumsrechte an immateriellen Gemeingütern (Softwarecode, Algorithmen, Geninformation etc.) wird zudem darauf hingewiesen, dass solche Rechte Einzelnen – oft Konzernen – eine kritische Monopolmacht über eine Vielzahl von Menschen verleihen und Innovation eher ausbremsen als befördern (ibid). Allerdings werden Eigentumsrechte – in ihrer weiten Definition (vgl. Kapitel 2.4) – nicht per se abgelehnt: So werden zur Erhaltung freier Softwareentwicklung beispielsweise Creative Commons Lizenzen befürwortet. Diese regulieren und beschränken die Nutzung der gemeinschaftlich entwickelten Produkte – aber eben zum Erhalt ihrer weiteren freien Nutzbarkeit. Soziale, bedürfnisorientierte Nutzungsrechte rücken damit an die Stelle privater, individueller Eigentumsrechte. In der Care-Ökonomie wird vor allem die Ökonomisierung von Sorgetätigkeiten, die Verdrängung der Care- durch eine Marktlogik kritisch beleuchtet: Das Erbringen von Sorgeleistungen soll nicht auf eine instrumentelle Sorgetätigkeit reduziert werden (auf den Warenaspekt von Sorge), während die kommunikativen und sozial integrativen Dimensionen der Tätigkeit dem Rationalisierungs- und Produktivitätserhöhungsdruck geopfert werden (z.B. Jochimsen 2003; Wichterich 2013). Im Zentrum von Postwachstums-Ansätzen schließlich stehen materielle und nicht-materielle Bedürfnisse, für deren Befriedigung entsprechende Institutionen geschaffen werden sollen. Ein besonderes Augenmerk wird dabei gerade auf nicht-kommerzielle und nicht-profitorientierte ökonomische Aktivitäten gelegt, wie z.B. Umsonstläden und soziale Zentren. Diese verstehen sich als sozial inklusiv, basieren auf Freiwilligkeit und freier Assoziation. Hierbei bestehen auch fließende Übergänge zur Solidarischen Ökonomie oder zur Transition Town Bewegung.

Wie aus den bisherigen Ausführungen implizit hervorging, kritisieren die betrachteten pluralen Ansätze die Einführung **marktwirtschaftlicher Prinzipien in der öffentlichen Aufgabenerledigung, Deregulierung und Privatisierung**. Aus der Kritik am kapitalistischen Markt resultiert aber keine unkritische Hinwendung zum Staat. So ist die Gemeingüter-Ökonomie insgesamt gegenüber staatlichen Eingriffen skeptisch eingestellt und befürwortet das Prinzip der zivilgesellschaftlichen Selbstorganisation – Friederike Habermann (2009) spricht von „Halbinseln gegen den Strom".

kannt sein. Nach Ostrom müssen diese Grundprinzipien für spezifische Anwendungskontexte modifiziert, entwickelt und umgesetzt werden, damit eine Gemeingüter-Ökonomie langfristig erfolgreich bestehen kann (Ostrom 1990).

3.8 Fazit: Heterogenität der ökonomischen Perspektiven auf die Praktiken der Ökonomisierung

Die obige Darstellung der ökonomischen Schulen zeigt auf unterschiedlichen Ebenen Bezüge zur Ökonomisierung auf. Im Folgenden wird diskutiert, wie die verschiedenen Schulen sich zu den genannten Praktiken der Ökonomisierung im Umwelt- und Naturschutz positionieren. Welche Aspekte werden als vorteilhaft dargestellt, welche werden kritisiert und welche Gestaltungsoptionen und Alternativen ergeben sich daraus für die Umweltpolitik?

3.8.1 Monetarisierung

Aus der **Neoklassik** ergeben sich wichtige theoretische und methodische Grundlagen und Begründungen für eine Monetarisierung. Diese Perspektive befürwortet eine Monetarisierung, da nur über Preissignale Änderungen des Verhaltens von Wirtschaftssubjekten herbeigeführt werden können. Eine monetäre Bewertung bzw. Inwertsetzung von „kostenlosen" Umweltgütern stellt daher die naheliegende Lösung für Umweltprobleme dar. Für Umweltschäden Kostenfaktoren in (scheinbar) eindeutigen Größen zu bestimmen, schafft eine scheinbar objektive Grundlage für weitere politische Entscheidungen, die verglichen und interpretiert werden können.

Für die **Umwelt und Ressourcenökonomik**, aber auch die **Ökologische Ökonomik** soll eine Monetarisierung von Umweltgütern und -schäden helfen, bei der Bevölkerung und in der Wirtschaft ein Bewusstsein für Umweltprobleme zu schaffen und für politische Entscheidungsprozesse „sichtbar" zu machen. Für die **Umwelt- und Ressourcenökonomik** stellt die Monetarisierung eine Voraussetzung für die gewünschte Internalisierung externer Effekte zur Korrektur von Marktversagen dar und so für die effiziente Allokation von Ressourcen und das effiziente „Management" von Umweltschäden.

Von Vertreterinnen und Vertretern des **Ökonomischen Institutionalismus** und der **Ökologischen Ökonomik** wird ins Feld geführt, dass eine Monetarisierung andere, ebenfalls legitime Ziele in den Hintergrund drängten. Wird der Geldmaßstab Grundlage von Bewertungen, kommen andere gesellschaftliche Bewertungsgrundlagen (z.B. ethische, kulturelle, traditionelle) weniger zur Anwendung und büßen an Legitimität ein: „Die Sprache des Geldes dominiert die anderen Werte" (Martínez-Alier 2002). In dem Wachstums-, Arbeitsplatzeffekte etc. mit dem Verlust von Arten oder Ökosystemleistungen verrechnet werden, werden außerdem nicht-vergleichbare (inkommmensurable) Dinge gegeneinander aufgewogen und gegeneinander ausgespielt. Unter methodischen Gesichtspunkten wird die Validität und Reliabilität ökonomischer Bewertungen von Natur auf Basis der oben genannten Verfahren bezweifelt (Baveye et al. 2013; Robertson 2006; Spash 2008).

Vertreter/innen der **Ökologischen Ökonomik**, aber auch der **Umwelt- und Ressourcenökonomik** haben Grenzen der Monetarisierung identifiziert, wenn Entscheidungen unter großen Unsicherheiten und Schadenswahrscheinlichkeiten gefällt werden oder wenn irreversible Naturzerstörungen drohen. Hier sollen Obergrenzen (z.B. für Emissionen) dafür sorgen, dass kritische Werte bzw. ökologische Kipp-Punkte nicht überschritten werden. Unter ethischen Gesichtspunkten wird die Tatsache als problematisch erachtet, dass die ökonomische Bewertung grundsätzlich nur am Nutzen für den Menschen interessiert sei (anthropozentrisch, instrumentell), nicht an Eigenwerten der Natur (Eser & Potthast 1999; Jax et al. 2013).

Damit befinden sich umweltpolitische Entscheiderinnen und Entscheider in einem Spannungsfeld: Zum einen agieren sie in einem (bereits „ökonomisierten") Umfeld, in dem Zahlen die Durchsetzungsfähigkeit ihrer Anliegen in der Regel stärken. Zum anderen bestehen teilweise berechtigte methodische, ontologische, ökologische und ethische Zweifel am Wert und der Legitimität von Monetarisierung.

Ein Ausweg aus diesem Dilemma könnte sein, Monetarisierung zwar voranzubringen, aber dabei stärker ihre Grenzen in den Blick zu nehmen. In der Methodenkonvention des Umweltbundesamtes (UBA & IER 2013) könnte beispielsweise klarer verankert werden, in welchen besonders kritischen Fällen von einer Monetarisierung abgesehen werden sollte (vgl. Kapitel 3.4.4). Wo Monetarisierung allerdings als vorteilhaft erachtet wird, sollten entsprechende Prozesse partizipativ ausgestaltet werden. Neben wirtschaftlichen sind meist auch andere Interessen und Bedürfnisse mit einer bestimmten umweltpolitischen Entscheidung verknüpft. Über die Diversität der verschiedenen Ansprüche, Ziele und Zielkonflikte sollte ein transparentes Bild geschaffen werden. Für den Entscheidungsfindungsprozess ist es notwendig, dass die verschiedenen Bewertungen nachvollziehbar und begründet priorisiert und entsprechende Konsequenzen aufgezeigt werden.

3.8.2 Ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung in Politik und Planung

Die **Neoklassik** begründete die Kosten-Nutzen-Analyse, die später von der **Umwelt- und Ressourcenökonomik** zu einem breiteren Set ökonomischer Verfahren der Entscheidungsunterstützung in Politik und Planung ausgebaut wurde.

Insbesondere die **Ökologische Ökonomik** macht auf die Grenzen und Schwierigkeiten ökonomischer Verfahren der Entscheidungsunterstützung aufmerksam: Die auf dem Maßstab der ökonomischen Effizienz basierenden Verfahren legitimierten eben die effizientesten Politikmaßnahmen und drängten andere Maßstäbe und Werte (z.B. Gerechtigkeit, Eigenwerte der Natur) in den Hintergrund. Für politische Entscheidungssituationen (z.B. Bundesverkehrswegeplan) werden Kosten-Nutzen-Analysen und die genauen Parameter ihrer Durchführung bereits vorgeschrieben. Die Verankerung dieser Methoden in Gesetzgebungs- oder Planungsprozessen erhebt deren Ergebnisse zu zentralen Entscheidungsparametern: Die Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Analysen geben oft den Ausschlag für die Entscheidung – unabhängig davon, unter welchen Unsicherheiten diese entstanden sind oder welche Ansprüche hierbei unbeachtet geblieben sind. Ethisch problematisch sei auch, dass nicht-verrechenbare (inkommensurable) Dinge gegeneinander aufgerechnet würden (z.B. Artenschutz vs. Arbeitsplätze). Weil sich Nutzen schlechter in Geldeinheiten messen lässt, bestehe die Gefahr einer systematischen Überbewertung von Kosten. Dies ist insbesondere für Umweltpolitik von Nachteil, deren kurzfristige Kosten ihren langfristigen Nutzen (auch in Form vermiedener Folgekosten, z.B. für Sanierungsmaßnahmen) in den Schatten stellen mag. Die Diskontierung künftiger Nutzen und Kosten, insbesondere bei langfristig wirksamen Maßnahmen, spiegle oft auch die Interessen zukünftiger Generationen nicht angemessen wider und ignoriere Interessen „der Natur". Bei nicht umkehrbaren und im Ausmaß nicht absehbaren Schädigungen sollen daher Obergrenzen (z.B. für Emissionen) dafür sorgen, dass kritische Werte bzw. ökologische Kipp-Punkte nicht überschritten werden.

Im Rahmen aktuell genutzter ökonomischer Verfahren der Entscheidungsunterstützung – von der allgemeinen Gesetzesfolgenabschätzung bis zum Bundesverkehrswegeplan – wäre eine Bestandaufnahme hilfreich, in welchem Maß und durch welche Mechanismen es ggf. zu Verzerrungen zulasten von Umweltinteressen kommt. Daraus gälte es Reformbedarfe aus ökologischer Sicht abzuleiten. So ist beispielsweise der Fokus der Gesetzesfolgenabschätzung auf Kosten – für die öffentlichen Haushalte, die Wirtschaft und Verbraucher/-innen – und die weitgehende Vernachlässigung von Nutzen für umweltpolitische Gesetzesvorhaben in der Praxis oft nachteilig: Die Vorhaben verursachen oft kurzfristige Kosten, unter anderem bei der Wirtschaft (vielfach in der Rolle des Verursachers), während der Nutzen oft indirekt und damit schwer zu quantifizieren bzw. monetarisieren ist. Auch fällt der Nutzen eher langfristig an, zum Beispiel in Form unterbleibender Folgekosten (für Sanierung etc.). Nicht zuletzt entsteht der Nutzen oft in der Breite der Gesellschaft (z.B. vermiedene Gesundheitsschäden), und nicht unbedingt (oder nicht ausschließlich) bei der Wirtschaft – und nur für diese spezifiziert die ein-

schlägige Arbeitshilfe[36] (BMWi 2010; S. 7) die Notwendigkeit, auch „Nutzen oder Vorteile" darzustellen.[37] Entsprechende aus Umweltperspektive problematische Vorgaben in unterschiedlichen Verfahren (vgl. Kapitel 2.2) sollten analysiert werden und Vorschläge für ihre Überarbeitung gemacht werden.

Geht man über Kosten-Nutzen-Analysen hinaus, so hat insbesondere die **Ökologische Ökonomik** mehrdimensionale und integrierte (z.B. Multikriterien-)Analysen vorgeschlagen. Diese berücksichtigen neben Kosten und Nutzen auch weitere Werte (z.B. ökologische, soziokulturelle) und können so unter Einbezug verschiedener Zielsetzungen zu problemadäquaten Ergebnissen führen. Eine Gewichtung der verschiedenen Ziele und Zielkonflikte soll durch gesellschaftliche Debatten erfolgen. Dazu sind transparente Strukturen nötig, die eine breite Partizipation ermöglichen. Eine abschließende Gesamtaggregation der Ergebnisse mehrdimensionaler Verfahren wird allerdings als problematisch erachtet, weil sie wiederum (teils inkommensurable) Werte gegeneinander aufwägen würde.

Es existieren zahlreiche, zum Teil sehr komplexe multi-kriterielle und partizipative Verfahren der Entscheidungsunterstützung (Triantaphyllou 2000). Diese können für Gesetzgebungs- oder Planungsverfahren herangezogen und angepasst werden, um konkrete Bedarfe zu identifizieren und Zielkonflikte in umweltpolitischen Entscheidungssituationen besser zu berücksichtigen. Hierzu sollten Vorgehensweisen erprobt und weiter erforscht werden. Prozesse und Prozessschritte könnten in einer Art Methodenkonvention festgelegt und für die Nutzung z.B. in Gesetzesfolgenabschätzungen herangezogen werden. Analog zu den Prozessschritten in Ökobilanzierungs-Methoden, die in ISO-Normen festgelegt sind, könnte daraus die Grundlage für eine Methodik entwickelt werden. Dieser Schritt wäre notwendig, um der weit verbreiteten und elaborierten Kosten-Nutzen-Analyse eine praxistaugliche methodische Erweiterung entgegen setzen zu können. Es bestünde dadurch eine höhere Chance, dass ökologische Schranken direkte und unmittelbare Beachtung finden und frühzeitig und integrativ in den Entscheidungsprozess einbezogen werden. Außerdem verbindet sich damit eine Möglichkeit, den Prozess so auszugestalten, dass umweltpolitische Entscheidungen besser legitimiert und vermittelt werden können (z.B. durch partizipative Verfahren). Dominieren die Ergebnisse von Kosten-Nutzen-Analysen als gefühlte „Sachzwänge" die Umweltpolitik, so laufen diese Entscheidungen unter Umständen Gefahr, als technokratisch und anti-demokratisch wahrgenommen zu werden.

3.8.3 Ökonomische Anreizinstrumente

Die **Neoklassik** befürwortet Steuern und Subventionen für die Internalisierung externer Effekte, um relative Preise zu ändern und Verhaltensänderungen der Wirtschaftssubjekte zu bewirken. Die **Umwelt- und Ressourcenökonomik** fordert für (pareto-)effiziente Marktergebnisse insbesondere Verhandlungslösungen und die Zuweisung durchsetzbarer Eigentumsrechte. Hiermit sind auch die Hoffnungen verbunden, dass durch die Schaffung von Umweltmärkten Innovationen und wirtschaftliche Dynamiken ausgelöst werden.

Vor allem umweltbezogene Steuern sind im politischen Aushandlungsprozess nur schwer durchsetzbar. Eine verbesserte Steuerung von ökonomischen Aktivitäten bedarf einer sorgfältigen Auswahl der Besteuerungsgrundlagen und einer Analyse der Inzidenz, um die Belastungswirkungen der materiellen Steuerlast zu prüfen. Durch Überwälzung der Steuerlast wird deren beabsichtigte Steuerungswirkung möglicherweise geschmälert oder sie führt durch Ausweichreaktionen der Marktteilnehmer gar zu gegenteiligen Effekten. Steuern können nicht an einen spezifischen Zweck gebunden werden, son-

[36] des Bundeswirtschaftsministeriums zur Ermittlung der „Kosten für die Wirtschaft" in der Gesetzesfolgenabschätzung.

[37] Ökologische wie auch soziale Wirkungen eines Regelungsvorhabens können grundsätzlich Gegenstand einer Gesetzesfolgenabschätzung sein (vgl. Gemeinsamen Geschäftsordnung der Bundesministerien, GGO § 44). Sie sind in der GGO allerdings im Unterschied zu den erwähnten Kostenfolgen nicht explizit genannt und werden in der Praxis häufig nicht betrachtet (Jacob et al. 2009).

dern fließen immer in den allgemeinen Haushalt. Dennoch wurden auch bei der ökologischen Steuerreform politische Zusagen gemacht, einen Teil des Steueraufkommens zur Senkung der Lohnnebenkosten zu verwenden und um Defizite in der Rentenversicherung zu finanzieren. Möglicherweise wurde durch die Zweckbindung eine höhere Akzeptanz bei der Einführung der Steuer geschaffen.

3.8.4 Eigentumsrechte und die Schaffung von Märkten

Definierte Eigentumsrechte sind für die **Umwelt- und Ressourcenökonomik** eine wesentliche Voraussetzung, dass der Nutzen von Natur in Wert gesetzt werden kann. Die Kosten, die durch Umweltschäden anfallen, können aufgezeigt werden und Preise als ökologisches Steuerungsinstrument genutzt werden.

Von einigen Vertretern/-innen der **Ökologischen Ökonomik** und der **Gemeingüter-Ökonomik** wird die Zuweisung von exklusiven Eigentumsrechten an vormals freien Gütern allerdings kritisiert. Dabei wird befürchtet, dass die wirtschaftlichen Interessen gegenüber staatlichen oder gesellschaftlichen im Naturschutz an Einfluss gewinnen und diese dominieren können (Farley 2012; Kill 2015a; Unmüßig et al. 2012). Werden Ökosystemfunktionen monetär „in Wert" gesetzt und wie Waren auf Märkten behandelt, so wird befürchtet, dass der Markt kommerziellen Gesetzmäßigkeiten folgt, nicht ökologischen Prozessen. Nicht zuletzt können durch Definition von Eigentumsrechten soziale Ausschlüsse hervorgerufen werden. In dieser Hinsicht werden unter anderem Offset-Mechanismen der internationalen Klimapolitik seit Jahren kritisiert.[38]

Aus den Befunden der Theorien kann für Umweltpolitik geschlossen werden, dass die Konzeption und Umsetzung von Umweltschutzmaßnahmen bestehende Nutzungen berücksichtigen sollte. Eigentumsrechte bestehen aus einem Bündel von Rechten (z.B. Nutzung, Vererbung, Veräußerung usw.). Daher sollte vorab geklärt werden, welche Nutzungen erwünscht und welche unterlassen werden sollten (z.B. private Nutzung vs. gewerbliche Nutzung). Frühzeitig sollten betroffene Bevölkerungsteile über anstehende Maßnahmen informiert und deren Wünsche und Bedürfnisse angemessen in der Konzeption berücksichtigt werden. Auf UN-Ebene wird hierfür das FPIC-Prinzip (*free, prior and informed consent*) eingesetzt.

Das Problem der Übernutzung freier oder öffentlicher Güter ist für die **Gemeingüter-Ökonomie** eine zentrale Problemstellung. Für eine erfolgreiche Ressourcenbewirtschaftung liegen zahlreiche theoretische und empirische Erfahrungen vor (z.B. Ostrom 1999a). Welche Möglichkeiten sich daraus für die Umweltpolitik ergeben, insbesondere wie eine langfristig funktionierende Ressourcenbewirtschaftung auch jenseits der lokalen Ebene über soziale Prozesse und Aushandlungsverfahren erfolgen kann, welche Regeln nötig sind, sollte als Baustein einer zukünftigen Umweltpolitik konkreter untersucht werden. Vereinzelte Anknüpfungspunkte bieten sich dabei mit dem Thema der sozialen Innovationen.

3.8.5 Marktprinzipien in staatlicher Aufgabenerledigung, Deregulierung und Privatisierung

Neoklassik und **Umwelt- und Ressourcenökonomik** sehen Eingriffe des Staates als kritisch an. Diese Perspektive legitimiert die Verbreitung von marktwirtschaftlichen Prinzipien in der Daseinsvorsorge und der Bereitstellung öffentlicher Güter. Fürsprecher von Deregulierung und Privatisierung beschreiben als Chancen davon die Stärkung von Investitionen, wirtschaftliches Wachstum und Innovation, von Eigeninitiative und Selbstregulierung und das Nutzen des Informations- und Effizienzvorsprungs des Marktes gegenüber dem Staat.

---

[38] Im Rahmen von REDD+ („Reducing Defrestation and Forest Degradation in Developing Countries") wurde ein Mechanismus entwickelt, der Staaten oder Unternehmen erlaubt, ihren CO_2-Ausstoß durch Finanzierung von Waldschutzprojekten zu kompensieren. Das Beispiel der Kalimantan Forest and Climate Partnership (KFCP) in Indonesien zeigt solche sozialen Ausschlüsse: Die lokale Bevölkerung und deren Bedürfnisse wurden bei der Konzeption nicht berücksichtigt. Traditionelle Nutzungen der indigenen Bevölkerung des Waldes (z.B. Sammeln von Heilpflanzen, Sammeln von Nahrung usw.) wurde durch polizeiliche Maßnahmen eingeschränkt (Keller 2013).

Der **Ökonomische Institutionalismus** hebt demgegenüber den Nutzen staatlicher Eingriffe in wirtschaftliche Prozesse vor, insbesondere angesichts von sozialen Kosten des Wirtschaftens. Statt Deregulierung wird ein aktiver Staat propagiert, in dem wirtschaftliche Aktivitäten an sozialen und ökologischen Minimalstandards ausgerichtet sind. Ähnlich findet sich in der **Ökologischen Ökonomik** eine Skepsis gegenüber der vermeintlichen Effizienz von Märkten und ein Anerkennen der Notwendigkeit, Wirtschaft und Ökologie durch Institutionen (u.a.: einen aktiven Staat) in Balance zu halten. Im Anschluss an diese Ansätze wäre die in Deutschland geltende one-in-one-out Regel zu verwerfen, nach der sich der Erfüllungsaufwand der gewerblichen Wirtschaft durch neue Gesetze nicht erhöhen darf und für neue „Belastungen" bisherige „Belastungen" in gleichem Maße abgebaut werden sollen: Sie macht (methodisch zudem umstritten errechnete) Kosten der Wirtschaft zum Maßstab von Regelsetzung statt sozialer Bedürfnisse und ökologischer Notwendigkeiten.

Ein „Weniger an Staat" lässt sich allerdings nicht nur auf die Neoklassik und Umwelt- und Ressourcenökonomik, sondern teilweise auch auf **heterodoxe Ansätze** zurückführen. Ihnen geht es jedoch in erster Linie darum, Individuen stärker an der Bewirtschaftung von Gemeingütern zu beteiligen. Gemeingüter könnten (ggf. mit staatlicher Unterstützung) von der Zivilgesellschaft selbstverwaltet werden. Da Umweltschutz zu einem hohen Grad von Freiwilligen geleistet wird, aber diese Strukturen oft unterfinanziert sind und insgesamt auch die Beteiligung stark nachgelassen hat, stellt sich für Umweltpolitik die Frage, ob diese Arbeit im Rahmen von öffentlichen (Umwelt-) Gütern als Teil der allgemeinen Daseinsvorsorge verstanden und entsprechend steuerfinanziert vergolten werden sollte. Die Forderungen der Care-Ökonomie aufgreifend, könnte die Einführung eines allgemeinen und bedingungslosen Grundeinkommens geprüft werden, um eine solide finanzielle Basis für die Bewirtschaftung von Gemeingütern zu schaffen.

4 Marktlogik und Wettbewerb im Umweltschutz: Erfahrungen mit der Schaffung von Umweltmärkten anhand von drei Fallbeispielen

In diesem Kapitel wird bei einer der Ökonomisierungspraktiken exemplarisch eine empirische „Tiefenbohrung" durchgeführt, um sich Wirkmechanismen und Nachhaltigkeitswirkungen im Detail anzuschauen: der Schaffung von Märkten durch Einführung handelbarer Rechte im Umwelt- und Naturschutz. Wie in Kapitel 2.5 dargestellt, erlauben es handelbare Rechte Rechteinhabern mit höheren Kosten der Verschmutzungsminderung bzw. Ressourcenausbeutung, auf Märkten ihre Rechte an Akteure mit niedrigeren Kosten zu verkaufen. So soll eine effiziente Erreichung von Umweltzielen ermöglicht werden. Die handelbaren Rechte können sich auf unterschiedliche Gegenstände beziehen (Ressourcenextraktions-, Verschmutzungsmengen, Ausbauziele etc.) und basieren auf verschiedenen Mechanismen (Cap & Trade vs. Crediting/ Offsetting).

Grund unserer Fokussierung auf Umweltmärkte und handelbare Rechte ist einerseits ein hohes politisches Interesse. So wird die Einführung eines Kompensations- oder Offset-Mechanismus für Schäden an biologischer Vielfalt (außerhalb geschützter Gebiete) im Rahmen der EU-Biodiversitätsstrategie geprüft (Ziel 2, Aktion 7). Andererseits werden diese Instrumente im Naturschutz am kontroversesten diskutiert.

Wie sind solche politischen Bestrebungen also zu bewerten? Ist es aus Nachhaltigkeitssicht vorteilhaft, wenn Natur über das bestehende Maß mittels Eigentumsrechten angeeignet wird, einen Preis erhält und auf Märkten gehandelt wird – oder entstehen so zusätzliche Schwierigkeiten („Probleme 2. Ordnung")? Die nähere Betrachtung von drei Fällen lässt zwar keine Verallgemeinerung zur Bewertung von Ökonomisierungspraktiken in der Breite zu. Sie soll hier aber Gelegenheit bieten, sich mit der Komplexität der Instrumente wie auch ihrer Nachhaltigkeitsbewertung in größerem Detail auseinanderzusetzen.

Zur Beantwortung der Frage nach ihrer Bewertung werden sechs Hypothesen zu den Nachhaltigkeitswirkungen marktbasierter Instrumente aus der Literatur abgeleitet. Anschließend werden sie an drei Fallbeispielen handelbarer Rechte im Naturschutz bzw. Management natürlicher Ressourcen diskutiert:

- Conservation Banking in den USA
- Handelbare Fischereiquoten in Island
- Stickstoffhandel in Neuseeland (Lake Taupo)

Die Hypothesen beziehen sich auf mögliche Kosteneffizienz, Innovations-Wirkung, ökologische Effektivität, motivationalen Verdrängungseffekte, soziale Ausschluss-Wirkungen und politische Lock-In Effekte der Instrumente.

4.1 Die Hypothesen

Die folgenden Hypothesen entstammen weitgehend der Literatur zu den in Kapitel 3 untersuchten ökonomischen Schulen (Hypothese 1-3 v.a. Umweltökonomik, Hypothese 4-5 Ökologische Ökonomik, Commonsforschung). Hypothese 6 ist stärker von der oben nicht näher betrachteten evolutionsökonomischen Literatur (bzw. historisch-institutionalistischen Ansätzen der Politikwissenschaft) beeinflusst. Die ersten drei Thesen sprechen, falls bestätigt, für die Nutzung von Umweltmärkten (Zertifikatshandel), die Thesen 4-6 dagegen.

4.1.1 Hypothese 1: Kosteneffizienz

Eines der zentralen Legitimationsargumente aller ökonomischer Instrumente und insbesondere von Systemen handelbarer Rechte ist, dass sie es erlauben, eine bestimmte Umweltqualität zu volkswirtschaftlich niedrigeren Kosten zu erzielen als andere Instrumente, also „kosteneffizient" sind (Hypothese 1a) (Baumol & Oates 1975; Coase 1960; Hahn & Stavins 1991). Dies kann niedrigere (Umsetzungs-, Kontroll-) Kosten beim Staat wie auch niedrigere (Umstellungs-, inkl. Investitions-) Kosten bei den Wirtschaftssubjekten umfassen. Industrielle Verschmutzer oder natürliche Ressourcennutzer entscheiden auf Grundlage unternehmerischen Kalküls, ob sie Umweltverschmutzung durch weniger umweltschädliche Technologien und Praktiken reduzieren oder (zusätzliche) Verschmutzungsrechte ankaufen. Die Annahme ist, dass diejenigen Marktteilnehmer, für die es (aufgrund ihrer Vermeidungs- und Opportunitätskosten) günstiger ist, Verschmutzung zu vermindern als Zertifikate anzukaufen, Umweltbelastung mindern werden (Hahn 1993; Hansjürgens & Schröter-Schlaack 2008; Pearce 2004). Die (umwelt-)ökonomische Theorie legt nahe, dass die Verminderung von Verschmutzung bzw. Degradation natürlicher Habitate so insgesamt kostengünstigster realisiert werden kann als mithilfe beispielsweise ordnungsrechtlicher Instrumente, bei gleichzeitig hoher Flexibilität der Normadressaten. Als Voraussetzungen für optimale Ergebnisse gelten eine gewisse Marktgröße und gewisse Unterschiede in den Vermeidungskosten der beteiligten Akteure. Dann können ausreichend Anbieter adäquate Angebote unterbreiten und ausreichend Nachfrager diese auch abnehmen, und der Preis bestimmt sich nicht über die Marktmacht einzelner Rechteinhaber (Feess & Seeliger 2013; Thum & Wätzold 2007; Tietenberg 2006). Auch wenn die Cap ambitioniert und verbindlich ist, fördert dies die Anzahl von Transaktionen zwischen Rechteinhabern und damit das Potenzial, Kosteneffizienz zu steigern.

Darüber hinaus wird teilweise ins Feld geführt (Hypothese 1b), dass handelbare Rechte es gerade wegen ihrer Kosteneffizienz auch erlauben, ambitioniertere politische Ziele zu setzen, weil sie zu denselben volkswirtschaftlichen Kosten zu erreichen sind wie nicht-marktliche, nicht-anreizbasierte Instrumente (Stavins 1995).

4.1.2 Hypothese 2: Innovationsanreiz

Eng gekoppelt mit dem Argument der („statischen" Kosten-) Effizienz (vgl. Hypothese 1) ist die ebenfalls in der umweltökonomischen Theorie verankerte Hypothese, dass ökonomische Instrumente einschließlich handelbarer Rechte bei den Normadressaten einen steten Anreiz zu Innovation bieten („dynamische Effizienz", Cames 2010; Fischer et al. 2003; Jaffe et al. 2003). Innovation lässt sich dabei verstehen als technische, organisatorische oder sonstige Verbesserungen im (industriellen, landwirtschaftlichen etc.) Prozess von Produktion, Produktgestaltung oder Ressourcenmanagement. Im gegebenen Kontext sollen diese zu einer relativen Entlastung der Umwelt führen. Insbesondere bei ambitionierten Zielen haben Marktteilnehmer mit günstigen Vermeidungskosten einen Vorteil, wenn sie in weitere Vermeidung investieren. Umweltinnovationen seien der Weg zu diesem Ziel. Der Lohn der Innovation besteht in sinkenden Kosten der Rechtseinhaltung und ggf. in der Möglichkeit, Zertifikate gewinnbringend an andere Marktteilnehmer verkaufen zu können (Jänicke & Lindemann 2010; Tietenberg 2006).

4.1.3 Hypothese 3: Ökologische Effektivität

Bei Cap & Trade Mechanismen wird ein absolutes Reduktionsziel für die Verschmutzung, eine Gesamtquote für Ressourcenextraktion oder ein ökologisches Ausbauziel ordnungsrechtlich festgesetzt. Es gilt als eine der Stärken von Cap & Trade-Rechtehandel, dass die Erreichung des Mengenziels im Design des Instrumentes angelegt ist („ökologische Treffsicherheit") (Feess & Seeliger 2013; Hansjürgens & Schröter-Schlaack 2008; Rogall 2008). Selbst Kompensationsmechanismen (Offsetting) zielen i.d.R. mindestens auf den Ausgleich eines anderswo entstandenen Verlustes an Umweltqualität und sollten so eine Nettoverschlechterung des Umweltzustands verhindern (z.B. „no net loss" von Bio-

diversität). Je nach Ausgestaltung wird sogar argumentiert, dass Kompensationsmechanismen auch eine Nettoverbesserung ermöglichen („net gain") (Gardner et al. 2013; Kate et al. 2004).

4.1.4 Hypothese 4: Motivationale Verdrängungseffekte

Ein Einwand gegen die Nutzung ökonomischer Anreizinstrumente (vgl. Kapitel 2.3) und eine Kommodifizierung von Umwelt, Biodiversität oder Ökosystemleistungen (Kapitel 2.4 und 2.5) ist, dass die monetäre Honorierung von Umwelt- und Naturschutzpraktiken intrinsische Motivation zu Umwelt- und Naturschutz verdrängen kann („Crowding-Out" Effekt) (Rode et al. 2015). Dies gilt insbesondere dann, wenn der gesetzte Anreiz von den Zielgruppen als ‚kontrollierend' (statt: unterstützend) empfunden wird, und damit deren Selbstbestimmung oder Selbstwertschätzung sinken (Frey & Jegen 2001). Unangemessen hohe finanzielle Belohnungen haben ein besonderes Potenzial, intrinsische Motivation zu verdrängen (ibid). Eine verwandte Argumentation ist, dass Zahlungen, indem sie die Handlungslogik von Individuen verändern – vom Tun dessen, was „angemessen" ist, zum Verfolgen des größten instrumentellen Nutzens – faktisch nicht *mehr* Aktivitäten hervorrufen, sondern nur Mitnahmeeffekte bewirken (Titmuss et al. 1972) oder die Motivation zum Mitmachen absolut mindern (Primmer et al. 2014). Manche Autoren argumentieren, dass bereits die monetäre Valuierung von Natur zur Verdrängung nicht-ökonomischer Naturschutzmotive führen kann (Neuteleers & Engelen 2015).

4.1.5 Hypothese 5: Sozialer Ausschluss

Mit der Verleihung von exklusiven Eigentumsrechten („Privatisierung") von natürlichen Ressourcen und Ökosystemleistungen kann es zum Ausschluss sozialer Gruppen von der Nutzung ehemals freier Güter und Leistungen kommen (Corbera et al. 2007; McAfee 1999). Dies ist insbesondere dann problematisch, wenn der Ausschluss gesellschaftlich marginalisierte Gruppen trifft oder solche, die zum Überleben oder zumindest zum Erhalt ihres Lebensunterhalts auf diese Güter und Leistungen angewiesen sind (Bsp. Verlust von Landzugang für lokale Bevölkerung in tropischen Ländern im Kontext von REDD+; vgl. Corbera 2012; Kill 2015b). Aber auch in Industrieländern können soziale Ausschlusseffekte eintreten, wenn handelbare Rechtesysteme z.B. den Zugang zu oder Erwerb von bisher frei zugänglichen Flächen oder Ressourcen und von damit verbundenen Verdienstmöglichkeiten erschweren – und es zur „Tragedy of the Commoners" kommt (McCay 2000). Nicht zuletzt kann der Verlust des allgemeinen Zugangs zu bisher öffentlichen Gütern oder Allmendegütern ökonomische Umverteilungsprozesse „von unten nach oben" bewirken und mittelfristig zu gesellschaftlichen Verwerfungen führen (Mansfield 2004; Olson 2011).

4.1.6 Hypothese 6: Politische „Lock-in Effekte"

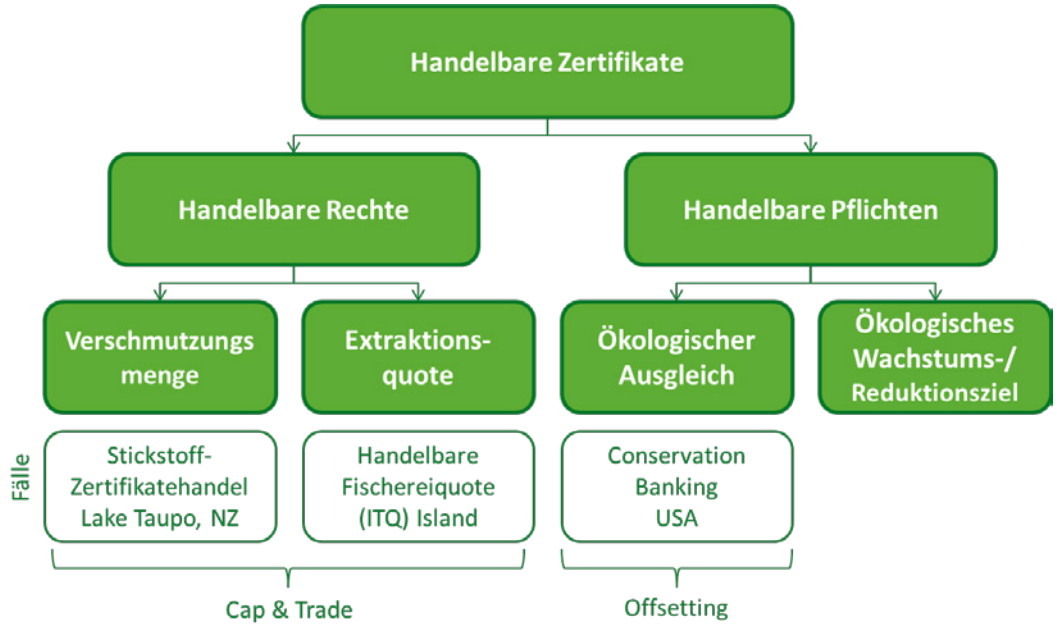
Politikinstrumente können Pfadabhängigkeiten und Lock-In Effekte schaffen: Sind sie erst einmal eingeführt, erschweren selbstverstärkende Mechanismen eine Abkehr vom eingeschlagenen institutionellen Pfad und schränken mögliche Entwicklungsoptionen – hier: wesentliche Änderungen oder Abschaffung eines Instruments – ein (Pierson & Skocpol 2002; Thelen 2000). Unter diese Mechanismen fallen hohe Einrichtungs- und Umstellungskosten, im Zeitablauf sinkende administrative Kosten, Lern-, Skalen- und Netzwerkeffekte, adaptive Erwartungen, kulturelle Prägungen, aber auch (verfassungs-) rechtliche Garantien und Verankerung sowie entstehende Interessensbindungen und die Vereinnahmung von Regulierern („regulatory capture") (Clausen & Fichter 2016; Mahoney et al. 2000). Für das Politikinstrument der handelbaren Rechte gilt dies in besonderem Maße, weil die Einführung von neuen (insbesondere: formalen) Verfügungs-/Eigentumsrechten mit relativ hohen Kosten verbunden ist und einmal geschaffene Eigentumsrechte einem besonderen rechtlichen Schutz unterliegen (Heinmiller 2009; S. 136). In vielen Rechtsstaaten gelten die Prinzipien der Verhältnismäßigkeit und des Vertrauensschutzes in bestehende Rechtspositionen. Zwar handelt es sich bei handelbaren Zertifikaten um *Nutzungs*rechte und nicht um *Eigentum* i.S. eines Vollrechtes. In dem Maße, in dem diese Rechte jedoch Vermögenswerte begründen, kann ihre Abschaffung dennoch als („enteignender") Eingriff ge-

wertet werden, der mit Entschädigungsansprüchen einhergehen kann (vgl. Riechelmann 2008 für die verfassungsrechtliche Situation in Deutschland). Droht ein Verlust der Rechte, ist konzertierter Lobbyismus der Rechtinhaber wahrscheinlich.

4.2 Die Fallbeispiele

Die gewählten Fallbeispiele setzen jeweils am Produktions-Output an (Stickstoffzertifikate, NZL), an einem Produktions-Input (Fischereiquoten, ISL) und an Kuppelprodukten der Produktion (Conservation Banking, ISA) an. Vom Mechanismus her handelt es sich um ein Baseline & Credit System (Conservation Banking) und zwei Cap & Trade Systeme (Stickstoffzertifikate, Fischereiquoten).

Abbildung 5: Die Fallbeispiele (vgl. Abbildung 1)



Quelle: Eigene Zusammenstellung.

4.2.1 Conservation Banking in den USA

Entstanden in den 1990ern, baut Conservation Banking auf den Zielen des Endangered Species Act (1973) auf und soll (neben anderen Mechanismen) marktbasiert Anreize für den Schutz von Arten und Habitaten schaffen. Wenn durch Flächenentwicklung gesetzlich geschützte Arten zu Schaden kommen („incidental take"), ist dafür eine Genehmigung nötig. Zusätzlich kann die zuständige Behörde – der US Fish and Wildlife Service (US FWS) – private oder öffentliche Landentwickler im Rahmen der Mitigationshierarchie verpflichten, „unvermeidbare" Schäden an den Arten oder den für sie relevanten Habitaten auszugleichen. Sie müssen dann die Durchführung einer Naturschutzmaßnahme an anderer Stelle finanzieren (durch Kauf von Gutschriften), die die entsprechende bedrohte Art bzw. deren Habitat schützt. Es handelt sich damit um ein verpflichtendes System der Kompensation (Offsetting), nicht um einen Cap & Trade-Mechanismus.[39] Im Jahr 2016 wurde Conservation Banking mit dem Ziel versehen, einen „net gain" oder mindestens „no net loss" an Biodiversität zu erreichen.

[39] Bei Cap & Trade wird vorab eine absolute Menge an handelbaren Zertifikaten definiert. Dies ist beim Conservation Banking nicht der Fall. Es muss maximal in dem Maße ausgeglichen werden, in dem Schäden an Arten entstehen. Conservaton Banking ist vom Design her eher mit der deutschen naturschutzrechtlichen Eingriffs- und Ausgleichsregelung zu verglei-

„Conservation Banks“ [40] sind relativ *großflächige* Ausgleichsflächen, die zeitlich *vor* den zu kompensierenden Eingriffen durchgeführt werden – und zwar i.d.R. nicht vom Ausgleichspflichtigen selbst, sondern von anderen interessierten Landbesitzern/-innen (oft Holz- und Bergbauunternehmen, Immobilienfirmen, Landwirte/innen, Umweltorganisationen oder Kommunen). Diese erhalten für jede Art oder jeden Habitattypus eine spezifische Gutschrift, die sie an ausgleichspflichtige Vorhabensträger verkaufen oder selbst nutzen können. Conservation Banks müssen einen ökologischen Mehrwert gegenüber einem Referenzszenario aufweisen und vom US FWS bewilligt werden. Dafür müssen Landbesitzer einen Vertrag mit der Behörde abschließen und eine naturschutzbezogene Grunddienstbarkeit[41] („Conservation Easement“) an eine geeignete dritte Person abtreten, mit dem eine Grundstückserschließung für die Zukunft dauerhaft ausgeschlossen und bestimmte Landnutzungen eingeschränkt werden.[42]. Damit werden eine künftige Grundstückserschließung dauerhaft ausgeschlossen und bestimmte Landnutzungen eingeschränkt. Der Landbesitzer muss einen langfristigen Management-Plan erstellen und Gelder für Monitoring und langfristige Pflege der Ausgleichsfläche anlegen.

Der US FWS bestimmt auf Basis einer ökologischen Bewertung der Flächen[43] und der Managementmaßnahmen, wie viele Gutschriften die Eingriffs- und die Ausgleichsfläche jeweils wert sind. Wieviel Ausgleichsfläche ein Eingriff erfordert, wird über das „Mitigationsverhältnis“ erfasst und bestimmt sich u.a. aus der Größe und ökologische Qualität der Eingriffsfläche. Der Landbesitzer bekommt Gutschriften zugeteilt, wenn er an definierten Meilensteinen bestimmte ökologische Ergebnisse vorweisen kann. Diese kann er innerhalb bestimmter Regionen („service areas“) – typischerweise in Nähe zur Eingriffsfläche – verkaufen. Eine Ausgleichsfläche kann mehrere Typen von Gutschriften generieren, z.B. für unterschiedliche Arten, allerdings darf eine Gutschrift nie doppelt verkauft werden.

Conservation Banking (USA) & Eingriffs- und Ausgleichsregelung (Deutschland)

Wie bei der deutschen Eingriffs- und Ausgleichsregelung (§§ 14-15 Bundesnaturschutzgesetz, § 1a und § 35 Baugesetzbuch) handelt es sich beim Conservation Banking um ein verpflichtendes Offsetting-System. Von der deutschen Eingriffs- und Ausgleichsregelung unterscheidet sich Conservation Banking allerdings darin, dass die Steuerung des Instrumentes weitgehend marktbasiert erfolgt, während im deutschen System die zuständigen Fachbehörden im Rahmen der kommunalen Landschaftsplanung die Auswahl der Flächen und Maßnahmen sowie die Pflegeplanung übernehmen. Beim Conservation Banking beschränkt sich die Eingriffsregelung auf bestimmte Ökosysteme (Habitate geschützter Arten), Kompensationsmaßnahmen werden grundsätzlich im Voraus durchgeführt und es werden größere zusammenhängende Habitate geschaffen. Die deutsche Regel greift allgemein bei Beeinträchtigungen von Natur und Landschaft, in der Regel nach dem Eingriff und führt oft zu zahlreichen kleinen Ausgleichsflächen. Inzwischen können auch im deutschen Naturschutz Kompensationsflächen und -maßnahmen im Rahmen von Flächenpools oder Ökokonten bevorratet werden, d.h. im Voraus und auf einer größeren Fläche durchgeführt werden,

chen (siehe Kasten am Ende dieses Kapitels) als mit dem Konzept des Flächenzertifikatehandels, bei dem vorab absolute Budgets definiert werden.

[40] Zu beachten: Der Begriff „Conservation Bank“ bezieht sich auf Ausgleichsflächen, die demselben Besitzer gehören, nicht auf den Kompensationsmechanismus als solchen.

[41] Diese dritte Person kann beispielsweise eine vom Staat dazu autorisierte Behörden, Treuhandgesellschaft („land trust“) oder Umweltorganisation sein.

[42] Beispielsweise Begrenzung des Viehbestandes, der geweidet werden darf etc. Die dritte Person kann u.a. eine vom Staat dazu autorisierte Behörden, Treuhandgesellschaft („land trust“) oder Umweltorganisation sein.

[43] z.B. in Bezug auf die Anzahl darauf lebender Arten, nistender Exemplare, Habitatqualität etc.

wenngleich in engerer räumlicher Nähe zum Eingriff (Thum & Wätzold 2007; Wende et al. 2018).

4.2.2 Stickstoffzertifikatshandel in Neuseeland (Lake Taupo Region)

Im Wassereinzugsgebiet um den Lake Taupo, den größten Süßwassersee in Neuseeland, wurde 2009 ein System handelbarer Stickstoffzertifikate eingeführt. Ziel ist, die v.a. durch bäuerliche Viehwirtschaft beeinträchtigte Wasserqualität des (touristisch attraktiven) Lake Taupo bis 2080 auf dem Niveau von 2001 wiederherzustellen. Im Rahmen des „Cap and Trade"-Mechanismus werden Stickstoffzertifikate direkt zwischen Landnutzern (Landwirten, teils Waldbesitzern) gehandelt. Dieses Reduktionsziel (die „Cap") wurde in individuelle, handelbare Zertifikate umgewandelt, die eine jährliche Obergrenze für die Stickstoffeinträge von rund 180 Marktteilnehmern bewirken. Die Zertifikate wurden kostenfrei auf Basis historischer (modellierter) Emissionen ausgegeben. Zusätzlich soll ein öffentlicher Fonds bis 2020 20% der Stickstoffeinträge (Basisjahr: 2001/2005) reduzieren, indem er Land und Stickstoff-Zertifikate aufkauft und letztere stilllegt.

Innerhalb des Regimes erfordern stickstoffintensivere Aktivitäten mehr materielle Pflichten, Datenerhebung und Monitoring als weniger intensive Aktivitäten. Erstere bedürfen einer Landbau-Genehmigung („resource consent to farm", wird für 25 Jahre gewährt) und eines Stickstoff-Managementplans. Im Rahmen eines engen Monitorings wird die Entwicklung der Stickstoffeinträge regelmäßig abgeschätzt. Bei Überschreitungen erlaubter Eintragsmengen oder sonstigen Verstößen existieren (allerdings eher eingeschränkte) Möglichkeiten einer Sanktionierung.

Das Zertifikatshandelssystem erlaubt Landwirtinnen und Landwirten, von ihrer festgesetzten Eintragsmenge abzuweichen, wenn sie Steigerungen ihrer Stickstoffeinträge durch Senkungen an anderer Stelle ausgleichen können. Nur Landbesitzer innerhalb des Wassereinzugsgebietes dürfen Zertifikate ver-/kaufen, und zwar bis maximal für die Dauer der Landbau-Genehmigung. Sie können Zertifikate auch kurzfristig verpachten. Der Transfer von Zertifikaten zwischen zwei aufeinander folgenden Jahren („banking" und „borrowing"), ist nicht erlaubt. Für Landwirte/-innen mit hohen Kosten einer Stickstoffreduzierung lohnt es sich, Zertifikate anzukaufen, während es für Landwirte mit niedrigen Reduktionskosten rentabel ist, Reduktionen durchzuführen und Zertifikate zu verkaufen. Zertifikatsverkäufe beruhen auf bilateralen Verhandlungen zwischen an- und verkaufswilligen Landnutzern und müssen genehmigt werden.

4.2.3 Handelbare Fischereiquoten in Island

Fischerei spielt in der isländischen Wirtschaft, aber auch Gesellschaft und Politik eine außergewöhnlich große Rolle.[44] In Folge eines hohen Rückgangs seiner Kabeljaubestände hat Island als eines der ersten Länder weltweit Ende der 1970er individuelle handelbare Fischereiquoten (Individual Transferable Quotas, ITQs) im Fischereimanagement eingeführt,. ITQs sind ein Mengensteuerungs-/„Cap & Trade"-Mechanismus, der die Bildung von Überkapazitäten in den Fangflotten, einen Wettlauf um Fisch und die Überfischung aufgrund eines unregulierten Zugangs (open access) zu Fischbeständen verhindern soll. Dafür werden je Fischbestand Nutzungsrechte an Anteilen der zulässigen Gesamtfangmenge („Total Allowable Catch", TAC) an individuelle Fischer(eiunternehmen) zugeteilt. Während die absolute Höhe der Fischfangquote je Fischerei jedes Jahr neu bestimmt wird, bleiben die relativen Anteile der ITQ-Besitzer gleich. ITQs wurden kostenlos und überwiegend auf Basis historischer Fang-

[44] So ist der Verzicht auf eine Mitgliedschaft Islands in der EU vor allem Folge des Wunschs, Kontrolle über die eigenen Fischgründe zu bewahren. Die wesentlichen in isländischen Gewässern kommerziell gefangenen Fischarten sind demersale Arten (insb. Kabeljau, Schellfisch, Rotbarsch, Seelachs, Grönländischer Heilbutt), gefolgt von Schalentieren (Shrimps, Kaisergranat/Norwegischer Hummer), pelagische Arten (v.a. Hering, Kapelan, Blauer Wittling, Makrele) sowie Meeresfrüchte (Icelandic Ministry of Fisheries and Agriculture 2017).

werte an Fischer – gekoppelt an Fischereifahrzeuge (Boote) – zugeteilt. Die Zertifikate werden ohne zeitliche Begrenzung verliehen, sind weitgehend frei übertragbar (d.h. können ge- und verkauft –sowie geleast werden) und vollständig teilbar (d.h. können auch in Untermengen gehandelt werden). Ein Fischer kann sowohl seine dauerhaften Quotenanteile als auch seine daraus resultierende jährliche Fangmenge (in Abhängigkeit von der absoluten TAC) handeln. Eine staatliche ITQ-Börse organisiert den unterjährigen Handel, private Broker den Handel dauerhafter Quotenanteile. Um den Handel von ITQs an unterschiedlichen Fischarten zu gewährleisten, werden sie in „Kabeljau-Äquivalenten" ausgedrückt.

Damit ITQ-Besitzer/-innen nicht nur durch Leasing ihrer Quote Wohlstand erzielen, verliert ein Boot, das in zwei aufeinanderfolgenden Jahren weniger als die Hälfte seiner ITQ selbst fischt, seinen Anspruch auf den TAC-Anteil. Transfer von ITQs zwischen zwei aufeinander folgenden Jahren („banking"), ist in begrenztem Umfang möglich. Um eine Konzentration von Fangrechten auf Fischereiunternehmen bzw. bestimmte Regionen zu verhindern, wurden Obergrenzen für das Halten von Fangquoten durch einzelne Unternehmen(sgruppen) eingeführt und eine Pflicht, unterjährigen Quotenhandel zwischen Regionen genehmigen zu lassen. Die Einhaltung der ITQs wird durch Anlandungskontrollen, satellitengestütztes Monitoring auf See und die Küstenwache kontrolliert und gilt als weitgehend effektiv.

4.3 Nachhaltigkeitswirkungen der Fallbeispiele?

4.3.1 Fallbeispiel Conservation Banking (USA)

These 1 (Kosteneffizienz): Empirische Studien zur Kosteneffizienz von Ausgleichsmaßnahmen im Rahmen des Conservation Banking sind uns nicht bekannt. Es wird aber gemeinhin unterstellt, dass Conservation Banking-Projekte effizienter sind als alternative Formen des ökologischen Ausgleichs: Sie sind größer und daher relativ kostengünstiger zu bewirtschaften und zu überwachen als eine Vielzahl von Vorhabenträgern selbst durchgeführten Ausgleichsmaßnahmen (Fox & Nino-Murcio 2005; S. 997; vgl. auch Köck & Thum 2005). Zugleich kann die Auswahl der Flächen durch eine Vielzahl von individuell kostenoptimierenden Landbesitzern effizienter sein, als wenn staatliche Behörden die Ausgleichsflächen selbst festlegen würde (Wissel & Wätzold 2010; S. 405).[45] Allerdings wird zugestanden, dass diese optimistische Unterstellung zur Kosteneffizienz nur unter der unrealistischen Annahme gilt, dass das zerstörte Habitat und das restaurierte Habitat ökologisch vollkommen gleichwertig sind (ibid).

Schließlich ist ein gewisses Maß an Handelsvolumen nötig, damit der Credit-Mark Angebot und Nachfrage zusammenbringen und möglichst kosteneffiziente Ergebnisse erzielen kann (ibid). Grundsätzlich sind mehr Transaktionen zu erwarten, wenn Märkte eine große geographische (Habitate übergreifende) Ausdehnung haben oder wenn Gutschriften zwischen Arten handelt werden können; beides ist im US Conservation Banking nicht möglich. Dies ist aus ökologischen Gründen vorteilhaft, weil es die Wahrscheinlichkeit erhöht, dass Eingriffs- und Ausgleichsfläche ökologisch gleichwertig sind; es reduziert aber die Anzahl von Markttransaktionen und damit das Potenzial für Kosteneffizienz. Empirische Zahlen zur Anzahl von Transaktionen sind schwer erhältlich. Das US Innenministerium (US DoI Office of Policy Analysis 2013) selbst bezieht sich auf Zahlen von Madsen et al. (2010; S. 18), die grob schätzten, dass jährlich Gutschriften im Wert von rund 200 Mio US-$ im Jahr verkauft würden, bei einem Durchschnittspreis von knapp 32 US-$ pro Gutschrift. Blickt man auf die *Nachfrageseite*, so hängt die

[45] Dies wird mit den im Zertifikatsmarkt inhärenten Anreizen für eine kosteneffiziente Allokation von Landnutzungstypen begründet: Die Besitzer von Flächen mit niedrigen Opportunitätskosten einer baulichen Entwicklung haben einen Anreiz, Habitate als Conservation Banks zu nutzen und resultierende Gutschriften auf dem Markt zu veräußern; Besitzer von Flächen mit hohen Opportunitätskosten entwickeln ihr Land und kaufen Gutschriften an.

Nachfrage nach Gutschriften zum einen mit der Stringenz und Vorhersehbarkeit von Kompensationsanforderungen zusammen (s. These 3); zum anderen mit der (an die wirtschaftliche Entwicklung und Erwartungsstabilität gekoppelten) Bau-/ Entwicklungstätigkeit (US DoI Office of Policy Analysis 2013; S. 18). So sank die Nachfrage nach Gutschriften während der Zeiten der Finanzkrise 2009ff, was Conservation Banks unter Druck brachte. Ironischerweise ist die Degradation von Habitaten durch Flächenentwicklung ja Voraussetzung eines funktionierenden Conservation Banking-Marktes, und was aus Effizienzgründen vorteilhaft ist – viele Eingriffe, damit viele Transaktionen – ist auf Umweltsicht natürlich zu vermeiden. Wo nur einzelne Conservation Banks einen bestimmten Typus von Gutschriften innerhalb der Verkaufs-Regionen anbieten, sind (so zumindest eine Analyse von 2005) Anbieter-Monopole bzw. -Oligopole entstanden. Diese schränken die gewünschte Kosteneffizienz des Mechanismus ebenfalls ein (Fox & Nino-Murcio 2005).

Die Effizienz-These 1a kann angesichts der Datenlage weder bestätigt noch gänzlich widerlegt werden. Grundsätzlich gilt, dass viele der Mechanismen, die geeignet sind, das Transaktionsvolumen und damit die Effizienz zu erhöhen (Vergrößerung der geographischen Ausdehnung des Marktes, Vergrößerung der Nachfrage, möglichst geringe regulatorische Einschränkungen der Handelbarkeit etc.), zugleich ökologisch eher problematisch sind.

These 1b, dass erwartete Effizienzgewinne die Bereitschaft erhöhen können, ein relativ höheres Ambitionsniveau festzusetzen, lässt sich nicht bestätigen: Erst über 20 Jahre nach Einführung des Instrumentes wurde überhaupt erstmals ein konkretes ökologisches Ziel formuliert – und zwar in einer Situation, in der keine klaren Informationen über die Effizienz des Instrumentes vorlagen (US DoI Office of Policy Analysis 2013). Die Ambitionserhöhung ist daher vermutlich auf andere Ursachen zurückzuführen.

These 2 (Innovation): In der Literatur zum Conservation Banking haben wir keine Hinweise dazu gefunden, dass Landentwickler innovative Praktiken entwickelt haben, um sparsamer (und so auch kostengünstiger) mit wertvollen Habitaten und Arten umzugehen.

These 3 (Ökologische Effektivität, „no net loss“): Der FWS hat bislang über 130 Conservation Banks genehmigt (die meisten davon in Kalifornien, gefolgt von Texas und Florida). Sie stellen insgesamt knapp 65.000 ha[46] Habitat für über 70 bedrohte oder gefährdete Arten bereit. Die Nutzung von Ausgleichsflächen ist über die Jahre angestiegen – vor allem, weil die Zahl der gesetzlich als gefährdet gelisteten Arten stark angestiegen ist. Es liegen derzeit keine ausreichenden Informationen über den ökologischen oder ökonomischen Erfolg der einzelnen Conservation Banks vor (US DoI Office of Policy Analysis 2013; ii).

Die Tatsache, dass Conservation Banking abhängig von Flächenentwicklung ist – ein Anreiz zur Schaffung von Ausgleichsflächen also nur entsteht, wenn an anderer Stelle welche zerstört werden – und der Fokus auf *Erhaltungs*maßnahmen (nicht: *Entwicklungs*maßnahmen) liegt, spricht dagegen, dass der Mechanismus tatsächlich zu dem nun in der Politik des US FWS verankerten Ziel eines Netto*gewinns* von Biodiversität führen könnte. Tatsächlich gehen verschiedene Autoren davon aus, dass die unterschiedlichen Biodiversitäts-Kompensationsmechanismen (von denen Conservation Banking ja nur einer ist) den Verlust gefährdeter Arten und ihrer Habitate in den USA quantitativ bislang nicht stoppen konnten (Kormos et al. 2015; S. 4; Maron et al. 2010; Palmer & Filoso 2009; Pawliczek & Sullivan 2011; Wilcove & Lee 2004; S. 641). Zur Frage, ob und wie konkret Conservation Banking zu qualitativen Veränderungen des Flächen- und Artenbestandes führt, existieren unterschiedliche Einschätzungen und Argumentationslinien.[47]

---

[46] bzw. 160.000 Acres. Dies entspricht etwa 73% der Fläche des Landes Berlin.

[47] Abschätzungen, in welchem Zustand sich Arten und Habitate *ohne* Conservation Banking (d.h. bei Nutzung anderer Mechanismen) befänden, sind methodisch herausfordernd und existieren unseres Wissens nicht.

Einerseits wird argumentiert, dass Conservation Banking im Vergleich zu anderen genutzten Offset-Mechanismen[48] einen Zugewinn von für die geschützten Arten hochwertigeren Flächen führen könnte, weil die Habitate potenziell größer sind, mit höherer Lebensfähigkeit für die Populationen, mehr Arten-Korridoren und abgeschwächten Randeffekten[49] (Fox & Nino-Murcio 2005; S. 997). Andererseits scheinen die tatsächlichen Flächen jedoch nicht immer die vom FWS ökologisch gewünschten Kriterien (Größe, Lage angrenzend an bereits existierende Schutzgebiete etc.) zu erfüllen (ibid, 1005).

Kritiker argumentieren auch, dass bei vielen Eingriffen mit Auswirkung auf geschützte Arten oder ihre Habitate vom US FWS gar keine Ausgleichsmaßnahmen verordnet wurden (Kormos et al. 2015). Nur bei Eingriffen, die als kritisch gefährdend eingestuft werden, muss tatsächlich kompensiert werden. Es existieren Ermessensspielräume im Vollzug des Endangered Species Act, die zu einer unterschiedlichen stringenten Umsetzung führen: Ob Ausgleichsmaßnahmen bei Auswirkungen von Eingriffen auf spezifische Arten überhaupt als erforderlich erachtet werden, variiert(e) im Lauf der Zeit und zwischen den Bundesstaaten (Kormos et al. 2015; S. 4–5; Pittman 2010). Bei Eingriffen der öffentlichen Hand werden offenbar oft in nur unangemessenem Umfang Kompensationsmaßnahmen auferlegt. Kormos (ibid) führt dies auf politischen Druck auf den US FWS zurück. Auch durch nicht-stringenten Vollzug bleibt die Nachfrage nach Credits damit geringer als nötig wäre, um das „no net loss"-Ziel zu erreichen.

Die Beobachtung, dass bei Kompensationsmechanismen, die den Verlust von Habitaten durch *Wiederherstellung degradierter* Habitate wettmachen sollen, grundsätzlich wegen zeitlicher Verzögerung und Erfolgsunsicherheiten solcher Rehabilitationsbemühungen oft Biodiversität „netto" verloren geht (Curran et al. 2014; vgl. NRC 2001 für den Fall des US Wetland Bankings), trifft für Conservation Banking nicht voll zu: Zum einen sind Conservation Banks ja gerade *vor* Durchführung eines Eingriffs einzurichten. Zum anderen zeigen Fox & Nino-Murcio (2005; S. 999), dass der Großteil der an ihrer Untersuchung teilnehmenden Conservation Banks lediglich dem *Erhalt* von Habitaten bzw. Populationen dienten und nicht oder nur geringfügig mit deren *Entwicklung* einhergingen. Dafür stellt sich hier dann die Frage, wie groß der naturschutzfachlichen Mehrwert (Additionalität) sein kann (Pawliczek & Sullivan 2011; S. 440).

Nicht zuletzt herrschen grundsätzliche Bedenken in Bezug auf die Fungibilität (Austauschbarkeit) von Arten bzw. ihren Habitaten (Salzman & Ruhl 2000; siehe auch Castree 2003): Wenn ein einzigartiges Habitat gegen die Restoration eines anderes „gehandelt" wird, wird i.d.R. auf die Vergleichbarkeit spezifischer Proxy-Indikatoren fokussiert. Andere Werte (z.K. Ökosystemleistungen) bleiben außerhalb der Betrachtung und des Handels. In der Folge kann es trotz Kompensation insgesamt zu einer ökologischen Degradation kommen. So verhindert Conservation Banking (wie alle Ausgleichsmechanismen) nicht, dass an der Stelle des Eingriffs ein Flächenverlust eintritt, der *lokale* Nachhaltigkeitseffekte haben kann, die sich durch eine Kompensationsmaßnahme *an anderer Stelle* nicht ausgleichen lassen.[50] Zudem wurde im Rahmen einer empirischen Evaluation des Conservation Banking festgestellt, dass biologische Erhebungen, die zur Vorbereitung eines Ausgleichsflächen-Vertrags zwischen Landbesitzer und Behörde durchgeführt worden waren, der Eingriffsfläche einen höheren ökologischen Wert zuerkannten als zuvor durchgeführte Erhebungen, als es bei der Fläche um die Bestimmung von Ausgleichsmaßnahmen bzw. Ersatzzahlungen für den Eingriff ging (Fox & Nino-Murcio 2005; S. 1005). Systematischen Über- und Unterschätzungen des biologischen Bestandes führen dazu, dass die Aus-

[48] Wie "permittee-responsible mitigation" unter dem Endangered Species Act.

[49] D.h. höhere Mortalitätsraten am Rande von Schutzgebieten, u.a. wegen Verkehrs-, Strominfrastruktur etc..

[50] z.B. Verlust von lokalem Landschaftscharakter, Naherholungswert, ggf. spirituellen Stätten, ökonomisch relevanten Ökosystemleistungen wie Hochwasserschutz oder der Bereitstellung von sauberem Trinkwasser etc.

gleichsmaßnahme zu einem Nettoverlust an ökologischem Wert führt.[51] Andere Analysen kamen zu dem Schluss, dass die Qualität der Habitate nicht ausreichend in die Kalkulation von Gutschriften eingehen (Gamarra & Toombs 2017; S. 10). Auch würde das Ziel eines Nettonull-Biodiversitätsverlustes bzw. eines Biodiversitätsgewinns beim Offsetting in zu geringem Maße angestrebt werden. Schließlich würden die Nähe von Eingriffs- und Ausgleichsflächen, Zeitverzögerungen und das Entstehen von Biodiversitätsverluste außerhalb der betreffenden Flächen („Leakage") in der Regel nicht berücksichtigt (ibid).

Empirisch nicht geklärt ist, inwieweit Conservation Banking den Druck auf Antragsteller gemindert hat, ökologischen Schaden zu vermeiden, da er ja kompensiert werden kann. Diese Debatte prägte die Bewertung des US Wetland Mitigation Banking (vgl. Wilcove & Lee 2004; S. 641) und auch anderer Offset-Mechanismen („licence to trash", vgl. Schoukens & Cliquet 2016; S. 10).

Insgesamt scheint der Fall des Conservation Bankings die „no net loss"-These eher zu widerlegen.

These 4 (Motivationale Verdrängungseffekte): Die „Crowding Out"-Hypothese besagt, dass Conservation Banking freiwillige Naturschutzmaßnahmen verdrängen kann; in welchem Umfang, ist zunächst nicht bestimmt. Die Motivation der Betreiber von Conservation Banks wurde in einem Sample von 35 Banken von Fox & Nino-Murcio im Jahr 2005 erfasst. 9% der Bankbetreiber gaben an, die Ausgleichsfläche auf Naturschutzmotiven zu bewirtschaften, währen 91% der Banken eine finanzielle Motivation angaben.[52] Die 9% entsprechen in etwa dem Anteil von Naturschutzorganisationen am Sample. Aus den Zahlen von Fox & Nino-Murcio lässt sich ablesen, dass der Großteil der Ausgleichsflächen nicht entstanden wäre, wenn keine finanzielle Kompensation existiert hätte. Es lässt sich allerdings nicht daraus ablesen, ob die ökologisch motivierten Ausgleichsmaßnahmen auch in Abwesenheit eines finanziellen Anreizes entstanden wären (also faktisch Mitnahmeeffekte darstellen), oder ob gar *wegen* der finanziellen Anreize weniger Naturschutzmaßnahmen durchgeführt wurden, als dies in Abwesenheit des Instruments der Fall gewesen wäre. Die dafür nötigen Daten (zur Entwicklung des Umfangs freiwilliger Naturschutzmaßnahmen vor vs. nach Einführung von Conservation Banking) liegen unseres Wissens nicht vor. Wenn es zur Verdrängung intrinsisch motivierter Maßnahmen kam, dann am ehesten bei Naturschutzverbänden, die tatsächlich eine intrinsische Motivation zum Artenschutz haben. Bei unter Kostendruck operierenden Landwirten oder anderen Wirtschaftsakteuren ist nicht davon auszugehen, dass sie bisher ein intrinsisches Motiv zum Artenschutz hatten, das durch Conservation Banking verdrängt werden würde. Kommerzielle Ausgleichsflächen-Entwickler wiederum haben ein klar kommerzielles, nicht intrinsisches Motiv an der Bereitstellung; sie würden keine Maßnahmen durchführen, würden sie nicht dafür bezahlt.

Die Verdrängungsthese kann anhand der vorhandenen Daten nicht widerlegt werden. Unter Effektivitätsgesichtspunkten kann nur abgewogen werden, dass beim Wegfall des Instruments Conservation Banking der Großteil der Ausgleichsmaßnahmen wegen Wegfall des finanziellen Anreizes nicht mehr durchgeführt würde, während unklar bliebe, wieviel intrinsisch motivierte Maßnahmen weiterhin durch non-profit-Akteure durchgeführt würden. Hieran schließt sich auch die Frage der gesellschaftlichen Lastenverteilung an: Wie gerecht wäre es, wenn das öffentliche Gut des Artenschutzes dann nur

[51] Dieses Ergebnis bestätigt Beobachtungen von Robertson (2006). Er hat am Beispiel des mit dem Conservation Banking „verwandten" Wetland Banking gezeigt, wie im Rahmen technischer Schritte wie der Bestimmung von Probe-Entnahmestellen oder der Identifikation von Exemplaren Unbestimmtheiten und Unsicherheiten durch Wissenschaftler ‚kreativ' ausgefüllt werden: „unstable data … are rendered meaningful in economic terms only by dint of creative and ad hoc efforts at translation by field technicians" (Robertson 2006).

[52] Die Zahlen von Fox & Nino-Murcio (2005) werden durch eine (etwas weniger spezifische und an US FWS-Mitarbeitern/innen gerichtete) Umfrage des dem US FWS übergeordneten US Innenministeriums bestätigt. Die Verwaltungsmitarbeiter/innen werten finanzielle Motive mit überwältigender Mehrheit als „sehr starken Anreiz" für die Betreiber einer Bank, während die Bestandserholung gefährdeter Arten von fast keinem Respondenten als sehr starker Anreiz gewertet wurde (US DoI 2013, S. 23).

noch durch das Engagement der Zivilgesellschaft gewährleistet würde, während gewinnwirtschaftende Akteure aus der Verantwortung entlassen würden?

These 5 (Sozialer Ausschluss): Im Unterschied zu vielen Entwicklungsländern, in denen Biodiversitäts-Offsets auf öffentlichen Flächen (mit oft informalen Nutzungsrechten für ländliche Gemeinden und indigene Gruppen) stattfinden, ist der Zugang zu den betreffenden Flächen, ihrer Biodiversität und ihren Ökosystemleistungen in den USA grundsätzlich stärker eingeschränkt: In den USA sind über 70% des Landes in Privatbesitz, bei Wäldern handelt es sich um ca. 66%. Anders als in Deutschland und anderen europäischen Staaten gibt es in den USA kein allgemeines Betretungsrecht für Privatwälder; bei nicht-bewaldetem Land ist der Zugang noch problematischer. Während Staatswald in den USA i.d.R. für die Öffentlichkeit zugängig ist (Ausnahmen existieren bei geschützten Flächen), waren 2007 nur knapp 15% derjenigen privaten Wälder, die sich in individuellem oder Familienbesitz befinden (insgesamt 35% des Waldes in den USA), der Öffentlichkeit für Erholungs- und touristische Zwecke zugänglich, mit fallender Tendenz. Für diejenigen Privatwälder, die sich in Industriebesitz befinden (insgesamt 18,3% des Waldes), ist der Zugang vermutlich ebenfalls eingeschränkt, wobei dem US Agrarministerium keine genaueren Daten dazu vorliegen (USDA 2010; II-99). Insbesondere in Alaska und Hawaii spielt der Zugang zu Wald und anderen Ländereien eine größere Rolle für (dort auch rechtlich abgesicherte) Subsistenzaktivitäten indigener Gruppen; i.d.R. betrifft dies aber auch nur öffentliches Land (ibid, S. II-95).

In Bezug auf die These zum sozialen Ausschluss bedeutet dies, dass sich durch die Naturschutzmaßnahmen im Rahmen des Conservation Banking die Zugangsmöglichkeiten zu öffentlichem und in geringem Umfang auch zu privatem Land gegenüber dem bestehenden (bereits recht restriktiven) Status noch etwas verschlechtern könnten. Allerdings ist dies eine Folge des ökologischen Zwecks des Instruments, der bestimmte Landnutzungen im Interesse der Natur einschränkt; es handelt sich *nicht* um eine Folge des ökonomischen/ marktbasierten Charakters von Conservation Banking (vgl. Bsp. ITQs). Damit lässt sich die These ihrem Sinngehalt nach nicht bestätigen.

These 6 („Lock-in Effekte“): Seit der Einführung von Conservation Banking (zunächst in Kalifornien) hat sich das Instrument in weitere Bundesstaaten ausgebreitet. Die Zahl von Conservation Banks stieg stetig, wenn auch nicht exorbitant, an (s. These 3). Mit der neuen (überarbeiteten) „Mitigation Policy“ des US FWS von Ende 2016 werden zwar nicht die handelbaren Rechte als solche gestärkt (z.B. „sicherer“, „dauerhafter“ gemacht), aber die Anwendung des Conservation Banking-Mechanismus voraussichtlich ausgeweitet. Mit der erstmaligen Setzung der Ziele eines „Netto-Gewinns“ bzw. zumindest eines Netto-Null-Verlusts von Biodiversität (US FWS 2016; S. 83472) könnten diese gegenüber dem bisherigen Stand ambitionierteren Ziele in größerem Maßstab Ausgleichsmaßnahmen erforderlich machen. Die neue Politik fordert zudem, dass a) Ausgleichsmaßnahmen grundsätzlich *vor* den Eingriffen durchgeführt werden und b) Kompensation verstärkt auf Landschaftsebene ansetzt. Beides kann dem Einsatz von Conservation Banking gegenüber andern Kompensationsmechanismen Vorschub leisten, weil Conservation Banking beide Kriterien bereits erfüllt, während die anderen Mechanismen i.d.R entweder nach den Eingriffen erfolgen oder unterhalb der Landschaftsebene angelegt sind. Damit ist eine weitere Diffusion von Conservation Banking wahrscheinlich. Für diese Änderungen hat u.a. die 1998 gegründete “National Mitigation Banking Association” (NMBA) gekämpft, ein Lobbyverband von Conservation und Mitigation Bank-Anbietern (NMBA 2016).[53] Wie oben ausgeführt, ist die Bildung von Interessensgruppen, für die sich marktbasierte Umweltpolitikinstrumente mit Einkommenschancen verbinden, ein Mechanismus, der Pfadabhängigkeiten verstärken kann.

[53] Die NMBA beschreibt ihren Organisationszweck folgendermaßen: “[T]he Association promotes federal legislation, regulatory policy and education *that encourage advanced compensatory mitigation* as a means to offsetting adverse impacts to our nation’s environment.” (NMBA 2017: http://mitigationbanking.org/index.php/about/).

Ob von einem Lock-In gesprochen werden kann, wäre zu diskutieren: Einerseits scheint es juristisch nicht unmöglich (z.B. mit Verweis auf industriepolitische Motive), die Eingriffs- und Ausgleichsregelung des Endangered Species Acts zu kippen. Bereits geschaffene und noch nicht verkaufte Gutschriften aus Conservation Banks würden so wertlos werden. Dies wäre aber nicht unbedingt eine Grundlage dafür, erfolgreich gegen die Abschaffung zu klagen. Allenfalls könnten Ansprüche auf Entschädigung entstehen, aber auch diese wären nicht unbedingt zu erwarten.[54] Dennoch scheint eine Abkehr des in den vergangenen Jahren stark ausgeweiteten Trends zu marktbasierten Instrumenten im US-amerikanischen Naturschutz (Ecosystem Marketplace 2016a) angesichts der Unsicherheiten bezüglich Kosten, weiterer (auch rechtlicher) Auswirkungen und nicht zuletzt der Präferenzen von Regierung, Wirtschaft und Umweltverbänden politisch unwahrscheinlich. Zumindest die Alternative planungs- und ordnungsrechtlicher Instrumente ist aktuell weder regierungsseitig noch auf Seiten der "private property rights lobby" (Mills 2003; S. 561) plausibel. Und auch viele US-Umweltorganisationen stehen marktbasierten Schutzpolitiken sehr positiv gegenüber.

4.3.2 Fallbeispiel Stickstoffhandel (Neuseeland)

These 1 (Kosteneffizienz): Verschiedene Analysten gehen davon aus, dass der Stickstoffzertifikatshandel eine höhere Kosteneffizienz aufweist als ein vergleichbares ordnungsrechtliches Instrument (Barns & Young 2013; Duhon et al. 2015; Greenhalgh & Selman 2012; Shortle 2012). Dies wird über verschiedene Argumentationslinien gestützt. So sei es (insbesondere in Transaktionen mit dem Trust) zur Konversion von landwirtschaftliche in forstwirtschaftliche Fläche auf marginalen oder weniger produktiven Flächen gekommen. Der Zertifikatshandel verschob damit den Stickstoffeinsatz von weniger produktiven auf effizientere Nutzungen (Duhon et al. 2015; S. 20).[55]

Neben dieser höheren Landnutzungseffizienz wird die Einschätzung, dass der Zertifikatshandel hinreichend gut funktioniert, als Indikator für Effizienzgewinne genutzt. Dabei wird unterstellt, dass der Handel von Zertifikaten bescheinigt, dass Stickstoffemittenten, deren marginale Kosten der Verminderung von Stickstoffemissionen niedriger sind als der Zertifikatspreis ihre Zertifikate an Emittenten mit höheren marginalen Reduktionskosten verkaufen; damit besteht ein Anreiz, dass Stickstoffminderungen dort stattfinden, wo sie am kostengünstigsten sind.[56] Je mehr Zertifikate faktisch gehandelt werden, desto größer ist das Potenzial zur Erhöhung der Kosteneffizienz (Barns & Young 2013; S. 21). Zwischen 2009 und 2012[57] fanden in der Lake Taupo Region zwischen den rund 180 Zertifikatsinhabern 32 Zertifikatstransaktionen (Verkäufe und Verpachtungen) statt, die sich zu 16% des Volumens der Cap aggregierten (Duhon et al. 2015; S. 23). Insgesamt haben 17% der Zertifikatsinhaber mindestens einmal Zertifikate gehandelt. Auch wenn dies absolut ein kleines Handelsvolumen ist, so gilt es verglichen mit anderen Wasserqualitäts-Handelssystemen als mittleres Niveau (Greenhalgh & Selman 2012; S. 115). Als Indikator für das Funktionieren des Zertifikatsmarktes gilt auch die Tatsache, dass 41% der Transaktionen rein unter Landwirten stattfanden, d.h. ohne „staatliche" Ankäufe des Trusts (Duhon et al. 2015; S. 26). Außerdem weisen der Handel selbst kleinerer Volumina bzw. die auch kurzfristige Verpachtung von Zertifikaten darauf hin, dass Fixkosten des Handelns auch in relativ kleinen Transaktionen durch Handelsgewinne aufgewogen können. Der Trust hat im betrachteten Zeitraum

[54] Anders als bei der Genehmigung einer Anlage entsteht hier kein Bestandsschutz auf Grundlage der Anlagengenehmigung.

[55] Unter (kurzfristigen) Kostengesichtspunkten ist es effizient, marginale (wenig ertragreiche) Standorte aufzuforsten und stattdessen gute Böden intensiv zu nutzen. Ordnungsrechtlich wäre dieses Ziel allerdings wegen der damit verbundenen Eingriffe in allgemeine Freiheitsrechte und die Berufsfreiheit der betroffenen Landwirte/innen nur schwer oder nur teurer erreichbar.

[56] Ordnungsrechtliche Regeln, so die Theorie, könnten diese Kostendifferentiale nicht ausnutzen, weil sie den Unterschieden zwischen den jeweiligen farmspezifischen Anbausysteme nicht gerecht würden ((Barns und Young 2013)).

[57] Aktuellere Daten scheinen nicht öffentlich zugängig zu sein.

fünf landwirtschaftliche Betriebe aufgekauft und die Zertifikate aus diesen und aus weiteren 14 Transaktionen stillgelegt. Der vom Trust angebotene Standardpreis (ca. 400 NZ$ pro kg dauerhaft reduzierten Stickstoffs) beeinflusst auch die Preisbildung der rein privaten Transaktionen (ibid; S. 28).

Auch wird argumentiert, dass eine Reihe von Faktoren, die das Handelsvolumen eines Zertifikatsmarktes und damit seine Kosteneffizienz einschränken können, im Fall des Lake Taupo Zertifikatshandels nicht vorliegen – wie z.B. eine schwache oder unverbindliche Cap, Homogenität von Vermeidungskosten[58] oder Marktmacht.[59] Das Potenzial für Effizienzgewinne wird schließlich durch Charakteristika des Emissionsrechtes als solchem beeinflusst: je sicherer, exklusiver, dauerhafter, einfacher transferier- und teilbar etc., desto höher der Wert des Rechts. Tatsächlich sind die Rechte im Lake Taupo Stickstoffzertifikatshandel hier am oberen Ende der Skala anzusiedeln. So werden NDAs im Rahmen eines öffentlichen Genehmigungsverfahrens („resource consent") geklärt, gehören dann einem spezifischen Rechteinhaber, gelten für 35 Jahre, sind verkäuflich, verpachtbar und unter Landbesitzern im Wasserreservoir handelbar und bis auf Kilogramm-Ebene hinunter teilbar (Barns & Young 2013; S. 16–18).

Auf der anderen Seite existieren Faktoren, die die Effizienz von Stickstoffzertifikatshandel beeinträchtigen: z.B. die kleine Größe des Marktes (ca. 180 Teilnehmer; nur Landbesitzer im Wassereinzugsgebiet); die nicht nach ökonomischen Kriterien optimierten Transaktionen des Trusts; die relativ hohen Transaktionskosten, die sich mit der Suche nach bzw. Verhandlung mit Transaktionspartnern verbinden sowie mit der Notwendigkeit einer vorab-Genehmigung des Handels und mit anschließendem erhöhten Monitoring.[60]

In Bezug auf die Kosteneffizienzthese (1a) scheint es angesichts des oben dargestellten Befundes dennoch nicht unplausibel, dass Effizienzgewinne generiert werden konnten. Im Hinblick auf These 1b) scheint das ökologische Ambitionsniveau jedoch insgesamt eher niedrig zu sein. Obwohl Effizienzgewinne bereits bei der Instrumentenentwicklung erwartet wurden (Cabinet Policy Committee 2009; 75.8), haben diese nicht effektiv dazu beigetragen, das Ambitionsniveau des Instrumentes hochzusetzen, wie dies von einzelnen Stakeholdern (Maori, Umweltverbänden) gefordert worden war. Ein stringenteres Wasserqualitätsziel hätte vermutlich zum Ausscheiden von mehr Landwirten als bisher geführt und wäre gegen soziale Kriterien abzuwägen gewesen.

These 2 (Innovation): Wesentliche Handlungsmöglichkeiten der (viehhaltenden) Landwirte in der Lake Taupo-Region, um ihre Stickstoffeinträge im Wassereinzugsgebiet zu mindern oder wenigstens konstant zu halten, sind die Aufgabe von Landwirtschaft zugunsten von Forst- oder Agroforstwirtschaft, ein Verzicht auf den Umstieg von Schafen auf Rinder, die Senkung der Besatzdichte von Rindern, die Beweidung außerhalb des Wassereinzugsgebietes oder Techniken wie die Anwendung von Stickstoff-Inhibitoren (Anastasiadis & Kerr 2013; Duhon et al. 2015). Tatsächlich haben einige Landwirte Flächen stillgelegt und aufgeforstet. Von einer verstärkten Nutzung *ökologischer* Landbaumethoden (die Stickstoffeinträge mindern) wird nicht berichtet. Laut der umfassenden Studie von Duhon et al. (2015; S. 36) sind durch den Zertifikatshandel (oder auch das damit verbundene Reduktionsziel) insgesamt bislang keine *neuen* Managementpraktiken entstanden, die geeignet wären, Stickstoffeinträge von landwirtschaftlichen Betrieben zu reduzieren.

---

[58] Wegen der Variabilität natürlicher Faktoren sei dies in der Landwirtschaft allgemein nicht problematisch, zudem die Landwirtschaft in der Lake Taupo Region durch strukturellen Vielfalt geprägt: Schafs-, Rinder-, Milchwirtschaft, Wild, größere und kleinere Betriebe etc..

[59] In der Region existiere eine Vielzahl kleiner und mittlerer Zertifikatshalter und kein Zertifikatshalter sei dominant. Auch gäbe es keine Möglichkeit für (z.B. nicht-landwirtschaftliche) Investoren von außerhalb, Zertifikate zu akkumulieren.

[60] Überarbeitung und Genehmigung von Stickstoffmanagementplänen.

Statt die Auswaschung von Stickstoff zu senken und für die Reduktionen Zertifikate verkaufen oder verpachten zu können, haben einige Landwirte aber erfolgreich ihren Profit pro Kilogramm ausgewaschenem Stickstoff maximiert. Dies geschah über mindestens zwei Mechanismen: Zum einen haben sie Aufforstungsmaßnahmen „doppelt" genutzt, indem sie sich den Abbau von Treibhausgasen durch Senken im Rahmen des neuseeländischen THG-Emissionszertifikatshandels haben vergüten lassen. Zum anderen wurden neue Marketingwege für nachhaltige Produkte erschlossen. So wurde „Taupo-Rindfleisch" als (unter einem ökologischen Reduktionsziel produziertes) Fleisch mit einer Preisprämie vermarktet und im Nachgang dazu sogar eine offizielle Zertifizierung entwickelt (ibid; S. 38). Die These von der Entstehung technischer Innovationen oder innovativer Managementpraktiken findet sich damit allerdings nicht bestätigt.

These 3 (Ökologische Effektivität): Wegen der langen, bis zu 100jährigen Zeitverzögerung zwischen Stickstoffeinträgen in Böden und ihrem ‚Eintreffen' in einem See kann auf absehbare Zeit keine Aussage darüber getroffen werden, ob das Instrument tatsächlich sein Mengenziel erreicht. Hierauf hat unter anderem Einfluss, ob die naturwissenschaftlichen Annahmen über den Zusammenhang von Stickstoff-Obergrenzen und Wasserqualität stimmen, ob die Landnutzer die Vorschriften einhalten und ob das gesamte Instrument soweit akzeptiert ist, dass es aufrecht erhalten bleibt.

Während der erste Punkt (Naturwissenschaft) hier nicht diskutiert werden kann, gilt für den zweiten (Regeleinhaltung), dass bislang keine Verstöße gegen die Regularien des Instruments bekannt geworden sind. Mit der Einführung des Zertifikatshandels haben einige Landwirte überschüssige Zertifikate verkauft; andere haben ihre Viehbesatzdichte reduziert. Die Mehrheit aber hat ihre Betriebe teilweise umgestellt, indem weniger produktives Land aufgeforstet wurde, und die über den geminderten Stickstoff-Output generierten Zertifikaten verkauft. Rund 5.800 ha Land (bzw. 11% der landwirtschaftlich genutzten Flächen) wurden aufgeforstet (Duhon et al. 2015; S. 27). So hat das Reduktionsziel der „Cap" zum einen eine weitere N-Zunahme unterbunden. Zum anderen hat der Trust 128 t Stickstoff aufgekauft, d.h. Zertifikate stillgelegt. Damit hat er 14 Prozentpunkte des 20%-Reduktionszieles erreicht und so das vereinbarte Reduktionsziel faktisch nachträglich „gestrafft". Die absehbare, recht zügige Zielerreichung ermöglicht zudem ein formales Verschärfen des Reduktionsziels in der Überprüfung von 2018.

Nur über den Markt, d.h. ohne die starke Rolle des Trusts und damit des öffentlichen Sektors, wären vergleichbare ökologische Ergebnisse nicht denkbar gewesen. Allerdings wurde Ergebnisse damit eben auch weitgehend zu Lasten der öffentlichen Kassen und nicht über die Verursacher der Emissionen erzielt.

Mögliche negative Effekte relativieren die Erreichung des quantitativen Mengenziels: Zum einen sind trotz Einhaltung des Gesamtzieles lokale N-Hotspots möglich, denn der Lake Taupo Zertifikatshandel ist aus Gründen der Einfachheit und Fairness nicht so ausgestaltet worden, dass lokale Konzentrationen vermieden werden. Zum anderen können Landwirte im Fall von Stickstoff-Dünger diesen durch andere problematische Dünger substituieren. Eine solche Substituierung könnte ein Erzielen des Wasserqualitätsziels unterminieren (Duhon et al. 2015; S. 39–40).

Neben der eigentlichen Wirksamkeit in Bezug auf Stickstoffeinträge führen Analysten jedoch an, dass das Instrument auch einen Klimanutzen erzeugt: Aufforstung erhöht die biologische CO_2-Sequestrierung.

These 4 (Motivationale Verdrängungseffekte): Motivationale Verdrängungseffekte sind im vorliegenden Fall auf Seiten der kommerziellen Landwirte unwahrscheinlich. Es kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Viehhalter vor Einführung des Instruments z.B. freiwillig ihre Bestände reduziert haben, um das Stickstoffproblem zu mindern.

Bei den lokalen Maori (Tuwharetoa), die immerhin in Besitz von 40% des betroffenen Landes sind, stellt sich die Situation eventuell anders dar: Ihr Selbstverständnis umfasst auch die Rolle als „Be-

schützer“ (kaitiaki) des Sees für künftige Generationen. Während der Instrumentenentwicklung kämpften sie für ein ambitionierteres Qualitätsziel. Darüber hinaus hatten Tuwharetoa in der Vergangenheit Landnutzungsentscheidungen öfter zugunsten des Wasserschutzes und zulasten kommerzieller Gewinne getroffen: sie hatten potenziell produktives Land bewaldet, statt es landwirtschaftlich zu nutzen (Duhon et al. 2015; S. 49).[61]

Die These vom Crowding Out würde nun bedeuten, dass die stickstoffextensiven Landnutzungen, die vor 2007 ohne finanziellen Anreiz gewählt wurden, seit Einführung des Instruments von den Maori nicht mehr ohne solche Anreize gewählt worden wären. Rund 60% der Aufkäufe von Zertifikaten durch den Trust betrafen Tuwharetoa (Barns & Young 2013; S. 26), was angesichts der Besitzverhältnisse keineswegs überdurchschnittlich ist (40% gegenüber 15% privaten nicht-Maori-Landes). Zumindest ein Teil der stickstoffreduzierenden Aktivitäten der Maori wurde also finanziell honoriert. Inwieweit darüber hinaus weitere Aktivitäten ohne finanzielle Kompensation stattgefunden haben oder eben „verdrängt“ wurden, lässt sich anhand der verfügbaren Daten allerdings nicht rekonstruieren und die These somit nicht prüfen.

These 5 (Sozialer Ausschluss): Das Stickstoff-Reduktionsziel – also die Obergrenze, nicht der Handel als solcher – hat dazu geführt, dass einige Landwirte ihren Beruf aufgegeben haben: Sie verkauften ihre Zertifikate (i.d.R. an den Trust) und in fünf Fällen sogar ihr Land (ebenfalls an den Trust, der die Flächen aufforstete). Zwar handelt es sich um im rechtlichen Sinne freiwillige Verkäufe. Aber es gilt anzuerkennen, dass die Begrenzung weiterer Stickstoffeinträge auch die ökonomischen Entwicklungsmöglichkeiten im landwirtschaftlichen Sektor limitiert. Nicht zuletzt schlägt sie sich auf den Wert des Landes in der Region nieder, der auch an die produktive Kapazität des Bodens gebunden ist (Duhon et al. 2015; S. 18). Bei den aufgebenden Landwirten handelte es sich um kleine bis mittlere Betriebe, wenn auch nicht um Subsistenzbetriebe (die ja keiner Zertifikats-Allokation unterliegen).

These 6 („Lock-in Effekte“): Das Instrument handelbarer Stickstoffzertifikate wird seit 10 Jahren in der Lake Taupo Region umgesetzt. Ob es dabei zu politischen Lock-in Effekten gekommen ist, ist in diesem Fall besonders schwer zu beurteilen. Einerseits wurden die Charakteristika der den Zertifikaten zugrundeliegenden Rechte nicht geändert, also weder z.B. exklusiver noch sicherer oder dauerhafter ausgestaltet. Tatsächlich besitzen die Zertifikate aber diese Eigenschaften ja bereits relativ ausgeprägt. Die Rechte sind an eine auf 35 Jahre befristete, in nationaler Gesetzgebung verankerte Genehmigung („resource consent“) gekoppelt. Dies impliziert, dass sie einerseits sehr langfristig sind und den Landnutzern Erwartungssicherheit verschaffen. Andererseits haben die Rechte damit auch ein „Ablaufdatum“ und werden nicht „auf ewig“ vergeben. Die für 2018 anvisierte Überprüfung des Reduktionsziels könnte zur Verschärfung des Reduktionsziels führen. Dies würde den Wert von Zertifikaten nochmals steigern, zumal Landwirte/innen innerhalb ihres bestehenden Geschäftsmodells (Viehhaltung) nur einen geringen Spielraum haben, Stickstoffeinträge zu mindern. Bisher scheint es nicht zum Phänomen von „Rentiers“ gekommen zu sein, die die Produktion aufgeben, aber ihre Allokation dauerhaft verpachten. Solche Rentiers können eine starke Interessensgruppe bilden, die am Fortbestand ihrer Rechte kämpfen würde. Da nur eine begrenzte Gruppe (Landnutzer aus der Region) überhaupt Zugang zu den Rechten haben und der Trust bisher die Zertifikate ausscheidender Landwirte aufgekauft und stillgelegt hat, wurde das Entstehen privater Zertifikats-Konzentrationen und davon profizierender Partikularinteressen bisher offenbar vermieden.

---

[61] Es war daher besonders problematisch, dass die Tuwharetoa, aber auch andere Stakeholder, die ihre Länder wenig intensiv genutzt hatten (v.a. Waldbesitzer), durch die Allokation von NDAs auf Basis historischer N-Auswaschungen benachteiligt wurden: sie würden mit hohen Kosten konfrontiert werden, wenn sie ihre Ländereien stickstoffintensiver nutzen wollen würden. Es wurde eine Regelung gefunden, um diese Ungerechtigkeit abzumildern: Maori und nicht-Maori Besitzer von “unterentwickeltem” und bewaldetem Land wurde ermöglicht, ihre Stickstoffanreicherungen um bis zu 2 kg N pro Hektar und Jahr erhöhen; damit sollte nur eine geringe Verschlechterung der Wasserqualität einhergehen.

4.3.3 Fallbeispiel Handelbare Fischereiquoten (Island)

These 1 (Kosteneffizienz): Vor der Einführung von handelbaren Fischereiquoten (ITQs) experimentierte Island mit unterschiedlichen Managementsystemen in der Fischerei: Neben der Festsetzung zulässiger Gesamtfangmengen (TACs)[62], saisonaler Verbote der Befischung und technischer Vorgaben u.a. zur Maschengröße der Netze umfasste dies auch die Lizenzierung des Zugangs zu den Fischbeständen, eine zeitliche Begrenzung von Fischereiaktivitäten (dem so genannten Fischerei„aufwand"), die Kontrolle von Investitionen und Rückkäufe von Fischereifahrzeugen (Runolfsson 2014; S. 6). Diese Maßnahmen erreichten das Ziel eines nachhaltigen Fischereimanagements nicht, denn sie konnten Überfischung und scharfe Rückgänge der Herings- sowie später der Kabeljaubestände nicht verhindern. Zugleich waren sie ökonomisch ineffizient, weil sie bestehende Überkapazitäten und Überinvestitionen nicht minderten: Es waren mehr Fischereifahrzeuge mit mehr Fangkapazität im Einsatz, als nötig gewesen wären, um die entsprechenden Mengen Fisch zu fangen. Grund dessen war der hohe Wettbewerbsdruck in der Fischerei, die zwar mithilfe der genannten Maßnahmen reguliert wurde, zu der der Zugang aber weiterhin offen war.[63]

Ist Fischereimanagement in Island durch die ITQs kosteneffizienter geworden? Versteht man Kosteneffizienz als Verhältnis zwischen Zielerreichung und den dafür erforderlichen Kosten (siehe Kapitel 4.1.1), so gilt es zunächst den Grad der Zielerreichung zu beschreiben. Sehr vereinfacht betrachten wir hier als „Ziel" die Definition und Einhaltung ökologisch nachhaltiger Gesamtfangmengen.[64] Vor Einführung der ITQs waren diese regelmäßig und in hohem Umfang überschritten worden. [65] Danach wurden die gesetzten TACs insgesamt besser eingehalten als zuvor (Gissurarson 2005; S. 15) – wenngleich TAC-Überschreitungen in geringerem Umfang weiterhin üblich sind (vgl. These 3 unten). Ähnlich richtet das Fischereiministerium die Gesamtfangmengen teilweise näher an den Empfehlungen der Wissenschaftler/innen aus als vor Einführung der ITQs (für das Beispiel Kabeljau siehe ICES 2017b; Tabelle 7, Spalte 3 & 4) – aber auch dies gilt eben nicht durchweg (Marchal et al. 2016, Tabelle 4).[66]

In Bezug auf die Kostenseite hat sich der Umsetzungs- und Kontrollaufwand für den Staat gegenüber dem vorherigen System – nach einer Phase der Umstellung – nicht wesentlich geändert (Runolfsson 2014; S. 8). Für den isländischen Fischereisektor erlaubte die Kopplung von Fangobergrenzen an eine Beschränkung des Zugangs mithilfe von ITQs den Abbau von Überkapazitäten und trug zu höherer Effizienz der Fischereiflotte bei (z.B. Arnason 2005; Saevaldsson & Gunnlaugsson 2015). Der Fang pro Einheit Fischereiaufwand ist signifikant angestiegen, und während die Zahl von Fischereifahrzeugen

---

[62] Z.B. seit 1969 für Hering und seit 1976 für Kabeljau.

[63] Während im System des beschränken Fischereiaufwands beispielsweise die Anzahl der „Seetage", an denen gefischt werden durfte, von Jahr zu Jahr sank, investierten Fischer in den Kauf weiterer Boote, um an den wenigen Seetagen maximale Fänge machen zu können (Gissurarson 2005, S. 14-15).

[64] Tatsächlich definiert die „Erklärung zu verantwortlicher Fischerei in Island" von 2007 die „nachhaltige Nutzung der Fischbestände und den guten Umgang mit dem marinen Ökosystem" als das Ziel von Fischereimanagement (http://www.responsiblefisheries.is/seafood-industry/management-and-control-system/statement-on-responsible-fisheries/). Würde man der Einfachheit halber auf den ersten Aspekt fokussieren, so zeigt sich, dass sich nur ein Teil der Bestände seit Einführung des ITQ-Systems in dauerhaft stabilem Zustand befinden (vgl. These 3). Weil der Zustand der Fischbestände jedoch neben dem Fischereimanagement von weiteren Einflüssen abhängt, wird an dieser Stelle nochmals fokussiert, und zwar auf die von den Fischereimanagern/innen direkt beeinflussbaren Parameter, an erster Stelle die Höhe der Gesamtfangmenge.

[65] In der profitablen Kabeljau-Fischerei waren die Empfehlungen der Wissenschaftler/innen beispielsweise 1983 – in dem Jahr, in dem die Bestände kollabierten und bevor die ITQs eingeführt wurden –, um über 50% (100.000 Tonnen) überschritten worden (Gissurarson 2005, S. 15).

[66] Sowohl in Bezug auf die Setzung der Gesamtfangmengen als auch auf deren Einhaltung durch die Fischer ist nach dem Stand der Literatur nicht klar, ob die leicht positiven Entwicklungen tatsächlich kausal auf die Einführung des ITQ-Systems zurückgehen, oder lediglich parallel (koinzident) zu dieser stattfanden.

gesunken ist – am Beispiel Hering: von über 200 (im Jahr 1980) auf unter 30 (1995) –, ist die durchschnittliche Bootsgröße substanziell gewachsen (Runolfsson 2014; S. 8); beides weist auf kosteneffizienteren Fischfang hin.

Haben Fischer eine individuelle Quote und arbeiten nicht unter dem steten Druck, dass ihre Wettbewerber ihnen die Fischschwärme wegfischen könnten, kann der Fischereiaufwand zeitlich deutlich gestreckt werden. Damit kann mit kleineren Netzen gefangen werden, so dass der Fisch weniger zerquetscht wird, also die Qualität des gefangenen Fischs höher ist. Zudem konzentrieren sich auch die Anlandungen von Fisch weniger stark auf enge Zeiträume. Dies hat den Effekt, dass Fischverarbeiter die Ware zu einem besseren Preis abnehmen und wiederum die Auslastung (Beschäftigung) in der fischverarbeitenden Industrie konstanter ist.[67]

Hypothese 1 (a) kann bei leichten Verbesserungen der (vereinfacht definierten) Zielerreichung und nennenswerten Kosteneinsparungen v.a. der Wirtschaft (Fischereisektor) als bestätigt gelten. Die Kehrseite gestiegener Kosteneffizienz in Fischfang und -Verarbeitung ist allerdings eine Konzentration innerhalb des Sektors – in der pelagischen Fischerei beispielweise auf nur noch acht größere Unternehmen (Saevaldsson & Gunnlaugsson 2015). Damit geht auch eine teils scharfe Konzentration von ITQs einher (Christensen et al. 2009b; S. 110–111): Eine steigende Anzahl insbesondere von kleineren Fischern/ Fischereiunternehmen mit ITQs hat ihre Fangrechte an Wettbewerber veräußert.

Im Hinblick auf den zweiten Aspekt der These (1 b) – dass erwartete Effizienzgewinne eine Steigerung des ökologischen Ambitionsniveaus ermöglichen – ist darauf hinzuweisen, dass dieses nicht im Rahmen des ITQ-Systems, sondern durch die jährlich neu bestimmte Höhe der TAC bestimmt wird. Die empirische Evidenz zur stärkeren Übernahme der wissenschaftlichen Empfehlungen beim Setzen der Gesamtfangmengen erscheint uns zu schwach, um darauf zu schließen, dass ITQs die Bereitschaft des Sektors erhöhen, strengere Gesamtfangmengen zu akzeptieren (so die Interpretation von Runolfsson (2014; S. 8) und Arnason (2002), die auf das Interesse von Bootsbesitzern am Wert ihrer ITQs verweisen).

These 2 (Innovation): Es sind keine wesentlichen Innovationen in Bezug auf ressourcenschonendes Fangverhalten dokumentiert. Da sich das zugeteilte Quotenvolumen durch ressourcensparende Praktiken auch nicht ändert, ist ein entsprechender Anreiz zu dynamischer Kosteneffizienz durch Innovation im Fall von Extraktions-Quotenrechten auch weniger zu erwarten.[68]

These 3 (Ökologische Effektivität): Ökologische Nachhaltigkeitswirkungen im Fischereimanagement lassen sich untergliedern in Wirkungen auf a) gemanagte „Zielarten", auf b) den Beifang und auf c) das weitere marine Ökosystem. Primär sollen ITQs helfen, dass Fangmengen von Zielarten besser eingehalten werden – ein großes Problem im Fischereimanagement vieler Länder.

a) Die Größe der gemanagten Fischereibestände in Island hat in den drei Jahrzehnten, in denen ITQs eingesetzt werden, stark geschwankt, mit einigen positiven und einigen negativen Entwicklungen. Die Bestände von Kabeljau – als der kommerziell wichtigsten Art – haben sich trotz ITQ-System nicht wieder über die Werte der späten 1980er Jahre erholt. Es gilt aber als positiv, dass aktuell keine der isländischen Fischbestände unter den wissenschaftlich gesetzten Grenzbezugswerten befischt werden.

---

[67] Zudem erhöht es die physische Sicherheit der Seeleute, die nicht gezwungen sind, in Schlechtwetterperioden herauszufahren.

[68] Allenfalls kann der mit ITQs einhergehende abnehmende Wettbewerb um Fang indirekt in diese Richtung wirken – z.B., indem er den Einsatz weniger großer Netze ermöglicht: Werden kleinere Netze genutzt, wird ein geringerer Teil des Fangs durch den Druck der Fischmasse geschädigt. So kann eine bessere Qualität des Fangs (und höhere Preise) erzielen werden (Arnason 2008). Ein Beitrag zur Ressourcenschonung ist davon nur indirekt zu erwarten, wenn der zerquetschte Fisch alternativ wieder über Bord geworfen wird; solche „Rückwürfe" sind in Island allerdings ohnehin verboten. Im Fall von industriellen Verschmutzungsrechten besteht demgegenüber ein direkter Anreiz, die Verschmutzungsmenge pro Output bzw. den Output pro Verschmutzungsmenge zu reduzieren.

Grundsätzlich gehen Schwankungen in den Beständen nicht nur auf das Fischereimanagement zurück, sondern auch auf ökologischen Wandel, unter anderem steigende Wassertemperaturen in den Gewässern um Island und die Verknappung von Beutearten (Christensen et al. 2009a; ICES 2017a, 2017c).

Im Rahmen des Fischereimanagements hängt die ökologische Nachhaltigkeit in Bezug auf eine Zielart im Wesentlichen von der Höhe der jährlich festgesetzten TAC und von weiteren Managementmaßnahmen ab (wie saisonalen oder lokalen Fangbeschränkungen, Vorgaben zu Mindestfanggrößen, Mindestmaschengrößen, zulässigem Fanggerät etc.) – und damit mit Management-Instrumenten *jenseits* von ITQs. Zwar existiert die Einschätzung, dass die Einführung der ITQs dazu beigetragen hat, dass Fangobergrenzen besser eingehalten werden und dass sich der Fischereisektor auch mit radikaleren Fangmengen-Reduzierungen zum Wiederaufbau von Beständen abfindet (Arnason 2002; S. 32–33) bzw. diese sogar proaktiv fordert – zum Werterhalt ihrer ITQs (Runolfsson 2014; S. 8). Allerdings zeigen Analysen, dass jährlich über die Hälfte der Gesamtfangmengen höher gesetzt werden, als dies von den Wissenschaftlern/innen des MRI empfohlen wird, und dass die tatsächlichen Fänge wiederum die gesetzten Fangmengen überschreiten (Marchal et al. 2016; Tabelle 4 & 5). Die Überschreitung der Fangmengen liegt jedoch meist nicht über 10%[69] und ist damit tendenziell niedriger als vor Einführung der ITQs.

Die ökologisch unerwünschte Fangaufwertung („highgrading“)[70] gilt als gewisses Problem, das mit dem Setzen von Gesamtfangmengen einhergeht – allerdings sowohl von handelbaren als auch von nicht-handelbaren Fangmengen. Offenbar jedoch wird dieses Problem mengenmäßig als nicht allzu gravierend für die isländischen ITQ-Fischereien eingeschätzt (Kristofersson & Rickertsen 2009; Runolfsson 2014; S. 9).

b) In Bezug auf die Auswirkungen des ITQ-Systems auf *Beifang* existiert im isländischen System eine interessante Regelung: Kabeljau und Nicht-Kabeljau-Quote können miteinander verrechnet werden. Fängt ein Boot Nicht-Kabeljau-Arten, obwohl er keine Quoten dafür hat, oder fängt er mehr, als ihm laut Quoten zusteht, so kann er diesen Fang von seiner Kabeljau-Quote abziehen (andersherum ist dies nicht erlaubt). So sollen die ökologisch unerwünschten Rückwürfe[71] von Beifang ins Meer gemindert werden, die traditionell trotz Verbotes u.a. dann durchgeführt werden, wenn der Fischer keine Quote für die beigefangenen Arten hat. Der Beifang in der islädischen Fischereiwirtschaft umfasst auch einige international[72] als bedroht gelistete Fischarten. Allerdings gelten Anlandungen solchen Beifangs als mengenmäßig gering (ICES 2017a; S. 8).

c) Auswirkungen auf das weitere Ökosystem mindert das ITQ-System im Prinzip nicht. Beispielsweise haben ITQs keine direkte Wirkung auf die Degradation von Bodenhabitaten durch Schleppnetz-Trawler in der für Island wichtigen Grundfischerei, oder auf den Beifang von Seevögeln und Meeressäugern. Indirekt (und positiv) wirkt sich allerdings der allgemeine Rückgang des Fischereiaufwands (d.h. des Zeitraums, in dem gefischt wird) auf diese Ökosystemkomponenten aus (ICES 2017a; S. 8). Auch saisonale oder räumliche Schließungen der Fischerei (u.a. durch marine Schutzgebiete) spielen hier eine Rolle.

Die ökologische Effektivitätsthese kann insgesamt nicht bestätigt werden: Der Schutz von Beständen hängt in hohem Maße von regulatorischen Rahmenbedingungen ab, nicht von den ITQs selbst. In Bezug auf die Zielarten (und bestimmte Beifangarten) ist dies vor allem die TAC. In Bezug auf Beifangar-

[69] Sie gilt als Folge der Möglichkeit, Quotenrechte in gewissem Umfang ins Folgejahr zu übertragen („banking“).

[70] D.h. Rückwurf gefangenen Fischs ins Meer, um sich stattdessen spätere Fänge mit wirtschaftlich wertvollerem (i.d.R.: größerem Fisch) auf die entsprechende Quote anrechnen lassen zu können.

[71] „Rückwürfe sind unerwünschte Fänge, die entweder tot oder lebendig ins Meer zurück geworfen werden, weil sie entweder zu klein sind, der Fischer keine Quoten für diese Art besitzt oder aufgrund von Vorschriften über die Zusammensetzung der Fänge“ (Europäische Kommission 2017).

[72] durch die OSPAR Kommission.

ten und das weitere Ökosystem (Böden, Seevögel, marine Nahrungsketten) sind zurückgehender Fischereiaufwand und Schließungen der Fischerei ausschlaggebender.

These 4 (Motivationale Verdrängungseffekte): In den letzten Jahrzehnten war die kommerzielle Fischereiindustrie in den Industriestaaten von einem teils dramatischen „Ansturm auf den Fisch" („race for fish") geprägt, in dem keine Rücksicht auf den mittelfristigen Bestandserhalt oder den Schutz mariner Ökosysteme genommen wurde. Teils wurde unter für die Crews lebensgefährlichen (Wetter-)Bedingungen gefischt, um bloß nicht „zu spät zu kommen": Nach Öffnung der Fischereisaison wurden die gesetzlich zulässigen Fangmengen oft in sehr kurzen Zeiträumen gefischt, so dass das Erzielen eines ökonomischen Gewinnes davon abhing, in diesen Tagen so viel hochwertigen Fisch wie möglich anzulanden. Eine handlungsleitende Motivation zu Meeresnaturschutz (oder eben auch Arbeitsschutz) war unter diesen Bedingungen nicht gegeben. Wir können daher davon ausgehen, dass die Einführung von ITQs unter Fischern nicht zur Verdrängung solcher Motivationen geführt hat; die These der motivationalen Verdrängungseffekten wäre also zurückzuweisen.

Vielmehr werden ITQs als Erklärung dafür herangezogen, dass eine neue Motivation für den Schutz mariner Ressourcen entsteht. Nicht nur können ITQs dazu führen, dass nachhaltiges Fischereimanagement stärker im Eigeninteresse der Industrie liegt (Arnarson 2002). Zudem steigt die Erwartungssicherheit von Fischern gegenüber einem „race for fish"-Management. Dies gilt als Faktor, der die Kooperationsbereitschaft der Fischereiindustrie gegenüber der Fischereiverwaltung in Island positiv beeinflusst; in vielen offenen („open access") Fischereien ist das Verhältnis zwischen Fischereiindustrie und Fischereiverwaltung ausgesprochen feindselig.

These 5 (Sozialer Ausschluss): In sozialer Hinsicht führt diese Konzentration in fischereiabhängigen Regionen zur Marginalisierung von manchen kleineren Gemeinden, die ihre Quote an größere Gemeinden „abgetreten" haben (Eythórsson 2000). Mit dem Verkauf von Quoten aus einer Region heraus bleibt auch für die fischverarbeitende Industrie keine Arbeit und Einkommensmöglichkeiten schrumpfen. Während ITQ-Besitzer vom Verkauf ihrer Rechte finanziell profitieren, gilt dies nicht für Beschäftigte des nachgelagerten Fischereisektors. Aber auch für potenzielle Nachwuchs-Fischer ist es, sofern sie keine Quote erben, extrem teuer, Quote zu kaufen und damit überhaupt den Beruf des selbständigen Fischers ausüben zu können. In diesem Zusammenhang ist das Urteil des isländischen Verfassungsgerichts von 1998 zu betrachten, das das damalige Fischereimanagementgesetz als verfassungswidrig einstufte: Es privilegierte diejenigen, die in derjenigen Zeit Boote besaßen und Fänge nachweisen konnten, in der die historischen Fangwerte für die Vergabe von ITQs bestimmt wurden; es diskriminierte andere, bis hin zur Einschränkung von deren Berufsfreiheit (Copes & Pálsson 2000). In der Folge des Urteils wurde es ermöglicht, dass jede/r Bürger/in Fischereiquoten erwerben kann, was angesichts hoher Preise allerdings nur selten eine realistische Option ist. 2007 hat das UN Menschenrechts-Komitee die mit dem ITQ-System einhergehende Privilegierung/ Diskriminierung ebenfalls angeprangert.

Grundsätzlich hat sich Einführung von ITQs in vielen Ländern mit geringer sozialer Akzeptanz (jenseits der privilegierten Akteure) verbunden, und auch in Island kam es zu Abwehr. So beschreiben Copes & Pálsson (2000; S. 1–2), dass die kostenlosen Quotenzuteilungen Mitnahmegewinne für einige wenige Privilegierte ermögliche, die zu einer Kaste von „Sofafischern" würden und von den Zinsen des Quoten-Verleasens lebten. Die Marktkapitalisierung der Quotenrechte fördere deren Konzentration in den Händen von Unternehmen und Investoren. Dies leiste der finanziellen und geographischen Konzentration von Fischereiaktivitäten Vorschub. Die Substitution von Arbeit durch Kapitel vernichte wiederum Arbeitsplätze. Die hohen Kosten für ITQs verhindere, dass Besatzungsmitglieder wie ehedem die Gelegenheit bekämen, zu unabhängigen Inhabern zu werden, da sie es sich nicht mehr leisten könnten, neben dem Fischereifahrzeug auch noch die nötigen Quoten zu erwerben. wenn die Fischereiressourcen an Nicht-Ortsansässige gehe, würde die ökonomische Überlebensfähigkeit von Küstengemeinden bedroht.(vgl. Chambers & Carothers 2017; Einarsson 1993; Olson 2011).

Die soziale Ausschluss-These kann bestätigt werden: Der Zugang für neue Teilnehmer am isländischen ITQ-System ist wegen prohibitiv hoher Kosten sehr schwer. Eine bislang öffentliche Ressource (common property) wurde privatisiert. Abgesehen von einer (eher geringen) Fischereigebühr wurde die Öffentlichkeit dafür nicht kompensiert.

These 6 („Lock-in Effekte"): ITQs wurden in der zweiten Hälfte der 1970er Jahre in einer in ökonomischer Hinsicht relativ unwichtigen Fischerei (Hering) eingeführt und in mehreren Schritten auf weitere Fischbestände (1984, 1990, 2004) auf inzwischen alle kommerziell relevanten Fischereien Islands und alle kommerziellen Fischereifahrzeuge (größere sowie die zunächst ausgenommenen kleineren) ausgeweitet (Arnason 2008; S. 36). Sogar außerhalb Islands Ausschließlicher Außenwirtschaftszone gibt die Regierung Fanganteile inzwischen in Form von ITQs aus (OECD 2003a; S. 15). In dem relevanten Gesetzeswerk (Fisheries Act, 1990), in dem das ITQ-System bestandsübergreifend – und mit der entscheidenden Unterstützung des Verbandes der Fischereifahrzeugbesitzer (Gissurarson 2005; S. 173) – eingeführt wurde, sind keine zeitlichen Schranken für diese Rechte definiert. Über die Jahre wurden die Rechte exklusiver und sicherer ausgestaltet, auch wenn es sich immer noch nicht um ein im wirtschaftswissenschaftlichen Sinne „perfektes" Eigentums- (bzw. Entnahme-) Recht handelt: Ihr Wert wird durch die definierten Grenzen in der Handelbarkeit und durch Besteuerung (Fischereigebühr) gemindert, und eine Mehrheit im Parlament könnte die ITQs im Prinzip widerrufen (Runolfsson 2014; S. 7). Allerdings scheint dies politisch wenig wahrscheinlich: Die Schaffung von Vermögenswerten hat Pfadabhängigkeiten generiert. Rechteinhaber einschließlich von „Sofa-Fischern" haben ein enormes ökonomisches Interesse am Weiterbestand des ITQ-Systems. Aufgrund der hohen Bedeutung des ja inzwischen komplett mit ITQs ausgestatteten kommerziellen Fischereisektors für die isländische Wirtschaft und der engen Vernetzung innerhalb einer sehr kleinen politischen Gemeinschaft scheint ein Agieren entgegen deren Interessen unwahrscheinlich. Die These vom Lock-In Effekt erscheint im Fall Island plausibel.

4.4 Fazit: Chancen, Risiken und Gestaltungsmöglichkeiten bei Umweltmärkten

Im Folgenden fassen wir die Ergebnisse der drei Fallbeispiele von Zertifikatshandel nochmal knapp zusammen und ziehen Schlussfolgerungen für den Einsatz und die Ausgestaltung solcher Umweltmärkte.

In allen drei Fallbeispielen kann in Bezug auf **Hypothese (1) zur Kosteneffizienz** argumentiert werden, dass die Instrumente im Vergleich zu anderen Optionen zumindest in gewissem Umfang Kosteneffizienzgewinne erbracht haben. Im Fall der individuellen Fischereiquoten manifestieren sich jedoch auch die damit einhergehenden Nachteile: eine starke Konzentration des Sektors und auch der Rechte innerhalb des Sektors. Dieses Problem ist für den Typus handelbarer Extraktionsquoten grundsätzlich virulenter als für andere Typen handelbarer Rechte, insbesondere Verschmutzungsquoten. Zwar gibt es Möglichkeiten, ITQ-Systeme so ausgestalten, dass solche Konzentrationen gemindert werden (vgl. Doering et al. 2016) – und entsprechende Optionen wurden in Island auch gewählt; dennoch hat sich dort die Tendenz zur Konzentration in einem gesellschaftlich problematischen Maße durchgesetzt. Die Beispiele zeigen auch, dass für alle betrachteten Typen von Zertifikatshandel Mechanismen, die geeignet sind, das Transaktionsvolumen von gehandelten Rechten und damit die Effizienz des Instruments weiter zu erhöhen (z.B. durch Vergrößerung der geographischen Ausdehnung des Marktes, Vergrößerung der Nachfrage, möglichst geringe regulatorische Einschränkungen der Handelbarkeit etc.), ökologisch zugleich eher problematisch sind.

Die Teil-Hypothese 1b, dass es die Kosteneffizienz handelbarer Rechte ermöglicht, ambitioniertere politische Ziele zu denselben volkswirtschaftlichen Kosten zu vereinbaren, kann für keines der Beispiele bestätigt werden: Conservation Banking wurde zwar mit einem ambitionierten ökologischen Ziel versehen („kein Netto-Biodiversitätsverlust", wenn möglich „Netto-Gewinn"); dies geschah aber

erst Jahrzehnte nach seiner Einführung (Ende 2016) und ohne Transparenz über eine mögliche Kosteneffizienz des Instruments. Im Fall des Stickstoffzertifikatshandels ist das gesetzte Qualitätsziel wiederum nicht sehr stark; trotz Effizienzerwartungen wurden die Wasserqualitätsziele nicht nachjustiert. Bei den ITQs wird das ökologische Ziel außerhalb des betrachteten Instruments gesetzt (im Wesentlichen durch die jährlich neu bestimmte TAC).

Entgegen **Hypothese (2) zu Innovation** beschreibt die empirische Literatur in keinem der drei untersuchten Fälle die Entstehung von wesentlichen innovativen Praktiken. Erwartbar wäre beispielsweise der sparsamere Umgang von Bauträgern mit wertvollen Habitaten (im Fall des Conservation Banking) gewesen, die Nutzung Ressourcen sparenderer Fangmethoden durch Fischer (im Fall der ITQs) oder die Entwicklung stickstoffärmerer Managementpraktiken von Landwirten (im Fall des Stickstoffzertifikatshandels). Die von uns gesichtete Literatur belegt jedoch keine solchen Effekte. Es steht zu vermuten, dass Innovationswirkungen im Kontext von Ressourcenmanagement und Landnutzung weniger ausgeprägt sind als in technischeren Kontexten (industrielle Verschmutzung): Während es im ersteren Fall immer auch um die Annahme neuer Managementpraktiken und Routinen geht, sind im letzteren Fall effizientere Technologien häufig ohne größere Umstellung von Praktiken und Routinen einsetzbar Schließlich lässt sich aus dem Beispiel der ITQs generalisierend feststellen, dass ein Anreiz zu sparsamerem Ressourceneinsatz im Fall von *Extraktions*quoten (anders als bei *Verschmutzungs*quoten) nicht unbedingt zu erwarten ist, weil sich das zugeteilte Quotenvolumen durch ressourcensparende Praktiken nicht ändert.

Die Ergebnisse in Bezug auf die **Hypothese (3) der ökologischen Effektivität** von Rechtehandelssystemen sind gemischt. Im Fall des Conservation Bankings scheint sie tendenziell nicht zuzutreffen: So wurden Ausgleichsmaßnahmen bislang von der Verwaltung nicht im selben Maße eingefordert, wie Flächenentwicklung gestattet wurde. Damit bleibt die Nachfrage nach Credits geringer als nötig wäre, um das „no net loss"-Ziel zu erreichen. Dass Conservation Banks überwiegend Erhaltungs-(vs. Entwicklungs-)maßnahmen umfassen, wirft die Frage nach ihrem naturschutzfachlichen Mehrwert auf. Auch weil eine Ausgleichsfläche in Bezug auf andere ökologische Qualitäten jenseits der fokussierten Art nicht unbedingt gleichwertig mit der zu entwickelnden Fläche ist (mangelnde Fungibilität), gehen Expert/innen davon aus, dass das Ziel einer Vermeidung von Nettoverlusten an Biodiversität verfehlt wurde.

Beim Stickstoffhandel hat die „Cap" eine weitere Zunahme von Stickstoffeinträgen erfolgreich unterbunden. Die erfolgten Minderungen gehen aber weniger auf den privaten Handel von Zertifikaten am Zertifikatsmarkt zurück als auf den Aufkauf und die Stilllegung von Zertifikaten durch die öffentliche Hand. Die aktive Rolle des öffentlichen Sektors ist nicht als solche kritikwürdig; allerdings verschwimmt hier die Grenze zwischen einem Umweltmarkt und einer Umweltsubvention und letztlich greift das Verursacherprinzip nicht.

Bei ITQs entscheiden neben der Höhe der jährlichen zulässigen Gesamtfangmenge („Cap") weitere ökosystemrelevante Bestimmungen wesentlich über die ökologische Wirksamkeit des Systems. Beide werden jedoch *außerhalb* des ITQ-Systems definiert, so dass der Rechtehandel nicht direkt für den besseren Zustand der Bestände verantwortlich gemacht werden kann. Allerdings gibt es Hinweise darauf, dass das Interesse isländischer ITQ-Besitzer am Wert ihrer Rechte die Industrie indirekt offener gemacht hat für strengere regulatorische Rahmenbedingungen und sie diese in der Folge auch besser einhielt.

Insgesamt bestätigen die Fallstudienergebnisse, dass die Effektivität von handelbaren Rechten im Fall von „Cap & Trade"-Systemen in hohem Maße vom Zertifikatsangebot abhängen, die Wirksamkeit verpflichtender Offsetting-Systeme von der Zertifikatsnachfrage. Um Steuerungswirkung zu entfalten, muss Umweltpolitik im ersten Fall (Cap & Trade) das Angebot über die bestehenden Marktkräfte hinaus beschränken, im zweiten Fall (verpflichtendes Offsetting) die Nachfrage durch stringenten Vollzug angemessen hoch halten. Beides setzt politischen Willen bzw. eine im politischen Wettbewerb durchset-

zungsfähige Umweltpolitik voraus. Der oftmals unterstellte Automatismus, dass marktbasierte Politikinstrumente wie Zertifikatshandel grundsätzlich wirksamer seien als Ordnungsrecht, ist also nicht gegeben – die Instrumente können nur so stark sein, wie der politische Wille, der dahinter steht. Neben der Zertifikatsmenge ist die weitere Ausgestaltung des Instruments für seine Umweltwirksamkeit wie auch im Hinblick auf soziale Auswirkungen entscheidend.

In Bezug auf **Hypothese (4) zu motivationalen Verdrängungseffekten** lässt die Literaturlage in keinem der untersuchten Fälle eine klare Aussage darüber zu, in welchem Umfang es zur Verdrängung freiwilliger Naturschutzmaßnahmen gekommen ist. Allerdings erscheinen Mitnahme- und ggf. sogar Verdrängungseffekte tatsächlich am ehesten im ersten Fall möglich, d.h. bei Naturschutzverbänden, die in den USA Conservation Bank-ähnliche Naturschutzflächen auch ohne finanziellen Anreiz angeboten hätten. Aus Umfragedaten lässt sich demgegenüber schließen, dass der Großteil der Ausgleichsflächen *nicht* entstanden wäre, wenn *keine* finanzielle Kompensation existiert hätte. Unter Wirksamkeitsgesichtspunkten wäre daher der Zugewinn an monetär „angereizten" Naturschutzflächen gegen potenziell verdrängte freiwillige Naturschutzaktivitäten gegenzurechnen. Unter ethischen Gesichtspunkten kann man hier zu anderen Schlussfolgerungen kommen.

Im Fall des Stickstoffzertifikatshandels und der Fischereiquoten gibt es Hinweise, dass die Zielgruppen selbst nur eine geringe intrinsische Motivation am Erhalt des jeweiligen Schutzgutes hatten. Das hieße, dass es auch nicht zur Verdrängung einer solchen Motivation gekommen sein kann. Für Landwirte in der Lake Taupo Region sind Eutrophierung und sinkende Wasserqualität im See externe Kosten, die ihr eigenes gegenwärtiges Wirtschaften wenig beeinträchtigen. Die isländischen Fischer müssten eigentlich ein Eigeninteresse am Erhalt der lokalen Fischbestände haben, doch die „Tragik der Allmende" bewirkt bei offenem Zugang zur Fischerei, dass das kurzfristige Interesse an möglichst hoher Ressourcenausbeutung das an der langfristigen Bestandssicherung überwiegt; die empirischen Daten zur Überfischung vor Einführung von ITQs in Island bestätigen diesen analytischen Zusammenhang.

Zu einer substanzielleren Form von **sozialem Ausschluss (Hypothese 5)** ist es in den untersuchten Fällen nur bei den ITQs gekommen, wo Isländer ohne ITQ-Zuteilung wegen hoher Kosten der Quotenrechte kaum Chancen haben, selbständige Fischer zu werden. Hier spielt der Typus des Zertifikatshandels eine Rolle: Extraktionsquoten sind besonders anfällig für die Schaffung sozialer Ungleichheiten. Auf lokalerer Ebene ist es allerdings auch im Fall der Stickstoffzertifikate (also Verschmutzungsquoten) für Landwirte mit Ansiedlungswunsch in der Taupo Lake Region Neuseelands schwieriger geworden, dort einen landwirtschaftlichen Betrieb zu errichten. Zur Verdrängung von Subsistenzaktivitäten als Folge der Instrumenteneinführung ist es nach Literaturlage in keinem der Fälle gekommen. Innerhalb der USA spielt zwar der Zugang zu Wald bzw. Land insbesondere in Alaska und Hawaii eine größere Rolle für Subsistenzaktivitäten indigener Gruppen; i.d.R. betrifft dies aber nur öffentliches Land. Zudem ist zu berücksichtigen, dass *geographische* Ausschlusseffekte nicht spezifisch aus der Handelbarkeit von Rechten resultieren. Sie folgen vielmehr daraus, dass Habitaten (hier: Naturschutz-Ausgleichsflächen; bewirtschaftete Flächen im Wassereinzugsgebiet) ein gewisser Schutzstatus zugewiesen wird, wie dies theoretisch durch das Planungsrecht erfolgen kann.

Was **„Lock-in Effekte" (Hypothese 6)** betrifft, so ist bei den isländischen ITQs am klarsten zu beobachten, wie handelbare Rechte über die Zeit gestärkt (z.B. „sicherer", „dauerhafter" gemacht) wurden. Die Stickstoffzertifikate waren schon von Anfang an vergleichsweise stark ausgestaltet, mit der einen relevanten Einschränkung, dass sie an eine auf 35 Jahre befristete, in nationaler Gesetzgebung verankerte Genehmigung („resource consent") gekoppelt sind. Beim US Conservation Banking wurden nicht die handelbaren Rechte als solche gestärkt, aber die Anwendung des Instruments wurde durch neue Vorgaben ausgeweitet. In keinem der Instrumente sind die Rechte unanfechtbar oder irreversibel; eine Abschaffung der Instrumente scheint aber angesichts von profitierenden Partikularinteressen jeweils unwahrscheinlicher als im Fall anderer Instrumententypen. In zwei von drei Fällen haben sich entweder existierende oder neu entstehende Interessensgruppen zu Verfechtern der Instrumente

entwickelt. Nur im Fall des Stickstoffzertifikatshandels scheint eine entsprechende Lobby bisher nicht entstanden zu sein. Dies dürfte u.a. mit der Rolle des öffentlichen Trusts zusammen zu hängen, der die Zertifikate ausscheidender Landwirte aufkauft: er mindert die Gefahr des Entstehens privater Zertifikats-Konzentrationen und davon profizierender Gruppen.

Die Bilanz der untersuchten Fallbeispiele ist damit teils besser, teils schlechter als in den Hypothesen angenommen. In Bezug auf die möglichen positiven Effekte des Zertifikatshandels bestätigen die Fallbeispiele v.a. die Hypothese seiner Kosteneffizienz, während sie (ökologisch wirksame) Innovationsanreize und ökologische Effektivität nicht oder zumindest nicht durchweg attestieren. Unter den befürchteten negativen Begleiterscheinungen sind die motivationalen Verdrängungseffekte schwer zu bewerten. Soziale Ausschluss-Wirkungen und politische Lock-In Effekte scheinen besonders bei ITQs (d.h. Extraktionsquoten) problematisch zu sein.

Was heißt dies in Bezug auf **Chancen, Risiken und Gestaltungsmöglichkeiten bei Umweltmärkten?** Aus den Ergebnissen lassen sich einige Lehren für die Nutzung von handelbaren Rechtesystemen in der deutschen Umwelt- und Naturschutzpolitik ziehen.

Zunächst gilt es voraus zu schicken, dass die gewählten Fallbeispiele zwar Vertreter der gleichen Ökonomisierungspraktik sind (Umweltmärkte/ handelbare Rechte), es sich aber dennoch um sehr unterschiedliche Mechanismen handelt. Diese sollten nicht über einen Kamm geschoren werden. Conservation Banking ist ein Offset-Mechanismus zur Erhaltung von Arten und Habitaten und damit von Kuppelprodukten einer bestimmten (Nicht-, Extensiv-) Bewirtschaftung von Land; handelbare Fischereiquoten begrenzen die Ausbeutung eines Produktions-Inputs mittels eines Cap & Trade Mechanismus; die Stickstoffzertifikate schließlich begrenzen die Emission eines Produktions-Outputs durch Cap & Trade. Lehren, die aus dem Conservation Banking gezogen werden, können nur bedingt auf die anderen Instrumente – oder auch auf die deutsche Eingriffsregelung – übertragen werden.

Die Auswertung der Fallbeispiele hat bestätigt, dass ihre Kosteneffizienz zu den **Chancen** und Stärken von handelbaren Rechten bzw. Umweltmärkten gehört. Sie gälte es noch stärker zur Steigerung des ökologischen Ambitionsniveaus zu nutzen. Unbenommen ist auch, dass handelbare Rechte eine Anreizwirkung entfalten, die die Regelbeachtung und damit die potenzielle Wirksamkeit der Instrumente unterstützen. Schließlich stellen sie potenzielle Lösungsmöglichkeiten in Konstellationen dar, in denen angesichts ungünstiger Problemcharakteristika oder vermachteter Akteurskonstellationen andere Optionen nicht umsetzbar erscheinen. Ein Beispiel ist die landwirtschaftliche Stickstoffproblematik, ein weiteres könnte das Flächensparen darstellen.

Die Fallbeispiele haben gezeigt, dass Unsicherheit über die ökologische Effektivität zu den **Risiken** und Schwächen von handelbaren Rechtesystemen gehören. Entgegen der intuitiven Annahme, dass bei Umweltmärkten als Instrument der Mengensteuerung das Niveau der erlaubten Verschmutzung bzw. Ressourcenausbeute feststeht, zeigen die Beispiele, dass die ökologische Treffsicherheit insbesondere von Offset-Mechanismen, aber auch der Cap & Trade-Systeme wegen vielfältiger Faktoren eingeschränkt sind.[73] Zudem ist nicht die Handelbarkeit der Rechte als solches, sondern die weitere Ausgestaltung und Umsetzung des Systems entscheidend für seine ökologische Wirksamkeit. In Bezug auf **Gestaltungsmöglichkeiten** heißt dies: Umweltmärkte bedürfen ambitionierter Ziele, was die Höhe der Cap und den Kompensationsumfang betrifft („Netto-Biodiversitätsgewinn“ statt „Kein Nettoverlust“, Erfordernis von Entwicklungs- statt bloß Erhaltungsmaßnahmen). Handelbaren Rechte sind in

[73] Im Fall von Offset-Mechanismen u.a. wegen mangelnder Additionalität von Erhaltungsmaßnahmen, zeitlicher Verzögerungen bzw. Erfolgsunsicherheiten bei der Wiederherstellung degradierter Habitate, ungleicher ökologischer Qualität der Ausgleichsflächen und der Tatsache, dass Verwaltungen weniger Kompensationsanforderung stellen als sie Flächendegradation genehmigen; im Fall von Cap & Trade sind im Management natürlicher Ressourcen oft schon wegen der Vielzahl von Akteuren („diffuse Quellen“) die Kontrollmöglichkeiten über das Einhalten der individuellen Quotenanteile begrenzt.

ein Managementregime einzubetten, das je nach konkretem Problem weitere ökosystemare Ziele neben dem Erreichen der Cap bzw. des definierten Referenzwerts festsetzt (im Fischereimanagement: Schutz nicht nur von Zielarten, sondern auch von Beifangarten und dem weiteren marinen Ökosystem; im Naturschutz: Berücksichtigung der Qualität des gesamten Habitats, nicht nur der Zielarten). Eine weitere wichtige Gestaltungsmöglichkeit bei (von ihrer Natur her dezentralen) Kompensationsmechanismen ist es, die institutionellen Kapazitäten für deren stringenten und einheitlichen administrativen Vollzug bereit zu stellen. Damit hängt die Leistungsfähigkeit von Umweltmärkten immer auch von politischen Kapazitäten und gesellschaftlichen Kräfteverhältnissen ab.

Die Fallbeispiele haben bestätigt, dass Systeme handelbarer Rechte im Bereich natürlicher Ressourcen als weiteres Risiko soziale Ausschlusswirkungen zeitigen können. Dies gilt in besonderem Maße für handelbare Extraktionsquoten. Als Gestaltungsmöglichkeiten bietet sich hier an, Zugangsmöglichkeiten insbesondere für vulnerable Gruppen explizit sicherzustellen; größere Konzentrationen von Rechten bzw. Zertifikaten zu unterbinden und den Handel durch nicht-sektorangehörige Akteure (Finanzmarktakteure etc.) zu verhindern. Gegen das Risiko von Lock-In Effekten lassen sich handelbare Rechte zeitlich befristen; sie sollten auch nicht vererbbar sein.

Schließlich bewirken Märkte handelbarer Rechte einige **systemische Effekte**, die auch durch Gestaltungsoptionen nicht zu „heilen" sind, und derer sich politische Entscheider bewusst sein sollten. So reflektieren handelbare Rechtesysteme ein instrumentelles Mensch-Umwelt-Verhältnis: Geschützt wird auf diesem Wege letztlich (nur), was sich für den Handel eignet und wofür sich über Märkte Rendite erwirtschaften lässt. Die Marktergebnisse führen auch nicht per se zu (Verteilungs-) Gerechtigkeit. Die Definition dessen, was im Rahmen eines Umweltmarktes gehandelt und miteinander getauscht werden kann, ist eine Abstraktion, die sich oft am technisch Machbaren (und mittelbar an den Interessen der relevanten ökonomischen Akteure) orientiert (siehe der Handel mit „Arten" im Conservation Banking). Diese Abstraktion vernachlässigt jedoch ökosystemare und soziale Zusammenhänge. Tritt der Staat selbst als Nachfrager nach Zertifikaten auf, um Knappheiten über die definierte Cap hinaus zu schaffen, gilt das Verursacherprinzip nicht mehr voll bzw. vermischt sich mit dem Gemeinlastprinzip.

Eine weitere systemische Eigenschaft von Umweltmärkten ist, dass sie gegenüber nicht-marktlichen Instrumenten die Akteurszusammensetzung im politischen Raum ändern: Sie weisen privaten Akteuren – der Wirtschaft, ggf. Umweltverbänden, Intermediären oder „Helferinteressen" – eine wichtige Rolle in der Preisgestaltung und Umsetzung zu. Dies kann zur Verfestigung von Partikularinteressen beitragen, die jedoch überwiegend ökonomischen Eigeninteressen und nicht dem ökologischen Nutzen verpflichtet sind. Während dies einerseits positive Dynamiken (Übererfüllung, ggf. Innovation) zeitigen kann, besteht auch die Gefahr, dass Lock-Ins entstehen. Zu guter Letzt sind handelbare Rechtesysteme komplexer als die meisten anderen Politikinstrumente (Voß 2007). Dies erschwert ihre gesellschaftliche Vermittelbarkeit, aber auch ihre demokratische Kontrollierbarkeit: Dienen sie wirklich und effektiv der Natur? Oder nutzen sie primär Marktakteuren, die mit ihnen Geld verdienen? Oft lassen sich zentrale Fragestellungen nur durch „Instrumenten-Experten" beantworten. Damit verstärken handelbare Rechte möglicherweise expertokratische Entwicklungen im Umweltschutz.

5 Übergreifende Schlussfolgerungen

Wir haben aufgezeigt, dass unter „Ökonomisierung“ sehr unterschiedliche Praktiken zusammengefasst werden. Dabei kommt nicht jede der betrachteten Praktiken einer „Neoliberalisierung“ von Umwelt oder Natur gleich: Es macht einen systematischen Unterschied, ob Preissignale genutzt werden (wie bei Steuern, subventionsähnlichen Honorierungsmechanismen für Ökosystemleistungen oder Kompensationsmechanismen), oder ob tatsächlich Biodiversität und Ökosystemleistungen auf (Zertifikats-) Märkten gehandelt werden.

Die betrachteten Praktiken basieren auf den theoretischen Grundlagen verschiedener volkswirtschaftlicher Denkrichtungen. Ein Teil von ihnen hat in den vergangenen Jahrzehnten den Sprung in die (umwelt-) politische Praxis geschafft. Wenig Potenzial für Umweltschutz bergen dabei die Verankerung marktwirtschaftlicher Prinzipien in staatlicher Aufgabenerledigung, die Deregulierung und Privatisierung. Bei den anderen Praktiken – Monetarisierung, ökonomische Verfahren der Entscheidungsunterstützung in Politik & Planung, ökonomische Anreizinstrumente, Zuweisung von Eigentumsrechten und Schaffung von (Umwelt-) Märkten – existieren hierzu unterschiedliche theoretische Einschätzungen und empirische Eindrücke. Dies wurde anhand der Auswertung von unterschiedlichen Theorieansätzen und von drei empirischen Märkten handelbarer Rechte aufgezeigt. Zu bestehenden Praktiken der Ökonomisierung wurden in Kapitel 3 einige Ausgestaltungsoptionen sowie Alternativen aufgeführt. Dabei wurde deutlich, dass diese alternativen Ansätze teils noch weiter erforscht und entwickelt werden müssen, um im Rahmen staatlicher Umweltpolitik erfolgreich anwendbar zu sein (z.B. nachhaltige Nutzung von Gemeineigentum jenseits lokaler bzw. relativ kleiner Nutzergemeinschaften). Ähnlich wurden in Kapitel 4.4 Chancen, Risiken und Gestaltungsmöglichkeiten anhand der konkreten Praktik des Zertifikatshandelns (Umweltmärkte) erörtert.

Eine *übergreifende* Bewertung des Phänomens der „Ökonomisierung“ ist nicht möglich: Dafür ist das empirische Phänomen zu vielfältig. Wir haben versucht, die Vielfalt zu zähmen, indem wir das Phänomen in acht politisch relevante Praktiken zergliedert haben. Allerdings zeigt das Beispiel der „Umweltmärkte“, dass sich eine Praktik wiederum in mehrere verschiedene Instrumententypen (handelbare Verschmutzungs-, Extraktions-, Einsparquoten etc.) mit unterschiedlichen Mechanismen (z.B. Cap & Trade, Offsets) herunterbrechen lässt, und diese sich wiederum durch Ausgestaltungsoptionen unterscheiden (z.B. mit oder ohne zeitliche Befristung der Rechte). Die daraus resultierenden realen Instrumente können sich in ihren Eigenschaften wesentlich unterscheiden. Nicht zuletzt beeinflusst das Zusammenspiel der Instrumente mit ihrem Kontext vor Ort die Nachhaltigkeitswirkungen der Instrumente. Ökonomisierungspraktiken stellen also keine Patentrezepte dar, die unabhängig von Problemeigenschaften, dem konkreten Instrumentendesign und dem sozio-kulturellem, ökonomischem und politisch-administrativem Kontext überall gleich (gut oder schlecht) funktionieren (Young et al. 2018). Was an einem Ort positive Nachhaltigkeitswirkungen erzeugt, kann am anderen Ort Schaden anrichten. All dies stellt die Möglichkeit einer übergreifenden Bewertung der Praktiken in Frage. So überrascht es auch nicht, dass sowohl aus theoretischer als auch aus empirischer Perspektive die Befunde zu den Ökonomisierungspraktiken sehr heterogen sind. Grund für die uneinheitlichen theoretischen Befunde sind dabei nicht zuletzt die unterschiedlichen Prämissen und Wertmaßstäbe in den Theorieansätzen. So befördert die grundlegende Orientierung am Kriterium der Effizienz in der Neoklassik und in den von ihr inspirierten Ansätzen eine Neigung zu Monetarisierung und zur Nutzung von Preisen und Märkten als Steuerungsmittel. Steht dem das Prinzip der lebensdienlichen Bedürfnisbefriedigung gegenüber, so sind auch ganz andere Mechanismen vorstellbar.

Auch wenn keine übergreifende Bewertung getroffen werden kann, so lässt sich zumindest die Grundlage für eine differenzierte Bewertung schaffen. Hierfür kann der umseitige knappe „Prüfkatalog“ helfen.

Prüfkatalog

- Welche konkrete Praktik von Ökonomisierung (z.B. Schaffung von Märkten) beziehungsweise welches konkrete Instrument (Bsp. Cap & Trade-, Offsetting-Zertifikatshandel) wird betrachtet?
- Welche Chancen und Risiken, Stärken und Schwächen werden in der wissenschaftlichen Literatur zur spezifischen Praktik bzw. zum spezifischen Instrument identifiziert, welche im politischen und gesellschaftlichen Diskurs thematisiert?
- Liegen die jeweiligen Chancen und Risiken der spezifischen Praktik vorwiegend im Konzept und in den grundlegenden Mechanismen oder in der konkreten Ausgestaltung und Umsetzung begründet? Welche der Risiken und Schwächen sind also grundsätzlicher Art und welche sind „heilbar" (z.B. durch eine ambitionierte Ausgestaltung, einen stringenten Vollzug)?
- Welche konkreten Alternativen stehen zur Verfügung, um die anvisierten Ziele umzusetzen? (also: nicht-ökonomische Ansätze, z.B. Ordnungs-, Planungsrecht) Überwiegen deren Stärken und Schwächen im konkreten Fall die der ökonomischen Praktik?
- Falls bei der betrachteten Praktik bzw. dem spezifischen Instrument in der Wahrnehmung der Entscheider die erwarteten Stärken ihre Schwächen überwiegen oder falls keine Alternative im politischen Prozess durchsetzbar ist, kann die Praktik bzw. das Instrument zunächst im Rahmen eines Modellprojektes in zeitlich und räumlich begrenztem Maßstab getestet und im Rahmen eines Monitorings und einer Evaluierung ausgewertet werden.
- Je strittiger die Praktik oder das Instrument, desto wichtiger ist der breite Einbezug (auch marginaler) Akteure in seine Entwicklung und Ausgestaltung, über das übliche Maß hinaus.
- Grundsätzlich gilt es das Instrument nach den Prinzipien der Umweltpolitik auszugestalten, wie dem Vorsorge-, Verursacher- und Nachhaltigkeitsprinzip.

Grundsätzlich stehen Entscheiderinnen und Entscheider auch in der Umweltpolitik vor der Herausforderung, die Kosten und ökonomischen Auswirkungen von Umwelt- und Naturschutz zu legitimieren. Umweltschutz stellt regelmäßig eine Entscheidung unter Knappheit dar und deren Ergebnisse müssen vor Bürgerinnen und Bürgern bewert- und evaluierbar sein. Dabei sind umweltpolitische Maßnahmen immer dann (besser) legitimierbar, wenn sich ihr Nutzen für den Menschen in geeigneten Narrativen darstellen lässt. Der umfassende Geltungsanspruch des Geldmaßstabs lässt derzeit andere Maßstäbe als vermeintlich irrational erscheinen. Regelmäßig sind mit Entscheidungen im Umweltschutz aber auch nicht-ökonomische Werte (z.B. Schönheit der Landschaft, Vielfältigkeit der Arten, soziale Zugehörigkeit und Identität etc.) verbunden, die in einer rein ökonomischen Betrachtung über einen engeren Nutzen- und Kostenbegriff nicht zugänglich sind. Somit steht die Umweltpolitik im Spannungsfeld, dass ihre Ergebnisse einerseits am allgemein akzeptierten Geldmaßstab nachprüfbar sein sollten und andererseits auch vielfältigen weiteren Wertmaßstäben (z.B. politischer Akzeptanz, ethischer Bedeutung etc.) genügen müssen.
Eine weitere Herausforderung kommt hinzu, wenn umweltpolitische Maßnahmen im Rahmen der Gesetzesfolgenabschätzung (GFA) vorbereitet werden und einer Nutzen-Kosten-Abschätzung unterworfen werden. Diese Praktik fungiert als „Flaschenhals" für die Entwicklung *aller* (umwelt-)politischer Maßnahmen und wirkt sich so weit in die politische Gestaltung von Wirtschaft und Gesellschaft aus. In der aktuellen Ausgestaltung der GFA werden die Kosten, die durch Umweltregularien entstehen, gegenüber deren (auch ökonomischem) Nutzen überbetont, was zu einer Verzerrung zu Lasten des Umweltschutzes führt. Eine bessere Berücksichtigung des Nutzens (z.B. in Form eingesparter Folgekosten) wäre ein erster Ansatzpunkt für eine Überarbeitung der Vorgaben für die Gesetzesfolgenabschätzung.

Die Bewertung von Ökonomisierungspraktiken verweist jedoch auch auf tiefergehende, grundsätzlichere Fragen: Wie kann der gesellschaftliche Umgang mit Natur und natürlichen Ressourcen in der Zukunft gestaltet werden? Die betrachteten Praktiken sind auf Grundlage von Prämissen entwickelt

worden, die nur im Deutungsrahmen einer kapitalistischen Marktwirtschaft verständlich, anwendbar und erfolgversprechend sind. Die entsprechenden Handlungslogiken übertragen sich auf das Bild, das wir uns von Natur machen. Dienen natürliche Prozesse in erster Linie als Input für die Produktion von Waren, setzt sich eine instrumentelle Zweck-Rationalität im Umgang mit Natur und natürlichen Ressourcen stärker durch. Mit den pluralen Ansätzen ist ein anderes Gesellschafts- und Wirtschaftsverständnis verbunden.

Eine andere Wirtschaftsweise, die den Fokus auf lebensdienliche Bedürfnisbefriedigung richtet und nicht auf den Verkauf von Waren, befördert – vermutlich – auch eine andere Sichtweise auf die Natur und einen anderen Umgang mit ihr. Jenseits der Diskussion einzelner Ökonomisierungspraktiken gilt es die Fragen aufzugreifen, welche Art des Wirtschaftens und des Umgang mit Natur, welche „gesellschaftlichen Naturverhältnisse“ wir wollen. Erst vor diesem Hintergrund kann sinnvoll entschieden werden, ob und wo Markt eine legitime Form der Governance ist und wo ihm wieder stärker Grenzen zu setzen sind. Diese Fragen können nur im Rahmen eines gesellschaftlichen Diskurses verhandelt werden.

6 Literaturverzeichnis

Agrawal, Arun (2001). Common property institutions and sustainable governance of resources. World Development 29 (10), S. 1649–1672.

Anastasiadis, Simon & Kerr, Suzi (2013): Mitigation and Heterogeneity in Management Practices on New Zealand Dairy Farms (Motu Working Paper 13-11), Wellington, NZ.

Arnason, Ragnar (2002): A review of international experiences with ITQs. Annex to Future options for UK fish quota management. Report to the Department for the Environment, Food and Rural Affairs, CEMARE, Portsmouth.

Arnason, Ragnar (2005). Property Rights in Fisheries. Iceland's Experience with ITQs. Reviews in Fish Biology and Fisheries 15 (3), S. 243–264.

Arnason, Ragnar (2008). Iceland's ITQ system creates new wealth. The electronic journal of sustainable development 1 (2), S. 35–41.

Arnold, Marleen (2010, Juli): Ökologische Ökonomie: Ein Natur bewahrender Ansatz?! 10. Vilmer Sommerakademie.

Barns, Sandra & Young, Justine (2013): Cap-and-trade of diffuse emissions of nitrogen in Lake Taupo Catchment: Reviewing the policy decisions and the market (Waikato Regional Council Technical Report 2013/34), Hamilton.

Baumol, William J. & Oates, Wallace E. (1975): The theory of environmental policy. Englewood Cliffs, NJ: Prentice Hall.

Bauriedl, Sybille & Wichterich, Christa (2014): Ökonomisierung von Natur, Raum, Körper. Feministische Perspektiven auf sozial-ökologische Transformationen (Rosa-Luxemburg-Stiftung, Hrsg.) (Analysen), Berlin, zuletzt abgerufen am 02.06.2015.

Baveye, Philippe C.; Baveye, Jacques & Gowdy, John (2013). Monetary valuation of ecosystem services: It matters to get the time-line right. Ecological Economics 95, S. 231–235.

Becker, Gary S. (1976): The economic approach to human behavior. Chicago: University of Chicago Press.

Beder, Sharon (2006). The Changing Face of Conservation: Commodification, Privatisation and the Free Market. In D. M. Lavigne (Hrsg.), *Gaining Ground: In Pursuit of Ecological Sustainability* (S. 83–97). Guelph & Limerick.

Berger, Sebastian (2007): Europäischer Institutionalismus. Die Kernkonzepte Open System Approach (OSA) und Circular Cumulative Causation (CCC) und ihre Bedeutung für die moderne evolutorisch-institutionelle Ökonomik. Frankfurt am Main [u.a.]: Lang.

Biesecker, Adelheid (2003): Mikroökonomik. Eine Einführung aus sozial-ökologischer Perspektive. München: Oldenbourg.

Biesecker, Adelheid (2014): „Vorsorgendes Wirtschaften": Zum Verhältnis von Zeit- und Güterwohlstand aus der Geschlechterperspektive. 9 Thesen. Beitrag beim WSI-Herbstforum 2014 am 27./28.11.14 in Berlin.

Biesecker, Adelheid & Hofmeister, Sabine (2006): Die Neuerfindung des Ökonomischen: Ein (re) produktionstheoretischer Beitrag zur sozial-ökologischen Forschung. Müncheberg: oekom-Verlag.

Biesecker, Adelheid & Hofmeister, Sabine (2010). Im Fokus: Das (Re) Produktive. Die Neubestimmung des Ökonomischen mithilfe der Kategorie (Re) Produktivität. In C. Bauhardt & G. Caglar (Hrsg.), *Gender and Economics. Feministische Kritik der politischen Ökonomie* (S. 51–80). Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.

Binswanger, Hans C. (2009): Vorwärts zur Mäßigung: Perspektiven einer nachhaltigen Wirtschaft: Murmann Verlag.

BMF (2016): Bericht der Bundesregierung über die Entwicklung der Finanzhilfen des Bundes und der Steuervergünstigungen für die Jahre 2013 bis 2016 (25. Subventionsbericht). Berlin: Bundesministerium für Finanzen.

BMI (2009): Arbeitshilfe zur Gesetzesfolgenabschätzung. Berlin: Bundesministerium des Inneren.

BMWi (2010): Arbeitshilfe zu § 44 Abs. 4 Nr. 1 GGO:. „Kosten für die Wirtschaft und Auswirkungen auf die Preise", Berlin.

Bogumil, Jörg & Ebinger, Falk (2008). Verwaltungspolitik in den Bundesländern: Vom Stiefkind zum Darling der Politik. In A. Hildebrandt & F. Wolf (Hrsg.), *Die Politik der Bundesländer* (S. 275–288). Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.

Bogumil, Jörg; Grohs, Stephan & Kuhlmann, Sabine (2006). Ergebnisse und Wirkungen kommunaler Verwaltungsmodernisierung in Deutschland–Eine Evaluation nach zehn Jahren Praxiserfahrung. Politik und Verwaltung. PVS Sonderheft 37 (2006), S. 151–184.

Bogumil, Jörg; Grohs, Stephan; Kuhlmann, Sabine & Ohm, Anna K. (2007): Zehn Jahre Neues Steuerungsmodell: Eine Bilanz kommunaler Verwaltungsmodernisierung. Berlin: Edition Sigma.

Boulding, Kenneth (1966). The economics of the coming spaceship earth. In H. Jarret (Hrsg.), *Environmental Quality in a Growing Economy* (First Edition). RFF Press.

Boyle, James (2003). The second enclosure movement and the construction of the public domain. Law and contemporary problems 66 (1/2), S. 33–74.

Bromley, Daniel J. (1991): Environment and economy: property rights and public policy. New York: Blackwell.

Brown, Katrina & Corbera, Esteve (2003). Exploring equity and sustainable development in the new carbon economy 1.

Bruckmüller, Ernst & Winiwarter, Verena (2000): Umweltgeschichte. Wien: ÖBV; HPT.

BUND (2016): Stellungnahme des BUND Bundesverbandes zum Bundesverkehrswegeplan 2030 mit unmittelbarem Bezug zu einem oder mehreren Einzelprojekten. Berlin: Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland.

Cabinet Policy Committee (2009). Advancing Negotiations to Protect Lake Taupo. POL Min (OJ) 32/9. Annex: Proposal. In S. Yerex (Hrsg.), *Protecting Lake Taupo. The Strategy and the Lessons* (75.6-75.12). Turangi.

Callon, Michel (2006): What does it Mean to Say that Economics is Performative? (CSI Working Paper Series Nr. 005).

Cames, Martin (2010): Emissions Trading and Innovation in the German Electricity Industry. Genehmigte Dissertation. Berlin: Technische Universität Berlin.

Castree, Noel (2003). Commodifying what nature? Progress in Human Geography 27 (3), S. 273–297.

Chambers, Catherine & Carothers, Courtney (2017). Thirty years after privatization: A survey of Icelandic small-boat fishermen. Marine Policy 80, S. 69–80.

Chapagain, Binod & Sanio, Tina (2012). Forest user groups and peacebuilding in Nepal. In S. A. Rustad & P. Lujala (Hrsg.), *High-value natural resources and post-conflict peacebuilding* (Peacebuilding and natural resources series). New York NY: Earthscan.

Christensen, Anne-Sofie; Hegland, Troels J. & Oddsson, Geir (2009a). The Icelandic ITQ System. In D. Wilson & K. H. Hauge (Hrsg.), *Comparative Evaluations of Innovative Fisheries Management - Global Experiences and European Prospects* (S. 97–118). Berlin, Heidelberg & New York: Spinger.

Christensen, Anne-Sofie; Hegland, Troels J. & Oddsson, Geir (2009b). The Icelandic ITQ System. In *Comparative Evaluations of Innovative Fisheries Management* (S. 97–118). Springer.

Clausen, Jens & Fichter, Klaus (2016). Pfadabhängigkeiten und evolutorische Ökonomik.

Coase, R. H. (1960). The Problem of Social Cost. Journal of Law and Economics 3, S. p 1-44.

Cochoy, Frank; Giraudeau, Martin & McFall, Liz (2010). Performativity, economics and politics. Journal of cultural economy 3 (2), S. 139–146.

Commons, J. R. (1934): Institutional Economics: It's Place in Political Economy. Madison.

Copes, P. & Pálsson, G. (Hrsg.) (2000): Challenging ITQs: Legal and Political Action in Iceland, Canada and Latin America: A Preliminary Overview.

Corbera, Esteve (2012). Problematizing REDD + as an experiment in payments for ecosystem services. Current Opinion in Environmental Sustainability, S. 1–8. Verfügbar unter http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2012.09.010.

Corbera, Esteve; Kosoy, Nicolas & Martı, Miguel (2007). Equity implications of marketing ecosystem services in protected areas and rural communities. Case studies from Meso-America 17, S. 365–380.

Costanza, Robert (1992): Ecological economics: the science and management of sustainability. New York: Columbia University Press.

Crocker, T. D. (1999). A Short History of Environmental and Resource Economics. In Bergh, Jeroen C. J. M. van den (Hrsg.), *Handbook of environmental and resource economics.* Cheltenham, UK: Edward Elgar Pub.

Curran, Michael; Hellweg, Stefanie & Beck, Jan (2014). Is there any empirical support for biodiversity offset policy? Ecological Applications 24 (4), S. 617–632.

Daily, G. C. (Hrsg.) (1997): Nature's services. Societal dependence on natural ecosystems [Nachdr.]. Washington, DC: Island Press.

Daly, Herman E. & Farley, Joshua C. (2011): Ecological Economics. Principles and Applications (2. Aufl.): Island Press.

destatis (2017): 58,0 Milliarden Euro umweltezogene Steuereinnahmen für das Jahr 2016. Verfügbar unter https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/Umweltschutzmassnahmen/Aktuell.html, zuletzt abgerufen am 08.11.2017.

Deutscher Bundestag (2013): Schlussbericht der Enquete-Kommission "Wachstum, Wohlstand, Lebensqualität. Wege zu nachhaltigem Wirtschaften und gesellschaftlichem Fortschritt in der Sozialen Marktwirtschaft". Eingesetzt durch Beschluss des Deutschen Bundestages vom 1. Dezember 2010 (Bundestagsdrucksache 17/3853) (Drucksache 17/13300).

Die Zeit, Hamburg: Der Staat als Helfer Wirtschaft ZEIT ONLINE. Verfügbar unter http://www.zeit.de/1999/35/199935.biblio_serie_15_.xml, zuletzt abgerufen am 08.06.2018.

Dietz, Thomas; Ostrom, Elinor & Stern, Paul C. (2003). The struggle to govern the commons. Science 302 (5652), S. 1907–1912.

Doering, Ralf; Goti, Leyre; Fricke, Lorena & Jantzen, Katharina (2016). Equity and ITQs: About fair distribution in quota management systems in fisheries. Environmental Values 25 (6), S. 729–749.

Downs, Anthony (1957): An Economic Theory of Democrac. New York: Harper & Brothers.

Duhon, Madeline; McDonald, Hugh & Kerr, Suzi (2015): Nitrogen Trading in Lake Taupo. An Analysis and Evaluation of an Innovative Water Management Policy (Motu Working Paper 15-07), Wellington, NZ.

Ecosystem Marketplace (2016a): 2016: The Year Biodiversity Got Back On The Climate Map, Washington. Verfügbar unter http://www.ecosystemmarketplace.com/articles/the-year-in-biodiversity-market-growth-and-mainstreaming/, zuletzt abgerufen am 02.09.2017.

Ecosystem Marketplace (2016b): State of Private Investment in Conservation 2016. A Landscape Assessment of an Emerging Market, Washington D.C.

Egan-Krieger, Tanja v. (2014): Die Illusion wertfreier Ökonomie. Eine Untersuchung der Normativität heterodoxer Theorien (1. Aufl.). Frankfurt am Main [u.a.]: Campus.

Ehrlich, Paul R. & Ehrlich, Anne H. (1970): Population, resources, environment: issues in human ecology. San Francisco: WH Freeman.

Einarsson, Niels (1993). Environmental arguments and the survival of small-scale fishing in Iceland. In G. Dahl (Hrsg.), *Green Arguments and Local Subsistence* (S. 117–127). Stockholm: Stockholm Studies in Social Anthropology.

Engels, Anita (2009). Die soziale Konstitution von Märkten. In J. Beckert & C. Deutschmann (Hrsg.), *Wirtschaftssoziologie - Sonderheft 49 der Kölner Zeitschrift für Soziologie und Sozialpsychologie* (S. 67–86). Köln.

Eser, Uta & Potthast, Thomas (1999): Naturschutzethik. Eine Einführung für die Praxis. Bade-Baden: Nomos.

Europäische Kommission (2017): Rückwürfe. Verfügbar unter https://ec.europa.eu/fisheries/cfp/fishing_rules/discards_de, zuletzt abgerufen am 15.02.2017.

EUROSIF (2017): European SRI Study 2016. Brussels: European Sustainable Investment Forum.

Eythórsson, Einar (2000). A decade of ITQ-management in Icelandic fisheries: consolidation without consensus. Marine Policy 24 (6), S. 483–492.

Farley, Joshua (2012). Ecosystem services: The economics debate. Ecosystem Services 1 (1), S. 40–49.

Farley, Joshua & Costanza, Robert (2010). Payments for ecosystem services: From local to global. Ecological Economics 69 (11), S. 2060–2068.

Fatheuer, Thomas (2013): Neue Ökonomie der Natur. Eine kritische Einführung (2. Aufl.) (Heinrich Böll Stiftung, Hrsg.) (Ökologie Band 35).

Fatheuer, Thomas; Fuhr, Lili & Unmüßig, Barbara (2015): Grüne Ökonomie. Zauberformel oder Irrweg? München: oekom Verlag.

Feess, Eberhard & Seeliger, Andreas (2013): Umweltökonomie und Umweltpolitik: Vahlen.

Ferlie, Ewan (1996): The new public management in action: Oxford University Press.

Fischer, Carolyn; Parry, Ian W H & Pizer, William A. (2003). Instrument choice for environmental protection when technological innovation is endogenous. Journal of Environmental Economics and Management 45 (3), S. 523–545.

Folke, Carl (1999). Ecological principles and environmental economic analysis. In Van den Bergh, Jeroen CJM (Hrsg.), *Handbook of environmental and resource economics* (S. 895–911). Edward Elgar Publishing.

Folke, Carl (2006). Resilience: The emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. Global Environmental Change 16, S. 253–267.

Fox, Jessica & Nino-Murcio, Anamaria (2005). Status of species conservation banking in the United States. Conservation Biology 19 (4), S. 996–1007.

Franz, Stephan (2004): Grundlagen des ökonomischen Ansatzes: Das Erklärungskonzept des Homo Oeconomicus (International Economics Working Paper Nr. 2), Universität Potsdam.

Franzini, Maurizio (2006). Social costs, social rights and the limits of free market capitalism: a re-reading of Kapp. In W. Elsner, P. Frigato & P. Ramazzotti (Hrsg.), *Social costs and public action in modern capitalism: essays inspired by Karl William Kapp's theory of social costs* (S. 56–71). New Yorck: Taylor & Francis.

Frey, Bruno S. & Jegen, Reto (2001). Motivation crowding theory. Journal of Economic Surveys 15 (5), S. 589–611.

Galbraith, James K. (2008): The predator state: How conservatives abandoned the free market and why liberals should too. New York: The Free Press.

Galbraith, John K. (1973): Economics, and the public purpose. Boston: Houghton.

Gamarra, Maria J. C. & Toombs, Theodore P. (2017). Thirty years of species conservation banking in the U.S._ Comparing policy to practice. Biological Conservation (214), S. 6–12.

Gardner, Toby A.; Hase, Amrei von; Brownlie, Susie; Ekstrom, Jonathan M. M.; Pilgrim, John D.; Savy, Conrad E.; Stephens, R. T. T.; Treweek, Jo; Ussher, Graham T.; Ward, Gerri & Kate, Kerry ten (2013). Biodiversity offsets and the challenge of achieving no net loss. Conservation Biology 27 (6), S. 1254–1264.

Georgescu-Roegen, Nicholas (1999): The Entropy Law and the Economic Process: To Excel/Kaleidoscope Sof.

Gissurarson, Hannes (2005). Iceland's ITQ System and the Problem of Political Acceptability. In D. A. Leal (Hrsg.), *Evolving Property Rights in Marine Fischeries* (S. 171–192). Lanham: Rowman & Littlefield.

Gloy, Karen (2005): Die Geschichte des ganzheitlichen Denkens: Das Verständnis der Natur. München: Beck.

Gómez-Baggethun, Erik; Groot, Rudolf d.; Lomas, Pedro L. & Montes, Carlos (2010a). The history of ecosystem services in economic theory and practice. From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics 69 (6), S. 1209–1218.

Gómez-Baggethun, Erik; Groot, Rudolf d.; Lomas, Pedro L. & Montes, Carlos (2010b). The history of ecosystem services in economic theory and practice. From early notions to markets and payment schemes. Ecological Economics 69 (6), S. 1209–1218.

Gómez-Baggethun, Erik & Pérez, Manuel R. (2011). Economic valuation and the commodification of ecosystem services. Progress of Physical Geography 16 (1).

Gowdy, John; Howarth, Richard B.; Tisdell, Clem; Hepburn, Cameron; Mäler, Karl-Göran; Hansjürgens, Bernd; Arnoldus, Paulus & Mcneely, Jeff (2010). Discounting, ethics, and options for maintaining biodiversity and ecosystem integrity. In P. Kumar (Hrsg.), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations* (S. 257–283). London: Earthscan.

Greenhalgh, Suzie & Selman, Mindy (2012). Comparing Water Quality Trading Programs: What Lessons Are There To Learn? Journal of Regional Analysis & Policy 42 (2), S. 104.

Groth, Markus (2010). Kosteneffizienter und effektiver Vertragsnaturschutz durch Ausschreibungen und eine ergebnisorientierte Honorierung? Ausgestaltung und Ergebnisse des Modellprojekts Blühendes Steinburg. Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht 33 (2), S. 217.

Gsell, Martin (2011): Soziale und ökologische Folgen des Wirtschaftswachstums in der Volkswirtschaftslehre. Ein Vergleich der Wohlfahrtstheorie nach A. C. Pigou und der Theorie der sozialen Kosten nach K. W. Kapp im Hinblick auf das Sozialprodukt als Wohlfahrtsindikator. Diplomarbeit, Universität Potsdam. Potsdam.

Habermann, Friederike (2009): Halbinseln gegen den Strom. Anders Leben und Wirtschaften im Alltag. Königstein/Taunus: Ulrike Helmer Verlag.

Habermann, Friederike (2016): Ecommony. UmCARE zum Miteinander (Konzepte / Materialien, Bd. 9): Ulrike Helmer Verlag.

Hahn, Robert W. (1993). Comparing Environmental Markets with Standards. Canadian Journal Of Economics 26 (2), S. 346–354.

Hahn, Robert W. & Stavins, Rohert N. (1991). Incentive-Based Environmental Regulation: A New Era from an Old Idea? Ecology Law Quarterly 18 (1), S. 1–42.

Hahn, Tobias; McDermott, Constance L.; Ituarte-Lima, Claudia; Schultz, Maria; Green, Tom & Tuvendal, Magnus (2015). Purposes and degrees of commodification: Economic instruments for biodiversity and ecosystem services need not rely on markets or monetary valuation. Ecosystem Services 16, S. 74–82.

Hampicke, Ulrich (1992): Ökologische Ökonomie. Individuum und Natur in der Neoklassik - Natur in der Ökonomischen Theorie: Teil 4. Opladen: Westdeutscher Verlag.

Hansjürgens, Bernd & Lienhoop, Nele (2015): Was uns die Natur wert ist. Potentiale ökonomischer Bewertung. Marburg: Metropolis-Verlag.

Hansjürgens, Bernd & Schröter-Schlaack, Christoph (2008). Das Instrument handelbarer Umweltzertifikate. In W. Köck, K. Bizer, B. Hansjürgens, K. Einig & S. Siedentop (Hrsg.), *Handelbare Flächenausweisungsrechte: Anforderungsprofil aus ökonomischer, planerischer und juristischer Sicht.* Baden-Baden: Nomos.

Hardin, Garrett (1968). The Tragedy of the Commons. Science 162 (3859), S. 1243–1248.

Hayeck, Friedrich A. v. (1968). Der Wettbewerb als Entdeckungsverfahren. In Internationales Institut (Hrsg.), *Die Österreichische Schule der Nationalökonomie. Texte - Band II von Hayek bis White* (S. 119–137). Wien.

Hayek, Friedrich A. (1944): The Road to Serfdom. London: Routledge.

Heinmiller, Tim (2009). Path dependency and collective action in common pool governance. International Journal of the Commons 3 (1).

Helfrich, Silke & Heinrich Böll Stiftung (2012): Commons. Für eine neue Politik jenseits von Markt und Staat (Sozialtheorie, 1., Aufl.). Bielefeld: transcript.

Helfrich, Silke; Kuhlen, Rainer; Sachs, Wolfgang & Siefkes, Christian (2010): Gemeingüter - Wohlstand durch Teilen. Berlin: Heinrich-Böll-Stiftung.

Hermann, Andreas & Westphal, Ida (2017): Herausforderungen für die Pflanzenzüchtung. Herausforderungen und Lösungsansätze im Spannungsfeld von Sorten- und Patentschutz. Studie für das Büro für Technikfolgenabschätzung des Bundestags: Öko Institut.

Holm-Müller, K.; Henseleit, M.; Möseler, B. M. & Vollmer, I. (2006): Forschungsbericht Teil 1:Honorierung ökologischer Leistungen der Landwirtschaft: Einführung ergebnisorientierter Komponenten in das Kulturlandschaftsprogramm NRW, Bonn.

Horkheimer, Max & Adorno, Theodor W. (1990): Dialektik der Aufklärung. Philosophische Fragmente [Fischer-Taschenbücher], 7404 : Fischer-Wissenschaft, 14. - 18 Tsd). Frankfurt am Main: Fischer Taschenbuch.

Hubacek, Klaus & van den Bergh, Jeroen C.J.M. (2006). Changing concepts of 'land' in economic theory: From single to multidisciplinary approaches. Ecological Economics 56, S. 5–27.

Icelandic Ministry of Fisheries and Agriculture (2017): Icelandic Fisheries. The Main Species. Verfügbar unter http://www.fisheries.is/main-species/, zuletzt abgerufen am 01.09.2017.

ICES (2017a): Icelandic Waters ecoregion – Ecosystem overview (International Council for the Exploration of the Sea, Hrsg.), Copenhagen.

ICES (2017b): ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort: Greenland Sea and Icelandic Waters Ecoregions. Cod (Gadus morhua) in Division 5.a (Iceland grounds), Copenhagen.

ICES (2017c): Report of the North Western Working Group (NWWG). Cod Assessment. ICES CM 2017/ACOM:08. 642 pp. (International Council for the Exploration of the Sea, Hrsg.), Copenhagen.

IRP (2011): Towards a green economy: Pathways to Sustainable Development and Poverty Eradication. A Synthesis for Policy Makers (International Resource Panel, Hrsg.), Nairobi.

Jacob, Klaus; Veit, Sylvia & Hertin, Julia (2009): Gestaltung einer Nachhaltigkeitsprüfung im Rahmen der Gesetzesfolgenabschätzung. Berlin: Studie für die Bertelsmann-Stiftung.

Jaffe, Adam B.; Newell, Richard G. & Stavins, Robert N. (2003). Technological change and the environment. In K.-G. Mäler & J. R. Vincent (Hrsg.), *Handbook of environmental economics* (Bd. 1, S. 461–516). Amsterdam: North-Holland.

Jänicke, Martin; Kunig, Philip & Stitzel, Michael (2003): Lern- und Arbeitsbuch Umweltpolitik. Politik, Recht und Management des Umweltschutzes in Staat und Unternehmen (2., aktualisierte Auflage). Bonn: Verlag J.H.W. Dietz.

Jänicke, Martin & Lindemann, Stefan (2010). Governing environmental innovations. Environmental Politics 19 (1), S. 127–141.

Jann, Werner; Wegrich, Kai & Tiessen, Jan (2007): „Bürokratisierung“ und Bürokratieabbau im internationalen Vergleich – wo steht Deutschland? (Studie im Auftrag der Friedrich-Ebert-Stiftung), Berlin.

Jax, Kurt; Barton, David N.; Chan, Kai M. A.; Groot, Rudolf d.; Doyle, Ulrike; Eser, Uta; Görg, Christoph; Gómez-Baggethun, Erik; Griewald, Yuliana; Haber, Wolfgang; Haines-Young, Roy; Heink, Ulrich; Jahn, Thomas; Joosten, Hans; Kerschbaumer, Lilin; Korn, Horst; Luck, Gary W.; Matzdorf, Bettina; Muraca, Barbara; Neßhöver, Carsten; Norton, Bryan; Ott, Konrad; Potschin, Marion; Rauschmayer, Felix; Haaren, Christina von & Wichmann, Sabine (2013). Ecosystem services and ethics. Ecological Economics 93, S. 260–268.

Jochimsen, Maren A. (2003). Die Gestaltungskraft des Asymmetrischen – Kennzeichen klassischer Sorgesituationen und ihre theoretische Erfassung in der Ökonomik. Zeitschrift für Wirtschafts- und Unternehmensethik 4 (1), S. 38–51.

Kapp, Karl (1950). Economic Planning and Freedom. Weltwirtschaftliches Archiv 64, S. 29–54. Verfügbar unter http://www.jstor.org /stable/40432403.

Kapp, Karl (1979): Soziale Kosten der Marktwirtschaft. Das klassische Werk der Umwelt-Ökonomie. Frankfurt/Main: Fischer-Taschenbuch-Verl.

Kapp, Karl (1983): Erneuerung der Sozialwissenschaften. Ein Versuch zur Integration und Humanisierung (Orig.-Ausg). Frankfurt am Main: Fischer-Taschenbuch-Verl.

Kapp, Karl (1987a): Für eine ökosoziale Ökonomie. Entwürfe und Ideen - ausgewählte Aufsätze (Orig.-Ausg). Frankfurt am Main: Fischer-Taschenbuch-Verlag.

Kapp, Karl (1987b). Sozialkosten und soziale Erträge: Ein Beitrag zur normativen Ökonomie. In C. Leipert & R. Steppacher (Hrsg.), *Für eine ökosoziale Ökonomie : Entwürfe und Ideen - ausgewählte Aufsätze* (Orig. Auflage, S. 71–102). Frankfurt am Main: Fischer-Taschenbuch-Verlag.

Kate, Kerry ten; Bishop, Josh & Bayon, Ricardo (2004): Biodiversity offsets: Views , experience, and the business case, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK.

Kehl, Christoph (2015): Was kostet die Natur? Wert und Inwertsetzung von Biodiversität (Studien des Büros für Technikfolgen-Abschätzung beim Deutschen Bundestag, Bd. 42, 1. Aufl.). Baden-Baden: Nomos.

Keller, Anett (2013, 25. August). Klimapolitik in Indonesien. Missglückter Waldschutz. Die Tageszeitung (taz).

Kill, Jutta (2015a): Ökonomische Bewertung von Natur. Der Preis für Naturschutz? Eine kritische Auseinandersetzung. Rosa-Luxemburg-Stiftung.

Kill, Jutta (2015b): REDD: A Collection of Conflicts, Contradictions and Lies. Montevideo: World Rainforest Movement.

Köck, Wolfgang & Thum, Randi (2005): Praxis und Perspektiven der Eingriffsregelung. Probleme der Flächen- und Massnahmenbevorratung: Verknüpfung mit Umwelt- und Raumplanung. Baden-Baden: Nomos.

Kormos, Rebecca; Mead, Deborah L. & Vinnedge, Brook (2015): Biodiversity offsetting in the United States. Lessons learned on maximizing their ecological contribution.

Kosoy, Nicolás & Corbera, Esteve (2010). Payments for ecosystem services as commodity fetishism. Ecological Economics 69 (6), S. 1228–1236.

Kratzwald, Brigitte (2014): Das Ganze des Lebens. Selbstorganisation zwischen Lust und Notwendigkeit (Konzepte, Materialien, Bd. 7). Sulzbach/Taunus: Helmer.

Krausmann, Fridolin & Fischer-Kowalski, Marina (2010): Gesellschaftliche Naturverhältnisse: Energiequellen und die globale Transformation des gesellschaftlichen Stoffwechsels (Social Ecology Working Paper Nr. 117).

Krems, Burkhardt (2017a): Stichwort "Deregulierung" im Online-Verwaltungslexikon www.olev.de. Verfügbar unter http://www.olev.de/n/nsm.htm, zuletzt abgerufen am 02.01.2017.

Krems, Burkhardt (2017b): Stichwort "New Public Management, Neues Steuerungsmodell, Wirkungsorientierte Verwaltungsführung" im Online-Verwaltungslexikon www.olev.de. Verfügbar unter http://www.olev.de/n/nsm.htm, zuletzt abgerufen am 02.01.2017.

Kristofersson, Dadi & Rickertsen, Kyrre (2009). Highgrading in quota-regulated fisheries: Evidence from the Icelandic cod fishery. American Journal of Agricultural Economics 91 (2), S. 335–346.

Krönig, Franz K. (2007): Die Ökonomisierung der Gesellschaft. Systemtheoretische Perspektiven. Bielefeld: Transcript-Verl.

Latouche, Serge (2015): Es reicht! Abrechnung mit dem Wachstumswahn. München: Oekom.

Leidig, Guido (2003). Naturverständnis und Umweltnutzung im Kontext sich wandelnder Gesellschaftssysteme. Universitas. Verfügbar unter http://www.heidelberger-lese-zeiten-verlag.de/online.htm.

Leipert, Christian (1975): Unzulänglichkeiten des Sozialprodukts in seiner Eigenschaft als Wohlstandsmass. Tübingen: Mohr.

Leipert, Christian (1989): Die heimlichen Kosten des Fortschritts. Wie Umweltzerstörung das Wirtschaftswachstum fördert. Frankfurt am Main: Fischer.

Lohmann, Larry (2009). Neoliberalism and the Calculable World: The Rise of Carbon Trading. In S. Böhm & S. Dabhi (Hrsg.), *Upsetting the Offset: The Political Economy of Carbon Markets* (S. 25–40). London: MayFlyBooks.

MA (Hrsg.) (2005): Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington, D.C: Island Press.

Madsen, Becca; Carroll, Nathaniel & Moore Brands, Kelly (2010): State of Biodiversity Markets: Offest and Compensation Programs Worlswide, Ecosystem Marketplace, Washington D.C.

Mahler, Alexander; Runkel, Matthias; Ludewig, Damian; Klusmann, Björn & Zerzawy, Florian (2017): Die Finanzierung Deutschlands über Steuern auf Arbeit, Kapital und Umweltverschmutzung, Forum Ökologisch-Soziale Marktwirtschaft e.V., Berlin.

Mahoney, James; Gri, Larry & Isaac, Larry (2000). Path dependence in historical sociology, S. 507–548.

Mann, Hans-Ulrich (2016): Methodenhandbuch zum Bundesverkehrswegplan 2030. FE-Projekt-Nr.: 97.358/2015 für das Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur. Karlsruhe, Berlin, Waldkirch, München: PTV Planung Transport Verkehr AG; PTV Transport Consult GmbH; TCI Röhling – Transport Consulting International.

Mansfield, Becky (2004). Neoliberalism in the oceans: "rationalization", property rights, and the commons question. Geoforum 35, S. 313–326.

Marchal, Paul; Andersen, Jesper L.; Aranda, Martin; Fitzpatrick, Mike; Goti, Leyre; Guyader, Olivier; Haraldsson, Gunnar; Hatcher, Aaron; Hegland, Troels J.; Le Floc'h, Pascal; Macher, Claire; Malvarosa, Loretta; Maravelias, Christos D.; Mardle, Simon; Murillas, Arantza; Nielsen, J. R.; Sabatella, Rosaria; Smith, Anthony D. M.; Stokes, Kevin; Thoegersen, Thomas & Ulrich, Clara (2016). A comparative review of fisheries management experiences in the European Union and in other countries worldwide. Iceland, Australia, and New Zealand. Fish and Fisheries 17 (3), S. 803–824.

Maron, Martine; Dunn, Peter K.; McAlpine, Clive A. & Apan, Armando (2010). Can offsets really compensate for habitat removal? The case of the endangered red-tailed black-cockatoo. Journal of Applied Ecology 47 (2), S. 348–355.

Martinez-Alier, Joan (2001). Mining conflicts, environmental justice, and valuation. Journal of Hazardous Materials 86 (1-3), S. 153–170.

Martinez-Alier, Joan (2002): The Environmentalism of the poor. A Study of Ecological Conflicts and Valuation. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing Limited.

Martínez-Alier, Joan (2002): The environmentalism of the poor: a study of ecological conflicts and valuation. Cheltenham, UK & Northampton, MA: Edward Elgar.

Max-Neef, Manfred (1995). Economic growth and quality of life: a threshold hypothesis. Ecological Economics 15 (2), S. 115–118.

McAfee, Kathleen (1999). Selling nature to save it? Biodiversity and green developmentalism. Environment and Planning D: Society and Space 17, S. 133–154.

McCay, B. J. & Acheson, J. M. (Hrsg.) (1987): The question of the commons. Tucson, AZ: University of Arizona Press.

McCay, Bonnie J. (2000). Resistance to Changes in Property Rights or, why not ITQs? In R. Shotton (Hrsg.), *Use of Property Rights in Fisheries Management.* FAO Fisheries Technical Paper 404/1. FAO, Rome.

McKean, Margaret A. (1992). Success on the commons: a comparative examination of institutions for common property resource management. Journal of Theoretical Politics 4 (3), S. 247–281.

Mills, Christopher S. (2003). Incentives and the ESA: Can Conservation Banking live up to potential? Duke Environmental Law.and Policy Forum 14 (2), S. 523–561.

Mirowski, Philip & Plehwe, Dieter (2009): The Road from Mont Pelerin: The Making of the Neoliberal Thought Collective: Harvard University Press.

Muradian, Roldan; Corbera, Esteve; Pascual, Unai; Kosoy, Nicolás & May, Peter H. (2010). Reconciling theory and practice. An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. Ecological Economics 69 (6), S. 1202–1208.

Myrdal, Gunnar (1963): Das politische Element in der nationalökonomischen Doktrinbildung. Mit einem Nachwort von Paul Streeten (Schriftenreihe der Forschungsstelle der Friedrich-Ebert-Stiftung, Autoris. Neuausg). Hannover: Verlag für Literatur und Zeitgeschehen.

Myrdal, Gunnar (1968): Asian Drama, An Inquiry Into The Poverty OF Nations Volumes I, II and III: Pantheon.

Netzler, Andreas (2002). Ökonomisierung—im Sinne der Kinder? In *Ökonomisierung der Kindheit* (S. 15–31). Springer.

Neuteleers, Stijn & Engelen, Bart (2015). Talking money: How market-based valuation can undermine environmental protection. Ecological Economics 117, S. 253–260.

NMBA (2016): Comments to the Proposed Revisions to the U.S. Fish and Wildlife Service Mitigation Policy. Letter to the US FWS, May 6, 2016. National Mitigation Banking Association. Verfügbar unter http://mitigationbanking.org/wp-content/uploads/2016/06/NMBA-Comment-Letter-on-USFWS-Revisions-to-Mitigation-Policy.pdf, zuletzt abgerufen am 02.09.2017.

Norgaard, Richard B. & Howarth, Richard B. (1991). Sustainability and discounting the future. Ecological Economics, S. 88–101.

NRC (2001): Compensating for wetland losses under the Clean Water Act. Committee on Mitigating Wetland Losses National Research Council: National Acad. Press.

OECD (2003a): Country Note on National Fisheries Management Systems. Iceland (Organisation for Economic Cooperation and Development, Hrsg.), Paris.

OECD (Hrsg.) (2003b): Harnessing Markets for Biodiversity. Towards Conservation and Sustainable Use, Paris.

OECD (2011): Towards Green Growth, Paris.

Olson, Julia (2011). Understanding and contextualizing social impacts from the privatization of fisheries: an overview. Ocean & Coastal Management 54 (5), S. 353–363.

Orchard, Lionel & Stretton, Hugh (1994): Public goods, public enterprise, public choice: theoretical foundations of the contemporary attack on government: Springer.

Ostrom, Elinor (1990): Governing the commons. The evolution of institutions for collective action (The political economy of institutions and decisions). Cambridge: Cambridge University Press.

Ostrom, Elinor (1999a): Die Verfassung der Allmende. Jenseits von Staat und Markt (Die Einheit der Gesellschaftswissenschaften, Bd. 104). Tübingen: Mohr Siebeck.

Ostrom, Elinor (1999b). Institutional Rational Choice: An Assessment of the Institutional Analysis and Development Framework. In P. A. Sabatier (Hrsg.), *Theories of the Policy Process* (S. 35–71). Boulder, CO: Westview Press.

Ott, Konrad; Piechocki, Reinhard; Potthast, Thomas; Schweppe-Kraft, Burkhard & Wiersbinski, Norbert (2010). 11. Vilmer Thesen zu Ökonomie und Naturschutz. In Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.), *Vilmer Thesen zu Grundsatzfragen des Naturschutzes. Vilmer Sommerakademien 2001- 2010*.

Paech, Niko (2012): Befreiung vom Überfluss. Auf dem Weg in die Postwachstumsökonomie. München: Oekom.

Palmer, Margaret A. & Filoso, Solange (2009). Restoration of ecosystem services for environmental markets. Science 325 (5940), S. 575–576.

Pawliczek, Jamie & Sullivan, Sian (2011). Conservation and concealment in SpeciesBanking.com, USA: An analysis of neoliberal performance in the species offsetting industry. Environmental Conservation 38 (04), S. 435–444.

Pearce, David (2004). Environmental market creation: saviour or oversell? Portuguese Economic Journal 3, S. 115–144.

Pearce, David W. & Turner, R. K. (1990): Economics of natural resources and the environment: JHU Press.

Perner, Angelika & Thöne, Michael (2007): Naturschutz im kommunalen Finanzausgleich – Anreize für eine nachhaltige Flächennutzung. BfN-Skript 192, Köln.

Philibert, Cedric (2003). Discounting the future. In International Society for Ecological Economics (Hrsg.), *Internet Encyclopaedia of Ecological Economics* .

Pierson, Paul & Skocpol, Theda (2002). Historical institutionalism in contemporary political science. In I. Katznelson & H. V. Milner (Hrsg.), *Political Science: State of the Discipline. a* (S. 693–721). New York: W. W. Norton & Company.

Pigou, Arthur (1912): Wealth and welfare. London: Macmillan.

Pigou, Arthur (1951). Some Aspects of Welfare Economics. The American Economic Review 41 (3), S. 287–302.

Pittman, Craig (2010, 16. April). Dead cat walking: As Florida panther habitat shrinks, extinction fears rise. Tampa Bay Times. Verfügbar unter http://www.tampabay.com/news/environment/wildlife/dead-cat-walking-as-florida-panther-habitat-shrinks-extinction-fears-rise/1087962, zuletzt abgerufen am 02.09.2017.

Plag, Martin (2007): Veränderungsmanagement in Bundesministerien: eine empirische Untersuchung auf Basis multipler Fallstudien. Wiesbaden: Deutscher Universitätsverlag.

Polanyi, Karl (1957). The economy as instituted process. In K. Polanyi, C. M. Arensberg & H. W. Pearson (Hrsg.), *Trade and market in the early empires.* New York: Free Press.

Porsch, Lucas; Sutter, Daniel; Maibach, Markus; Preiss, Philipp & Müller, Wolf (2014): Leitfaden zur Nutzen-Kosten-Abschätzung umweltrelevanter Effekte in der Gesetzesfolgenabschätzung. FKZ 3711 14 106 (UFOPLAN), Dessau, Berlin.

Praetorius, Ina (2015): Wirtschaft ist Care. Oder: Wie Wiederentdeckung des Selbstverständlichen (Heinrich Böll Stiftung, Hrsg.) (Schriften zu Wirtschaft und Soziales Nr. 16).

Primmer, Eeva; Paloniemi, Riikka; Similä, Jukka & Tainio, Anna (2014). Forest owner perceptions of institutions and voluntary contracting for biodiversity conservation. Not crowding out but staying out. Ecological Economics 103, S. 1–10.

Rapp, Friedrich (1981): Naturverständnis und Naturbeherrschung. Philosophiegeschichtliche Entwicklung und gegenwärtiger Kontext. München.

Ridgeway, Lori; Schmidt, Carl-Christian; Grafton, R. Q.; Hilborn, Ray; Squires, Dale; Tait, Maree & Williams, Meryl (2010). Economic instruments in OECD fisheries: issues and implementation. Handbook of Marine Fisheries Conservation and Management, S. 310–323.

Riechelmann, Frank (2008): Struktur des verfassungsrechtlichen Bestandsschutzes: Rechtssicherheit als Freiheitsschutz: BoD.

Ring, I. & Schröter-Schlaack, C. (Hrsg.) (2011): Instrument Mixes for Biodiversity Policies, POLICYMIX Report 2/2011, UFZ, Leipzig.

Robertson, Morgan M. (2006). The nature that capital can see: science, state, and market in the commodification of ecosystem services. Environment and Planning D-Society & Space 24 (1994), S. 367–387.

Rode, Julian; Gómez-Baggethun, Erik & Krause, Torsten (2015). Motivation crowding by economic incentives in conservation policy: A review of the empirical evidence. Ecological Economics 117, S. 270–282.

Rogall, H. (Hrsg.) (2008): Ökologische Ökonomie. Eine Einführung (2. Aufl.). Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.

Rogall, Holger & Oebels, Kerstin (2010): Von der Traditionellen zur Nachhaltigen Ökonomie - Reformansätze zur neoklassischen Ökonomie - (Working Papers of the Institute of Management Berlin at the Berlin School of Economics (HWR Berlin)).

Ropke, Inge (2005). Trends in the development of ecological economics from the late 1980s to the early 2000s. Ecological Economics 55, S. 262–290.

Røpke, Inge (2004). The early history of modern ecological economics. Ecological Economics 50 (3-4), S. 293–314.

Røpke, Inge (2005). Trends in the development of ecological economics from the late 1980s to the early 2000s. Ecological Economics 55 (2), S. 262–290.

Runolfsson, Birgir (2014): Rights-based ocean-fishing in Iceland. Reykjavik: Department of Economics, University of Iceland.

Saevaldsson, Hordur & Gunnlaugsson, Stefan B. (2015). The Icelandic pelagic sector and its development under an ITQ management system. Marine Policy 61, S. 207–215.

Salzman, James & Ruhl, J. B. (2000). Currencies and the Commodification of Environmental Law. Stanford Law Review 53, S. 605–694.

Schiemann, Gregor (1996): Was ist Natur? Klassische Texte zur Naturphilosophie (Dtv, Bd. 4697, Orig.-Ausg). München: Dt. Taschenbuch-Verl.

Schiemann, Gregor (2009). Naturphilosophie als Arbeit am Naturbegriff. In C. Kummer (Hrsg.), *Was ist Naturphilosophie und was kann sie leisten?* (Alber Philosophie, Orig.-Ausg, S. 151–169). Freiburg, Br.: Alber.

Schimank, Uwe & Volkmann, Ute (2008). Ökonomisierung der Gesellschaft. In A. Maurer (Hrsg.), *Handbuch der Wirtschaftssoziologie* (S. 382–393). Wiesbaden: VS Verlag für Sozialwissenschaften.

Schlager, Edella & Ostrom, Elinor (1992). Property-rights regimes and natural resources. A conceptual analysis. Land economics : a quarterly journal of planning, housing & public utilities.

Schlierf, Katharina (2001): Nicholas Georgescu-Roegen. Theorien von Wirtschaft und Gesellschaft im 20. Jahrhundert (Akademie St. Johann 2.–15. September 2001).

Schneider, Francois; Kallis, Giorgos & Martinez-Alier, Juan (2010). Crisis or opportunity? Economic degrowth for social equity and ecological sustainability. Introduction to this special issue. Journal of Cleaner Production 18, S. 511–518.

Schoukens, Hendrik & Cliquet, An (2016). Biodiversity offsetting and restoration under the European Union Habitats Directive: balancing between no net loss and deathbed conservation? Ecology and Society 21 (4).

Schulze, Falk; Wolff, Franziska & Barth, Regine (2008): Umweltrecht ohne Umsetzer? Die Strukturreformen in den Umweltverwaltungen ausgewählter Bundesländer und ihre Herausforderungen. Hintergrundbericht zu Baden-Württemberg, Hessen und Niedersachsen. Darmstadt, Berlin: Öko Institut.

Schumacher, Ernst F. (1973). Small is beautiful: Economics as if people mattered. New York.

Scott, Anthony D. (1997). The ITQ as a property right: Where it came from, how it works, and where it is going. Taking ownership: Property rights and fishery management on the Atlantic Coast, S. 31–98.

Shortle, James (2012): Water Quality Trading in Agriculture, OECD, Paris.

Slattery, David; Nellis, Joseph; Josifidis, Kosta & Losonc, Alpar (2013). Neoclassical economics: Science or neoliberal ideology? European Journal of Economics and Economic Policies: Intervention 10 (3), S. 313–326.

Spash, Clive (2011). Terrible Economics, Ecosystems and Banking. Environmental Values 20, S. 141–145.

Spash, Clive L. (1999). The Development of Environmental Thinking in Economics. Environmental Values 8, S. 413–435.

Spash, Clive L. (2008). How much is that ecosystem in the window? The one with the bio-diverse trail. Environmental Values 17 (2), S. 259–284.

SRU (2000): Umweltgutachten 2000: Schritte ins nächste Jahrtausend, Berlin.

SRU (2007): Umweltverwaltungen unter Reformdruck: Herausforderungen, Strategien, Perspektiven. Sondergutachten. Berlin: Sachverständigenrat für Umweltfragen.

Stavins, Robert N. (1995). Harnessing market forces to protect the environment. In K. Schwab (Hrsg.), *Overcoming Indifference: Ten Key Challanges in Today's Changing WOrld.* New York: New York University Press.

Steppacher, R., Zogg-Walz, B. & Hatzfeldt, H. (Hrsg.) (1977): Economics in Institutional Perspective : Memorial Essays in Honor of K. William Kapp. Toronto: Lexington Books.

Stern, Nicholas (2006): The Economics of Climate Change: The Stern Review. Cambridge, UK: CUP.

Studenski, Paul (1939). Government as a Producer. The Annals of the American Academy of Political and Social Science 206 (1), S. 23–34.

TEEB (2010): Mainstreaming the economics of nature: a synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB, n.p.

TEEB DE (2017a): Glossar. Verfügbar unter http://www.naturkapital-teeb.de/glossar.html.

TEEB DE (2017b): Über TEEB DE. Verfügbar unter http://www.naturkapital-teeb.de/ueber-teeb-de/ueberblick-projekthintergrund.html.

Thelen, Kathleen (2000). Timing and Temporality in the Analysis of Institutional Evolution and Change 14 (Spring), S. 101–108.

Thum, Randi & Wätzold, Frank (2007). Artenschutz durch handelbare Zertifikate? Natur und Recht 29 (5), S. 299–307.

Tietenberg, Thomas H. (2006): Emissions trading: Principles and Practice (2. Aufl.): Routledge.

Titmuss, Richard M.; Greene, David; Ryan, Richard M. & Lane, Robert E. (1972). The Cost of Price Incentives. An Ennpirical Analysis of Motivation Crowding-Out (1970), S. 746–756.

Triantaphyllou, Evangelos (2000): Multi-criteria decision making methods. A comparative study (Applied optimization, v. 44). Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.

Tsuru, Shigeto (1993): Institutional economics revisited. Raffaele Mattioli Lectures. Cambridge [England]: Cambridge University Press.

UBA (2016a): Planspiel + Flächenhandel. Ziele und Erkenntnisse. Dessau: Umweltbundesamt.

UBA (2016b): Umweltschädliche Subventionen in Deutschland 2016. Aktualisierte Ausgabe 2016. Dessau: Umweltbundesamt.

UBA & IER (2013): Ökonomische Bewertung von Umweltschäden – Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten. Dessau, Stuttgart: Umweltbundesamt; Institut für Energiewirtschaft und Rationelle Energieanwendung, Universität Stuttgart.

Ulrich, Peter (1997). Arbeitspolitik jenseits des neoliberalen Ökonomismus - das Kernstück einer lebensdienlichen Sozialpolitik. Jahrbuch für christliche Sozialwissenschaften 38, S. 136–152.

UNGA (2012): The future we want (January), Annex, Resultion 66/288 adopted by the General Assembly.

Unmüßig, Barbara; Sachs, Wolfgang & Fatheuer, Thomas (2012): Kritik der grünen Ökonomie. Impulse für eine sozial und ökologisch gerechte Zukunft (: Schriften zur Ökologie Nr. 22). Berlin: Heinrich-Böll-Stiftung.

US DoI Office of Policy Analysis (2013): A preliminary analysis of the Conservation Banking Program and results from a survey of USFWS staff.

US FWS (2016). Endangered Species Act Compensatory Mitigation Policy (2016).

USDA (2010): National Report on Sustainable Forests – 2010. Washington D.C.: U.S. Department of Agriculture.

van Dyk, Silke (2015, November): Die soziale Frage in der (Post-)Wachstumsökonomie. Wachstum: Zwischen Effizienz, Konsistenz und Suffizienz, Dresden. Verfügbar unter http://www.weiterdenken.de/de/2015/09/14/die-soziale-frage-der-post-wachstumsoekonomie, zuletzt abgerufen am 22.12.2017.

Vatn, Arild (2010). An institutional analysis of payments for environmental services. Ecological Economics 69 (6), S. 1245–1252.

Veblen, Thorstein (1994): The Theory of the Leisure Class: Penguin Classics.

Voß, Jan-Peter (2007): Designs on governance - Development of policy instruments and dynamics in governance. Enschede.

Wainwright, Kevin (1999): Environmental Regulation, Asymmetric Information, and Moral Hazard.

Weber, Max (1976): Wirtschaft und Gesellschaft. Grundriss der verstehenden Soziologie. Tübingen: Mohr.

Weiß, Jens (1996): Auf der Suche nach einer Theorie der Umweltpolitik:. Die umweltpolitische Diskussion in Ökonomik, Soziologie und Politikwissenschaft (Schriftenreihe des IÖW Nr. 102).

Wende, Wolfgang; Albrecht, Juliane; Darbi, Marianne; Herbert, Matthias; May, Anja; Schumacher, Jochen & Szaramowicz, Martin (2018). Germany. In W. Wende, G. Tucker, F. Quétier, M. Rayment & M. Darbi (Hrsg.), *Biodiversity Offsets* (S. 123–156). Cham: Springer International.

Wichterich, Christa (2013). Haushaltsökonomien in der Krise. Widerspruch. Beiträge zu sozialistischer Politik (62), S. 66–72.

Wilcove, David S. & Lee, Joon (2004). Using economic and regulatory incentives to restore endangered species: lessons learned from three new programs. Conservation Biology 18 (3), S. 639–645.

Wilkens, Ines (2012): Multikriterielle Analyse zur Nachhaltigkeitsbewertung von Energiesystemen. Von der Theorie zur praktischen Anwendung. Dissertation, Technische Universität Berlin. Berlin.

Wissel, Silvia & Wätzold, Frank (2010). A conceptual analysis of the application of tradable permits to biodiversity conservation. Conservation Biology 24 (2), S. 404–411.

Wolff, Franziska (n.d.): The making of international policy instruments. Discourses legitimising economic instruments for ecosystem services in international environmental governance. (manuscript not yet published).

Wolff, Franziska (2011). Staatlichkeit im Wandel: Das Beispiel kooperativer Umweltpolitik. In H. Walk & A. Demirović (Hrsg.), *Demokratie und Governance – Kritische Perspektiven auf neue Formen politischer Herrschaft* (S. 149–175). Münster: Westphälisches Dampfboot.

Young, Oran R.; Webster, D. G.; Cox, Michael E.; Raakjær, Jesper; Blaxekjær, Lau Ø.; Einarsson, Níels; Virginia, Ross A.; Acheson, James; Bromley, Daniel; Cardwell, Emma; Carothers, Courtney; Eythórsson, Einar; Howarth, Richard B.; Jentoft, Svein; McCay, Bonnie J.; McCormack, Fiona; Osherenko, Gail; Pinkerton, Evelyn; van Ginkel, Rob; Wilson, James A.; Rivers, Louie & Wilson, Robyn S. (2018). Moving beyond panaceas in fisheries governance. Proceedings of the National Academy of Sciences 1, S. 16545–16554.