

**Grundwasser und Nachhaltigkeit -
Zur Allokation von Wasser über Märkte**

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät
der Eberhard-Karls-Universität Tübingen

vorgelegt von

Michael Grobosch
aus Sindelfingen

2003

Dekan: Professor Dr. Ulf Schiller

Erstberichterstatter: Professor Dr. Dieter Cansier

Zweitberichterstatter: Professor Dr. Franz Xaver Bea

Tag der mündlichen Prüfung: 10. Januar 2003

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Verzeichnis der Abkürzungen	III
Verzeichnis der Abbildungen	V
A. Thema und Aufbau der Arbeit	1
B. Grundwasser und Nachhaltigkeit	5
I. Perspektiven von Nachhaltigkeit	12
II. Nachhaltigkeit in der ökonomischen Theorie	17
1. Konstanz des Kapitalstocks	20
2. Schwache und starke Nachhaltigkeit	26
3. Eine funktionenorientierte Betrachtung	32
III. Nachhaltiger Umgang mit Grundwasser	37
1. Besonderheiten der Ressource	38
2. Grundwassermengenwirtschaft	44
3. Grundwasserqualität	50
4. Substituierbarkeit von Grundwasser	62
5. Kultur- und Naturfunktionen des Grundwassers	75
6. Indikatoren der Wassernutzung	80
IV. Ein Modell nachhaltiger Grundwassernutzung	88
1. Integriertes Ressourcenmanagement	88
2. Ein Menschenrecht auf Wasser	93
3. Wasser als ökonomisches Gut	97
C. Wassermärkte in Theorie und Praxis	107
I. Die öffentliche Trinkwasserversorgung in Deutschland	112
1. Ineffiziente Organisationsstruktur	113
2. Mangelnder Kostensenkungs- und Innovationsanreiz	125
3. Einbindung von privatem Kapital und know-how	137
4. Preisbildung - Kostendeckende Wasserpreise	141

	Seite
II. Liberalisierung, Privatisierung und öffentliche Auftragsvergabe	155
1. Liberalisierung und Privatisierung der Wasserversorgung	156
2. Öffentliche Auftragsvergabe in der Wasserwirtschaft	165
III. Wettbewerbsformen	173
1. Wettbewerb im Markt	174
2. Wettbewerb um den Markt	180
3. Wettbewerb um Wasserentnahmerechte	184
IV. Die Wassermärkte in Pakistan und Chile	206
V. Unterscheidungsmerkmale von Wassermärkten	212
D. Schlussbetrachtung	216
Literaturverzeichnis	229

Verzeichnis der Abkürzungen

Abs.	Absatz
a.F.	alte Fassung
Art.	Artikel
Bd.	Band
BGBI.	Bundesgesetzblatt
BGW	Bundesverband der Deutschen Gas- und Wasserwirtschaft
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMWi	Bundesministerium für Wirtschaft
CCw	Carrying Capacity Water (quantitative Tragekapazität)
d	Tag
DGA	Dirección General de Aguas
et al.	et alii (und andere)
EU	Europäische Union
GG	Grundgesetz
GWB	Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkung
GWP	Global Water Partnership
HdWW	Handwörterbuch der Wirtschaftswissenschaft
Hrsg.	Herausgeber
LAWA	Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
l/d	Liter pro Einwohner und Tag
l	Liter
m ³	Kubikmeter
MOG	Mindestoptimale Betriebsgröße
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
QFWAT	Office of Water Services
pH-Wert	Maß für den Säuregrad
POP ₀	Population (heute lebende Population)
PPP	Public-Private-Partnership
RPI	Retail Price Index
SRU	Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen
Tz.	Textziffer
TrinkwV.	Trinkwasserverordnung

UN	United Nations
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organisation
UBA	Umweltbundesamt
VKU	Verband Kommunaler Unternehmen
VOB	Verdingungsordnung für Bauleistungen
VOL	Verdingungsordnung für Leistungen
Wo/POPo	Quantitative Wasserverfügbarkeit pro Kopf der Bevölkerung
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderung
WHG	Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz)
WHO	World Health Organisation
Wmax	Maximale nachhaltig nutzbare Wassermenge
WRI	World Resources Institute
WRR	Wasserrahmenrichtlinie
WUA	Water User Association

Verzeichnis der Abbildungen

	Seite
Abbildung I: Poren-, Kluft-, Karstgrundwasser	41
Abbildung II: Schutzpotential von Grundwasserleitern	43
Abbildung III: Grundwasserentnahmen in Deutschland	49
Abbildung IV: Vollkommene Substitute, essentielle Ressourcen, Komplementarität und essentielle Ressourcen mit hoher lokaler Substitutionselastizität	63
Abbildung V: Substitution vs. technischer Fortschritt	65
Abbildung VI: Trinkwassernutzung in Deutschland	67
Abbildung VII: Erneuerbare Frischwassermengen und Frischwassernutzung	86
Abbildung VIII: Wasserverbrauch und Nutzungsintensität	87
Abbildung IX: Lexikografische Präferenzen	95
Abbildung X: Wassernachfragefunktion	106
Abbildung XI: Natürliches Monopol	117
Abbildung XII: Wasserpreise im internationalen Vergleich	128
Abbildung XIII: Subadditive Kostenfunktion mit partiell steigenden Durchschnittskosten	144
Abbildung XIV: Wasserangebot und Wassernachfrage bei einer reinen Marktlösung	188
Abbildung XV: Individuelle Nachfragefunktionen nach Wasser und Marktnachfrage	189
Abbildung XVI: Marktnachfrage von zwei Konsumenten und Wohlfahrtsgewinne durch Handel	190
Abbildung XVII: Unterscheidungsmerkmale von Wassermärkten	214

A. Thema und Aufbau der Arbeit

Nachhaltigkeit ist seit über einem Jahrzehnt fester Bestandteil der umweltpolitischen Diskussion. Die Vielzahl der Veröffentlichungen, Definitionen und Interpretationen zu diesem Thema ist mittlerweile unüberschaubar. Nachhaltigkeit hat sich als neues Leitbild der Umweltpolitik etabliert. Zum Erfolg hat sicher die Allgemeinheit und Unverbindlichkeit des Konzeptes beigetragen. Als Referenz wird meist die Definition des Brundtland-Berichtes herangezogen. „Nachhaltige Entwicklung ist eine Entwicklung, die die Bedürfnisse der Gegenwart befriedigt, ohne zu riskieren, dass zukünftige Generationen ihre eigenen Bedürfnisse nicht befriedigen können.“¹ Es ist schwer, wenn nicht gar unmöglich, sich gegen eine so definierte Nachhaltigkeitskonzeption auszusprechen. Umso schwieriger haben sich Versuche erwiesen, Nachhaltigkeit zu operationalisieren und in konkrete Handlungsanweisungen umzusetzen. Die Probleme liegen nicht allein in der Allgemeinheit und Unverbindlichkeit des Konzepts begründet. Aus dem interdisziplinären Anspruch resultieren heterogene Begriffsbildungen und ein mangelnder Konsens über deren inhaltliche Auslegungen. Ein begriffliches Verwirrspiel und inhaltliche Vielfalt kennzeichnen noch immer die Diskussion.²

Wasser ist als Lebensmittel für den Menschen unverzichtbar. Es ist eines unserer bedeutendsten Nahrungsmittel und essentieller Bestandteil für die Produktion und Zubereitung von Nahrung. Sauberes Wasser ist Grundvoraussetzung für die Hygiene und den Gesundheitsschutz des Menschen. Als ein Produktionsfaktor für Industrie und Landwirtschaft ist Wasser in vielen Bereichen unverzichtbar. Wasser ist darüber hinaus ein elementarer Bestandteil des Naturhaushaltes, Lebensraum für zahlreiche Tier- und Pflanzenarten und Existenzgrundlage für angrenzende Ökosysteme. In unserer täglichen Lebenswelt ist Wasser aus ästhetischen Gesichtspunkten nicht wegzudenken. Wasser ist eine essentielle, multifunktionale Ressource und wird auch in Zukunft in den meisten Bereichen unverzichtbar sein. Eine nachhaltige Bewirtschaftung von Wasserressourcen muss deshalb als ein elementarer Baustein für eine nachhaltige Entwicklung auf gesellschaftlicher Ebene betrachtet werden. „At the sectoral

¹ Brundtland-Bericht, in der deutschen Übersetzung herausgegeben von Hauff (1987), S.48.

² Vgl. Radke (1995), S.532.

level (...) there can be no doubt that water resource management is one of the principal keys to unlock the gate to the sustainable society.”¹

Dem Grundwasser kommt dabei eine besondere Bedeutung zu, denn es ist weltweit die wichtigste Quelle für die Versorgung mit Frischwasser. Ein Drittel der gesamten Weltbevölkerung ist auf das Grundwasser für die Versorgung mit Trinkwasser angewiesen, in Europa werden sogar drei Viertel des Trinkwassers aus dem Grundwasser gewonnen.² Nur etwa 2,5 Prozent der globalen Wasserressourcen sind Süßwasser, über zwei Drittel davon sind in den Polarkappen und Gletschern gebunden und bislang für den menschlichen Gebrauch nicht nutzbar. Ein Drittel der weltweiten Süßwasserressourcen sind Grundwasser. Die Oberflächenwasser in Flüssen und Seen machen mit nur 0,3 Prozent einen geringen Teil des verfügbaren Süßwassers aus, sie regenerieren sich jedoch in wesentlich kürzeren Zeiträumen. Die besondere Bedeutung des Grundwassers für die Trinkwasserversorgung liegt darin begründet, dass es in der Regel von hoher Qualität ist. Aufgrund der darüber liegenden Bodenschichten ist es vor Verunreinigungen relativ gut geschützt. Grundwasser findet man zudem fast überall auf der Welt. Im Boden gespeichert ist es meistens in großen Mengen verfügbar. Die weitaus größere Empfindlichkeit der Oberflächengewässer gegenüber Verschmutzung und die starken saisonalen Schwankungen im Aufkommen verdeutlichen die Vorteile des Grundwassers für die Versorgung mit Frischwasser.

In einer einfachen Definition ist Grundwasser alles unterirdische Wasser, das die Hohlräume der Erdkrinde zusammenhängend ausfüllt.³ Sowohl qualitativ als auch quantitativ ist es eine grundsätzlich regenerierbare Ressource. Zieht man die über dem Grundwasserspiegel liegenden Deckschichten in die Betrachtung mit ein, lassen sich Grundwassereinheiten mit unterschiedlichen Belastungsempfindlichkeiten definieren. Das ermöglicht einen differenzierten Schutzaufwand und schafft Spielraum für ökonomische Abwägungen. Grundwasser ist Teil des hydrologischen Kreislaufs von Niederschlag, Abfluss und Verdunstung und steht in ständigen Austauschbeziehungen mit anderen Gewässern. Es ist damit ein integraler Bestandteil eines unserer wichtigsten lebenserhaltenden Systeme. Ein

¹ Merrett (1997), S.148.

² Vgl. Worldwatch Institute (2000), S.10.

³ Vgl. Grombach et al. (Hrsg.) (2000).

nachhaltiger Umgang mit Grundwasser muss den Besonderheiten der Ressource und den vielfältigen Funktionen Rechnung tragen und im Einklang mit den allgemeinen Forderungen einer nachhaltigen Entwicklung stehen. Im folgenden werden diese Aspekte ausgearbeitet und im Rahmen einer Nachhaltigkeitsanalyse wird ein Modell für den nachhaltigen Umgang mit Grundwasser entworfen. Besondere Beachtung wird den Forderungen nach einem Erhalt des natürlichen Kapitalbestandes und der Aufrechterhaltung der Funktionen geschenkt.

In Deutschland liegt die Grundwasserbewirtschaftung in staatlicher Hand. Die Grundwassermengenwirtschaft ist durch ein staatliches System von Erlaubnis und Bewilligung bestimmt. Davon getrennt sind die Institutionen zur Sicherstellung der Grundwassergüte, die vom Ordnungsrecht geprägt sind. Die strengen gesetzlichen Vorschriften des Wasserhaushaltsgesetzes z.B. verbieten jegliche Beeinträchtigung der Grundwasserqualität. Trotzdem ist es in den vergangenen Jahren fast flächendeckend zu einer deutlichen Verschlechterung der Grundwasserqualität gekommen. Regional übersteigt die Grundwasserförderung die natürliche Neubildungsrate. Damit stellt sich die Frage, ob die heutige Form der staatlichen Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen geeignet ist, einen nachhaltigen Umgang zu gewährleisten oder ob alternative Mechanismen besser geeignet sind, Nachhaltigkeit im Umgang mit der Ressource Grundwasser zu erreichen.

Immer häufiger wird von Wasserexperten die Forderung nach ökonomischen Anreizen für einen nachhaltigen Umgang mit Wasser gestellt. Das „Dublin-Statement zu Wasser und nachhaltiger Entwicklung“ fordert, Wasser nicht mehr als freies, sondern als ökonomisches Gut zu betrachten und der Knappheit der Ressource in seinen konkurrierenden Verwendungszwecken gebührend Rechnung zu tragen. Wasserpreise spiegeln in der Regel nicht den tatsächlichen Wert der Ressource wider. Es sind meistens politische Preise, die nicht selten aus wirtschaftspolitischen und sozialen Erwägungen hoch subventioniert sind. Kostendeckende Wasserpreise zählen deshalb zu den am häufigsten geäußerten Forderungen für einen nachhaltigen Umgang mit Wasser. Neben dem Verzicht auf eine Subventionierung beinhaltet dies die vollständige Kalkulation der betriebswirtschaftlichen Kosten für die Wasserbereitstellung und Wasserentsorgung. Aus volkswirtschaftlicher Sicht müssen Wasserpreise die tatsächlichen Knappheiten widerspiegeln, da nur die richtigen Knappheitssignale zu einer effizienten Nutzung der Ressource führen. Wasserpreise sollten insbesondere Umwelt- und

Ressourcenkosten berücksichtigen. Wie ermittelt man aber die richtigen Wasserpreise, wie werden sie kalkuliert und welche Kosten müssen sie im Einzelfall beinhalten? Verfahren zur Ermittlung der Umwelt- und Ressourcenkosten sind bisher nur wenig belastbar. Wo der Markt versagt und der Staat die Angebotsbereitstellung übernimmt, versucht die ökonomische Theorie, über sogenannte Schattenpreise Marktergebnisse zu simulieren. Die simulierten Ergebnisse werden als Referenz herangezogen und fließen in die Preisfindungsentscheidung ein.

Die in den achtziger Jahren ausgelöste Privatisierungswelle hat in vielen Staaten zu einer weitgehenden Liberalisierung der Märkte für Telekommunikation, Strom und Gas geführt. Privateigentum und teilweise intensiver Wettbewerb kennzeichnen die ehemals staatlichen Monopole. Die Wasserwirtschaft ist in Deutschland der letzte klassische Infrastrukturbereich, in dem ein direkter Wettbewerb ausgeschlossen ist. Gebietsmonopole sowie Anschluss- und Benutzungszwänge sichern die Aufgabenerfüllung durch die öffentliche Hand. In anderen Staaten ist die Wasserversorgung bereits teilweise stärker privatwirtschaftlich organisiert. Weltweit ist ein intensiver Wettbewerb um regionale Wassermärkte entstanden, dem sich die deutsche Wasserwirtschaft langfristig nicht entziehen kann. Die Diskussion über eine Liberalisierung des Wassermarktes in Deutschland konzentriert sich auf Maßnahmen zur Steigerung der Effizienz in der Wasserversorgung. Aus ökonomischer Sicht ist darüber hinaus die Frage der Allokation der nutzbaren Mengen von entscheidender Bedeutung. Eine Allokation von Wasser über Märkte wurde lange Zeit von vornherein ausgeschlossen.¹ Aufgrund der besonderen physikalischen Eigenschaften und der Multifunktionalität von Wasser schien eine marktliche Steuerung nicht möglich. Fast die komplette Liste der Möglichkeiten eines Marktversagens kann aufgelistet werden: Schwierigkeiten bei der Definition von Eigentumsrechten, die Eigenschaften eines öffentlichen Gutes bzw. einer Common-Property-Ressource, externe Effekte und ein natürliches Monopol in der Wasserversorgung und Wasserentsorgung. Überlegungen zu einer marktlichen Allokation wurden deshalb als akademische Übung mit geringer Praxisrelevanz betrachtet. Auch eine grundsätzliche Ablehnung der Bepreisung von Wasser aufgrund der sozialen und mystisch-religiösen Bedeutung wird immer wieder geäußert. Die Forderung einer Allokation von Wasser über

¹ Vgl. Dales (1968).

Märkte erlebt gerade im Zuge der intensiven umweltpolitischen Diskussionen im Rahmen der Nachhaltigkeitsdebatte eine Renaissance. Es gibt kaum eine Veröffentlichung zum Thema Wasser und Nachhaltigkeit ohne die Forderung nach richtigen Preisen und effizienten Allokationsmechanismen für die Ressource Wasser.

Wer sich mit Wassermärkten beschäftigt, wird zunächst vielleicht erstaunt feststellen, dass Wettbewerbsmärkte für Wasser zahlreich und in unterschiedlichsten Formen auf der ganzen Welt existieren. Wenn sich fast die gesamte ökonomische Theorie des Marktversagens auf Wassermärkte anwenden lässt, warum existieren diese überhaupt? Und wie sind die Ergebnisse dieser Märkte zu beurteilen? Die bloße Existenz lässt keine Rückschlüsse zu, wie gut Wettbewerbsmärkte für Wasser funktionieren. Vielmehr stellt sich die Frage, ob sie die gewünschten Funktionen erfüllen und welche Evaluationsmethoden existieren, die Märkte zu beurteilen. In diesem Zusammenhang sollen einzelne ausgewählte Märkte in ihren Grundzügen dargestellt werden und der Versuch unternommen werden, sie zu typisieren. Es soll der Frage nachgegangen werden, inwieweit über Märkte eine Allokation der Ressource erfolgen kann, die den Anforderungen einer nachhaltigen Wasserwirtschaft gerecht wird. Sind Wassermärkte mit Nachhaltigkeit vereinbar? Können aus der Erfahrung mit existierenden Wassermärkten Erkenntnisse gewonnen werden, wie Wassermärkte, die mit dem Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung vereinbar sein sollen, zu konstruieren sind? In Gegenüberstellung mit einer staatlichen Allokation soll Antwort auf die dieser Arbeit zu Grunde liegende Frage gegeben werden, ob Wettbewerbsmärkte für Wasser und ein nachhaltiger Umgang mit der Ressource Grundwasser miteinander vereinbar sind.

B. Grundwasser und Nachhaltigkeit

Wasser hat in der Nachhaltigkeitsdebatte lange Zeit nur eine eher untergeordnete Rolle gespielt. Im Mittelpunkt der Diskussion standen globale Umweltprobleme wie der Klimaschutz, der Schutz der Artenvielfalt oder die Erhaltung der tropischen Regenwälder. Mit der Übertragung des Leitbildes auf nationale und regionale Ebene gelangen Ressourcen mit einem regionalen Bezug, wie z.B. das Grundwasser, stärker in den Blickpunkt der Nachhaltigkeitsbetrachtung. Zahlreiche nationale und internationale Wasserkonferenzen haben mittlerweile die sich in einem globalen Maßstab abzeichnende Frischwasserproblematik

aufgegriffen und versucht, das Leitbild Nachhaltigkeit für den Bereich der Wasserwirtschaft zu konkretisieren.¹ Der sechste Weltwassertag in Kanada 1998 hat „Grundwasser - die unsichtbare Ressource“ in den Mittelpunkt gestellt.² Anlass war die Besorgnis über grundlegende Mängel im Umgang mit Grundwasser und die beschleunigte Belastung der Grundwassersysteme durch Verschmutzung. Die Nachfrage nach Grundwasser und die sich regelmäßig erneuernden Mengen driften immer weiter auseinander. Die ökonomische Bedeutung des Grundwassers ist noch nicht hinreichend erkannt.

Brundtland-Bericht

Die Brundtland-Kommission hatte von den Vereinten Nationen den Auftrag erhalten, „die immer offener und bedrohlicher zu Tage tretenden Umweltgefahren aus der Sicht des nächsten Jahrhunderts zu beurteilen und Handlungsempfehlungen zu erarbeiten, die den Prozess der dauerhaften Entwicklung einleiten.“³ Die Suche nach einem Kapitel zum Thema Wasser bleibt im Abschlussbericht allerdings vergeblich. Dies ist erstaunlich, denn die vielfältigen Probleme um die Ressource Wasser waren bereits zum Zeitpunkt der Beauftragung der Kommission offensichtlich und mussten den Umwelt- und Entwicklungsexperten erst recht bei Abschluss des Berichtes gegenwärtig sein. Schließlich findet man im Vorwort der deutschen Ausgabe den Hinweis, dass sich der Weltwasserverbrauch zwischen 1940 und 1980 verdoppelt hat und mit einer nochmaligen Verdoppelung bis zum Jahr 2000 zu rechnen war.⁴ Auch war abzusehen, dass die fortschreitende Verschmutzung der Gewässer für die Wasserversorgung zunehmend ein Problem darstellen wird.⁵ Obwohl internationale Wasserexperten eindringlich auf die sich in einem globalen Maßstab abzeichnende Wasserkrise aufmerksam gemacht hatten, wird die Wasserproblematik nur im Vorwort des Berichtes erwähnt. Lediglich in einer Passage zur Welternährung findet man noch die Forderung, dass die Wasserverwaltungen darauf hinwirken sollten, die landwirtschaftliche Produktion zu

¹ Beispielsweise die Konferenzen in New York 1996, Harare, Paris und Bonn 1998 und Bonn 2001. Für eine umfassende Übersicht vgl. z.B. Scheumann (2001).

² Vgl. World Water Day (1998).

³ Brundtland-Bericht S.XII.

⁴ Vgl. Brundtland-Bericht S.XIII.

⁵ Vgl. Brundtland-Bericht S.VIII.

verbessern.¹ Weitere Anmerkungen zur Wasserproblematik sind nicht zu finden. Die Wasserblindheit der Brundtland-Kommission ist sicher zu Recht von verschiedenen Seiten kritisiert worden.² Manche sehen darin eine bedauerliche Missachtung einer der fundamentalsten Umweltfragen unseres Planeten.³ Andere machen auch das Versäumnis der Kommission dafür verantwortlich, dass im vergangenen Jahrzehnt in der sich global abzeichnenden Frischwasserproblematik kaum Fortschritte erzielt wurden.⁴

Dublin-Statement

Frischwasser stand demzufolge nicht im unmittelbaren Blickfeld der durch den Brundtland-Bericht ausgelösten Nachhaltigkeitsdebatte. In Dublin fand im Januar 1992 die Weltwasserkonferenz zu „Wasser und Umwelt“ statt. Nach der wegweisenden Weltwasserkonferenz von Mar del Plata im Jahr 1977, bei der erstmals ein Menschenrecht auf Wasser explizit manifestiert wurde und in deren Gefolge das internationale Wasser- und Hygienejahrzehnt in den Jahren von 1981 bis 1990 ausgerufen wurde, war dies die zweite Weltwasserkonferenz der Vereinten Nationen, die entscheidende Impulse setzen sollte. Die inhaltlichen Schwerpunkte für die Verhandlungen über das Frischwasserkapitel der Agenda 21 wurden in Dublin erarbeitet.⁵ Durch die rund 500 teilnehmenden Wasserexperten aus 100 Nationen von nationalen und internationalen Regierungs- und Nicht-Regierungsorganisationen erfolgten in Dublin eine umfassende Bestandsaufnahme der weltweiten Frischwassersituation und eine Einschätzung der sich abzeichnenden Entwicklung im kommenden Jahrzehnt. Die Bestandsaufnahme war mit einer Desillusionierung verbunden. Die hochgesteckten Ziele, innerhalb eines Jahrzehnts die gesamte Weltbevölkerung mit einer ausreichenden Trinkwasserversorgung und den größten Teil mit sanitären Einrichtungen zu versorgen, wurden nicht annähernd erreicht. Teilweise beachtliche Erfolge waren durch Bevölkerungswachstum und

¹ Dort heißt es: „Verbesserungen in der Wasserverwaltung sind wesentlich, um die landwirtschaftliche Produktion zu verbessern und um die Landentwertung und Wasserverschmutzung zu verringern. (...) Wo Wasser knapp ist, sollte ein Bewässerungsprojekt die Produktivität pro Einheit Wasser maximieren; wo Wasser reichlich ist, müsste es die Produktivität pro Einheit Land maximieren. (...) In einigen Gebieten senkt sich durch übermäßigen Gebrauch von Grundwasser der Wasserspiegel – gewöhnlich da, wo private Nutzung auf Kosten der Allgemeinheit geht. Wo der Grundwasserverbrauch die Erneuerungskapazität der örtlichen Quelle übersteigt, müssen jedenfalls regelnde oder finanzielle Kontrollen eingeführt werden.“ Brundtland-Bericht S.136 f.

² Vgl. Clarke (1994), S.100 f., Biswas (1998), S.493, Vajpeyi (1998).

³ Vgl. Clarke (1994), S.100.

⁴ Vgl. Vajpeyi (1998) und Scheumann (2001), S.7.

⁵ Vgl. Scheumann (2001), S.9 ff.

wirtschaftliche Entwicklung aufgezehrt worden.¹ Der massive Einsatz von Kapital und technischem Wissen konnte die weltweite Frischwassersituation nur geringfügig verbessern. Im Mittelpunkt der Konferenz stand deshalb die Suche nach grundlegend neuen Ansätzen und Konzepten mit konkreten Prioritäten und Handlungsschwerpunkten. Das zum Abschluss der Konferenz verabschiedete „Dublin-Statement zu Wasser und nachhaltiger Entwicklung“ betont die Dringlichkeit, mit der nach Ansicht der Experten gehandelt werden muss. „Scarcity and misuse of water pose a serious threat to sustainable development and protection of the environment. Human wealth and welfare, food security, industrial development and the ecosystems in which they depend, are all at risk, unless water and land resources are managed more effectively in the present decade and beyond than they have been in the past. (...) The problems highlighted are not speculative in nature. (...) The future survival of many millions of demands immediate and effective action.“²

Um dem weltweiten Trend einer Übernutzung und Verschmutzung der Wasserressourcen und der wachsenden Bedrohung durch Dürren und Flutkatastrophen entgegenzutreten, wurden grundlegend neue Ansätze gefordert. Das Dublin-Statement enthält vier Prinzipien, welche die politische und akademische Debatte über Wasser und nachhaltige Entwicklung seither maßgeblich beeinflusst und eine entscheidende Wende in der internationalen Wasserpolitik eingeleitet haben:

Principle No.1: Fresh water is a finite and vulnerable resource, essential to sustain life, development and the environment.

Principle No.2: Water development and management should be based on a participatory approach, involving users, planners and policy-makers at all levels.

Principle No.3: Women play a central part in the provision, management and safeguarding of water.

Principle No.4: Water has an economic value in all its competing uses and should be recognized as an economic good.

¹ Vgl. Munasinghe (1994), S.3.

² Dublin-Statement (1992).

Insbesondere die Prinzipien 1 und 4 sind aus ökonomischer Sicht bedeutsam. Erstmals findet man im Dublin-Statement in einem von der internationalen Staatengemeinschaft verabschiedeten Papier die Forderung, Wasser als eine knappe Ressource zu betrachten, die essentiell ist für Leben, wirtschaftliche Entwicklung und die Umwelt. Dem ökonomischen Wert der Ressource in seinen konkurrierenden Verwendungsmöglichkeiten soll Rechnung getragen werden. Wasser soll als ein ökonomisches Gut betrachtet werden und nicht, wie bisher üblich, als freies Gut. Als knappes Gut muss Wasser bewirtschaftet werden, es müssen Entscheidungen über die Nutzung gefällt werden. Eine ökonomische Sichtweise des Problems knapper Wasserressourcen ist damit auf den Plan getreten, die ersten Schritte für eine grundlegende Änderung der Sichtweise wasserwirtschaftlicher Probleme waren eingeleitet. Was bis dahin nur in ökonomischen Lehrbüchern zu finden war, wird mit dem Dublin-Statement in den Vordergrund der weltweiten Wasserpolitik gestellt. In der ingenieurwissenschaftlich geprägten wasserwirtschaftlichen Literatur hat die Betrachtung von Wasser als ökonomisches Gut bis zu diesem Zeitpunkt nur ein Schattendasein geführt. Die dominierende ingenieurwissenschaftliche Perspektive setzt den Schwerpunkt traditionell auf der Angebotsseite und betrachtet Wasserknappheit als ein technisches Problem, das durch eine Ausweitung des Angebots zu lösen ist. Der Ausbau der Kapazitäten und die Erschließung neuer Quellen sind die traditionellen Antworten der Wasserwirtschaft auf bestehende oder sich abzeichnende Knappheiten.¹ Mit dem Dublin-Statement soll diese Sichtweise überwunden werden und eine Wende hin zu einer integrierten Betrachtungsweise eingeschlagen werden, die neben der Angebotsseite auch die Nachfrageseite einbezieht. Eine ökonomische Sichtweise des Problems knapper Wasserressourcen und die Suche nach Möglichkeiten der Nachfragesteuerung wurden auf die internationale Agenda gebracht. Die Bedeutung des Dublin-Statements kann in diesem Punkt wohl kaum überschätzt werden.

Rio und Agenda 21

Wenige Monate später wurde die Agenda 21 von den Teilnehmerstaaten der Rio-Konferenz als Aktionsprogramm für das kommende Jahrhundert verabschiedet.² Sie enthält das Kapitel 18 zum „Schutz der Güte und Menge der Süßwasserressourcen“. Obwohl das

¹ Winpenny meint dazu: „The equivalent of the Hippocratic Oath for water engineers is to promise to meet all reasonable needs for water without question by enlarging and improving supplies.“ Vgl. Calder (1999).

² Vgl. Agenda 21 (1992).

Frischwasserkapitel zu den umfangreichsten der Agenda 21 zählt, ist es nach Meinung von Wasserexperten „most poorly formulated“.¹ In der Agenda wird betont, dass Wasser in allen Lebensbereichen benötigt wird. Oberstes Ziel soll deshalb die gesicherte Bereitstellung von Wasser in angemessener Menge und guter Qualität für die gesamte Weltbevölkerung sein, bei gleichzeitiger Aufrechterhaltung der hydrologischen, biologischen und chemischen Funktionen der Ökosysteme (Kapitel 18.2). Im Rahmen einer integrierten Planung und Bewirtschaftung sollen alle in Verbindung stehenden Gewässer, einschließlich Oberflächengewässern und Grundwasservorkommen, einbezogen sowie Mengen- und Güteaspekte berücksichtigt werden (Kapitel 18.3). Wasser soll als ein integraler Bestandteil des Ökosystems, als eine natürliche Ressource und als ein soziales und wirtschaftliches Gut betrachtet werden. Als konkretes Ziel wird vorgegeben, bis zum Jahr 2000 alle Stadtbewohner mit Zugang zu mindestens 40 Litern hygienisch unbedenklichem Wasser pro Kopf und Tag zu versorgen (Kapitel 18.58). Die Agenda 21 setzt einen klaren Vorrang für die Deckung der menschlichen Grundbedürfnisse und stellt ökologische Aspekte der Ressourcennutzung in den Vordergrund. Die essentielle Bedeutung von Wasser für Mensch und Natur wird betont. Für die dauerhafte Sicherstellung einer ausreichenden Wasserversorgung wird dem Schutz der Wasserökosysteme ein hoher Stellenwert beigemessen. Das Frischwasserkapitel der Agenda ist vom Dublin-Statement zwar klar beeinflusst, die zentralen ökonomischen Aussagen kommen jedoch nicht in der ursprünglichen Klarheit zum Ausdruck.² Die Forderung, Wasser als ökonomisches Gut zu betrachten, ist gegenüber der eindeutigen Formulierung des Dublin-Statements stark verwässert. Die Folgekonferenzen zu Wasser und nachhaltiger Entwicklung haben die vom Dublin-Statement und der Agenda 21 vorgegebene Richtung bestätigt. Dabei werden jeweils unterschiedliche Schwerpunkte gesetzt, die mit Bezug auf die Agenda 21 die Notwendigkeit einer integrierten Betrachtungsweise und die ökologischen Aspekte der Ressourcenbewirtschaftung in den Vordergrund stellen. Die Forderung, Wasser als ökonomisches Gut zu betrachten, steht regelmäßig in einem engen Zusammenhang zum Dublin-Statement.

¹ Biswas (2000), S.16 und ebenso Scheumann (2001), S.16.

² Die Zuweisung von Wasserressourcen soll „optimiert“ werden und durch „Nachfragesteuerung, Preissetzungsmechanismen und ordnungsrechtliche Maßnahmen“ umgesetzt werden. Wassernutzer sollen in „angemessenem“ Umfang für das verbrauchte Wasser aufkommen (Kapitel 18.12). Wassergebühren sollen „finanziell tragbar“ sein und die Grenz- und Opportunitätskosten für produktive Tätigkeiten widerspiegeln (18.59). Vgl. die jeweiligen Kapitel der Agenda 21 (1992).

Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland

Wasser und Nachhaltigkeit wurde zwischenzeitlich auch in Deutschland von verschiedener Seite aufgegriffen.¹ Dabei wird in der Regel eine ökologische Sichtweise eingenommen, die Aspekte des Ressourcenschutzes und Erhaltungsziele der natürlichen Systeme in den Vordergrund stellt. Umwelt- und ressourcenökonomische Überlegungen spielen eine untergeordnete Rolle oder werden vollständig vernachlässigt. Im Auftrag des Umweltbundesamtes wurde die Studie „Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland“ erstellt.² Ziel war die Konkretisierung des Begriffs Nachhaltigkeit für die Wasserwirtschaft. Eine nachhaltige Wasserwirtschaft wird definiert als „integrierte Bewirtschaftung aller künstlichen und natürlichen Wasser(teil)kreisläufe unter Beachtung der Zielsetzungen des langfristigen Schutzes von Wasser als Lebensraum, die Sicherung von Wasser in seinen verschiedenen Facetten als Ressource für die jetzige wie für nachfolgende Generationen und die Erschließung von Optionen für eine dauerhaft naturverträgliche, wirtschaftliche und soziale Entwicklung.“³ Zur Konkretisierung werden neun Prinzipien benannt, welche die Auslegung von Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft unterstützen sollen.⁴ Die Autoren stellen selbst einschränkend fest, dass die Prinzipien keine absolute Geltung besitzen, nicht als zwingende Vorgaben zu verstehen sind und einzelne Prinzipien sich widersprechen und mit anderen Zielsetzungen inkompatibel sein können. Mit diesen Einschränkungen kann aber bei Abwägungsproblemen im Fall konkurrierender Prinzipien keinerlei Hilfestellung gegeben werden. Die zentrale ökonomische Frage, wie bei Nutzungskonflikten und sich widersprechenden Prinzipien zu verfahren ist, bleibt offen.⁵ Die Studie ist eine umfassende Bestandsaufnahme der aktuellen wasserwirtschaftlichen Situation in Deutschland und enthält eine Liste mit Handlungsempfehlungen zur Überwindung von bestehenden Defiziten. Sie ist ein wichtiger Baustein auf dem Weg hin zu einem Konzept der nachhaltigen Wasserwirtschaft. Darüber hinaus müssen aber Antworten auf grundlegende Fragen gegeben werden,

¹ Vgl. Lehn/Steiner/Mohr (1996), Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderung (WBGU) (1997), Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (1998), Kahlenborn/Krämer (1999), Umweltbundesamt (1999a) und (1999b).

² Vgl. Umweltbundesamt (1999a), S.2.

³ Kahlenborn/Krämer (1999), S.27.

⁴ Die Prinzipien sind im einzelnen: 1) Regionalitätsprinzip, 2) Integrationsprinzip, 3) Verursacherprinzip, 4) Kooperations- und Partizipationsprinzip, 5) Ressourcenminimierungsprinzip, 6) Vorsorgeprinzip (Besorgnisgrundsatz), 7) Quellenreduktionsprinzip, 8) Reversibilitätsprinzip 9) Intergenerationenprinzip. Vgl. dazu ausführlich in einer Übersicht mit Erläuterungen Kahlenborn/Krämer (1999), S.40.

⁵ Vgl. Lüdeke in UBA (1999a).

die über die Forderung nach einer Bewahrung des status quo und die dauerhafte Sicherung der Ertragskraft von Ressourcen hinausgehen. Insbesondere stellt sich die Frage, nach welchen Kriterien im Fall einer Nutzungskonkurrenz entschieden werden soll und welche Erhaltungsziele für die natürlichen Ressourcen langfristig anzustreben sind.

Einer ökonomischen Sichtweise räumt der Wissenschaftliche Beirat Globale Umweltveränderung (WBGU) in seinem Gutachten „Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser“ einen breiten Raum ein.¹ Das Gutachten legt den Schwerpunkt der Untersuchung auf eine Bestandsaufnahme der weltweiten Frischwassersituation und lenkt den Blick auf die sich weltweit abzeichnende krisenhafte Verknappung von Frischwasser. Mit dem vom Beirat entwickelten Leitplankenmodell soll das Entscheidungsdilemma zwischen sozialen, ökologischen und ökonomischen Zielvorstellungen durch eine klare Prioritätensetzung aufgelöst und ein robustes Paradigma für einen „guten Umgang mit Wasser“ geschaffen werden. Das Leitbild versucht, größtmögliche Effizienz unter Beachtung der Gebote Fairness und Nachhaltigkeit zu realisieren. Die essentiellen Eigenschaften des Wassers definieren den sozialen und ökologischen Rahmen, der als Leitplanke für die wirtschaftliche Nutzung des Wassers zur allgemeinen Wohlfahrtsoptimierung dient. Das Leitplankenmodell des Wissenschaftlichen Beirats Globale Umweltveränderung findet zwischenzeitlich weltweit in der Diskussion über eine nachhaltige Wasserwirtschaft Beachtung, und ich werde im Laufe der Arbeit noch an verschiedener Stelle darauf zurückkommen.

I. Perspektiven von Nachhaltigkeit

Nachhaltigkeit erhebt den Anspruch, ein integratives, interdisziplinäres Leitbild zu sein, das über die einzelnen Fachdisziplinen hinaus ökologische, ökonomische und soziale Aspekte integriert. Eine nachhaltige Entwicklung ist in diesem Sinne multidimensional und versucht, die speziellen Kenntnisse der einzelnen Fachdisziplinen in einem einheitlichen Konzept zu integrieren. Der interdisziplinäre Anspruch hat die wissenschaftliche Diskussion keineswegs erleichtert. Ein fachübergreifender Konsens selbst über die wesentlichen Inhalte und Ziele

¹ Vgl. WBGU (1997).

einer nachhaltigen Entwicklung konnte bisher nicht erreicht werden. Die Nachhaltigkeitsdebatte wird primär auf den Ebenen der einzelnen Fachdisziplinen geführt.¹ Auf diese Weise haben sich unterschiedliche Nachhaltigkeitskonzeptionen etabliert, denen eine spezielle Sichtweise auf das Problem aus der Sicht der jeweiligen Fachdisziplin zu Grunde liegt.² Man kann mindestens drei Orientierungen von Nachhaltigkeitskonzeptionen unterscheiden.³

- In einer *normativen Prägung* stellt eine nachhaltige Entwicklung auf die menschlichen Bedürfnisse ab. Als ethische Zielsetzung ist Nachhaltigkeit verbunden mit der Forderung nach gleichen Lebenschancen sowohl für die heute lebenden Menschen als auch für die erst in Zukunft lebenden Generationen. In einer minimalen Ausprägung stellt das Konzept auf die Grundbedürfnisse der Menschen und die Sicherung eines bestimmten Existenzminimums bzw. die Vermeidung ausgesprochener Notlagen ab. Weiter gehende Interpretationen verbinden mit Bedürfnissen ein bestimmtes Wohlfahrtsniveau im Sinne eines adäquaten Lebensstandards, das es zu erhalten gilt.⁴
- In einer *ökologischen Orientierung* stehen Ökosysteme und deren Belastungsgrenzen im Zentrum der Betrachtung. Die Tragkapazität von Ökosystemen ist durch physische Größen definiert und bestimmt die Grenzen für menschliches Handeln. Ziel ist es, den Bestand der Ökosysteme in ihrer Eigenart und Vielfalt zu bewahren. Dazu müssen die Belastungsgrenzen unbedingt eingehalten werden. Mindestgrößen natürlicher Systeme, die deren dauerhaften Bestand sichern, dürfen nicht unterschritten werden. In einer extremen ökologischen Ausprägung ist Naturerhalt ein Ziel an sich, das keiner weiteren Begründung bedarf. Moderate ökologische Positionen bringen die Sorge zum Ausdruck, dass durch Eingriffe in natürliche Systeme nicht nur Ökosysteme in ihrer Existenz bedroht sein können, sondern langfristig auch die Überlebensfähigkeit der Menschen.

¹ Vgl. Binswanger (1995).

² Vgl. Faucheux/Noël (2001), S.359.

³ Vgl. Unnerstall (1999), S.18.

⁴ Vgl. Birnbacher/Schicha (1996), S.153.

- *Ökonomische Nachhaltigkeitskonzeptionen* zielen auf eine bestimmte Form der Ressourcennutzung und den Erhalt des Wohlfahrtsniveaus. Wirtschaftliche Entwicklung wird durch das reale Sozialprodukt pro Kopf der Bevölkerung monetär ausgedrückt und mit der gesellschaftlichen Wohlfahrt gleichgesetzt. Natürliche Ressourcen gehen mit ihrem Beitrag zur Nutzenstiftung in die Bewertung ein. In der ökonomischen Theorie ist Nachhaltigkeit verbunden mit der Forderung nach einer mindestens gleichen Wohlfahrt für zukünftige Generationen (non-declining-welfare) und einem mindestens konstanten Kapitalstock. In weiter gehenden Interpretationen wird die Sicherung der Umweltfunktionen gefordert.¹ Letztlich geht es in einer ökonomischen Sichtweise immer darum, ein bestimmtes Wohlfahrtsniveau dauerhaft zu sichern.

Das zentrale und fachübergreifend unumstrittene Merkmal von Nachhaltigkeit ist die langfristige Perspektive.² Es soll ein Pfad der Ressourcennutzung und der wirtschaftlichen Entwicklung eingeschlagen werden, der dauerhaft Bestand haben kann. Das wirtschaftliche Handeln der heute lebenden Generationen wird unter die Nebenbedingung gestellt, die Bedürfnisbefriedigungsmöglichkeiten späterer Generationen nicht einzuschränken bzw. zu gefährden. Der Generationenbegriff bezieht sich dabei sowohl auf die bereits heute lebenden jungen Generationen als auch auf die erst in ferner Zukunft lebenden Menschen, die noch ungeboren sind.³ Die generationenübergreifende Perspektive geht über den üblichen Planungshorizont von umwelt- und ressourcenökonomischen Fragestellungen hinaus. Üblicherweise bewegen sich diese in Zeiträumen von bis zu maximal 30 bis 40 Jahren und berücksichtigen damit allenfalls die Interessen der bereits heute lebenden jüngeren Generationen. Nachhaltigkeit stellt die langfristigen, unter Umständen vernachlässigten Aspekte und die Interessen der erst viel später lebenden Menschen ins Zentrum der Betrachtung. Obwohl in der theoretischen Diskussion von unendlichen Planungszeiträumen ausgegangen wird, muss man realistischerweise Zeiträume von 100 bis maximal 150 Jahren annehmen.⁴ Verlässliche Prognosen über längere Zeiträume sind selbst unter Inkaufnahme großer Unsicherheiten nicht möglich.

¹ Vgl. Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (SRU) (1994), Tz.128.

² Vgl. Cansier (1997), S.2.

³ Vgl. Birnbacher (1988), S.23.

⁴ Vgl. Cansier (1996b), S.62, Atkinson et al. (1997), S.3.

Neben der langfristigen Perspektive von Nachhaltigkeit ist der Gerechtigkeitsaspekt zentral. Die Forderung nach einer nachhaltigen Entwicklung kann nur dadurch begründet werden, dass man eine allgemeine Verpflichtung der gegenwärtig lebenden Menschen für zukünftige Generationen bejaht.¹ Globale Umweltprobleme wie der Treibhauseffekt oder die Abholzung der tropischen Regenwälder haben verdeutlicht, dass die Eingriffsintensität in die natürlichen Systeme zugenommen hat. Aufgrund des wissenschaftlichen Fortschritts wissen wir zunehmend mehr über die Folgen und Risiken unseres Handelns und die Langfristfolgen unserer Verhaltensweisen. Handlungsfolgen und denkbare Alternativen werden stärker in Betracht gezogen.² Nachhaltigkeit ist verbunden mit der Forderung, den Verteilungskonflikt im Umgang mit knappen Ressourcen in fairer Weise zu lösen. Wo Grundbedürfnisse der heute lebenden Menschen nicht befriedigt sind, zielt eine nachhaltige Entwicklung darauf ab, diese zu decken. Wo ein hoher Lebensstandard besteht, soll eine nachhaltige Entwicklung dafür Sorge tragen, dass der aktuelle Wohlstand nicht zu Lasten späterer Generationen geht. Damit sind sowohl intragenerationelle als auch intergenerationelle Verteilungsfragen angesprochen, die im Rahmen einer nachhaltigen Entwicklung zu lösen sind.

Schließlich geht es immer auch um einen gerechten Umgang mit der Natur. Konsens besteht darin, die Natur mit nachfolgenden Generationen in fairerer Weise zu teilen.³ Dem Naturbegriff liegen ganz offensichtlich unterschiedliche Sichtweisen zu Grunde. Sie reichen von der rein instrumentellen Betrachtungsweise natürlicher Ressourcen in Form von Rohstoffen in der klassischen Ökonomie bis hin zu einem umfassenden, holistischen Naturbegriff der uns umgebenden Umwelt in einer extremen ökologischen Ausprägung. Einzelne natürliche Ressourcen, wie z.B. Rohstoffe, werden auf Märkten gehandelt. Darüber hinaus bestehen zahlreiche natürliche Ressourcen, für die keine exklusiven Eigentumsrechte bestehen und für die es keine Märkte und damit keine Preise gibt. In der neoklassischen Wachstumstheorie wird natürliches Kapital mit Energieträgern und mineralischen Ressourcen gleichgesetzt.⁴ Aus Sicht ökologischer Ökonomen sind auch Ressourcen wie z.B. der Regenwald, die Ozonschicht oder natürliche Stoffkreisläufe natürliches Kapital. „Any natural asset yielding

¹ Vgl. Solow (1992), Cansier (1996b).

² Vgl. Birnbacher (1988), S.12.

³ Vgl. Asheim/Buchholz/Tungodden (2001), S.253.

⁴ Vgl. Pearce/Atkinson (1995), S.167.

a flow of ecological services with economic values over time (...) is natural capital.”¹ Eine solche Betrachtung führt zu einer Erweiterung des Kapitalbegriffs und berücksichtigt auch die Leistungen und Funktionen der Natur. Die globalen Stoffkreisläufe, die Artenvielfalt, die Erdatmosphäre und das Weltklima sind Teil des natürlichen Kapitalbestandes, den es bei der Forderung nach einer fairen Verteilung natürlicher Ressourcen zu berücksichtigen gilt.

Die Nachhaltigkeitsdebatte ist nicht zuletzt aufgrund der Sorge über die dauerhafte Überlebensfähigkeit der Menschen entstanden. Im Zentrum standen deshalb zunächst die ökologische Perspektive von Nachhaltigkeit und die Suche nach den Belastungsgrenzen oder der Tragkapazität (carrying capacity) der ökologischen Systeme.² Die ökologische Tragkapazität definiert die maximale Belastung mit Schadstoffen oder eine bestimmte Population, die ein Ökosystem tragen kann, ohne dabei geschädigt zu werden.³ Ökologie ist die Wissenschaft von den Beziehungen zwischen Lebewesen und ihrer Umwelt und beschäftigt sich mit Beziehungsgefügen und Systemgesetzmäßigkeiten. Untersuchungsgegenstand sind die Vernetzungszusammenhänge natürlicher Systeme.⁴ Als empirische Wissenschaft hat die Ökologie primär einen deskriptiven Charakter. Normen für menschliches Handeln können aus ihr nicht abgeleitet werden. Würde man von den deskriptiven Aussagen eines Ist-Zustandes auf ein Soll schließen, wäre dies ein naturalistischer Fehlschluss.⁵ Ökologische Konzeptionen können deshalb nicht das Maß der Dinge sein, sie können nur das Basiswissen für einen sachgerechten Umgang mit den natürlichen Existenzgrundlagen des Menschen bereitstellen. Im Rahmen einer nachhaltigen Entwicklung muss die Ökologie für die Entwicklung von Umweltzielen Kenntnisse über die Belastbarkeit oder Tragkapazität sowie Zusammenhänge und Bedeutung der einzelnen ökologischen Systeme liefern. Dies ist die wesentliche ökologische Komponente des Leitbildes Nachhaltigkeit.

¹ Pearce/Atkinson (1995). Als Beispiel wird der atmosphärische Kohlenstoffkreislauf genannt.

² Vgl. Hediger in Rennings/Hohmeyer (Hrsg.) (1997), S.28, Atkinson (1997), S.123.

³ Atkinson et al. definieren die quantitative Tragkapazität von Wasserressourcen als $CC_w = W_{max}/(W_o/POPo)$. Dabei ist CC_w die quantitative Tragkapazität, W_{max} die maximale nachhaltig nutzbare Wassermenge, die der sich jährlich erneuernden Wassermenge entspricht, und $POPo$ die heute lebende Population. $W_o/POPo$ ist die quantitative Wasserverfügbarkeit pro Kopf der Bevölkerung, die erhalten bleiben soll. Vgl. Atkinson et al. (1997), S.123.

⁴ Vgl. SRU (1994), Tz.84.

⁵ Vgl. Unnerstall (1999), Doppler (2000).

II. Nachhaltigkeit in der ökonomischen Theorie

In der ökonomischen Theorie finden die unterschiedlichen Standpunkte ihre extremen Ausprägungen in der Gegenüberstellung der traditionellen Umwelt- und Ressourcenökonomie und der neu entstandenen Schule der ökologischen Ökonomie. Die traditionelle Umweltökonomie ist eine angewandte Form der Ökonomik, die bewährte Theorien und Konzepte der allgemeinen ökonomischen Theorie auf praktische Fragestellungen des Umweltschutzes anwendet.¹ Kennzeichnend ist die anthropozentrische Sichtweise, die den Menschen in den Mittelpunkt des Wirtschaftens stellt und den Wert der Dinge allein durch die menschlichen Präferenzen definiert. Die Umweltökonomie sieht ihre Aufgabe darin, den gesellschaftlichen Wohlstand unter Berücksichtigung der Wohlstandskomponente Umwelt zu maximieren.² Umwelt ist ein knappes Gut wie andere Güter auch. Da nicht alle Ansprüche gleichzeitig befriedigt werden können, muss Umwelt bewirtschaftet werden. Gesucht werden effiziente und damit wohlfahrtsoptimale Umweltqualitäten, die dem Nutzen einer sauberen Umwelt die damit verbundenen Kosten gegenüberstellen. Das wohlfahrtstheoretische Optimum der Umweltqualität ergibt sich dort, wo die Summe aus wachsenden Umweltschäden und den ansteigenden Kosten der Vermeidung am geringsten sind bzw. die Grenzkosten des Umweltschutzes mit den Grenznutzen übereinstimmen.³ Das zweite Standbein der Ökonomie im Umweltbereich ist die Ressourcenökonomie. Hier steht die Suche nach wohlfahrtsoptimalen Pfaden für den Abbau endlicher Ressourcen und die intertemporalen Aspekte der Ressourcennutzung im Vordergrund.⁴ Ressourcennutzung wird primär als ein Problem der intertemporalen Allokation betrachtet. Im Fall nicht-erneuerbarer Ressourcen schränkt ein Abbau die zukünftigen Nutzungsmöglichkeiten ein. Ziel ist die Ermittlung eines optimalen Zeitpfades der Preise für den Ressourcenverbrauch, durch den die Wohlfahrtsfunktion über die Zeit maximiert wird.⁵ Während sich die Umweltökonomie mit der Suche nach einer ökonomisch optimalen Umweltbelastung beschäftigt, sucht die Ressourcenökonomie nach wohlfahrtsoptimalen Nutzungspfaden von Ressourcen in der Zeit. Die Nutzung natürlicher Ressourcen wird in beiden Fällen primär unter dem Gesichtspunkt der Effizienz

¹ Vgl. Wicke (1993), Cansier (1996a), Endres/Querner (2000).

² Vgl. Weimann (1999), S.21.

³ Vgl. Wicke (1993), Feess (1995), Cansier (1996a).

⁴ Vgl. Ströbele (1987), S.12 ff.

⁵ Vgl. Vornholz (1993), S.56.

gesehen. Aus Sicht der traditionellen Ökonomie erfüllt Natur im wesentlichen zwei Funktionen. Sie liefert Ressourcen als Inputs für die Produktion und ist Aufnahmemedium für die Rest- und Schadstoffe des ökonomischen Systems. Mit der ökologischen Ökonomik ist eine Variante umweltökonomischer Theorien entstanden, die sich als Gegenentwurf zur traditionellen Umwelt- und Ressourcenökonomik sieht und sich konzeptionell am Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung orientiert.¹ Die ökologische Ökonomie versteht sich als Wissenschaft von der Nachhaltigkeit.² Mit der Entstehung globaler Umweltprobleme in den 80er Jahren und der wachsenden Kenntnis über die komplexen Ursachen von Umweltproblemen wurde die traditionelle Umwelt- und Ressourcenökonomie mit einer Reihe von Problemen konfrontiert, auf die sie nur bedingt Antworten geben kann:³

- *Multifunktionalität*: Natürliche Ressourcen sind oft durch Multifunktionalität gekennzeichnet, das heißt sie erfüllen mehrere Funktionen gleichzeitig. Die vielfältigen und komplexen Zusammenhänge der Nutzung natürlicher Ressourcen werden in den traditionellen ökonomischen Modellen nur unzureichend berücksichtigt. Umwelt- und ressourcenökonomische Fragestellungen können in der Regel aber nicht isoliert voneinander betrachtet werden. Der Abbau und Verbrauch der nicht-erneuerbaren Ölvorräte verursacht regionale Umweltprobleme und ist darüber hinaus Verursacher des globalen Treibhauseffekts. Regenerative Ressourcen, wie z.B. Fischbestände, sind sowohl durch Überfischung als auch durch Umweltverschmutzung bedroht.
- *Irreversibilität*: Zahlreiche Umweltbeeinträchtigungen müssen als irreversibel betrachtet werden. Umweltbelastungen haben zeitliche Wirkungshorizonte erreicht, die weit über die in früheren Jahren bekannten regionalen und nur kurz- bis mittelfristig wirkenden Umweltprobleme hinausgehen. Der Verlust von Arten ist unwiederbringlich. Die Zerstörung der Ozonschicht oder die Verschmutzung des Grundwassers wirken sich über mehrere Jahrzehnte oder gar Jahrhunderte aus. Sie müssen in menschlichen Lebenszeiträumen aufgrund des langen Wirkungshorizonts als irreversibel betrachtet werden.

¹ Vgl. Cansier (1995), (1997) und (1998).

² Vgl. Costanza (1991), Weimann (1999), S.19.

³ Vgl. Faucheux/Noël (2001), S.28.

- *Ungewissheit*: In vielen Bereichen der Umwelt- und Ressourcenökonomie ist das Unwissen groß. Umwelt- und Ressourcenprobleme unterliegen einem grundlegenden Informationsmangel.¹ Ungewissheit besteht z.B. über die tatsächlich vorhandenen Bestände von Ressourcen. Man ist auf Schätzungen angewiesen, die nicht zuverlässig sind. Auch die langfristigen Folgen von Umweltverschmutzungen und die Möglichkeiten des technischen Fortschritts sind ungewiss. Man ist ebenso wie bei den Annahmen über die Präferenzen nachfolgender Generationen auf Vermutungen angewiesen.

Irreversibilität und Ungewissheit haben in der traditionellen ökonomischen Theorie zur Entwicklung von allgemeinen Kriterien wie dem Vorsichtsprinzip geführt.² Ciriacy-Wantrup hat als grundlegenden Ansatz für den Schutz und die Erhaltung von Arten und Lebensräumen das Konzept des minimalen Sicherheitsstandards oder „safe minimum standard“ entwickelt.³ Danach sollen irreversible Verluste vermieden werden, soweit dies zu gesellschaftlich akzeptablen Kosten möglich ist. Naturerhalt ist die dominierende Strategie, solange der Nachweis unakzeptabel hoher Kosten nicht erbracht werden kann.⁴ Krutilla und Fisher fordern bei Nutzungsentscheidungen unter Ungewissheit mit der Möglichkeit irreversibler Verluste generell eine vorsichtige Vorgehensweise, da mit dem endgültigen Ausschluss von Nutzungsmöglichkeiten in der Zukunft hohe Opportunitätskosten verbunden sein können.⁵ Die traditionelle Umweltpolitik stellt den Effizienzgedanken ins Zentrum der Betrachtung. Umweltpolitik ist kurz- bis mittelfristig orientiert und auf den Schutz der menschlichen Gesundheit ausgerichtet. Umweltpolitische Maßnahmen sind in der Regel eine Reaktion auf bereits bestehende oder sich unmittelbar abzeichnende Belastungen. Handlungsleitende Prinzipien sind die Gefahrenabwehr und die Vorsorge.⁶ Eine generationenübergreifende Perspektive wird nicht eingenommen. Langfristfolgen sowie komplexe Wechselwirkungen verschiedener Prozesse werden unter Umständen vernachlässigt.⁷ Zahlreiche Fragen im Bereich des Umweltschutzes müssen aufgrund des langfristigen Wirkungshorizonts von Umweltbeeinträchtigungen auf die intergenerationelle Perspektive

¹ Vgl. Geisendorf (2001), S.36.

² Vgl. Dasgupta (1982) und Faucheux/Noël (2001), S.419.

³ Vgl. Ciriacy-Wantrup (1952).

⁴ Vgl. Pearce/Turner (1990), S.317.

⁵ Vgl. Krutilla/Fisher (1975).

⁶ Vgl. Cansier (1995), S.134.

⁷ Vgl. Manstetten/Faber (1999), S.67.

erweitert werden. Natürliche Ressourcen werden für eine theoretisch unendlich lange Generationenkette benötigt. Mit dem intergenerativen Aspekt stehen nicht mehr nur die relativen Knappheiten im Mittelpunkt des Umweltproblems, sondern absolute Knappheiten.¹ Ökonomen fordern als wichtigsten Beitrag zur Lösung des Knappheitsproblems Effizienz, was nichts anderes bedeutet als die Forderung, Ressourcen nicht zu verschwenden. Die ökologische Ökonomie grenzt sich von der Umwelt- und Ressourcenökonomie dadurch ab, dass sie sich an den umfassenden Zielen einer nachhaltigen Entwicklung orientiert und nicht allein effiziente Lösungen für einzelne Umweltprobleme oder Ressourcennutzungspfade sucht. Mit der Integration der Erkenntnisse außerökonomischer Disziplinen in das theoretische Gebäude geht die ökologische Ökonomik über die traditionelle ökonomische Theorie hinaus und versucht, dem interdisziplinären Charakter von Nachhaltigkeit und der Multifunktionalität von natürlichen Ressourcen gerecht zu werden.² Dabei wird eine ökologisch orientierte Sichtweise eingenommen, die Aspekte des Ressourcenschutzes betont, ein gesellschaftliches Interesse jenseits ökonomischer Effizienzbetrachtungen verfolgt und Verteilungsaspekte in die Betrachtung mit einbezieht.³

1. Konstanz des Kapitalstocks

Ökonomische Entwicklung wird in der Veränderung des Sozialproduktes pro Kopf gemessen. Das Sozialprodukt dient als Wohlstandsindikator einer Volkswirtschaft und kann durch andere, die Lebensqualität bestimmende Indikatoren erweitert werden, bspw. den Stand der Ausbildung oder die Gesundheit.⁴ Vereinfachend wird Wohlfahrt in der ökonomischen Theorie meistens mit den Konsummöglichkeiten der Bevölkerung gleichgesetzt. Auch in der Nachhaltigkeitsdebatte wird diese Annahme meistens getroffen. Eine nachhaltige ökonomische Entwicklung ist dann verbunden mit mindestens gleichbleibenden Konsummöglichkeiten.⁵ „Sustainable development is economic development that lasts. It is continuously rising,

¹ Vgl. Weimann (1999), S.26.

² Vgl. Geisendorf (2001), S.48, Harris et al. (2001).

³ Vgl. Nutzinger/Radke (1995), S.22.

⁴ Eine solche Erweiterung des traditionellen Sozialproduktbegriffes findet man z.B. im „human development index“ der Vereinten Nationen. Vgl. Atkinson (1997).

⁵ Vgl. Pearce (1998), S.69.

or at least non-declining, consumption per capita.”¹ Das „non-declining-welfare“-Kriterium ist verbunden mit der Forderung, nachfolgende Generationen in Bezug auf die Konsummöglichkeiten nicht schlechter zu stellen als die heute lebenden. Der Wohlstand der heute lebenden Menschen soll nicht auf Kosten der zukünftigen Menschen gehen. Späteren Generationen sollen keine Lasten in Form von unkompensierten Kosten aufgebürdet werden. Dafür soll der den realen Konsummöglichkeiten zu Grunde liegende Kapitalbestand erhalten bleiben.²

Die ökonomische Forderung nach einem konstanten Kapitalstock lässt sich zum einen aus der Einkommensdefinition von Hicks ableiten.³ Einkommen ist demnach die zur Verfügung stehende Gütermenge, die in einer Periode verbraucht werden kann, ohne dass die zukünftigen Konsummöglichkeiten eingeschränkt werden.⁴ Dauerhaft und damit nachhaltig kann nur konsumiert werden, was den Kapitalbestand nicht reduziert. Hartwick hat mit seiner Investitionsregel eine Bedingung für die Erhaltung eines dauerhaften Konsumstroms für den Fall der Nutzung nicht-erneuerbarer Ressourcen formuliert.⁵ Werden die Renten aus dem Abbau einer nicht-erneuerbaren Ressource in den Aufbau eines reproduktiven Kapitalstocks investiert, ist es möglich, gleichbleibende Konsummöglichkeiten zu erhalten. Die Akkumulation von reproduzierbarem Kapital ist eine Kompensation für die Verminderung des Vorrats an nicht-erneuerbaren Ressourcen. Auf diese Weise ist es möglich, einen gleichbleibenden Konsumstrom zu erhalten.⁶ Solow hat auf den Arbeiten von Hartwick aufbauend gezeigt, dass die Einhaltung der Hartwick-Regel gleichbedeutend ist mit der Erhaltung des gesellschaftlichen Kapitalstocks.⁷ Die Hartwick-Regel führt zu einer effizienten Nutzung natürlicher Ressourcen. Für eine nachhaltige ökonomische Entwicklung ist allein die Konstanz des gesellschaftlichen Kapitalstocks aus menschengemachtem und natürlichem Kapital entscheidend. Die „constant capital rule“ geht implizit von der Annahme weitreichender Substitutionsmöglichkeiten zwischen den Kapitalarten aus.⁸ Mit der modell-

¹ Pearce/Atkinson (1993), S.64.

² Vgl. Pearce/Atkinson (1995), S.167.

³ Vgl. Hicks (1939) und (1946).

⁴ Vgl. Klauer (1998), S.29.

⁵ Vgl. Hartwick (1977) und (1978).

⁶ Vgl. Hediger (1997), S.24.

⁷ Vgl. Solow (1986), Common/Perrings (1992).

⁸ Vgl. Cabeza Gutez (1996), S.151, Common/Perrings (1992).

theoretischen Annahme einer Cobb-Douglas-Produktionsfunktion¹ sind natürliche Ressourcen zwar essentiell, denn aufgrund der multiplikativen Verknüpfung der Faktoren ist ein Output ohne natürliche Ressourcen nicht möglich. Mit einer konstanten Substitutionselastizität von eins werden jedoch Substitutionsmöglichkeiten unterstellt, die es unter bestimmten Bedingungen ermöglichen, mit einem stetig abnehmenden Bestand an natürlichen Ressourcen das Outputniveau dauerhaft zu erhalten. Die optimistische Kernaussage der traditionellen ökonomischen Theorie ist, dass effiziente Nutzungspfade auch nachhaltig sind und die Erschöpfbarkeit natürlicher Ressourcen dem wirtschaftlichen Wachstumsprozess keine absolute Grenze setzt.

Ökologische Ökonomen kritisieren an dieser Sichtweise, dass bestimmte Komponenten des natürlichen Kapitals einzigartig und nicht ersetzbar sind.² Sie gehen davon aus, dass der Erhalt eines gewissen Bestandes an natürlichen Ressourcen eine notwendige Voraussetzung für eine nachhaltige Entwicklung darstellt und fordern die Konstanz des natürlichen Kapitalstocks. Dem Begriff des natürlichen Kapitals liegt ein umfassendes Verständnis zu Grunde, das Ökosysteme und die zahlreichen komplexen Leistungen der Natur beinhaltet.³ Naturkapital ist nicht auf den Bestand einzelner natürlicher Ressourcen beschränkt. Die Irreversibilität des Verlustes von Natur und eingeschränkte Substitutionsmöglichkeiten sind die zentralen Bedenken ökologischer Ökonomen.⁴ Insbesondere die lebenserhaltenden Funktionen werden als nicht substituierbar betrachtet. Die Vorstellung klassischer Ökonomen, man könnte sich von der Abhängigkeit natürlicher Ressourcen vollständig entkoppeln, wird als unrealistisch betrachtet. Einen vorsichtigen Umgang mit dem Umweltkapital legt die Asymmetrie zwischen menschengemachtem und natürlichem Kapital hinsichtlich der Reproduzierbarkeit nahe.⁵ Menschengemachtes Kapital ist reproduzierbar und kann theoretisch beliebig oft verbraucht und wieder hergestellt werden. Verluste an natürlichen Ressourcen sind dagegen meistens irreversibel und mit hohen finanziellen Aufwendungen nicht rückgängig zu machen. Um die Handlungsmöglichkeiten nachfolgender Generationen nicht einzuschränken, sollten irreversible Verluste möglichst vermieden werden. Die

¹ Z.B. in der Form $Y = c \cdot K^\alpha \cdot R^{1-\alpha}$ mit $c > 0$ und $0 < \alpha = \text{const.} < 1$.

² Vgl. Klauer (1998), S.37.

³ Vgl. Folke et al. (1994) in Klauer (1998), S.38.

⁴ Vgl. Pearce/Turner (1990), S.48.

⁵ Vgl. Faucheux/Noël (2001), S.419.

Begründung für einen konstanten Umweltkapitalbestand basiert also auf zwei Aspekten. Zum einen sollen Irreversibilitäten vermieden werden, um die Handlungsmöglichkeiten in der Zukunft nicht einzuschränken. Zum anderen ist wegen des naturwissenschaftlichen Informationsproblems und der Multifunktionalität natürlicher Ressourcen nicht klar, welche Schäden durch Eingriffe in natürliche Systeme langfristig entstehen. Als sichere Strategie fordern ökologische Ökonomen, möglichst große Bestände natürlicher Ressourcen zu erhalten und den aktuellen Bestand zu konservieren.

Die Operationalisierung eines konstanten natürlichen Kapitalstocks stößt allerdings auf mehrere Probleme. Ansätze lassen sich in solche unterteilen, die wertmäßige Konstanz des natürlichen Kapitals zu Grunde legen und ökonomisch orientiert sind und solche, die auf eine Konstanz in physisch-quantitativen Einheiten abzielen und naturwissenschaftlich begründet sind.¹ Bei einer Bewertung des Ressourcenbestandes zu Marktpreisen ergibt sich das Problem, dass zu Marktpreisen bewertete Ressourcen bei zunehmender Knappheit steigende Preise aufweisen.² Entspricht der Anstieg der Preise der Verminderung des Bestandes, würde dies zu einer Konstanz des monetär bewerteten Kapitalstocks trotz abnehmender Mengen führen. Ein konstanter Kapitalstock wäre allein durch einen ausreichenden Preisanstieg gesichert. Umwelt- und Ressourcenprobleme sind zudem von großer Unsicherheit geprägt. Märkte können jedoch nur die verfügbaren Informationen in die Preisfindung einfließen lassen.³ Die Bedingungen, unter denen Preise die Knappheitssignale und intertemporale Opportunitätskosten korrekt wiedergeben, existieren in der Realität jedoch nicht. Umweltgüter weisen die Eigenschaften öffentlicher Güter auf, so dass Marktpreise nur einen Teil des tatsächlichen Wertes widerspiegeln. Ein wertorientiertes Konzept zur Beurteilung der Konstanz des Umweltkapitalstocks wird deshalb von ökologischen Ökonomen abgelehnt.

Quantitative Interpretationen setzen voraus, dass der in physischen Mengeneinheiten gemessene Umweltkapitalstock konstant bleibt. Die einzelnen Typen des natürlichen Kapitalstocks müssen in sinnvoller Weise aggregiert werden.⁴ Im Fall nicht-erneuerbarer Ressourcen ist Bestandskonstanz nur möglich, wenn die Ressourcen nicht verbraucht

¹ Vgl. Richter (1994), S.125 ff.

² Vgl. Klauer (1998), S.45.

³ Vgl. Noorgard (1990), S.23.

⁴ Vgl. Richter (1994), S.125.

werden. Dies ist aber mit erheblichen Nutzeneinbußen für alle Generationen verbunden und macht ökonomisch keinen Sinn. Die Nutzung nicht-erneuerbarer Ressourcen setzt also voraus, dass Verminderungen innerhalb eines Teilbereiches des natürlichen Kapitalstocks durch die Erhöhung des Bestandes in einem anderen Bereich ausgeglichen werden können. Werden einzelne natürliche Ressourcen in unterschiedlichen Maßeinheiten ausgedrückt, stellt sich die Frage, wann das Kriterium der Konstanz des Kapitalstocks erfüllt ist und welche Substitutionsmöglichkeiten innerhalb des Bestandes des natürlichen Kapitalstocks möglich und zulässig sind. Die Substitutionsmöglichkeiten innerhalb des natürlichen Kapitalstocks sind nicht beliebig. Auch hier gibt es Grenzen, die konkretisiert werden müssen. Es existieren Umweltgüter, deren Funktionen weder von menschengemachten Substituten noch von anderem natürlichem Kapital übernommen werden können. Innerhalb des natürlichen Kapitalstocks bestehen Substitutionsgrenzen, die konkretisiert werden müssen. Die pauschale Forderung nach einer Konstanz des natürlichen Kapitalstocks kann aber auch aufgrund des technischen Fortschritts und der in vielen Bereichen zweifellos existierenden Substitutionsmöglichkeiten nicht überzeugen. Es gibt keinen Grund, die realistischen Chancen des technischen Fortschritts und bestehende Substitutionsmöglichkeiten zwischen menschengemachtem Kapital und natürlichem Kapital zu ignorieren.¹

Die Nachhaltigkeitsdebatte ist geprägt von der Fiktion, es gäbe einen Kapitalstock, den es zu erhalten gilt.² Die Diskussion wird primär auf der Makroebene mit hoch aggregierten Kapitalformen geführt, hinter denen letztlich die Möglichkeit steht, Wohlstand zu generieren. Der Kapitalstock einer Gesellschaft ist jedoch keine homogene Einheit. „There is no such thing like the environment. The environmental sector, like any other sector, has to be split into different subsectors.“³ Nachhaltigkeit ist die Suche nach dem richtigen Kapitalmix. Überträgt man die Forderung nach einem konstanten natürlichen Kapitalstock auf die Ressource Frischwasser, dann müssten die heute vorhandenen Frischwassermengen erhalten bleiben, bzw. der Bestand des Naturkapitals an Frischwasser dürfte nicht abnehmen.⁴ Wasser hat eine quantitative und eine qualitative Dimension. Neben der Dargebotsmenge ist die

¹ Vgl. Pearce (1990), S.49, Cansier (1997), S.8.

² Vgl. Dubourg (1992), S.192 und (1997), S.5 ff.

³ Endres (1993), S.179.

⁴ Vgl. Pearce (1993), S.64.

Qualität der Ressource von entscheidender Bedeutung. Beide Dimensionen spielen für die Nutzbarkeit eine entscheidende Rolle. Die heutige Nutzung darf nachfolgenden Generationen keine Kosten auferlegen, weder direkt in Form einer Verschmutzung der Frischwasserressourcen, noch indirekt durch entgangene Nutzungsmöglichkeiten. Das nutzbare Dargebot ergibt sich aus dem Bestand der Ressource (stock) und aus dem nutzbaren Zufluss (flow). Eine einfache Nachhaltigkeitsregel für die quantitative Nutzung der Ressource ist, dass die Nachfrage aus dem nutzbaren Zufluss gedeckt werden soll. Die Wassernutzung ist dann nachhaltig, sie ist nicht auf den endlichen Bestand der Ressource angewiesen. Eine einfache Nachhaltigkeitsregel für die Wasserqualität besagt, dass diese sich im Zeitablauf nicht verschlechtern soll. Abgeleitet werden kann dies aus der Nachhaltigkeitsforderung, nachfolgenden Generationen keine Kosten aufzuerlegen.¹

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass mit einem mindestens gleichbleibenden Kapitalbestand für nachfolgende Generationen die Möglichkeit erhalten bleiben soll, ihre Bedürfnisse zu befriedigen. Der gesellschaftliche Kapitalstock setzt sich aus menschengemachtem und natürlichem Kapital zusammen. Beide Kapitalarten stiften Nutzen. In der neoklassischen Theorie wird natürlichem Kapital nur ein instrumenteller Wert beigemessen, entscheidend ist letztlich der nutzenstiftende Effekt für die menschliche Wohlfahrt. Es wird von weitreichenden Substitutionsmöglichkeiten zwischen den Kapitalarten ausgegangen. Ausschlaggebend für die Wohlfahrt ist das Aggregat. Ökologische Ökonomen betonen die Besonderheiten des natürlichen Kapitals, die in der neoklassischen Theorie nur unzureichend berücksichtigt sind. Unsicherheit über komplexe natürliche Zusammenhänge, Irreversibilität des Verlustes und die lebenserhaltenden Funktionen der Natur unterscheiden natürliches Kapital von menschengemachtem Kapital. Ökologische Ökonomen fordern deshalb als sichere Strategie, mindestens die heutigen Bestände zu erhalten. Während ökonomische Nachhaltigkeit mit der Forderung nach mindestens gleichbleibenden Konsummöglichkeiten verbunden ist, formuliert ökologische Nachhaltigkeit als Erhaltungsziel den Bestand des natürlichen Kapitals. Beide Konzeptionen gehen von der Fiktion aus, es gäbe einen gesellschaftlichen Kapitalbestand, den es zu erhalten gilt. Menschengemachtes und natürliches

¹ Vgl. Pearce (1993), S.68.

Kapital können aber nicht einfach in einem einheitlichen Maß aggregiert werden, auch der natürliche Kapitalstock ist keine homogene Einheit. Substitutionen zwischen menschengemachtem Kapital und natürlichem Kapital sind grundsätzlich möglich. Diese zu ignorieren ist genauso falsch wie eine unbegrenzte Substitution anzunehmen. Dabei muss berücksichtigt werden, dass natürliches Kapital in der Regel multifunktional ist und andere Funktionen als menschengemachtes Kapital erfüllt.

2. Schwache und starke Nachhaltigkeit

In der ökonomischen Nachhaltigkeitsdebatte haben sich die zwei Interpretationen von schwacher und starker Nachhaltigkeit etabliert. Dabei handelt es sich um ökonomische Nachhaltigkeitsparadigmen, denen im Kern unterschiedliche Annahmen über die Substituierbarkeit von natürlichen Ressourcen zu Grunde liegen. Vertreter schwacher Nachhaltigkeit (weak sustainability) gehen von sehr weitreichenden Substitutionsmöglichkeiten zwischen natürlichem und menschengemachtem Kapital aus. Dieser Konzeption liegen die theoretischen Arbeiten neoklassischer Ökonomen zu Grunde.¹ Schwache Nachhaltigkeit lässt sich als wertorientiertes Konzept gut mit einer frühen Aussage von Solow beschreiben: „Earlier generations are entitled to draw down the pool so long as they add to the stock of reproducible capital.“² Mit der theoretischen Verankerung in der neoklassischen Theorie und der weitgehenden Übereinstimmung der Annahmen stellt sich die Frage, inwiefern schwache Nachhaltigkeit über den Rahmen der neoklassischen Ressourcen- und Wachstumstheorie hinausgeht. In mindestens zwei Punkten ist dies der Fall. Zum einen sind natürliche Ressourcen im Gegensatz zur neoklassischen Wachstumstheorie explizit als Produktionsinput und Stifter unmittelbaren Nutzens in die Modelle integriert. Dies ist auch heute in der neoklassischen Ökonomie keineswegs selbstverständlich.³ Zum anderen ist das utilitaristische Paradigma der Wohlfahrtsökonomik insofern relativiert, als nicht allein die Summe der diskontierten Nettonutzen für die Wohlfahrtsposition einer Gesellschaft ausschlaggebend ist, sondern die Konsummöglichkeiten im Zeitablauf mindestens konstant bleiben sollen. Die

¹ Vgl. Neumayer (1999), S.23.

² Solow (1974), S.41.

³ Vgl. Steurer (2001), S.553.

Wohlfahrtsposition darf sich gegenüber früher lebenden Generationen nicht verschlechtern.¹ Pareto-Verbesserungen im intergenerationellen Kontext und die intergenerationelle Anwendung des Kaldor-Hicks-Kriteriums werden nicht akzeptiert. Nachhaltigkeit fordert eine tatsächliche Kompensation.

Der Standpunkt der Vertreter starker Nachhaltigkeit (strong sustainability) ist durch eine pessimistische Einschätzung über die langfristige Verfügbarkeit natürlicher Ressourcen und deren Substituierbarkeit gekennzeichnet. Sie gehen zumeist davon aus, dass für eine nachhaltige Entwicklung der gegenwärtige Verbrauch und das Belastungsniveau natürlicher Ressourcen reduziert werden müssen. Insbesondere den weitreichenden Substitutionsannahmen der neoklassischen Ökonomen stehen ökologische Ökonomen äußerst skeptisch gegenüber. Es wird bezweifelt, dass mehr Konsum für den Verlust von Natur entschädigen kann.² Aufgrund mangelnder Kenntnisse über naturwissenschaftliche Zusammenhänge und der daraus resultierenden Unsicherheit wird eine risikoaverse Vorgehensweise im Umgang mit Natur gefordert. Nachhaltigkeit meint nach diesem Konzept die Erhaltung der lebenswichtigen Funktionen der Natur. Ziel einer Nachhaltigkeitspolitik muss es deshalb sein, mindestens den Umweltkapitalstock, der die lebenserhaltenden Funktionen sichert, aufrecht zu erhalten. Eine nachhaltige Umweltnutzung bedeutet die Einhaltung sicherer ökologischer Mindeststandards, für die das Konzept Managementregeln formuliert:³

1. Die Nutzungsrate erneuerbarer Ressourcen soll die natürliche Regeneration nicht übersteigen.
2. Schadstoffbelastungen sollen sich im Rahmen der natürlichen Assimilationskapazität bewegen.
3. Nicht-erneuerbare Ressourcen sollen nur in dem Ausmaß genutzt werden, wie funktionsgleiche Substitute geschaffen werden.

Überträgt man die Paradigmen von schwacher und starker Nachhaltigkeit auf das Grundwasser, dann lassen sich daraus unterschiedliche Schlussfolgerungen für eine nachhaltige Nutzung der Ressource ziehen. Mit schwacher Nachhaltigkeit sind der Abbau der Grund-

¹ Vgl. Cansier (1995) und (1997) und Cansier/Bayer (1998).

² Vgl. Neumayer (1999), S.28.

³ Vgl. Cansier (1996b), S.65.

wasserbestände und die Beeinträchtigung der Grundwasserqualität durchaus vereinbar, wenn Substitutionsmöglichkeiten für das Grundwasser bestehen oder spätere Generationen für den Verlust des Grundwassers durch andere Vermögenskomponenten entschädigt werden können. Wird das Grundwasser primär unter dem Aspekt als wichtigste Quelle für die Versorgung mit Frischwasser gesehen, dann sind Substitutionsmöglichkeiten durchaus vorhanden. Trinkwasser kann aus Flüssen, Seen und sogar aus Meerwasser gewonnen werden. Es gibt alternative Versorgungsquellen und damit Substitutionsmöglichkeiten für die Trinkwasserversorgung. Das Ausweichen auf Oberflächengewässer für die Trinkwasserversorgung kann allerdings mit höheren Bereitstellungskosten verbunden sein, wenn die Gewässer verschmutzt sind und eine Aufbereitung erforderlich ist. Eine Kompensation könnte über die Entwicklung neuer, kostengünstiger Aufbereitungstechnologien oder wassersparende Einrichtungen erfolgen. Der mit der Substitution verbundene Kostenanstieg kann auf diese Weise verhindert werden.

Starke Nachhaltigkeit fordert demgegenüber, die erneuerbaren Bestände des Grundwassers sowohl in der Menge als auch in der Qualität zu erhalten. Nach der ersten Managementregel sollen Grundwasserentnahmen nur im Ausmaß der natürlichen Neubildungsrate erfolgen. Das erfordert regional eine Bestandsaufnahme des nutzbaren Grundwasserdargebots, das langfristig ohne Beeinträchtigung des Grundwasserreservoirs entnommen werden kann. Grundwasserneubildungsraten unterliegen starken saisonalen und periodischen Schwankungen. Sinkende Grundwasserstände sind deshalb auch in der Perspektive starker Nachhaltigkeit nicht automatisch mit einem Verstoß gegen Nachhaltigkeit verbunden. Selbst in mehreren Perioden abnehmende Grundwasserbestände können nachhaltig sein, wenn sie dem Ausgleich von periodischen Schwankungen dienen.¹ Nicht vereinbar mit starker Nachhaltigkeit sind dauerhafte Entnahmen über die natürliche Regeneration und im langfristigen Trend sinkende Grundwasserbestände. Die zweite Managementregel bezieht sich auf die Erhaltung der Grundwasserqualität. Schadstoffbelastungen sollen das natürliche Selbstreinigungsvermögen nicht übersteigen. Grundwasserqualität und Belastungsempfindlichkeit sind ebenso wie die Grundwasserneubildung regional sehr unterschiedlich. Die Assimilati-

¹ Vgl. Vierhuff (1999), S.38.

onsfähigkeit des Grundwassers für Schadstoffe ist abhängig von den Bodeneigenschaften, der Fließgeschwindigkeit, der Beschaffenheit des Grundwassers und bestehenden Schadstoffbelastungen. Bewegt sich der Schadstoffeintrag im Rahmen der natürlichen Assimilationskapazität, bleibt die Grundwasserqualität erhalten. Schadstoffe, die im Grundwasser nicht abbaubar sind und die Ressource dauerhaft verschmutzen, dürfen gar nicht erst ins Grundwasser gelangen. Nach der dritten Managementregel sollten nicht-erneuerbare Ressourcen nur in dem Ausmaß genutzt werden, wie funktionsgleiche Substitute geschaffen werden. Was als funktionsgleiches Substitut für das Grundwasser betrachtet werden kann, werden wir weiter unten ausführlich untersuchen. Fossile Grundwasser z.B. sind nicht-erneuerbare Ressourcen, die einmal verbraucht für eine spätere Verwendung nicht mehr zur Verfügung stehen. Sie wurden in Zeiten anderer klimatischer Verhältnisse gebildet und weisen keine oder nur eine sehr geringe Regenerationsrate auf. Fossile Grundwasser können nicht mit anderen nicht-erneuerbaren Ressourcen wie z.B. Rohöl oder Mineralien gleichgesetzt werden. Mit dem Abbau können Auswirkungen auf erneuerbare Bestände verbunden sein, z.B. durch das Eindringen von Salzwasser, die Absenkung des Grundwasserspiegels oder veränderte Strömungsrichtungen. Der Einfluss auf die erneuerbaren Bestände muss bei der Entscheidung über den Abbau der Bestände berücksichtigt werden.

Schwache und starke Nachhaltigkeit markieren extreme Positionen an den Grenzen eines denkbaren Spektrums von Substitutionsmöglichkeiten natürlicher Ressourcen. Eine eindeutige Antwort auf die Frage, welches der beiden Paradigmen das richtige ist, kann es nicht geben. Nach wissenschaftlichen Kriterien sind beide nicht falsifizierbar.¹ Schwacher und starker Nachhaltigkeit liegen Annahmen über die Substituierbarkeit natürlicher Ressourcen zu Grunde, die nicht widerlegt werden können. Gesicherte empirische Aussagen darüber, in welcher Größenordnung sich die Substitutionselastizität von natürlichem und menschengemachtem Kapital bewegt, existieren nicht. Untersuchungen über die Substituierbarkeit von Mineralien und Energieressourcen kommen zu stark unterschiedlichen Ergebnissen, die von einer strikten Komplementarität bis hin zu einer weitreichenden Substituierbarkeit reichen.² Von einer unbegrenzten Substituierbarkeit natürlicher Ressourcen kann deshalb allenfalls in

¹ Vgl. Neumayer (1999), S.44.

² Vgl. Neumayer (1999), S.65.

einem theoretischen Modell ausgegangen werden. Ökologische Ökonomen haben darauf aufmerksam gemacht, dass menschengemachtes Kapital in vielfältiger Weise auf natürliches Kapital angewiesen ist und aus diesem Grund nur begrenzt substituierbar.¹ Andererseits bestehen aber unbestritten Substitutionsmöglichkeiten für natürliche Ressourcen, sowohl auf der Nutzenseite als auch auf der Produktionsseite. Für die meisten Konsumprodukte gibt es alternative Produktionstechnologien und damit Substitutionsmöglichkeiten auf der produktiven Ebene. Stiften natürliche Ressourcen einen direkten Nutzen, der aus dem Bestand der Ressource resultiert, setzt dies den Fortbestand der Ressource voraus.² Von entscheidender Bedeutung ist dann, ob Bestandsrückgänge einzelner gesellschaftlicher Vermögenskomponenten durch Bestandszuwächse anderer Vermögenskomponenten kompensiert werden können, so dass ein nicht sinkender Nutzen erreichbar ist. Empirische Untersuchungen über die Substituierbarkeit natürlicher Ressourcen auf Grundlage der heute bestehenden Technologien können zwar Anhaltspunkte für die Substituierbarkeit einzelner natürlicher Ressourcen geben. Sie können grundsätzlich aber wenig zur Lösung des Konflikts zwischen schwacher und starker Nachhaltigkeit beitragen. Nicht allein die auf den heute existierenden Technologien basierenden Substitutionsmöglichkeiten sind von Bedeutung, sondern auch die erst in Zukunft verfügbaren Technologien: „The question of sustainability is not really one of short term substitution (...) based on current available technologies. Rather it is the potential for new, not to be invented technologies to substitute for natural capital. No one can reliably predict what new technologies will be developed and whether the assumed degree of substitution implicit in weak sustainability will become reality.”³ Weder die Betonung und die sehr optimistische Beurteilung der Substitutionsmöglichkeiten von natürlichen Ressourcen durch Vertreter schwacher Nachhaltigkeit, noch die strikte Forderung nach einer Bewahrung des existierenden natürlichen Ressourcenbestandes im Sinne starker Nachhaltigkeit ohne Berücksichtigung der damit verbundenen Kosten werden dem Ziel der intergenerativen Gerechtigkeit gerecht.⁴ Eine Antwort auf die Frage, ob auf eine natürliche Ressource

¹ Vgl. Pearce/Turner (1990), Victor (1991).

² Vgl. Radke (1999), S.163.

³ Neumayer (1999), S.88.

⁴ Vgl. Radke (1995), S.533.

verzichtet werden kann, muss von der speziellen Bedeutung der Ressource beurteilt werden. Je eingeschränkter die Substitutionsmöglichkeiten sind, desto stärker sind die Anforderungen an das zu bewahrende Naturvermögen. Je vielfältiger und komplexer die Funktionen einer natürlichen Ressource sind, umso eingeschränkter dürften die Substitutionsmöglichkeiten sein.¹

Die Idee eines kritischen Naturvermögensbestandes geht davon aus, dass ein positives Bestandsniveau bestimmter natürlicher Vermögenskomponenten existiert, dessen Unterschreiten in einem beliebigen Zeitpunkt unausweichlich zur Verletzung des Zieles einer nachhaltigen Entwicklung führt. Schwache und starke Nachhaltigkeit geben unterschiedliche Antworten auf die Frage, ob ein solcher kritischer Vermögensbestand existiert. Eine realistische Nachhaltigkeitskonzeption, die als Kompromissformel zwischen den beiden Extremen steht, muss berücksichtigen, dass nicht allein der gesellschaftliche Gesamtkapitalstock zur Generierung gesellschaftlicher Wohlfahrt mindestens konstant bleiben muss, sondern dass darüber hinaus die kritischen Bestände des natürlichen Kapitals erhalten bleiben müssen.² Die Ansätze von schwacher und starker Nachhaltigkeit sind also durchaus in einem Konzept vereinbar, wenn man akzeptiert, dass ein Wohlfahrtsindikator, der Veränderungen des Bestandes an natürlichen Ressourcen und Umweltqualität berücksichtigt, mindestens konstant bleiben soll unter der Nebenbedingung, dass ein bestimmtes Niveau an Umweltqualität, das die lebenserhaltenden Funktionen sichert, nicht unterschritten werden darf.³ Radke unterscheidet in diesem Sinn zwischen einer „kritischen ökologischen Vermögensbewahrung“ und einer „kompensierenden Gesamtvermögensvariation“.⁴ Kritische ökologische Vermögensbewahrung betont die Grenzen der Substituierbarkeit bei Erreichen bestimmter Niveaus einzelner, klar spezifizierter natürlicher Vermögensbestandteile. Ein Unterschreiten der kritischen Kapitalbestände einzelner Ressourcen würde zu einer Verletzung des Ziels einer nachhaltigen Entwicklung führen. Wäre für jede natürliche Vermögenskomponente das aktuelle Bestandsniveau als kritisch definiert, so würde daraus das Kriteri-

¹ Vgl. Radke (1999), S.165.

² Vgl. Steurer (2001), S.546.

³ Vgl. Endres (1993), S.182.

⁴ Vgl. Radke (1999).

um der kritischen ökologischen Vermögensbewahrung resultieren. Jede Substitutionsmöglichkeit, auch innerhalb des ökologischen Bereichs, wäre ausgeschlossen. Die heutigen Bestände des natürlichen Kapitals müssten unbedingt erhalten bleiben. Gäbe es keine einzige natürliche Vermögenskomponente, die als kritisch betrachtet werden muss, entspräche dies der kompensierenden Gesamtvermögensvariation. Die Substitutionsmöglichkeiten wären praktisch unbegrenzt. Kritische Bestände verdeutlichen, dass bei bestimmten Komponenten des Naturvermögens Bestandsniveaus existieren, die absolute Grenzen der Substituierbarkeit markieren. Oberhalb der kritischen Bestände ist das Konzept der Substitution und die Anwendung der Hartwick-Regel relevant.¹ In der gesellschaftlichen Produktionsfunktion muss dann zwischen menschengemachtem Kapital, kritischem natürlichem Kapital und nicht-kritischem natürlichem Kapital unterschieden werden.²

Zusammenfassend kann man festhalten, dass kritisches natürliches Kapital durch seine lebenserhaltenden Funktionen und seine Nicht-Substituierbarkeit definiert ist. Ein Unterschreiten führt unweigerlich zu einer Verletzung des Ziels einer nachhaltigen Entwicklung. Die ökonomischen Nachhaltigkeitsparadigmen von schwacher und starker Nachhaltigkeit geben unterschiedliche Antworten auf die Frage, ob kritische Vermögensbestände existieren. Die Ansätze sind theoretisch nicht falsifizierbar und empirisch nur unzureichend überprüfbar. Weder die Annahme vollständiger Substituierbarkeit natürlicher Ressourcen noch die Forderung nach einer Erhaltung des gesamten natürlichen Kapitalstocks sind gut begründet. Schwache und starke Nachhaltigkeit sind vereinbar in einer realistischen Nachhaltigkeitskonzeption, wenn man akzeptiert, dass bestimmte Bestände des natürlichen Kapitals lebenserhaltende Funktionen erfüllen, die nicht substituierbar sind, oberhalb der kritischen Bestände aber durchaus Substitutionsmöglichkeiten existieren.

3. Eine funktionenorientierte Betrachtung

Unter einer Funktion wird in der Ökonomie und in der Ökologie ein Potential verstanden, also die Möglichkeit, eine Leistung zu erbringen.³ Mit Hilfe dieser Leistungen werden

¹ Vgl. Radke (1999), S.174.

² Vgl. Cabeza Gutes (1996) S.152.

³ Vgl. SRU (1987), Tz.9.

Bedürfnisse von Lebewesen befriedigt. Umweltfunktionen werden in der Literatur auf unterschiedliche Weise dargestellt.¹ Die am häufigsten verwendete Einteilung unterscheidet vier Hauptfunktionen von Umwelt aus der grundlegenden ökologischen Erkenntnis, dass alle Lebewesen einen Lebensraum, Energie, Stoffe und Informationen benötigen.² Die daraus abgeleiteten Umweltfunktionen sind die Produktionsfunktion, die Trägerfunktion, die Informationsfunktion und die Regelungsfunktion. Eine funktionale Betrachtung von natürlichen Ressourcen geht über den eingeschränkten Ressourcenbegriff der Ressourcenökonomie und die effizienzorientierte Betrachtungsweise der Umweltökonomie hinaus. Die räumlich-strukturelle, an physischen Einheiten orientierte Auffassung von Umwelt und natürlichen Ressourcen wird durch eine funktionelle Betrachtung ergänzt.

Ökonomen haben sich erst in den vergangenen Jahren intensiver mit der Frage auseinandergesetzt, welche Funktionen natürliche Ressourcen für das ökonomische System erfüllen und wie diese Funktionen durch wirtschaftliche Aktivitäten beeinflusst werden.³ In der neoklassischen Ressourcenökonomie sind natürliche Ressourcen Güter, die einen positiven ökonomischen Wert für die produktiven Leistungen des ökonomischen Systems besitzen.⁴ Sie erfüllen die Funktion des Lieferanten von Energie und Rohstoffen und werden primär in ihrer Produktionsfunktion betrachtet.⁵ Natürliche Ressourcen gehen in den Produktionsprozess ein und stiften indirekt einen Nutzen über den Konsum der produzierten Güter. Die Knappheit von natürlichen Ressourcen bezieht sich auf die Funktion als Rohstofflieferant. In der Umweltökonomie und den neuen Ansätzen der ökologischen Ökonomie ist der Begriff natürlicher Ressourcen weiter gefaßt. In der Umweltökonomie sind natürliche Ressourcen Aufnahmemedium für Schadstoffe der im Produktionsprozess und während des Konsums von Gütern anfallenden Reststoffe. Natürliche Ressourcen wandeln Schadstoffe in unschädliche Abbauprodukte um. Die Senken- und Assimilationskapazität wird in einer funktionalen Betrachtung als Trägerfunktion und Reinigungsfunktion bezeichnet.⁶ Umwelt dient aber auch der Erholung und wird als ästhetisch ansprechend empfunden. Die

¹ Vgl. z.B. die Sonderausgabe von *Ecological Economics* „The value of Ecosystem Services“, *Ecological Economics* 25, 4/1998 sowie SRU (1987), Daily (1997), Meyerhoff (1999), Doppler (2000).

² Vgl. SRU (1987), Tz.14.

³ Vgl. Barbier (1990), S.8.

⁴ Vgl. Ströbele (1987).

⁵ Vgl. Fisher (1981).

⁶ Vgl. Cansier (1996a), S.3, SRU (1987), Tz.17.

unmittelbar nutzenstiftenden Leistungen werden als Erholungsfunktion oder kontemplative Funktion bezeichnet und beeinflussen die menschliche Wohlfahrt positiv.¹

Ökologische Ökonomen betonen die Bedeutung der lebenserhaltenden Funktionen der Natur. Die Regelungsfunktion hält wichtige Vorgänge des Naturhaushaltes im Gleichgewicht und trägt zu einer Stabilisierung der wichtigsten lebenserhaltenden Systeme bei, ohne die menschliches Leben nicht denkbar ist: Luft zum Atmen, trinkbares Wasser, ein den Bedürfnissen angepasster Lebensraum.² Einen integrierten Ansatz, in dem Naturfunktionen das verbindende Element zwischen dem ökologischen und dem ökonomischen System darstellen, hat Pearce entwickelt.³ Der natürliche Kapitalstock wird als ein Bestand von natürlichen Werten interpretiert, der für die ökonomischen Aktivitäten der Menschen verschiedene nützliche Funktionen erfüllt:

1. *Ressourcenfunktion*: Natur liefert Rohstoffe als Input für den Wirtschaftsprozess;
2. *Assimilationsfunktion*: Natur assimiliert Schad- und Abfallstoffe;
3. *Wohlfahrtsfunktion*: Natur ist eine direkte Quelle für die menschliche Wohlfahrt;
4. *Lebenserhaltungsfunktion*: Natur sichert die lebenserhaltenden Systeme.

Die Forderung nach Sicherung der ökologischen Leistungsfähigkeit des natürlichen Systems im Interesse der zukünftigen Generationen wird von ökologischen Ökonomen in den Vordergrund gestellt. Sie wählen einen naturwissenschaftlichen Ansatz zur Beschreibung des Umweltproblems, bei dem die Interdependenzen zwischen Umwelt und Wirtschaft erfasst und berücksichtigt werden. Im Zentrum stehen die Funktionen, die das ökologische System für das ökonomische System leistet. Naturfunktionen sind ein Teil des gesellschaftlichen Kapitalstocks und beeinflussen die Wohlfahrt und die Möglichkeiten zur gesellschaftlichen Entwicklung positiv.⁴ Eine Konstanz des natürlichen Kapitalstocks ist dann gegeben, wenn die Naturfunktionen erhalten bleiben. An die Ökologie wird dabei der Anspruch gestellt, Auskunft darüber zu geben, wie Natur funktioniert, welche Funktionen bestimmte

¹ Vgl. Daily (1997).

² Vgl. DeGroot (1994), Daily (1997).

³ Vgl. Pearce (1988), S.599.

⁴ Vgl. Brenck (1992), S.383 ff.

natürliche Ressourcen erfüllen und wie die Funktionen auf Dauer erhalten werden können.¹ Die Knappheit von natürlichen Ressourcen bezieht sich in einer funktionalen Betrachtung nicht auf bestimmte physikalische oder monetär bewertete Ressourcenbestände, sondern auf die Leistungen, die sie erbringen. Funktionen sind das Bindeglied zwischen dem ökologischen und dem ökonomischen System und stehen im Mittelpunkt der Beschreibung des Umweltproblems aus Sicht der Nachhaltigkeitstheoretiker.

Geht man bei dem Begriff des natürlichen Kapitals von den Funktionen aus, die das natürliche System für das wirtschaftliche System wahrnimmt, dann ist dies durchaus vereinbar mit abnehmenden physischen Beständen an natürlichen Ressourcen und mit Beeinträchtigungen der Umweltqualität. Denn es ist weniger die mengenmäßige Erhaltung eines bestimmten Stoffes gemeint, sondern vor allem die Sicherung der Funktionen, die er erfüllt.² Nachhaltigkeit soll im Interesse künftiger Generationen das ökologische Realkapital erhalten, das durch seine Funktionen definiert werden kann. Naturkapital ist nur in dem Maße gefährdet, wie sich die Leistungsfähigkeit ökologischer Systeme verschlechtert.³ Mit der Forderung nach Sicherung der Funktionen kann die Notwendigkeit verbunden sein, die Bestände natürlicher Ressourcen zu vergrößern oder Maßnahmen zur Verbesserung der Umweltqualität einzuleiten, um dauerhaft deren Funktionen sicherzustellen. Die Managementregeln beziehen sich insoweit nicht auf die Erhaltung eines bestimmten Bestandes natürlicher Ressourcen, sondern auf die Funktionen, die sie erfüllen. „Die Nutzung einer Ressource darf nicht größer sein als die Regenerationsrate all ihrer Funktionen.“⁴ Dies entspricht der Forderung nach Aufrechterhaltung der ökologischen Leistungsfähigkeit, d.h. mindestens nach Erhaltung des durch die Funktionen definierten ökologischen Realkapitals. Wie andere Güter und Leistungen sind Umweltfunktionen knapp.⁵ Einzelne Funktionen stehen in Konkurrenz zueinander und schließen sich aus. Bei erneuerbaren Ressourcen mit bestandsabhängiger Regeneration können dauerhafte Entnahmen über die Regenerationsrate zu einer Zerstörung der Ressource und einem Verlust der Funktion als Lieferant von

¹ Vgl. SRU (1994), Tz.107.

² Vgl. Enquete (1994), S.31 f.

³ Vgl. Heins (1994), S.20.

⁴ SRU (1994), S.47 und ebenso Pearce/Turner (1990), S.44, Enquete (1994), S.32, Daly (1995), S.50, Unnerstall (1999), S.174.

⁵ Vgl. DeGroot (1994).

Rohstoffen führen. Dauerhafte Schadstoffeinträge über die natürliche Assimilationskapazität können zu einem Absterben von Organismen und einem Verlust der Reinigungsfunktion führen. Schadstoffe in Gewässern beeinträchtigen die Erholungsfunktion als Stifter direkten Nutzens. Die ökologischen Funktionen natürlicher Ressourcen im Naturhaushalt können durch hohe Schadstoffbelastungen oder eine starke Verminderung der Bestände eingeschränkt sein.

Obwohl von den meisten ökologischen Ökonomen eine Monetarisierung des Naturkapitals abgelehnt wird, haben Costanza et al. den Versuch unternommen, Naturfunktionen zu bewerten und damit für kontroverse Diskussionen nicht nur unter ökologischen Ökonomen gesorgt.¹ Es muss daran gezweifelt werden, ob es sinnvoll und möglich ist, Naturfunktionen zu bewerten. Eine Monetarisierung erweckt den Eindruck der Vergleichbarkeit mit menschengemachten Gütern und der Substituierbarkeit. Das zentrale Merkmal von lebenserhaltenden Naturfunktionen ist aber gerade ihre Nicht-Substituierbarkeit. Natürliche Ressourcen erfüllen Funktionen, für die es bislang keine funktionsgleichen Substitute gibt, und es bestehen berechtigte Zweifel, ob diese jemals existieren werden. Der Versuch einer monetären Bewertung kann den Blick nur darauf lenken, dass bestimmte Leistungen der natürlichen Systeme einen gegen unendlich strebenden ökonomischen Wert besitzen und ein Verlust von bestimmten Naturfunktionen mit prohibitiv hohen Kosten verbunden ist. Eine funktionenorientierte Betrachtung verdeutlicht, dass nicht die physikalische Menge natürlicher Ressourcen entscheidend ist, sondern das, was natürliche Ressourcen für den Menschen leisten. Funktionale Substitute für natürliche Ressourcen müssen Substitute in einem umfassenden Sinn sein, die alle Funktionen einer natürlichen Ressource ersetzen, den Menschen tatsächlich und nicht nur potentiell zur Verfügung stehen und kein Versagensrisiko aufweisen.² Unterscheiden sich bestimmte Naturbestandteile in keiner ihrer Funktionen, ist es jedoch nicht ersichtlich, warum sie um den Preis anderweitiger Nutzungsverzichte erhalten bleiben müssen.

¹ Vgl. Costanza et al. (1998) und der Sonderband *Ecological Economics* Vol. 25 (1998) sowie Harris et al. (2001).

² Vgl. Acker-Widmaier (1999), S.224.

III. Nachhaltiger Umgang mit Grundwasser

Die Verfügbarkeit von Frischwasser und der Schutz vor der zerstörerischen Kraft des Wassers spielen seit jeher eine wichtige Rolle für die Entwicklung menschlicher Kulturen. Obwohl Wasser auf der Erde reichlich vorhanden ist, sind die nutzbaren Frischwasservorkommen begrenzt. Einer durch Bevölkerungswachstum und wirtschaftliche Entwicklung wachsenden Nachfrage nach Frischwasser steht eine gleichbleibende Menge regenerierbarer Vorkommen gegenüber. Obwohl weltweit weniger als ein Zehntel des sich jährlich erneuernden Frischwassers genutzt wird, übersteigt in vielen Regionen der Erde die Nachfrage nach Frischwasser das natürliche Dargebot und führt zu einem Abbau der Bestände.¹ Da nicht alle Nutzungsansprüche befriedigt werden können, ist eine Bewirtschaftung erforderlich.

Wasserwirtschaft ist die zielbewusste Ordnung aller menschlichen Eingriffe auf das oberirdische und unterirdische Wasser.² Gegenstand sind alle Gewässer, also oberirdisch fließende und stehende Gewässer sowie das Grundwasser, die als komplexe dynamische Gebilde in ihren funktionalen Zusammenhängen betrachtet werden.³ Aufgabe der Wasserwirtschaft ist die Umverteilung des natürlichen Wasserdargebots in Raum und Zeit gemäß den Bedürfnissen der Gesellschaft. Dabei handelt es sich um Maßnahmen der Wassernutzung, wie z.B. die Versorgung mit Trinkwasser, die landwirtschaftliche Bewässerung oder die Nutzung von Wasserkraft, aber auch um Maßnahmen zum Schutz vor Hochwasser oder der Vernässung der Böden.⁴ Neben der Wassermengenvirtschaft, der Gewässergüte und der Gewässermorphologie (Beschaffenheit) können auch Regelungsmechanismen und institutionelle Strukturen als Bestandteil der Wasserwirtschaft betrachtet werden.⁵ Der Wasserwirtschaft kommt die Aufgabe zu, die Ansprüche der Wassernutzer auszugleichen und in vertretbaren Grenzen zu erfüllen.⁶

Wasser befindet sich in einem ständigen Kreislauf, dem sogenannten hydrologischen Kreislauf. Es existiert in den drei Zustandsformen flüssig, fest und als unsichtbarer Wasser-

¹ Vgl. World Resources Institute (WRI) (2000/2001).

² Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.31.

³ Die Funktionen der Gewässerökosysteme werden durch zahlreiche Faktoren bestimmt: Die klimatischen Verhältnisse, den Wasserkreislauf, die Abflussverhältnisse, die Gewässerstruktur und durch Austauschvorgänge zwischen Oberflächen- und Grundwasser. Vgl. SRU (1998), Tz.1.

⁴ Vgl. Kahlenborn/Krämer (1999), S.4.

⁵ Vgl. Umweltbundesamt (1999a), S.3.

⁶ Vgl. Meyer/Jörissen/Socher (1995), S.15.

dampf. Einzelne Wasserressourcen sind keine abgeschlossenen Kompartimente. Es finden laufend Zustands- und Ortsänderungen durch Niederschlag, Abfluss, Verdunstung und atmosphärischen Wasserdampftransport statt.¹ Treibende Kräfte sind die Schwerkraft und die Sonnenenergie. Wasser zirkuliert und erfährt angetrieben von den Naturkräften in unterschiedlichen Zeiträumen eine Erneuerung.² Wasserressourcen sind damit grundsätzlich erneuerbar. Die Erneuerungsraten variieren allerdings erheblich. Nach der Verweildauer unterscheidet man in hydrogeologischer Sicht Umsatzwässer, Vorratswässer und Tiefenwässer.³ Umsatzwässer regenerieren sich in kurzen Zeiträumen, sie nehmen jährlich oder innerhalb weniger Jahre am Wasserkreislauf teil. Vorratswässer sind nicht in den periodischen Wasserkreislauf eingebunden. Sie zirkulieren unterhalb des Einflussbereiches der sich ständig erneuernden Oberflächengewässer und regenerieren sich in wesentlich längeren Zeiträumen. Tiefenwässer nehmen am Wasserkreislauf nicht teil. Sie wurden in Zeiten anderer klimatischer und geologischer Verhältnisse gebildet und benötigen zur Erneuerung geologische Zeiträume. Wasserressourcen lassen sich in der statischen Bestandskomponente und dem dynamischen Zufluss in einer bestimmten Periode beschreiben. Der Bestand in Seen, Grundwassern oder Gletschern erfährt in sehr unterschiedlich langen Zeiträumen eine vollständige Erneuerung. Feuchtgebiete erneuern sich durchschnittlich alle 5 Jahre, Seen alle 17 Jahre. Für die weltweiten Grundwasserbestände wird eine vollständige Erneuerung etwa alle 1.400 Jahre angenommen.⁴

1. Besonderheiten der Ressource

Zahlreiche Mega-Metropolen wie z.B. Mexiko City, Jakarta, Dhaka, Buenos Aires, Santiago oder Lima decken ihre Wasserversorgung fast ausschließlich aus dem Grundwasser.⁵ In ländlichen Regionen ist Grundwasser aufgrund der unterentwickelten Infrastruktur typischerweise die wichtigste Quelle für die Versorgung mit Frischwasser. In Indien beziehen 80 Prozent der ländlichen Bevölkerung Frischwasser aus dem Grundwasser, in den USA

¹ Vgl. Schenk/Kaupe (1998), S.10 und Damrath (1998), S.27.

² Vgl. Dzurik (1996).

³ Vgl. Schenk/Kaupe (1998), S.10.

⁴ Vgl. UNESCO (2000).

⁵ Vgl. z.B. Postel (1993) und (1999), WBGU (1997), Biswas (1997), Engelmann/LeRoy (2000).

zwischen 96 und 99 Prozent.¹ Besonders Staaten in Asien und der pazifischen Region sind auf das Grundwasser angewiesen.² Auf allen Kontinenten der Erde wird Grundwasser für die Trinkwasserversorgung und die landwirtschaftliche Bewässerung genutzt. Trotz des ubiquitären Vorkommens muss Grundwasser als regionale Ressource betrachtet werden.³ Verfügbarkeit und Qualität können nur im jeweiligen regionalen Kontext beurteilt werden. Globale Aussagen über Menge und Qualität sind nur wenig hilfreich. Entscheidend ist die jeweilige Situation vor Ort.

In vielen Regionen der Erde findet ein rascher Abbau der Grundwasserbestände statt. Die Grundwasserspiegel sinken teilweise um mehrere Meter pro Jahr.⁴ Besonders seit Mitte des vergangenen Jahrhunderts ist ein Anstieg der Grundwasserentnahmen festzustellen. Die Ursachen liegen im starken Anstieg der bewässerten Landwirtschaft begründet, aber auch Bevölkerungswachstum und wirtschaftliche Entwicklung haben zum Wachstum der Entnahmen beigetragen.⁵ Die weltweiten Wasserentnahmen haben sich seit 1950 mehr als verdreifacht.⁶ Über zwei Drittel des weltweiten Wasserverbrauchs entfallen auf die bewässerte Landwirtschaft, fast die Hälfte des zur Bewässerung genutzten Wassers stammt aus dem Grundwasser. Die USA und Libyen betreiben für die landwirtschaftliche Bewässerung einen systematischen Abbau fossiler Grundwasservorräte. Die oft mehrere tausend Jahre alten, in den tiefen Bodenschichten gelegenen Grundwasser wurden in Zeiten anderer klimatischer und geologischer Verhältnisse gebildet und weisen keine oder nur sehr geringe Neubildungsraten auf.

Neben dem Abbau der Grundwasserbestände beeinträchtigen anthropogene Eingriffe zunehmend die Qualität des Grundwassers. Die Entnahme von Rohwasser, undichte Kanalnetze, Schadstoffe aus Altlasten und Deponien, bauliche Maßnahmen und Grundwasserabsenkungen führen zu Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität. In wachsendem Ausmaß verschmutzen diffuse Einträge über den Luftpfad das Grundwasser. Die langfristigen Folgen und die im Untergrund ausgelösten Reaktionen sind kaum abzuschätzen.

¹ Vgl. Worldwatch (2000), S.11 f.

² Vgl. Biswas (1998), S.125.

³ Vgl. Golubev (1993), S.132.

⁴ Vgl. z.B. Postel (1993), S.25 und Shah et al. (2000), S.2.

⁵ Vgl. Postel/Carpenter (1997), S.197.

⁶ Vgl. Shiklomanov (1993).

Aufgrund der Vielzahl der wassergefährdenden Stoffe und der denkbaren Kombinationen ist eine umfassende Bestandsaufnahme der Belastungssituation und eine Abschätzung der langfristigen Wechselwirkungen im Untergrund nicht möglich.¹ Eine systematische Überwachung der Grundwasserqualität findet in den meisten Staaten ohnehin nicht statt.² Schädigungen des Grundwassers sind in der Regel nicht unmittelbar zu erkennen, die Beeinträchtigungen wirken sich oft erst lange Zeit nach dem Schadenseintritt aus. Sie werden meistens erst spät entdeckt und haben sich dann bereits weiträumig ausgebreitet. Die Schadensursache ist oft nicht zu identifizieren, eine verursachergerechte Anlastung der Kosten ist nicht möglich. Der Abbau von Schadstoffen läuft im Grundwasser sehr viel langsamer ab als bei vergleichbaren Prozessen in Oberflächengewässern. Sanierungen sind nur mit großem finanziellen und technischen Aufwand in sehr langen Zeiträumen möglich. Oft bleiben sie trotz erheblichen Aufwands nutzlos. Grundwasserschäden müssen deshalb als weitgehend irreversibel angesehen werden.³

Grundwasser ist ein integraler Bestandteil des hydrologischen Kreislaufs. Die Verweildauer im Untergrund reicht von wenigen Stunden bis zu mehreren tausend Jahren. Grundwasser kann als Umsatz-, Vorrats- oder Tiefenwasser vorkommen. Wie andere Gewässer ist das Grundwasser grundsätzlich erneuerbar. Aufgrund der teilweise sehr langen Regenerationszeiträume muss es allerdings als bedingt erneuerbare Ressource betrachtet werden.⁴ Die sich regelmäßig erneuernde Grundwassermenge ist im Verhältnis zum Bestand gering. Eine Schätzung für die USA kommt zu dem Ergebnis, dass die in einem Jahr neu zufließende Grundwassermenge nur etwa 2,5 Prozent der im Boden gespeicherten Bestände ausmacht.⁵

In der umweltpolitischen Praxis und der Rechtsprechung wird vereinfachend alles unterirdische Wasser als Grundwasser bezeichnet. Für eine gründliche Analyse der Besonderheiten der Ressource muss jedoch weiter differenziert werden. In einer naturwissenschaftlichen Definition ist Grundwasser unterirdisches Wasser, das die Hohlräume der Erdkrinde zusammenhängend ausfüllt.⁶ In dieser Definition umfasst Grundwasser nur den begrenzten Bereich

¹ Vgl. UBA (1999b) und (1996).

² Vgl. Worldwatch (2000), S.8.

³ Vgl. Meyer/Jörissen/Socher (1995), Band II, S.61 ff.

⁴ Vgl. Alley/Reilly/Franke (1999), S.3.

⁵ Vgl. Tietenberg (1992), S.223.

⁶ Vgl. Damrath (1999), S.30.

der wassergesättigten Zone.¹ Die Bewegungsrichtung des Wassers ist in diesem Bereich primär horizontal. Findet ein Wassertransport in nutzbaren Mengen statt, handelt es sich um einen Grundwasserleiter oder Aquifer.² Hauptquelle der Speisung ist das im Boden versickernde Niederschlagswasser. Darüber hinaus bestehen mit Flüssen, Seen und Feuchtgebieten ständige Austauschbeziehungen. In den Poren, Klüften und Höhlen des Bodens bildet sich durch Versickerung das Grundwasser. Den jeweiligen Hohlräumen entsprechend unterscheidet man Poren-, Kluft- und Karstgrundwasser (Abbildung I). Die einzelnen Grundwasserarten bzw. Grundwasserleiter unterscheiden sich deutlich in ihrer Fließdynamik und der Speicherkapazität. In einem Kubikmeter Boden können zwischen 10 und 400 Liter Wasser enthalten sein.³

Abbildung I: Poren-, Kluft-, Karstgrundwasser

Grundwasserleiter	Hohlräume	Mittlere Fließgeschwindigkeit	Speichervermögen	Temperatur	Innere Oberfläche	Filterwirkung	Darstellung des Hohlraumgefüges
Porengrundwasserleiter	Porenraum	niedrig	gut	konstant in tiefen Schichten	sehr groß	gut	
Kluftgrundwasserleiter	Klüfte und Spalten	abhängig von Art und Flächenanteil der Klüfte	gering	wenig schwankend	klein	mittel	
Karstgrundwasserleiter	Karstspalten und -höhlen	hoch	gering	schwankend	klein	schlecht	

Quelle: Eigene Darstellung nach Schenk/Kaupe (1998).

¹ Vgl. SRU (1998), Tz.14.

² Vgl. Schenk/Kaupe (1998), S.18.

³ Vgl. WBGU (1997), S.52.

Oberhalb der wassergesättigten Zone befindet sich die wasserungesättigte Zone, die auch als Sickerwasserzone oder Bodenwasserzone bezeichnet wird.¹ Die wasserungesättigte Zone ist der Bereich zwischen Erdoberfläche und Grundwasseroberfläche, der nicht vollständig und zusammenhängend mit Wasser ausgefüllt ist. Das Niederschlagswasser versickert allein der Schwerkraft folgend. Nur ein Teil des Wassers, das die ungesättigte Zone durchdringt, gelangt schließlich in die wassergesättigte Zone. Als Kapilarwasser oder Adsorptionswasser werden Teile in der ungesättigten Zone temporär gebunden. Während der Bodenpassage ist das Sickerwasser physikalischen, chemischen und biochemischen Prozessen unterworfen. Boden und Grundwasser können deshalb als Umweltmedien kaum getrennt voneinander betrachtet werden. Die Prozesse während der Bodenpassage beeinflussen die Beschaffenheit des Sickerwassers und nehmen grundlegenden Einfluss auf die Grundwasserbeschaffenheit.² Die über dem Grundwasser liegenden Bodenschichten sind ein wesentlicher Faktor für die Qualität des Grundwassers und die Verschmutzungsempfindlichkeit. Der Boden wirkt wie ein Filter und schützt das Grundwasser vor dem unmittelbaren Eintrag von Schadstoffen. Die natürliche Filterwirkung kann zerstört werden, wenn die Belastungen mit Schadstoffen das Aufnahmevermögen der Böden übersteigen. Der Verlust der Filterwirkung des Bodens ist mit erheblichen Auswirkungen auf das Grundwasser verbunden, da Schadstoffe fast ungehindert in die wassergesättigte Zone eindringen können.³ Schenk und Kaupe haben mit den Grundwassereinheiten ein Konzept entwickelt, das auf hydrogeologischen Grundlagen basierend eine differenzierte Beschreibung und Folgenabschätzung der Auswirkungen von Kontaminationen und Eingriffen auf Grundwasserbeschaffenheit und Grundwasserhaushalt ermöglicht.⁴ Das Schutzpotential verschiedener Böden und die Verschmutzungsempfindlichkeit von Grundwasserleitertypen können darauf basierend wie in Abbildung II auf der folgenden Seite dargestellt werden.

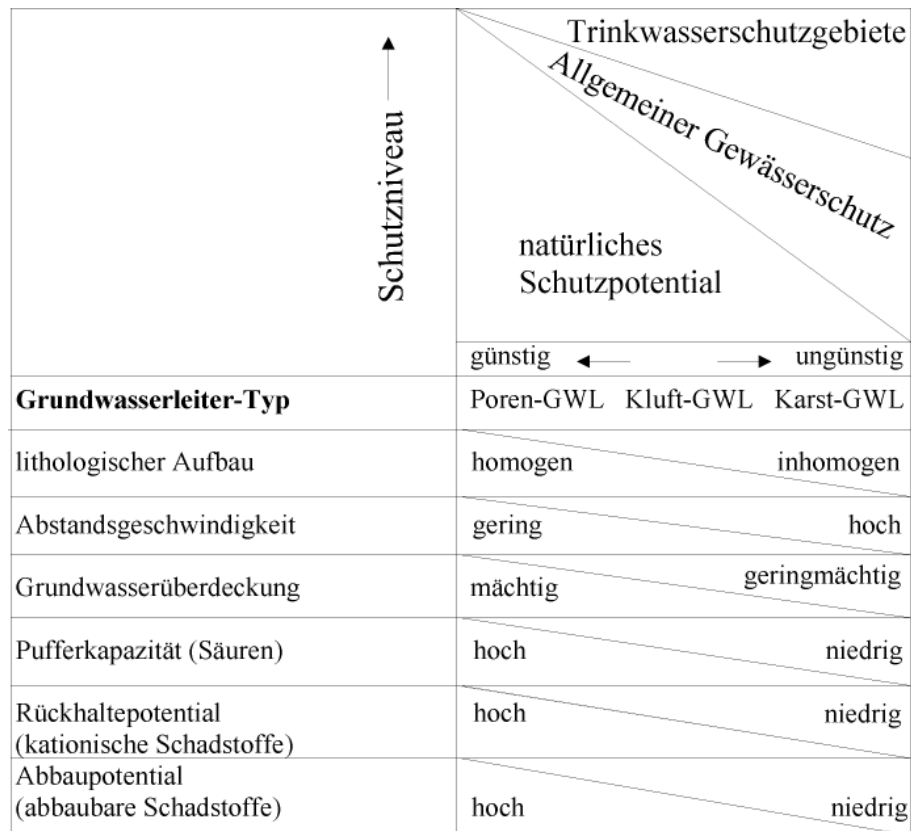
¹ Vgl. Mutschmann/Stimmelmayer (1999), S.52.

² Vgl. Schenk/Kaupe (1998), S.15 ff.

³ Vgl. SRU (1998), Tz.274 ff.

⁴ Vgl. Schenk/Kaupe (1998).

Abbildung II: Schutzpotential von Grundwasserleitern



Quelle: Eigene Darstellung nach Schenk/Kaupe (1998), S.73.

Grundwassereinheiten sind Räume mit vergleichbaren hydrogeologischen Voraussetzungen und vergleichbarer Grundwasserbeschaffenheit. Die Einbeziehung der unterschiedlichen Grundwasserüberdeckungen mit ihrem jeweiligen Schutzpotential und die Berücksichtigung der Verschmutzungsempfindlichkeit unterschiedlicher Grundwasserleitertypen ermöglicht, die Verschmutzungsempfindlichkeiten in Anhängigkeit von der jeweiligen Beschaffenheit des Bodens und der Art des Grundwasserleiters zu bestimmen. Mit dem Konzept der Grundwassereinheiten können Grundwasservorkommen unterschiedlicher Belastungsempfindlichkeiten ausgewiesen werden, die einen differenzierten Schutzaufwand nach der jeweiligen Belastungsempfindlichkeit ermöglichen.¹

¹ Vgl. SRU (1998), Tz.17.

2. Grundwassermengenwirtschaft

Grundwasser bildet sich aus den im Boden versickernden Niederschlägen. Der überwiegende Teil des Niederschlags fließt als Oberflächenwasser ab oder verdunstet von der Oberfläche. Nur etwa 15 Prozent versickern im Boden und speisen das Grundwasser.¹ Der Anteil des Regenwassers, der schließlich in das Grundwasser gelangt, hängt von einer Vielzahl von Faktoren ab, die regional sehr unterschiedlich sind. Wichtigste Bestimmungsfaktoren sind die Beschaffenheit des Bodens, die Deckschichten und die klimatischen Verhältnisse. Grundwasserneubildung und Grundwasserentnahmen weisen im Jahresverlauf starke Schwankungen auf.² Die Nachfrage nach Wasser und die Grundwasserförderung durch Wasserversorger sind in den Sommermonaten am größten. Sommerniederschläge tragen nur zu einem sehr geringen Teil zur Grundwasserneubildung bei, die Grundwasserneubildung erfolgt größtenteils im Winter.³ Die Grundwasserbestände sinken deshalb regelmäßig in den Sommermonaten und erreichen in Mitteleuropa ihre Tiefststände am Ende des Sommers, die Höchststände am Ende des Winters.⁴ Neben der Niederschlagsmenge sind für die mengenmäßige Regeneration vor allem Faktoren die das Ablaufverhalten bestimmen ausschlaggebend.⁵ Die Durchlässigkeit und Aufnahmefähigkeit des Bodens und die Flächennutzung spielen eine zentrale Rolle.⁶ Das regenerierbare Wasserdargebot einer Region beschreibt die Wasserhaushaltsgleichung.⁷ Sie ergibt sich in ihrer einfachsten Form als:

$$N = V + A_o + A_u \quad (1)$$

mit N = Niederschlag, V= Verdunstung, A_o = oberirdischer Abfluss, A_u = unterirdischer Abfluss. Das zirkulierende Grundwasser ist ein Teil des gesamten Wasserkreislaufs und muss deshalb in der Wasserhaushaltsgleichung berücksichtigt werden. Nimmt man speziell für das Grundwasser eine Bilanzierung vor, kann man vom Grundwasserhaushalt sprechen.⁸ Für die Ermittlung der Grundwasserneubildung in einer bestimmten Region müssen der

¹ Vgl. Hölting (1996), S.24, Vogelsang (1998), S.3.

² Vgl. Alley/Reilly/Franke (1999), S.3.

³ Zu etwa 80 Prozent erfolgt die Grundwasserneubildung in den Wintermonaten.

⁴ Vgl. Richter/Lillich (1975), S.155, Vogelsang (1998), S.58.

⁵ Vgl. UBA (1996), S.29.

⁶ Vgl. WBGU (1997), S.58 ff., Bergmann/Kortenkamp (1988), S.34.

⁷ Vgl. Baumgartner/Liebscher (1996), S.471, Mutschmann/Stimmelmayer (1999), S.46.

⁸ Vgl. Baumgartner/Liebscher (1996), S.471.

unterirdische Zufluss und Abfluss von Grundwasser (\pm Agw) berücksichtigt werden, die nicht immer ausgeglichen sind. Man erhält dann für die Grundwasserneubildung:

$$G = Au \pm Agw. \quad (2)$$

Die mengenmäßige Erneuerung des Grundwassers ist, anders als im Fall lebender natürlicher Ressourcen, nicht unmittelbar vom Bestand der Ressource abhängig. Der regenerative Charakter resultiert aus der Stellung im hydrologischen Kreislauf.¹ Eine Reihe exogener aber auch endogener Faktoren bestimmen die Regeneration. Treibende Kräfte des hydrologischen Kreislaufs sind die Sonnenenergie und die Schwerkraft. Im Regelfall werden Grundwasserspeicher bei ausreichendem Niederschlag wieder bis zu ihrem ursprünglichen Niveau aufgefüllt. Unter bestimmten Bedingungen kann der Kreislauf von Niederschlag, Abfluss und Verdunstung unterbrochen werden. Bei Grundwassern in lockerem Untergrund kann die Speicherfähigkeit des Bodens verloren gehen, wenn der Boden seine Durchlässigkeit und die Aufnahmefähigkeit für Grundwasser verliert.² Das Niederschlagswasser fließt dann nicht dem Grundwasser zu, sondern oberflächlich ab. In küstennahen Regionen fließt das Grundwasser im Regelfall unterirdisch in das Meer. Bei einer Absenkung des Grundwasserspiegels unter eine bestimmte Schwelle kann es zu einer Umkehr der Strömungsverhältnisse und zum Eindringen von Meerwasser kommen, was zu einer Versalzung des Grundwassers führt.³ Die Gefährdung der Grundwasserbestände durch Entnahmen muss mit empirischen hydrologischen Untersuchungen vor Ort ermittelt werden. In küstennahen Regionen und bei fragilen geologischen Formationen ist die Wahrscheinlichkeit einer Gefährdung durch Entnahmen höher. Für solche Grundwasserressourcen bestehen kritische Bestände, bei deren Unterschreiten es zu einer Zerstörung des Grundwasserspeichers kommt. Grundwasservorkommen mit einem solchen kritischen Bestand sind aber nicht der Regelfall.⁴

Sieht man von Wasserimporten über Fernwasserversorgungsleitungen ab, sind die Nutzungsmöglichkeiten durch das natürliche Dargebot begrenzt. Die maximal nutzbare Grundwassermenge einer Region ergibt sich aus dem Grundwasserbestand zuzüglich der Grund-

¹ Vgl. Kuckshinrichs (1990), S.9.

² Vgl. Wolff (1999), S.17.

³ Vgl. Matheß (1994), S.196.

⁴ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), Schiffler (1998).

wasserneubildung in einer Periode. Das Wasserbudget liefert nur einen ersten Anhaltspunkt für das nutzbare Potential. Entnahmen von Grundwasser beeinflussen die Fließdynamik des Aquifers und führen zu Veränderungen des Gleichgewichts von Zufluss, Abfluss und Bestand. Die Vorstellung, man könnte für ein nicht genutztes Grundwasserreservoir einen dauerhaften Ertrag im Sinne eines „sustainable yield“ kalkulieren, hat sich zwischenzeitlich als viel zu grobe und nicht zulässige Vereinfachung herausgestellt und wird in der Literatur als „water-budget-myth“ bezeichnet.¹ Entnahmen aus einem Brunnen werden zunächst aus dem Bestand des Grundwassers gedeckt, im unmittelbaren Umfeld des Brunnens kommt es zu einer trichterförmigen Absenkung des Grundwasserspiegels. Langfristig ist die dominierende Quelle für die Grundwasserentnahmen das versickernde Niederschlagswasser und das aus dem Oberflächenwasser zufließende Wasser.² Für zahlreiche Flüsse und Seen ist das Grundwasser allerdings die wichtigste Quelle für die Neubildung, bspw. für die großen Flüsse Mississippi, Niger und Yangtze.³ Grundwasserentnahmen reduzieren den unterirdischen Abfluss und damit die Speisung der Oberflächengewässer. Sie gehen damit letztlich immer auch auf Kosten der Verfügbarkeit von Oberflächenwasser.

Bei der Forderung nach Einhaltung des „sustainable yield“ geht es darum, den Bestand einer Ressource zu sichern, um die Erträge dauerhaft nutzen zu können. Ist die Regenerationsrate einer Ressource weitgehend unabhängig vom Bestand, stellt sich die Frage, welcher Bestand zu erhalten ist. Ob Grundwasserbestände in einem intertemporalen Optimierungskalkül abgebaut werden sollen („groundwater mining“) oder Entnahmen sich auf die natürliche Regeneration beschränken sollen, ist zentraler Streitpunkt in der ökonomischen Literatur.⁴ Entnahmen im Rahmen des „sustainable yield“ lassen die Bestände ungenutzt. Da beim Grundwasser die Neubildungsrate im Verhältnis zum Bestand regelmäßig gering ist, bleibt bei einer Beschränkung auf die Nutzung der natürlichen Regeneration der größte Teil ungenutzt. Bei Grundwasserreservoirs mit einer sehr geringen Neubildungsrate ist dies mit erheblichen Nutzungseinbußen und Opportunitätskosten verbunden. Klassische Ökonomen sind der Auffassung, dies sei nicht akzeptabel: „It is generally agreed that limiting the rate of

¹ Vgl. Emel (1987), S.662, Alley/Reilly/Franke (1999), S.15, Sophocleous (2000), S.31 f.

² Vgl. Alley/Reilly/Franke (1999), S.31.

³ Vgl. Worldwatch (2000), S.13.

⁴ Vgl. Penn (1990), Bergmann/Kortenkamp (1988), S.49, Schiffler (1998).

extraction of groundwater to a basins' safe annual yield may be inefficient.”¹ „Valuable water will be locked up and left in the ground.”²

Aus der Perspektive starker Nachhaltigkeit soll nach der ersten Managementregel die Nutzungsrate die natürliche Regeneration nicht übersteigen. Bei Ressourcen mit einer bestandsabhängigen Regenerationsrate sind Bestand und Ertrag dauerhaft gesichert. Diese Vorstellung ist nicht ohne weiteres auf das Grundwasser übertragbar, da sich der regenerative Charakter aus der Stellung im hydrologischen Kreislauf ergibt und die Grundwasserneubildung weitgehend unabhängig vom Bestand der Ressource selbst ist. Bestandserhaltung ist keine Voraussetzung für die Sicherung der mengenmäßigen Ertragskraft. Vielmehr kann erst durch ein gezieltes Grundwassermanagement die Ertragskraft der Ressource optimiert werden. Mit der ersten Managementregel ist im Fall des Grundwassers keine Aussage darüber gemacht, welches Bestandsniveau erhalten bleiben soll. Wo kritische Grundwasserbestände existieren, deren Unterschreiten zu einer Zerstörung der Ressource führen kann, darf das kritische Bestandsniveau nicht erreicht werden. Der irreversible Verlust eines Grundwasserreservoirs ist mit Nachhaltigkeit nicht vereinbar. Da die Bestimmung der kritischen Bestände des Grundwassers von wissenschaftlicher Unsicherheit geprägt ist und Grundwasserbestände starken saisonalen und periodischen Schwankungen unterliegen, sollten eher große Bestände, die ausreichende Sicherheitsmargen lassen, erhalten bleiben. Wie mit Grundwassern verfahren werden soll, die keine oder nur eine sehr geringe Regenerationsrate aufweisen, sagt die dritte Managementregel. Die Nutzung darf nur in dem Maß erfolgen, wie funktionsgleiche Substitute bereitgestellt werden. Da Grundwasser in der Regel keine isolierten Ressourcen sind und mit dem Abbau Auswirkungen auf die erneuerbaren Bestände, Oberflächengewässer und angrenzende Ökosysteme verbunden sind, müssen diese bei der Entscheidung über deren Nutzung berücksichtigt werden. Grundwasser können nicht mit anderen nicht-erneuerbaren Ressourcen wie z.B. Rohöl oder Mineralien gleichgesetzt werden.

¹ Tarlock (1985), zitiert nach Schiffler (1998), S.51.

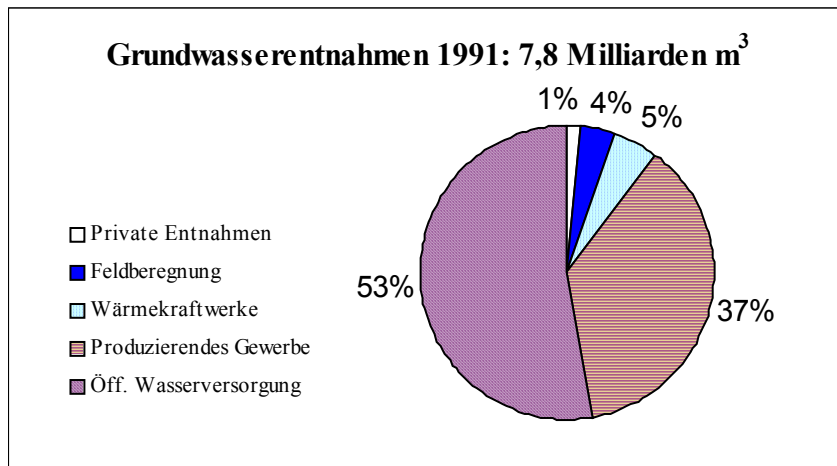
² Anderson/Burt/Fractor (1983), S.246.

Grundsätzlich ist festzuhalten, dass aus der Perspektive Nachhaltigkeit Entscheidungen über die zu erhaltenden Bestände des Grundwassers zu fällen sind. Die Managementregeln können bei dieser Entscheidung keine Hilfestellung geben.¹ Aus der Forderung nach einem konstanten Kapitalstock kann nicht pauschal abgeleitet werden, die heutigen Bestände des Grundwassers müssten als Voraussetzung für eine nachhaltige Entwicklung unverändert erhalten bleiben. Die Faktoren Irreversibilität und Unsicherheit legen zwar einen vorsichtigen Umgang mit der Ressource nahe, doch lässt sich daraus nicht die generelle Forderung ableiten, die Bestände müssten ungenutzt bleiben.

Die Analyse ist bisher auf die traditionelle Sichtweise der Wasserwirtschaft beschränkt und bezieht sich auf das Angebot von Grundwasser. Die Angebotsseite ist durch den Bestand und die natürliche Regeneration bestimmt. Das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung liefert gut begründete Argumente, die Nutzung im Interesse nachfolgender Generationen auf die natürliche Regeneration zu beschränken. Bevölkerungswachstum und wirtschaftliche Entwicklung führen zu einer steigenden Nachfrage nach Frischwasser. Die traditionelle Antwort der Wasserwirtschaft ist die Suche nach Möglichkeiten zur Angebotsausweitung, die immer öfter an Grenzen stößt. Um eine wachsende Nachfrage decken zu können, muss ein nachhaltiges Management von Grundwasserressourcen neben der Angebotsseite auch Maßnahmen auf der Nachfrageseite einbeziehen. In Deutschland sind die wichtigsten Nutzer des Grundwassers die öffentliche Trinkwasserversorgung und das produzierende Gewerbe. Während in den alten Bundesländern bei der mengenmäßigen Wasserversorgung allenfalls regionale Knappheiten bestehen, herrschen in den neuen Bundesländern ungünstige hydrologische Bedingungen, so dass Engpässe beim mengenmäßigen Wasserdargebot bestehen. Güteinduzierte Mengenprobleme verknappen das Angebot an sauberem Grundwasser. Die Nutzer stehen regional in Konkurrenz um die vor Ort nutzbaren Mengen. Einzelne Nutzungen können sich beeinträchtigen oder ausschließen (Abbildung III).

¹ Vgl. Cansier (1996b), S.65 ff.

Abbildung III: Grundwasserentnahmen in Deutschland



Quelle: Eigene Darstellung nach SRU (1998), S.78.

Die Bewirtschaftung der Grundwassermengen liegt in Deutschland in staatlicher Hand. Die zuständigen Behörden entscheiden über die kostenlose Verteilung der Nutzungsrechte. Der Gesamtumfang der Wassernutzung wird durch die dafür zuständigen Fachbehörden im Rahmen einer wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung durch Bewirtschaftungspläne festgelegt, die als Entscheidungsgrundlage für die Behörden bei der Vergabe der Nutzungsrechte dienen.¹ Bei der Erstzuteilung erfolgt die Vergabe des planmäßigen Nutzungspotentials nach dem Prinzip „first come - first serve“.² Wer die Ansprüche zuerst anmeldet, erhält den Zuschlag. Im Fall konkurrierender Nutzungsansprüche fällt die Behörde eine Ermessensentscheidung zum Wohl der Allgemeinheit.³ Der öffentlichen Wasserversorgung wird dabei generell Vorrang vor anderen Nutzungsmöglichkeiten eingeräumt, da für die Kommunen eine allgemeine Anschluss- und Versorgungspflicht im Rahmen der kommunalen Daseinsvorsorge besteht.⁴ Stehen private Unternehmen in Konkurrenz, hat die Behörde

¹ Vgl. §§ 36 und 36b des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG), Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG -) in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. November 1996, BGBl. I S.1695 ff., zuletzt geändert durch BGBl. 2001, S.2331.

² Allerdings können nach § 18 WHG Erlaubnisse, Bewilligungen und alte Rechte auf Antrag in einem Ausgleichsverfahren beschränkt werden, wenn das Wasser nicht für alle Benutzungen ausreicht, sich diese gegenseitig beeinträchtigen oder wenn es das Wohl der Allgemeinheit, insbesondere die öffentliche Wasserversorgung, erfordert. In diesem Verfahren können auch Ausgleichszahlungen festgelegt werden.

³ Vgl. Bosold (1994), S.261.

⁴ Der Allgemeinwohlbegriff nach § 6 WHG setzt eine klare Priorität für die öffentliche Wasserversorgung, Vgl. Bosold (1994), S.34.

zwischen den konkurrierenden Verwendungsmöglichkeiten zum Wohl der Allgemeinheit abzuwägen. Wie dies im Einzelfall geschieht, ist allerdings weitgehend unklar.¹

Nach dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) sind Gewässer als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum zu sichern und so zu bewirtschaften, dass sie dem Wohl der Allgemeinheit und dem Nutzen einzelner dienen und vermeidbare Beeinträchtigungen ihrer ökologischen Funktionen unterbleiben.² Für die Benutzung von Gewässern ist eine behördliche Genehmigung erforderlich. Mit der Ermittlung des Regenerationspotentials und der Vergabe der Nutzungsrechte müssen Behörden eine Entscheidung darüber fällen, welches Bestandsniveau des Grundwassers dauerhaft gesichert werden soll. Das Wasserhaushaltsgesetz kann einen nachhaltigen mengenmäßigen Umgang mit Grundwasser sicherstellen, wenn die zuständigen Fachbehörden sich in ihrer wasserwirtschaftlichen Rahmenplanung und bei der Aufstellung der Bewirtschaftungspläne am Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung orientieren.³ Die Vermeidung irreversibler Verluste, die Berücksichtigung von Ungewissheit und die Multifunktionalität des Grundwassers müssen dabei aus Sicht der Nachhaltigkeit einbezogen werden. Wie die Vergabe der nachhaltig nutzbaren Wassermengen erfolgen soll und die Nutzungskonkurrenz im Einzelfall zu lösen ist, bleibt offen. Die Genehmigungsbehörden verfügen nicht über die notwendigen Informationen oder einen Steuerungsmechanismus, der Marktpreisen äquivalent ist. Die Lösung des Knappheitsproblems erfolgt ohne eine systematische Berücksichtigung der Opportunitätskosten. Dies kann zu suboptimalen Entscheidungen und einer ineffizienten Verteilung der Wasserrechte führen und mit dem Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung unvereinbar sein.⁴

3. Grundwasserqualität

Die Charakterisierung von Wasserbeschaffenheit erfolgt anhand einer Vielzahl unterschiedlicher Parameter. Generell unterscheidet man physikalische, chemische und biologische Merkmale. Es werden z.B. Temperatur und Farbe, der Gehalt an organischen und anorgani-

¹ Vgl. z.B. Hamann (1993) und Bosold (1994).

² § 1a WHG.

³ Bisher wurde allerdings erst ein Bewirtschaftungsplan erstellt, und zwar für den Vogelsberg in Hessen.

⁴ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.170.

schen Inhaltsstoffen sowie der Organismengehalt berücksichtigt.¹ Welche Werte als akzeptabel oder erstrebenswert angesehen werden, hängt vom jeweiligen Kontext bzw. der beabsichtigten Nutzung ab. Wasserqualität wird medien- und nutzungsbezogen nach dem jeweiligen Schutzziel unterschiedlich beurteilt. Grundwasser ist in der Regel von hoher Qualität. Oft kann es ohne Aufbereitung für die Trinkwasserversorgung genutzt werden. Von entscheidender Bedeutung für die Beschaffenheit des Grundwassers sind die umgebenden Boden- und Gesteinsschichten.² Die mineralogische Beschaffenheit des Grundwasserleiters bestimmt den Gehalt an gelösten und ungelösten Inhaltsstoffen und die natürliche Beschaffenheit. Auch im natürlichen, anthropogen unbelasteten Zustand sind einzelne Ressourcen nur nach einer Aufbereitung für Trinkwasserzwecke verwendbar. Manche Vorkommen sind für die Trinkwassergewinnung überhaupt nicht geeignet. Durch rein geogene Reaktionen können z.B. Schwermetalle in hohen Konzentrationen vorkommen, die eine Nutzung für die Trinkwasserversorgung ausschließen.³ Die natürlichen Stoffkonzentrationen im Grundwasser sind nicht immer konstant und unterliegen zeitlichen Veränderungen.

Gütestandards für Wasser orientieren sich weltweit am Ziel des Gesundheitsschutzes der Bevölkerung. Das für den menschlichen Gebrauch bestimmte Wasser für Trinken, Kochen und andere Zwecke des häuslichen Gebrauchs muss höchsten Qualitätsanforderungen genügen. Trinkwasser ist in der Regel für den lebenslangen menschlichen Konsum bestimmt, auch langfristig sollte jegliche Gefährdung für die menschliche Gesundheit ausgeschlossen sein. Über den Schutz der menschlichen Gesundheit hinaus werden immer häufiger Aspekte des Umweltschutzes in die Ziele des Gewässerschutzes einbezogen. Neben den Gesundheitsschutz tritt das Ziel der Erhaltung der Gewässerqualität und der gewässerabhängigen Lebensgemeinschaften. Vor dem Hintergrund des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung stellt sich die Frage, welche Qualität des Grundwassers langfristig erhalten werden soll und welche Anforderungen an einen nachhaltigen Grundwasserschutz zu stellen sind.⁴

¹ Vgl. WBGU (1997), S.86 ff.

² Vgl. Schenk/Kaupe (1998), S.14 und S.23.

³ Vgl. Schenk/Kaupe (1998), S.46 und auch Bergmann/Kortenkamp (1988), S.33.

⁴ Vgl. SRU (1994), Tz.497, UBA (1996), S.4, LAWA (1996), S.14, Enquete (1998), S.30.

Grundwasserschutzkonzeption

Für den Grundwasserschutz gilt in Deutschland nach dem Vorsorgeprinzip als weitgehend akzeptierter Qualitätsmaßstab die natürliche Beschaffenheit.¹ Grundwasser sollen frei von anthropogenen Belastungen sein. Natürliche Inhaltsstoffe sollen nur in Konzentrationen vorkommen, die dem natürlichen Zustand entsprechen. Für das Grundwasser wird die natürliche Beschaffenheit als Qualitätsziel flächendeckend angestrebt, unabhängig von der Nutzung.² In der Praxis erfolgt der Schutz des Grundwassers jedoch über die Ausweisung von Wasserschutzgebieten, die mit besonderen Auflagen für die Nutzungsmöglichkeiten verbunden sind. Nach § 19 des Wasserhaushaltsgesetzes können Wasserschutzgebiete festgesetzt werden, soweit es das Wohl der Allgemeinheit erfordert. In Wasserschutzgebieten sind bestimmte Handlungen verboten oder nur beschränkt zulässig. Wasserschutzgebiete beschränken sich auf die für die öffentliche Trinkwasserversorgung genutzten Vorkommen und machen ca. zehn Prozent der Gesamtfläche aus.³ Innerhalb der Schutzgebiete gelten abgestufte Nutzungseinschränkungen und erhöhte Schutzanforderungen. Außerhalb der geschützten Regionen gibt es keine besonderen Anforderungen für den Schutz des Grundwassers. Der Grundwasserschutz erfolgt in der Praxis nach einem räumlich differenzierten Konzept, das sich ausschließlich auf die zur Trinkwassergewinnung genutzten Vorkommen bezieht. Mit dem angestrebten Ziel, die natürliche Beschaffenheit des Grundwassers flächendeckend zu erhalten, ist eine solche Konzeption nicht vereinbar. Hier besteht ganz offensichtlich ein Widerspruch zwischen dem formulierten Schutzanspruch und der praktischen Umsetzung. Hinzu kommt, dass Probleme bei der Durchsetzung von Wasserschutzgebieten aufgrund der damit verbundenen Widerstände dazu geführt haben, dass nur etwa die Hälfte der als notwendig erachteten Wasserschutzgebiete tatsächlich ausgewiesen sind. Die Situation des Grundwasserschutzes wird in Deutschland deshalb als insgesamt unzureichend betrachtet.

Eine Grundwasserschutzkonzeption, die sich ausschließlich an der aktuellen Nutzung für die Trinkwasserversorgung orientiert, ist aus Sicht der Nachhaltigkeit aus zwei Gründen problematisch. Grundwasser sind keine abgeschlossenen Einheiten, die isoliert betrachtet

¹ Vgl. SRU (1998), S.3.

² Vgl. Dally (1997), S.58.

³ Vgl. UBA (1997), S.277, BMU (1998), S.4, Kreuzburg (1999), S.116.

werden können. Schadstoffbelastungen können sich weiträumig unbemerkt ausdehnen und angrenzende Ressourcen belasten.¹ Es kann deshalb bei einem räumlich differenzierten Konzept nicht ausgeschlossen werden, dass Verschmutzungen des Grundwassers sich langfristig auf die zur Trinkwasserversorgung genutzten Gebiete ausdehnen. Auch gibt es keinen Grund anzunehmen, dass die bisher nicht genutzten Vorkommen in Zukunft nicht genutzt werden sollen. Ein räumlich differenzierter Grundwasserschutz, der Verschmutzung außerhalb der Schutzregionen bewusst in Kauf nimmt, schließt diese Möglichkeit unter Umständen aus. Gegenüber diffusen Einträgen, insbesondere Einträgen über den Luftpfad, kann die Ausweisung von Wasserschutzgebieten ohnehin nichts ausrichten. Von Belastungen über den Luftpfad sind alle Ressourcen in gleicher Weise betroffen. Schutzanstrengungen für das Grundwasser sollten sich deshalb auf den Schutz aller Vorkommen beziehen, und nicht nur auf einzelne, für die Trinkwasserversorgung genutzten Vorkommen.

Anthropogene Belastungen

Natürliche Beschaffenheit des Grundwassers setzt voraus, dass jegliche anthropogene Beeinträchtigung unterbleibt. Belastungen des Grundwassers haben in den vergangenen Jahrzehnten deutlich zugenommen. Es gibt kaum noch Grundwasser, die unbeeinflusst von menschlichen Aktivitäten in ihrer natürlichen Beschaffenheit erhalten sind. Art und Ausmaß des anthropogenen Einflusses sind allerdings höchst unterschiedlich. Nicht immer ist damit eine schwerwiegende Beeinträchtigung des Grundwassersystems verbunden. Anthropogene Belastungen sind der Eintrag von im Grundwasser normalerweise nicht enthaltenen Stoffen oder ein Anstieg der Konzentrationen von im Grundwasser natürlicherweise vorkommenden Stoffen. Man unterscheidet punktuelle und linienförmige Einträge sowie flächenhafte diffuse Einträge. Punktuelle Einträge entstehen durch Altlasten und Deponien, Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen und undichte Kanalnetze der Abwasserentsorgung. Linienförmige Einträge ergeben sich entlang der Straßenverkehrswege und der Schienenverkehrswege. Als besonders problematisch wird die Zunahme flächenhafter diffuser Einträge betrachtet. Diese sind z.B. Nitrat und Wirkstoffe aus Pflanzenbehandlungsmitteln, aber auch Schwermetallmobilisierungen infolge von Versauerung der Böden. Hauptverursacher anthropogener

¹ Vgl. SRU (1998), Tz.7.

Einträge sind die Landwirtschaft mit dem Ausbringen von Gülle, Düngemitteln und Pflanzenbehandlungsmitteln sowie der Straßenverkehr, private Haushalte und die Industrie.¹

- *Nitrat* ist natürlicher Bestandteil aller Lebensmittel und des Trinkwassers. Die natürlichen Nitratgehalte im Grundwasser schwanken zwischen 1 mg/l und 25 mg/l.² Neben natürlichen Quellen gelangt Nitrat hauptsächlich durch die Landwirtschaft und Abwässer in das Grundwasser. Der landwirtschaftliche Nitratreintrag ist in Deutschland das größte Grundwassergefährdungspotential. Hauptursache ist der hohe Einsatz von Stickstoffdünger. Nitrat und das Abbauprodukt Nitrit stehen im Verdacht, krebserregend zu sein. Neben Gefährdungen für die menschliche Gesundheit sind Nitratbelastungen auch unter ökologischen Gesichtspunkten bedenklich, da sie zu einer Eutrophierung der Gewässer beitragen.³ Für Trinkwasser gilt ein Nitratgrenzwert von 50 mg/l, der vielfach nur noch durch Zumischen von unbelastetem Wasser eingehalten werden kann.⁴ Nitrat ist der einzige Stoff, für den bundesweit eine Bestandsaufnahme der Konzentrationen im Grundwasser vorliegt.⁵ 26 Prozent der Messstellen weisen deutlich bis stark erhöhte Nitratgehalte von mehr als 25 mg/l auf.⁶ Bei 11 Prozent der Messstellen übersteigt die Nitratkonzentration den Trinkwassergrenzwert von 50 mg/l, mehr als 90 mg/l wurden bei 4 Prozent der Messstellen festgestellt. Allgemein ist ein Anstieg der Nitratkonzentrationen im Grundwasser und eine Verlagerung in tiefere Bodenschichten festzustellen. Obwohl der Verbrauch stickstoffhaltiger Düngemittel abgenommen hat, ist mit einem weiteren Anstieg der Nitratkonzentrationen im Grundwasser zu rechnen. Noch immer werden zu hohe Mengen stickstoffhaltiger Dünger verwendet, die von den Pflanzen nicht aufgenommen werden können.⁷ Der Stickstoffüberschuss pro Hektar landwirtschaftlicher Fläche liegt in einer Größenordnung von 116 kg. Hinzu kommt, dass große Vorräte alter Nitratreinträge in den Böden gespeichert sind, die sich erst langfristig in das Grundwasser auswaschen werden. Das Nitrat gelangt erst mit erheblicher Verzögerung in das Grundwas-

¹ Vgl. SRU (1998), Tz.41.

² Vgl. UBA (1996), S.24.

³ Vgl. Meyer/Jörissen/Socher (1995), S.69.

⁴ Vgl. SRU (1994), Tz.227.

⁵ Vgl. LAWA (1995).

⁶ Vgl. LAWA (1995), BMU (1998), S.32.

⁷ Vgl. SRU (1998), Tz.43.

ser. In Deutschland ist deshalb innerhalb der nächsten 10 bis 20 Jahre noch mit steigenden Nitratwerten im Grundwasser zu rechnen.¹

- *Pflanzenschutzmittel* (PSM) sind organische Schadstoffe und sollen Pflanzen vor Schadorganismen schützen, das Wachstum der Pflanzen positiv beeinflussen oder einen nicht erwünschten Pflanzenwuchs verhindern.² Haupteinsatzgebiete von Pflanzenschutzmitteln sind die Landwirtschaft und der Erwerbsgartenbau. Angewendet werden Herbizide (gegen Wildkräuter), Fungizide (gegen pflanzenparasitäre Pilze) und Insektizide (gegen Insekten). Herbizide werden bspw. eingesetzt, um bebaute oder unbebaute Flächen von Vegetation freizuhalten. Pflanzenschutzmittel wirken der Zielsetzung entsprechend auf Pflanzen und Tiere toxisch. Im Grundwasser sind sie in der Regel nicht abbaubar und belasten es über lange Zeiträume. Für das Trinkwasser gelten strenge Pflanzenschutzmittelgrenzwerte von 0,0001 mg/l für die einzelne Substanz und 0,0005 mg/l für Pflanzenschutzmittel einschließlich ihrer Abbauprodukte.³ Die Grenzwerte der Trinkwasserverordnung haben Vorsorgecharakter und drücken aus, dass Pflanzenschutzmittelrückstände im Trinkwasser nicht erwünscht sind. Seit Anfang der 90er Jahre ist bekannt, dass Pflanzenschutzmittelrückstände die Wasserversorgung beeinträchtigen. Bis dahin war man davon ausgegangen, dass Pflanzenschutzmittel von den Pflanzen und Organismen aufgenommen werden und gar nicht erst in das Grundwasser gelangen. Hohe Belastungen durch Pflanzenschutzmittel erfordern aufwändige Aufbereitungsverfahren oder sogar das Abschalten von Brunnen. Die Auswirkungen auf die ökologischen Funktionen des Grundwassers sind noch nicht geklärt. Es ist nicht auszuschließen, dass Pflanzenschutzmittel über die Nahrungsmittelkette zum Menschen zurückgelangen.

- *Luftgetragene Stoffeinträge* sind ein Problem mit langfristigem Wirkungshorizont. Die Säurebildner Schwefeldioxid, Stickoxid und Ammoniak tragen maßgeblich zur Versauerung des Bodens und des Grundwassers bei. Durch den jahrzehntelangen Säureeintrag über den Luftpfad weisen Böden sinkende pH-Werte auf.⁴ Die Pufferung der Säure im Boden verläuft über die Auflösung bzw. Mobilisierung von Bodeninhaltsstoffen, wie z.B. Nährstoffe,

¹ Vgl. WBGU (1997), S.95.

² Vgl. LAWA (1997), S.9.

³ Vgl. LAWA (1997), S.9.

⁴ Diese bewegen sich mittlerweile in den Bereichen von Aluminium (pH 3,8 – 4,2) und Aluminium/Eisen (pH 3 bis 3,8).

Aluminium, Schwermetalle, organische Stoffe, die auf diese Weise in das Grundwasser gelangen.¹ Damit verbunden ist zum einen der Verlust der Filterfunktion des Bodens gegen den Eintrag organischer und anorganischer Schadstoffe und zum anderen eine vermehrte Schwermetallmobilisierung. Die Schwefeldioxid-Emissionen der Energieerzeugung und der Industrie sind stark zurückgegangen, Stickoxid-Emissionen aus dem Straßenverkehr und Ammoniak-Emissionen der Landwirtschaft sind jedoch unverändert hoch.² Die Versauerungsfront der Böden hat das Grundwasser bislang noch nicht erreicht. Obwohl eine Erhöhung der Konzentrationen von toxikologisch und ökologisch bedeutsamen Metallen bereits festgestellt werden kann, wird damit gerechnet, dass die schwersten Beeinträchtigungen noch bevorstehen, wenn die Versauerung der Böden das Grundwasser erreicht.

Natürliches Selbstreinigungsvermögen

Grundwasser verfügen über ein natürliches Selbstreinigungsvermögen, sie sind qualitativ erneuerbar. Anthropogene Stoffe können durch natürliche Prozesse abgebaut, Schadstoffe in umweltneutrale Abbauprodukte umgewandelt werden.³ In der umweltökonomischen Literatur findet man unterschiedliche Hypothesen über natürliche Selbstreinigungsprozesse in Wasserressourcen.⁴ Man kann chemische und biologische Selbstreinigungsprozesse unterscheiden. Chemische Selbstreinigungsprozesse setzen voraus, dass der mit dem Schadstoff reagierende Stoff permanent auf natürlichem Wege in das Grundwasser gelangt oder in sehr großen Mengen vorhanden ist. Dies ist z.B. der Fall, wenn Kalk der Reaktionspartner ist und ein Grundwasserleiter sich im Kalkstein befindet. Da ohne regelmäßige Zufuhr des Reaktionspartners dauerhaft auch sehr große Bestände aufgebraucht sind, spielen biologische Selbstreinigungsprozesse des Grundwassers in einer langfristigen Perspektive die wesentlich bedeutendere Rolle. Biologische Selbstreinigungsprozesse sind an das Vorhandensein von Mikroorganismen und Sauerstoff gekoppelt und können theoretisch unendlich lang fortlaufen. In Gewässern lebende Mikroorganismen verzehren organische Schadstoffe als Nahrung und nehmen anorganische Schadstoffe für ihren Energiestoff-

¹ Vgl. Dieter (1994), Meyer/Jörissen/Socher (1995).

² Vgl. Meyer/Jörissen/Socher (1995), S.119 ff.

³ Vgl. Fiedler (1997), S.4.

⁴ Vgl. Pethig (1989), Kuckshinrichs (1990), S.19 ff., Fiedler (1997).

wechsel auf. Um die biotischen Prozesse dauerhaft aufrecht zu erhalten, müssen drei Bedingungen erfüllt sein:¹

1. Die dauerhafte Schadstoffemission darf die natürliche Assimilationskapazität nicht übersteigen.
2. Der Schadstoffbestand darf weder zu niedrig noch zu hoch sein.
3. Der Sauerstoffsättigungswert muss genügend hoch sein, d.h. er muss einen gewissen Schwellenwert überschreiten.

Eine ökologisch tragfähige Entwicklung ist dann erreicht, wenn alle drei Bedingungen simultan erfüllt sind und die biologische Selbstreinigungsfähigkeit der Ressource dauerhaft erhalten bleibt.

Alternative Qualitätsstandards

In einer ökonomischen Sichtweise ist das Selbstreinigungsvermögen des Grundwassers eine natürliche produktive Leistung, die ein Ertragspotential der Ressource darstellt.² Die Schadstoffaufnahme des Grundwassers wird als logistische Regenerationsfunktion mit einer bestandsabhängigen Ertragsrate angenommen. Der Verzicht auf eine Nutzung der Selbstreinigungskapazität des Grundwassers ist mit Kosten verbunden, denn die Vermeidung von Schadstoffeinträgen ist nicht kostenlos. Schadstoffbelastungen des Grundwassers sollten in einer ökonomischen Perspektive deshalb nicht vollständig vermieden werden. Die Sichtweise steht allerdings im Widerspruch zum angestrebten Ziel, die natürliche Beschaffenheit des Grundwassers zu erhalten. Auch sind Umweltqualitätsstandards in Form von Grenzwerten für einzelne Stoffe für das Grundwasser nicht definiert.³ Es wurde bewusst darauf verzichtet, da befürchtet wird, die Standards könnten als Kontaminationsreserve verstanden werden und zu einer allgemeinen Verschlechterung des Grundwassers führen. Das Bundesumweltministerium vertritt folgende Auffassung: „Qualitätsstandards für das Grundwasser, die eine hinnehmbare Grundwasserbelastung definieren, sind nicht zulässig. Schädliche anthropogene Stoffeinträge müssen möglichst verhindert werden.“⁴ Grundwasser

¹ Vgl. Fiedler (1997), S.45.

² Vgl. Kuckshinrichs (1990), S.25.

³ Vgl. Kreuzburg (1999), S.156.

⁴ BMU (1987), zitiert nach Kreuzburg (1999), S.82.

sind mittlerweile jedoch fast flächendeckend anthropogen belastet, die natürliche Beschaffenheit des Grundwassers liegt kaum noch vor. Der Sachverständigenrat hat in seinem Sondergutachten „Grundwasser“ das Qualitätsziel der natürlichen Beschaffenheit relativiert, da es in absehbarer Zeit flächendeckend nicht zu verwirklichen ist. Als pragmatische Zielvorgabe hat der Rat „anthropogen möglichst unbelastetes Grundwasser“ vorgegeben, verbunden mit einem Verschlechterungsverbot der aktuellen Gewässergütesituation.¹

Die natürliche Beschaffenheit des Grundwassers ist in absehbarer Zeit also nicht erreichbar, es existieren jedoch keine alternativen Qualitätsstandards für das Grundwasser, an denen man sich orientieren könnte. Gelegentlich wird deshalb vorgeschlagen, Trinkwassergrenzwerte zur Bewertung der Grundwasserqualität heranzuziehen.² Trinkwassergrenzwerte sind unter hygienisch-toxikologischen und gewinnungstechnischen Gesichtspunkten für das Lebensmittel Trinkwasser erstellt worden. Der Rohstoff Grundwasser ist in der überwiegenden Anzahl qualitativ deutlich besser. Die Differenz zwischen Trinkwassergrenzwerten und der natürlichen Grundwasserkonzentration könnte als Verschmutzungsreserve verstanden werden. Trinkwassergrenzwerte sollten deshalb nicht zur Bewertung der Grundwasserqualität herangezogen werden. Allenfalls für die Sanierung stark belasteter Vorkommen können Trinkwassergrenzwerte als Orientierungspunkt herangezogen werden.

Für die Beibehaltung des Qualitätsziels der natürlichen Beschaffenheit spricht eine Reihe anderer Gründe. Grundwasserbelastungen sind Langzeitbelastungen, die sich nur in sehr langen Zeiträumen abbauen. Beeinträchtigungen des Grundwassers haben im Vergleich zum Oberflächenwasser deutlich länger anhaltende Folgen. Technische Sanierungsmaßnahmen sind nur in begrenztem Umfang realisierbar und verursachen einen hohen finanziellen Aufwand. Die Beseitigung eingetretener Schäden ist in der Regel kaum möglich und sofern überhaupt machbar, nur mit erheblichem Aufwand und für regional begrenzte, punktuelle Schadensfälle möglich. Flächenhafte Verunreinigungen sind grundsätzlich nicht sanierbar.³ Allein die Vermeidung weiterer Belastungen kann zu einer Sanierung des Grundwassers beitragen. Dem Umweltqualitätsziel der natürlichen Beschaffenheit und dem vorsorgenden

¹ Vgl. SRU (1998), Tz.226.

² Vgl. Schleyer/Kerndorff (1992), S.238.

³ Vgl. Meyer/Jörissen/Socher (1995), S.80 ff.

Schutz des Grundwassers kommen deshalb eine besondere Bedeutung zu.¹ Die Relativierung des Umweltqualitätsziels der „natürlichen Beschaffenheit“ zu „anthropogen möglichst unbelastetem Grundwasser“ durch den Sachverständigenrat ist vor diesem Hintergrund kritisch zu beurteilen. Als langfristig anzustrebende Zielsetzung kann die natürliche Beschaffenheit mit pragmatischen Zwischenzielen (operational targets) definiert werden, die als Etappenziele betrachtet werden können. Als Zwischenziel im Hinblick auf die Belastung mit gefährlichen Stoffen könnte eine Trendwende hin zu einer deutlichen Reduzierung der Belastung angestrebt werden. So wäre ein denkbare Ziel, dass sich die Häufigkeit der Überschreitung der Messwerte reduziert und die Anzahl der für die Trinkwasserversorgung nutzbaren Vorkommen in den kommenden Jahren nicht weiter abnimmt.² Voraussetzung ist eine repräsentative Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit, die Veränderungen der als relevant erachteten Parameter aufzeigt.

Bestandsaufnahme der natürlichen Beschaffenheit

Grundwasser flächendeckend in seiner natürlichen Qualität zu erhalten setzt voraus, dass die jeweiligen natürlichen Grundwasserqualitäten erfasst und konkrete Schutzziele formuliert sind. Die Bestandsaufnahme der Grundwasserbeschaffenheit erfolgt über Grundwasserüberwachungssysteme. Schleyer und Kerndorff haben eine Methodik zur Erarbeitung wissenschaftlich begründbarer Qualitätsstandards für das Grundwasser erarbeitet, die es ermöglicht, für einzelne Grundwasserinhaltsstoffe geogene Referenzbereiche zu bestimmen und die natürliche Beschaffenheit des Grundwassers als Umweltqualitätsziel sowie eine Abgrenzung der natürlichen Konzentration gegenüber Kontaminationen festzulegen.³ Mit den Schwankungsbreiten der natürlichen geogenen Beschaffenheit des Grundwassers lassen sich Schutzziele für den vorsorgenden Grundwasserschutz formulieren. Flächenhafte diffuse Einträge führen zu einer generellen Verschlechterung der Grundwassersituation. Geogene Referenzbereiche sind umso schwieriger festzustellen, je später die Erfassung der natürlichen Grundwasserbeschaffenheit erfolgt. Die Qualitätsstandards müssen getrennt für unterschiedliche Aquifertypen und Grundwasserlandschaften erarbeitet und entsprechende Schutzziele formuliert werden. Grundwasserbeeinträchtigungen können nur vor dem Hintergrund der

¹ Vgl. Schenk/Kaupe (1998), S.3.

² Vgl. UBA (1996), S.16.

³ Vgl. Schleyer/Kerndorff (1992), S.237.

bodenkundlichen und geologischen Gegebenheiten standortspezifisch bewertet werden. Wichtige Parameter sind die am Standort akkumulierten Schadstoffmengen, die jeweiligen Stoffdynamiken und das Retentionsvermögen der ungesättigten Zone. Relevant für die Grundwassergefährdung sind nicht allein das Auftreten oder die Konzentration einzelner Stoffe, sondern vor allem die in den unterschiedlichen Grundwasserleitern ablaufenden Prozesse und Wechselwirkungsmechanismen, die die Beschaffenheit des Grundwassers beeinflussen.¹ Für einen vorbeugenden Grundwasserschutz sind deshalb genaue Kenntnisse über die Grundwasserleiter und die regelmäßige Beobachtung der Wasserbeschaffenheit (Monitoring) von besonderer Bedeutung.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass aus der Perspektive eines nachhaltigen Grundwasserschutzes das anzustrebende Umweltqualitätsziel die „natürliche Beschaffenheit“ sein sollte. Die natürliche Beschaffenheit variiert regional deutlich und unterliegt geogen bedingten Schwankungen. Sie muss regional im jeweiligen Kontext bestimmt werden. Zur Sicherstellung des Umweltqualitätsziels ergibt sich die Notwendigkeit einer umfassenden Bestandsaufnahme und einer regelmäßigen Überwachung der Grundwasserbeschaffenheit. Im Fall bestehender Belastungen können über geogene Referenzbereiche vergleichbarer Bodenformationen Zielbereiche bestimmt werden, deren Erreichung über pragmatische Zwischenziele angestrebt werden kann. Da Schädigungen und Beeinträchtigungen der Grundwasserqualität als weitgehend irreversibel betrachtet werden müssen, kommt dem Vorsorgeprinzip eine besondere Bedeutung zu. Umwelthandlungsziel eines nachhaltigen Grundwasserschutzes sollte der flächendeckende Schutz des Grundwassers sein. Das bedeutet insbesondere, den Grundwasserschutz nicht nur auf die zur Trinkwassergewinnung genutzten Vorkommen zu begrenzen. Die praktische Erfahrung zeigt, dass bei einem räumlich differenzierten Grundwasserschutz regelmäßig Realisierungs- und Umsetzungsprobleme auftreten.² Wasserschutzgebiete stehen in einem Interessenkonflikt mit anderen Nutzungen und sind mit Kosten in Form von Nutzungseinschränkungen verbunden. Auch bleiben grundsätzliche Einwände gegen ein räumlich differenziertes Schutzkonzept

¹ Vgl. SRU (1998), Tz.24 f.

² Vgl. Meyer/Jörissen/Socher (1995), S.231.

bestehen, da die Mehrzahl der Grundwasservorräte ausgeschlossen ist und sich Schadstoffeinträge auf die geschützten Vorkommen ausweiten können. Der Verzicht auf den Schutz derzeit nicht genutzter Vorkommen schränkt den Gestaltungsspielraum in der Zukunft ein, die bislang ungenutzten Grundwasservorkommen später zu nutzen. Für Einträge über den Luftpfad ist die Strategie eines räumlich differenzierten Grundwasserschutzes ohnehin nicht anwendbar. Eine rein nutzungsbezogene Schutzkonzeption ist mit dem Ziel eines nachhaltigen Grundwasserschutzes nicht vereinbar.

Das Umweltqualitätsziel der natürlichen Beschaffenheit sollte flächendeckend unabhängig von der aktuellen Nutzung für alle Ressourcen angestrebt werden. Der Raum für ökonomische Abwägungen ist beim Umweltqualitätsziel der natürlichen Beschaffenheit und dem Umwelthandlungsziel des flächendeckenden Grundwasserschutzes eingengt. Trotzdem ist die Möglichkeit zur Differenzierung des Schutzaufwandes gegeben. Grundwasser weisen aufgrund der unterschiedlichen Deckschichten unterschiedliche Belastungsempfindlichkeiten auf. Der Boden entfaltet nach seiner jeweiligen Beschaffenheit eine unterschiedliche Schutzwirkung und ermöglicht so, das einheitliche Umweltqualitätsziel der natürlichen Beschaffenheit mit einem regional differenzierten Schutzaufwand zu erreichen, der sich an der Belastungsempfindlichkeit orientiert. Ein hoher Schutzaufwand lässt sich nur mit einem entsprechend hohen Gefährdungspotential rechtfertigen. Ökonomische Abwägungen müssen deshalb zu einer regional differenzierten Gewässergütepolitik führen, mit dem einheitlichen Umweltqualitätsziel der natürlichen Beschaffenheit. Damit verbunden ist keineswegs eine Aufweichung der Anforderungen für den Grundwasserschutz. Wo ein hohes Gefährdungspotential besteht, muss ein entsprechend hoher Schutzaufwand betrieben werden. Noch immer ist die Abschätzung der Grundwassergefährdungspotentiale mit Problemen verbunden. Es bestehen bei vielen Stoffen erhebliche Kenntnisdefizite im Hinblick auf ihre grundwassergefährdenden Eigenschaften. Die Gefährdung hängt nicht nur von der Menge der eingesetzten Stoffe und ihren Eigenschaften ab, sondern auch von den natürlichen Bodenverhältnissen, der chemischen Zusammensetzung des Grundwassers, dem Vorhandensein von Mikroorganismen, den klimatischen Bedingungen und der Veränderung des pH-Wertes. Grundwassergefährdungen ergeben sich erst aus dem Zusammenwirken von Stoffeigenschaften und Standortbedingungen. Eine allgemeine ökotoxikologische Bewertung von Stoffen in Bezug

auf ihr Grundwassergefährdungspotential ist nur eingeschränkt möglich. Vorsorgender Grundwasserschutz verlangt allerdings, trotz bestehender Unsicherheiten Maßnahmen zu ergreifen, damit es nicht zu irreversiblen Grundwasserverunreinigungen kommt.¹

4. Substituierbarkeit von Grundwasser

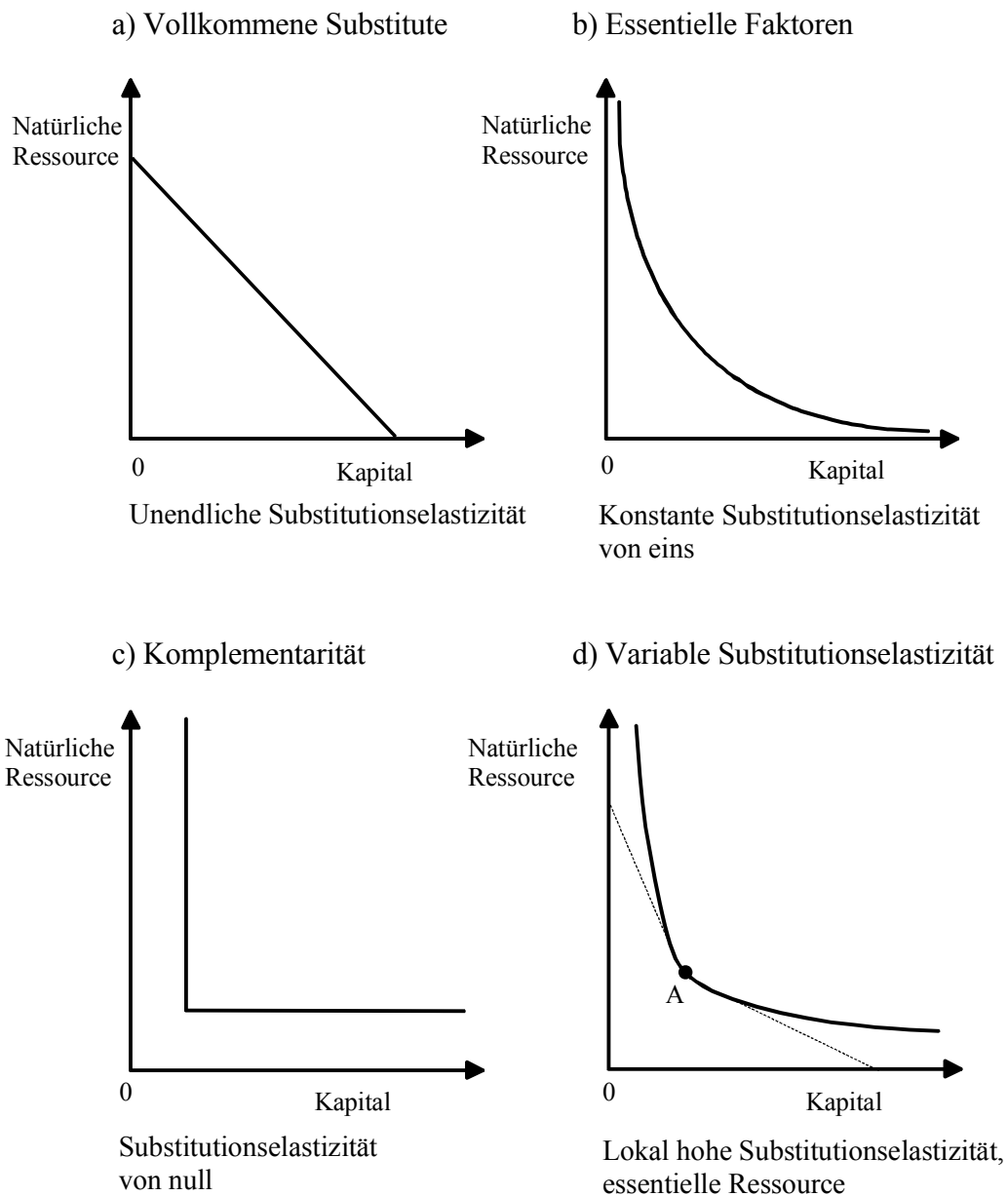
In der mikroökonomischen Produktionstheorie bezeichnet Substitution die Möglichkeit, unter Beibehaltung der Produktionsmenge den Einsatz eines Produktionsfaktors zu reduzieren, indem man den Einsatz eines anderen Faktors entsprechend erhöht.² Die Substitution einer natürlichen Ressource bedeutet, dass sie durch eine andere ersetzt werden kann, ohne dass der Output reduziert werden muss. Substitutionsmöglichkeiten sind einerseits im Produktionsbereich möglich, wo man bei einem steigenden Preis eines Faktors den relativ billigeren Faktor verstärkt einsetzen kann. Die Preise der eingesetzten Produktionsfaktoren sind entscheidend für die Bestimmung der Minimalkostenkombination. Andererseits ist Substitution im Konsumbereich möglich, wenn dasselbe Wohlfahrtsniveau mit einer geringeren Menge eines Gutes und einer größeren Menge eines anderen Gutes erreicht werden kann.³ Vollkommene Substituierbarkeit liegt vor, wenn Substitution unbegrenzt möglich ist und z.B. in der Produktion eines Gutes auf den Einsatz eines Faktors vollständig verzichtet werden kann. Im Gegensatz dazu ist bei essentiellen Faktoren der Einsatz einer minimalen Menge Voraussetzung für die Produktion. Essentielle Faktoren können nicht vollständig ersetzt werden, was produktionstechnisch betrachtet bedeutet, dass die Isoquante die Achse des anderen Produktionsfaktors nicht schneidet. Dies ist z.B. bei einer Cobb-Douglas-Produktionsfunktion aufgrund der multiplikativen Verknüpfung der Faktoren der Fall. Ist eine effiziente Produktion nur bei einem fix gegebenen Faktoreinsatzverhältnis möglich, sind die Faktoren nicht substituierbar, und es besteht strikte Komplementarität. Vollkommene Substituierbarkeit (a), essentielle Faktoren (b) und Komplementarität (c) sind nachfolgend in Abbildung IV dargestellt.

¹ Vgl. Meyer/Jörissen/Socher (1995), S.40 f.

² Vgl. Fehl/Oberender (1992), S.94.

³ Vgl. Hackl (2000), S.174.

Abbildung IV: Vollkommene Substitute, essentielle Ressourcen, Komplementarität und essentielle Ressourcen mit hoher lokaler Substitutionselastizität



Quelle: Eigene Darstellung nach Stiglitz (1979), Keil (1999) und Herdzina (2001).

Die Maßgröße für die Substituierbarkeit eines Faktors durch einen anderen ist die Substitutionselastizität. Sie setzt die relative Änderung des Einsatzverhältnisses der Produktionsfaktoren ins Verhältnis zu einer relativen Änderung der Preise der Faktoren. Im Fall vollkommener Substitute ist die Substitutionselastizität unendlich. Die Verteuerung eines Faktors bewirkt, dass dieser vollständig durch den anderen ersetzt wird. Bei einer Cobb-Douglas-Produktionsfunktion sind beide Faktoren essentiell mit einer konstanten Substitutionselastizität.

tät von eins. Eine einprozentige Änderung des Preises führt zu einer einprozentigen Änderung des Faktoreinsatzverhältnisses. Das Substitutionsverhältnis von eins bleibt auch dann bestehen, wenn nur sehr kleine Mengen eines Produktionsfaktors eingesetzt werden, die im Extremfall gegen null streben. Im Fall komplementärer Faktoren ist die Substitutionselastizität null. Da ein fixes Faktoreinsatzverhältnis Voraussetzung für eine effiziente Produktion ist, wirkt sich eine Preisänderung nicht auf das Einsatzverhältnis aus. Nach der Krümmung der Isoquante lassen sich Produktionsfunktionen mit variabler und konstanter Substitutionselastizität unterscheiden.¹ Sogenannte CES-Funktionen („constant elasticity of substitution“) sind durch eine konstante Substitutionselastizität von z.B. null, eins oder unendlich gekennzeichnet, während VES-Funktionen („variable elasticity of substitution“) variable Substitutionselastizitäten bei unterschiedlichen Faktoreinsatzverhältnissen aufweisen. Konstante Substitutionselastizitäten wie in den Beispielen (a), (b) und (c) sind theoretische Fälle mit eher geringer Praxisrelevanz. Realistischer ist die Annahme von Isoquanten mit einer variablen Substitutionselastizität, die nur in einem bestimmten Bereich eine hohe oder niedrige Substitutionselastizität aufweisen. Der Fall (d) beschreibt die Isoquante einer essentiellen Ressource, die im Punkt A zwar eine relativ hohe Substitutionselastizität aufweist, die mit geringen Faktoreinsatzmengen jedoch abnimmt und damit zunehmend schwer zu substituieren ist.²

Hohe Substitutionselastizitäten lassen darauf schließen, dass es bei wachsender Knappheit einfach ist, auf andere Ressourcen auszuweichen. Geringe Substitutionselastizitäten machen deutlich, dass nur geringe Ausweichmöglichkeiten bestehen. Ressourcenökonomische Modelle gehen davon aus, dass steigende Preise natürlicher Ressourcen dazu führen, dass Ressourcen durch andere ersetzt werden.³ Die Nachfrage nach der teurer gewordenen Ressource sinkt, und ein zu niedrigeren Kosten verfügbarer Faktor wird in der Produktion eingesetzt. Dies kann z.B. eine andere natürliche Ressource sein, aber auch menschengemachtes Kapital. Erfolgt die Substitution durch menschengemachtes Kapital, wird derselbe Output mit einer verminderten Einsatzmenge der Ressource und einem höheren Einsatz an Kapital oder Arbeit erreicht, bspw. durch den Einsatz neuer, ressourcensparender Maschi-

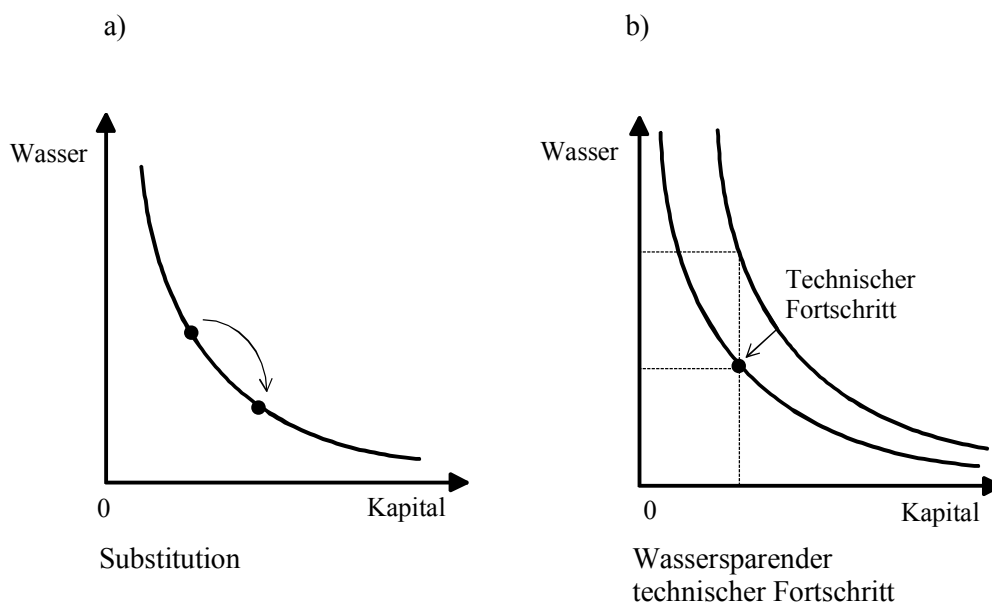
¹ Vgl. Herdzina (2001), S.118.

² Vgl. Stiglitz (1999), S.41.

³ Vgl. Neumayer (1999), S.44.

nen. Substitutionen sind also entweder durch andere Ressourcen oder Kapital und Arbeit möglich. Forschungs- und Entwicklungstätigkeiten können die Ressourcenproduktivität erhöhen und sind Investitionen in menschengemachtes Kapital. Steigende Ressourcenpreise können Investitionen in ressourcensparenden technischen Fortschritt lohnend machen.¹ Technischer Fortschritt ist ressourcensparend, wenn eine bestimmte Outputmenge mit einem geringeren Ressourceneinsatz bzw. ein höherer Output mit derselben Ressourcenmenge produziert werden kann. Die Ressourceneffizienz steigt. Technischer Fortschritt kann sich auch positiv auf die Kosten für die Gewinnung von natürlichen Ressourcen auswirken, so dass es ökonomisch lohnend wird, bisher nicht rentabel auszubeutende Ressourcenbestände zu nutzen.² Zur Überwindung von Ressourcenknappheit kann der technische Fortschritt also eine bedeutende Rolle spielen. Während eine Substitution von natürlichen Ressourcen durch menschengemachtes Kapital grafisch durch eine Bewegung auf der Isoquante dargestellt wird (Abbildung Va), ist technischer Fortschritt mit einer Verschiebung der Isoquante verbunden (Abbildung Vb).³

Abbildung V: Substitution vs. technischer Fortschritt



Quelle: Eigene Darstellung nach HdWW Band 7 (1977) und Keil (1999).

¹ Vgl. Keil (1999), S.129 ff., Neumayer (1999), S.48.

² Vgl. Neumayer (1999), S.69.

³ Vgl. Schiffler (1998), S.25, Keil (1999), S.9.

Eine pauschale Antwort auf die Frage der Substituierbarkeit natürlicher Ressourcen kann nicht gegeben werden. Die Substituierbarkeit muss im Einzelfall von der speziellen Bedeutung einer Ressource beurteilt werden. Dabei ist es erforderlich zu unterscheiden zwischen der Substituierbarkeit natürlicher Ressourcen als unmittelbarem Nutzenstifter, zwischen der Substituierbarkeit natürlicher Ressourcen in der Produktion von Konsumgütern und der Substituierbarkeit natürlicher Ressourcen in der Funktion als Aufnahmemedium von Schadstoffen. Der Wasserverbrauch kann durch vielfältige Instrumente beeinflusst werden, in vielen Bereichen existieren Einspar- und Substitutionsmöglichkeiten. Die Trinkwassernutzung für den häuslichen Gebrauch macht weniger als zehn Prozent des weltweiten Wasserverbrauchs aus. Etwa ein Viertel des Wasserverbrauchs entfällt auf die Industrie, mehr als zwei Drittel der Wassernutzung auf den landwirtschaftlichen Bereich.

Substitutionsmöglichkeiten im häuslichen Gebrauch

Wasser ist für die Befriedigung der unmittelbaren menschlichen Bedürfnisse eine essentielle Ressource. Es ist lebensnotwendig und durch kein anderes Gut zu ersetzen. Der Mensch besteht zu ca. 60 Prozent aus Wasser. Im menschlichen Organismus erfüllt Wasser lebensnotwendige Transport-, Lösungs- und Regelungsfunktionen.¹ Alle lebenden Organismen geben Wasser an ihre Umgebung ab und sind auf die regelmäßige Zufuhr von frischem Wasser angewiesen. Etwa 3 bis 8 Liter täglich in guter Qualität sind für den Menschen zum Überleben erforderlich.² Maßgeblich bestimmend sind das Körpergewicht und die klimatischen Verhältnisse. Der tatsächliche Wasserverbrauch liegt ein Vielfaches darüber. Der Trinkwasserverbrauch variiert weltweit zwischen 20 und 500 Litern pro Einwohner und Tag.³ Zwei Drittel der Weltbevölkerung verbrauchen allerdings weniger als 50 Liter pro Tag. In Deutschland liegt der Pro-Kopf-Verbrauch bei 127 Litern pro Tag und verteilt sich auf die verschiedenen Verwendungszwecke wie in Abbildung VI dargestellt.⁴

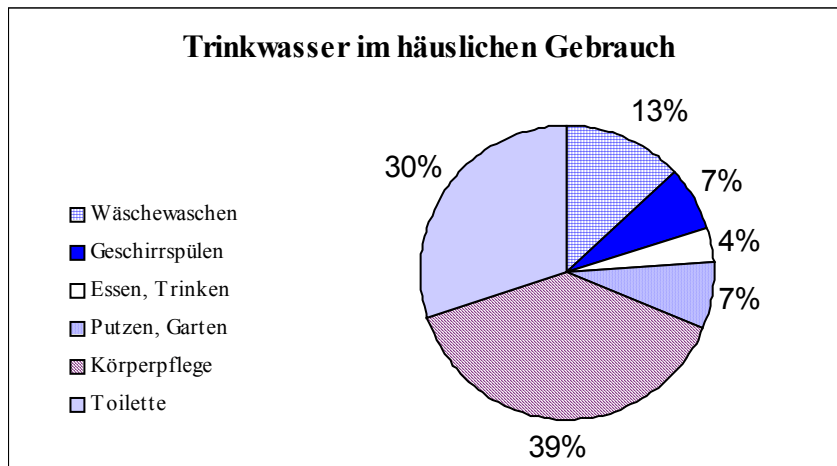
¹ Vgl. Wallacher (1999), S.6.

² Vgl. Angaben der WHO in Wallacher (1999), S.7.

³ Vgl. Schiffler (1998), S.34.

⁴ Vgl. Wolff (1999), S.14.

Abbildung VI: Trinkwassernutzung in Deutschland



Quelle: BMU (2002).

Der durchschnittliche Trinkwasserverbrauch in Deutschland hat sich in den vergangenen Jahren stetig reduziert.¹ Ging man in den siebziger und achtziger Jahren noch von einem steigenden Wasserverbrauch im Zuge der wirtschaftlichen Entwicklung aus, sind die Wasserverbrauchsdaten bereits seit vielen Jahren rückläufig.² In der Zukunft rechnet man mit einem weiter rückläufigen Pro-Kopf-Wasserverbrauch. Trinkwasser ist im häuslichen Gebrauch für die Nahrungsmittelzubereitung und die Körperpflege unverzichtbar. Es muss höchsten Qualitätsansprüchen genügen und auch bei lebenslangem Konsum eine Gefährdung für die menschliche Gesundheit ausschließen. Nur ein Teil unseres täglichen Trinkwassergebrauchs muss diese hohen Qualitätsansprüche erfüllen. Zwischen 20 und 50 Liter in Trinkwasserqualität sind für die Deckung der essentiellen menschlichen Bedürfnisse wie Nahrungsmittelzubereitung und Körperhygiene erforderlich. Der tatsächliche Gebrauch liegt deutlich höher. Einsparungen sind oft durch einfache Verhaltensänderungen und einen sorgsameren Umgang mit Wasser möglich.

¹ Der durchschnittliche Verbrauch lag in Deutschland im Jahr 1990 noch bei 145 Litern pro Einwohner und Tag (l/d) und ist seither rückläufig. Im Jahr 2000 liegt der Durchschnittsverbrauch bei 127 l/d. Vgl. dazu UBA (2001), S.18. Bemerkenswert ist vor allem der starke Rückgang des Wasserverbrauchs in den neuen Bundesländern von 141 l/d in 1990 auf 100 l/d in 1995. Vgl. SRU (1998), Tz.134.

² Im Jahr 1976 rechnete man mit einer Verbrauchssteigerung auf bis zu 270 Liter pro Kopf und Tag (l/d). Man erwartete, dass der Pro-Kopf-Verbrauch wesentlich von der wirtschaftlichen Entwicklung abhängt. Im Fall eines Null-Wachstums ging man von einem Anstieg auf 165 l/d bis zum Jahr 2000, bei durchschnittlichen Wachstumsraten von etwa vier Prozent von einem Anstieg auf 242 l/d aus. Vgl. Hölting (1996), S.7.

Wassersparende Technologien, z.B. Durchlaufbegrenzer, wassersparende Toilettenspülungen, Duschköpfe, Wasch- und Spülmaschinen, können den Wasserverbrauch deutlich reduzieren. Nach einer Untersuchung von Rott und Schlichtig könnten durch Investitionen in wassersparende Armaturen und Haushaltsgeräte und die Substitution von Trinkwasser durch Grau- oder Regenwasser bis zu 50 Prozent des Trinkwasserverbrauchs im Haushalt eingespart werden.¹ Bei dieser sehr optimistischen Einschätzung der Spar- und Substitutionspotentiale wurde allerdings keine ökonomische Abwägung der damit verbundenen Kosten vorgenommen.² Wassersparende Einrichtungen zahlen sich im häuslichen Bereich zwar aufgrund der relativ geringen Kosten oft schnell aus und amortisieren sich bei der Erstinstallation bereits nach kurzer Zeit. Für die Brauchwassernutzung von leicht verschmutztem Grauwasser oder Regenwasser muss aber in der Regel ein getrenntes, zusätzliches Leitungsnetz betrieben werden und Aufbereitungsanlagen müssen installiert werden. Die damit verbundenen Kosten sind erheblich und dürften sich nur bei hohen Wasserpreisen und einem hohen Wasserverbrauch rentieren. Gegen Grau- und Regenwasserleitungen im häuslichen Gebrauch sprechen hygienische Bedenken, denn auch das Wasser für Wäschewaschen, Toilettenspülung und Putzen muss bestimmten hygienischen Ansprüchen genügen.³ Sowohl eine Aufbereitung als auch eine Qualitätskontrolle wären für bestimmte Verwendungszwecke erforderlich und würden die Nutzung verteuern. Unproblematisch ist dagegen die Regenwassernutzung bspw. für die Bewässerung von Pflanzen. Im häuslichen Bereich bestehen also durchaus Einspar- und Substitutionsmöglichkeiten, insbesondere beim Verbrauch der Mengen, die über die Nutzung für die Nahrungsmittelzubereitung und Körperpflege hinausgehen. Während wassersparende Geräte und Einrichtungen sich oft bereits nach kurzer Zeit amortisieren, sind Brauchwasserleitungen für Grau- und Regenwasser kostenintensiv und stoßen auf hygienische Bedenken. Grundsätzlich ist zu bedenken, dass sich Einsparungen des Wasserverbrauchs für den Verbraucher nicht immer auszahlen. Aufgrund der besonderen Kostenstrukturen in der Wasserversorgung kann weniger Verbrauch zu höheren Kosten führen. Nur bei hohen verbrauchsabhängigen Wassertarifen

¹ Vgl. Rott/Schlichtig (1994), S.34.

² Vgl. SRU (1998), Tz.221.

³ Vgl. Dieter (1994), Rott/Schlichtig (1994).

dürften sich für den Verbraucher größere Investitionen zur Reduzierung des Wasserverbrauchs auszahlen.

Einspar- und Substitutionsmöglichkeiten bestehen auch auf der Seite der öffentlichen Wasserversorger. In Deutschland ist die öffentliche Wasserversorgung mit 6,3 Milliarden m³ drittgrößter Wassernutzer. Rund 70 Prozent des Trinkwassers werden aus dem Grundwasser gewonnen, regional ist die Bedeutung des Grundwassers für die Trinkwasserversorgung sehr unterschiedlich.¹ Hamburg, Schleswig-Holstein und Berlin gewinnen 100 Prozent des Trinkwassers aus dem Grundwasser, Sachsen dagegen nur 23 Prozent. Wasserversorgungsunternehmen können durch Investitionen in das Rohrnetz Leitungsverluste reduzieren und so die Rohwasserentnahmen einschränken. Die Wasserverluste durch undichte Kanäle machen in Deutschland weniger als 10 Prozent aus und liegen deutlich niedriger als in den meisten anderen Staaten.² Investitionen in das Rohrnetz zur Reduzierung von Leitungsverlusten sind eine Substitution von Wasser durch Kapital. Aus ökonomischer Sicht müssen der Reduzierung von Leitungsverlusten Kosten-Nutzen-Überlegungen zu Grunde gelegt werden, da eine vollständige Vermeidung mit sehr hohen Kosten verbunden sein kann.³

Substitutionsmöglichkeiten in der Industrie

Die Bedeutung des Produktionsfaktors Wasser ist in den einzelnen Branchen außerordentlich unterschiedlich. Einspar- und Substitutionsmöglichkeiten sind in vielen Bereichen der industriellen Produktion hoch. Unternehmen reagieren sensibel auf Veränderungen der Wasserpreise, wenn diese als Kostenfaktor in der Produktion von Bedeutung sind. Die Preiselastizität der Wassernachfrage ist im industriellen Bereich groß. Die Verfügbarkeit von Wasser und die Wasserpreise sind in wasserintensiven Branchen ein entscheidender Faktor für die Standortwahl. Kraftwerke sind mit 29 Milliarden m³ in Deutschland die größten Wassernutzer, allerdings setzen Kraftwerke fast ausschließlich Oberflächenwasser für Kühlzwecke ein. Das produzierende Gewerbe ist mit 12 Milliarden m³ zweitgrößter industrieller Wassernutzer. Bei einem Eigenversorgungsgrad von rund 90 Prozent wird mehr als ein Viertel des Wasserverbrauchs des produzierenden Gewerbes aus dem Grundwasser

¹ Vgl. SRU (1998), Tz.130.

² Vgl. European Environment Agency (EPA) (2001), S.22, BMU (2002), S.3.

³ Eine ausführliche Darstellung zur ökonomischen Optimierung der Wasserverluste findet man bei Munashinghe (1992), S.149 ff.

gewonnen.¹ Großverbraucher sind die Papierindustrie und die Chemische Industrie. Einen relativ hohen Wasserverbrauch haben ferner die Textilindustrie und die Nahrungs- und Genußmittelindustrie, wobei letztere auf qualitativ besonders hochwertiges Wasser angewiesen ist.²

Wassersparende Technologien und Mehrfachnutzung bieten im industriellen Bereich vielfältige Möglichkeiten zur Einsparung von Wasser und zur Steigerung der Wassereffizienz. In den vergangenen Jahrzehnten konnten bis zu 90 Prozent des Wasserverbrauchs im industriellen Bereich eingespart werden. In den Volkswirtschaften Japan, Israel und China hat sich die Wasserproduktivität verdreifacht.³ Anders als im häuslichen Gebrauch kann in vielen Bereichen der industriellen Produktion auch Wasser minderer Qualitäten eingesetzt werden.⁴ An Stelle von hochwertigem Trinkwasser kann Brauchwasser z.B. für die Kühlung oder Reinigung verwendet werden. Bereits mit einfachen Technologien kann man den Wasserverbrauch oft erheblich reduzieren. Die Techniken werden oft speziell für die jeweiligen Betriebe entwickelt und sind maßgeschneidert. Kreislaufnutzungen, bei denen die Wassermenge einen geschlossenen Kreislauf mehrfach durchläuft, erlauben einen Nutzungsfaktor von bis zu 50 mal der eingesetzten Wassermengen. Mehrfachnutzungen für verschiedene Verwendungszwecke (bspw. Kühlung und Reinigung) ermöglichen eine zwei- bis dreifache Verwendung des genutzten Wassers. Kreislauf- und Mehrfachnutzungen sind auch im industriellen Bereich nicht immer unproblematisch. Konventionelle Kreislaufführungstechniken können zu Geruchsbelastungen, Korrosion, Verschleimung und mikrobiellem Wachstum führen und stoßen damit an ihre Grenzen. Eine Lösung könnten in der Zukunft biologische Kreislaufwasserbehandlungsanlagen darstellen, die noch im Erprobungsstadium sind und wenig eingesetzt werden.⁵ Techniken zur Wassereinsparung erfordern jedoch oft einen hohen Energieeinsatz. Eine Substitution der erneuerbaren Ressource Wasser durch überwiegend aus nicht-erneuerbaren Ressourcen gewonnene Energie ist mit dem Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung nicht zu vereinbaren. Obwohl Substitutionsmöglichkeiten im

¹ Vgl. SRU (1998), Tz.128.

² Vgl. Lehn/Steiner/Mohr (1996), S.78.

³ Vgl. Schiffler (1998), S.38.

⁴ Vgl. Lehn/Steiner/Mohr (1996), S.144.

⁵ Vgl. Lehn/Steiner/Mohr (1996), S.45.

industriellen Bereich also vorhanden sind, sind Grenzen des Wassersparens aufgrund des hohen Energieverbrauchs erkennbar.

Substitutionsmöglichkeiten in der landwirtschaftlichen Nutzung

Deutschland ist ein wasserreiches Land mit einer hohen Niederschlagsmenge. Die Bedeutung der bewässerten Landwirtschaft ist gegenüber den Entnahmen der öffentlichen Wasserversorgung und der Industrie sehr gering. Landwirtschaftliche Betriebe versorgen sich im Regelfall aus eigenen Brunnen, verlässliche Angaben über die landwirtschaftliche Wassernutzung in Deutschland gibt es deshalb nicht.¹ Schätzungen gehen davon aus, dass in Deutschland weniger als vier Prozent der Grundwasserentnahmen für die Feldberegnung eingesetzt werden.² Weltweit ist die Landwirtschaft mit gut zwei Dritteln des Wasserverbrauchs der mit Abstand größte Wassernutzer. Etwa 40 Prozent der landwirtschaftlichen Produktion stammen aus dem bewässerten Landbau.³ Die Bedeutung der bewässerten Landwirtschaft für die Nahrungsmittelproduktion wird mit dem zu erwartenden Bevölkerungswachstum weiter steigen. Im kommenden Jahrzehnt müssen schätzungsweise 80 Prozent der zusätzlich produzierten Lebensmittel aus dem Bewässerungslandbau gewonnen werden.

In den ariden und semi-ariden Regionen ist Frischwasser oft der limitierende Faktor für eine ausreichende Nahrungsmittelproduktion. Für das Tränken von Tieren und die Bewässerung von Pflanzen ist Wasser essentiell. Eine Substitution von Wasser ist durch die Verfeinerung von bestehenden Bewässerungstechniken und ein intensives Bewässerungsmanagement möglich. Wissen und qualifizierte Arbeit sind ein Substitut für den Einsatz von großen Mengen Wasser. So kann z.B. eine Bewässerung bei Nacht oder in den frühen Morgenstunden erfolgen. Dadurch ist es möglich, die Verluste durch Evaporation zu reduzieren.⁴ Das Einebnen der Bewässerungslandschaften und das Setzen von Bäumen können die Effizienz der Wassernutzung ebenso erhöhen wie der Einsatz von Computern, die den optimalen Zeitpunkt der Bewässerung bestimmen. Neue Bewässerungstechniken können Wasser durch Energie und Kapital ersetzen. Die am weitesten verbreitete Bewässerungstechnik ist noch

¹ Vgl. Kahlenborn/Krämer (1999), S.73.

² Vgl. SRU (1998), Tz.130.

³ Vgl. WBGU (2000), S.46.

⁴ Vgl. Schiffler (1998).

immer die Oberflächenbewässerung, bei der man das Wasser über den Boden laufen lässt, bis es versickert. Die Effizienz dieser Bewässerungsmethode liegt nur bei ca. 40 bis 60 Prozent, der Rest verdunstet oder fließt ungenutzt ab. Eine effizientere Lösung ist die Bewässerung mit Sprinkleranlagen. Das Wasser wird in die Luft gesprüht und simuliert den Regenfall. Die Effizienz liegt hierbei zwischen 65 und 75 Prozent, erfordert aber einen höheren Einsatz von Energie und Kapital. Die höchste Effizienz von bis zu 95 Prozent wird mit der sogenannten Tröpfchenbewässerung erreicht. Wasser wird durch kleine Röhren direkt an die Wurzelzone der Pflanze geführt, die durch Plastikabdeckungen zusätzlich abgeschirmt ist. Tröpfchenbewässerung ist eine hocheffiziente, allerdings sehr kapitalintensive Bewässerungsform. Auch in der landwirtschaftlichen Produktion gibt es demnach zahlreiche Möglichkeiten zur Einsparung und Substitution von Wasser. Die benötigte Menge Wasser hängt zudem stark von den angebauten Früchten ab. Mit dem Anbau weniger wasserintensiver Früchte kann Wasser gespart werden. Auf den Konsum muss nicht verzichtet werden, wenn wasserintensive Früchte aus wasserreichen Regionen importiert werden. Auf diese Art kann Wasser virtuell importiert werden und die Effizienz der Wassernutzung erhöhen.

Substituierbarkeit von Grundwasser

Die oben angeführten Beispiele zeigen, dass Wasser in vielen Bereichen durch menschengemachtes Kapital substituierbar ist. Einsparungen sind nicht selten durch einfache Verhaltensänderung möglich und ersetzen eine ineffiziente Nutzungsstruktur durch effiziente Verhaltensweisen. Die beschriebenen Substitutionsmöglichkeiten beziehen sich ausschließlich auf den menschlichen Gebrauch von Wasser. Im häuslichen Bereich, der industriellen Produktion und der Landwirtschaft ist Wasser in seinen verschiedenen Funktionen in unterschiedlicher Weise substituierbar, die Bedeutung des Grundwassers ist in den einzelnen Bereichen sehr unterschiedlich. Eine Aussage darüber, ob Grundwasser als natürliche Ressource substituierbar ist oder nicht, kann damit aber nicht gemacht werden. Ob Grundwasser essentiell oder substituierbar ist, muss unabhängig von der Substituierbarkeit in einzelnen Verwendungszwecken beurteilt werden. Ein gutes Hilfsmittel ist dabei die

Unterscheidung zwischen „grünem“ und „blauem“ Grundwasser.¹ Nur ein Teil des Niederschlags ist für den menschlichen Gebrauch als Grundwasser oder Oberflächenwasser verfügbar. Man bezeichnet diesen Teil der natürlichen Regeneration als „blaues Wasser“. Dem steht das sogenannte „grüne Wasser“ gegenüber, das direkt von Boden und Pflanzen aufgenommen wird, den Wasserhaushalt der natürlichen Systeme reguliert und bspw. von der Oberfläche des Bodens und der Pflanzen verdunstet oder von Pflanzen aufgenommen und transpiriert wird. Grünes Wasser ist für den menschlichen Gebrauch nicht verfügbar. Es erfüllt im Naturhaushalt ökologische Funktionen für lebende Organismen, Pflanzen und angrenzende wasserabhängige Ökosysteme, wie z.B. Flussauen oder Feuchtgebiete. Diese sind in ihrer Existenz oft auf das Grundwasser angewiesen. Die Substituierbarkeit von grünem Grundwasser für Pflanzen und grundwasserabhängige Ökosysteme ist anders zu beurteilen als die Substituierbarkeit des blauen Grundwassers für den menschlichen Gebrauch. Blaues Grundwasser ist in den meisten Verwendungszwecken substituierbar und nicht essentiell. Grünes Grundwasser erfüllt Funktionen im Naturhaushalt, für die es keine vollkommenen Substitute gibt.

Ausgangspunkt für die ökonomische Analyse eines nachhaltigen Managements von Grundwasserressourcen muss die Beantwortung der Frage sein, inwieweit Grundwasser grünes Wasser ist, das ökologische Funktionen erfüllt, die als nicht substituierbar betrachtet werden müssen, und welcher Teil des Grundwassers blaues Wasser ist, für das funktionsgleiche Substitute bereitgestellt werden können. Vereinfachend kann man davon ausgehen, dass nur oberflächennahe Grundwasser, die als Umsatzwasser eine ständige Erneuerung erfahren und in den hydrologischen Kreislauf eingebunden sind, ökologische Funktionen erfüllen. Isolierte Grundwasser in tiefen Bodenschichten stehen nicht in unmittelbaren Austauschbeziehungen zu angrenzenden Gewässerökosystemen. Sie erfüllen keine ökologischen Funktionen und sind deshalb blaues Grundwasser. Man kann von einer hohen Substituierbarkeit ausgehen. Grünes Grundwasser ist dagegen Voraussetzung für die Existenz von angrenzenden Ökosystemen und durch technische Lösungen nicht substituierbar. Mit der Forderung nach Erhaltung der ökologischen Funktionen des Grundwassers muss das grüne Grundwasser als integraler Teil des hydrologischen Kreislaufs erhalten bleiben.

¹ Vgl. Falkenmark (1989), Postel (1993), Schiffler (1998).

Mit Bezug auf die Grundwasserqualität stellt sich die Frage, ob nachfolgende Generationen für eine Verschlechterung der Qualität des Grundwassers entschädigt werden können. Dabei ist man auf Vermutungen angewiesen, denn wir können keine zuverlässigen Aussagen darüber machen, wie spätere Generationen Umweltqualität im Verhältnis zu anderen Konsumgütern und speziell die Verschlechterung der Qualität des Grundwassers bewerten werden. Wir können mit großer Sicherheit davon ausgehen, dass nachfolgende Generationen den Grundbedürfnissen nach sauberer Luft, Nahrung, Wasser, persönlicher Unversehrtheit und Sicherheit einen hohen Stellenwert beimessen werden. Mehr Konsum kann nicht uneingeschränkt als Kompensation für die Zerstörung natürlicher Ressourcen und eine wachsende Belastung der Umwelt betrachtet werden, wenn dadurch die Befriedigung von Grundbedürfnissen in Frage gestellt ist.¹ Obwohl wir die Bedürfnisse späterer Generationen nicht kennen, können wir gut begründete Annahmen darüber treffen. Wir können davon ausgehen, dass sich die Grundbedürfnisse nicht wesentlich von den heutigen unterscheiden werden. Frischwasser ist Teil des kritischen Kapitals, denn es ist Voraussetzung für menschliches Leben und elementarer Bestandteil für die Existenz zahlreicher Ökosysteme.² Die Verfügbarkeit in ausreichender Menge und guter Qualität ist eine kritische Größe für die Überlebensfähigkeit heutiger und künftiger Generationen. Auch wenn es in der Zukunft möglich sein sollte, Gletscher- und Polareis für die Trinkwasserversorgung nutzbar zu machen, ist die Vorstellung, damit große Teile des weltweiten Wasserbedarfs zu decken wenig realistisch. Substituierbar in diesem Sinne ist ohnehin nur blaues Grundwasser für den menschlichen Gebrauch. Grünes Grundwasser ist ein integraler Bestandteil des hydrologischen Kreislaufs, dessen Bewirtschaftung als Teilaufgabe einer umfassend definierten Wasserwirtschaft verstanden werden muss. Die isolierte Betrachtung einzelner Ressourcen ist aufgrund der zahlreichen Interdependenzen und Wechselwirkungen mit angrenzenden Gewässern problematisch.

¹ Vgl. Neumayer (1999), S.73.

² Vgl. Dubourg (1992), Harris et al. (2001), S.5.

5. Kultur- und Naturfunktionen des Grundwassers

Die Funktionen des Grundwassers lassen sich nach Kultur- und Naturfunktionen unterscheiden. Grundwasser erfüllt als Kulturgut für den Menschen wichtige ökonomische Funktionen. Es ist die bedeutendste Quelle für die Versorgung mit Trinkwasser, in der industriellen und der landwirtschaftlichen Produktion ein qualitativ hochwertiger Rohstoff, Produktionsfaktor, Lösungs-, Hilfs- und Reinigungsmittel. Grundwasservorkommen sind ein riesiger natürlicher Speicher von Frischwasser und bislang das größte nutzbare Süßwasserreservoir überhaupt. Der Bestand wird auf bis zu 10 Millionen km³ geschätzt, der aktuelle weltweite Wasserverbrauch könnte allein aus den nicht-erneuerbaren Beständen bis zu 2.500 Jahre gedeckt werden.¹ Die sich regelmäßig erneuernden Mengen machen davon nur einen Bruchteil aus. Für viele Länder in den ariden Regionen sind die fossilen Grundwasser in den tiefer gelegenen Bodenschichten die wichtigste Quelle für die Versorgung mit Frischwasser.² In Saudi-Arabien und Libyen bspw. wird der Wasserverbrauch größtenteils aus den nicht-erneuerbaren Beständen gedeckt. Die Vorkommen werden in schätzungsweise 50 Jahren erschöpft sein, und es stellt sich die Frage, wie der Frischwasserbedarf in Zukunft gedeckt werden kann. Mit einem Abbau der Grundwasserbestände und der Absenkung des Grundwasserspiegels sind oft negative Auswirkungen für die Umwelt verbunden.³ In Peking ist der Grundwasserspiegel durch intensive Nutzung um bis zu zwei Meter pro Jahr gesunken und hat zu Bodenverdichtungen und zum Versiegen von Brunnen geführt. In Mexiko City sind als Folge von Bodenabsenkungen durch Grundwasserentnahmen verschiedene historische Gebäude vom Einsturz bedroht.

Sinkende Grundwasserspiegel können bei instabilen geologischen Formationen zu Bodenverdichtungen und einer verringerten Durchlässigkeit und Speicherfähigkeit des Bodens führen. Bodenabsenkungen verursachen Setzungsschäden an Gebäuden und Infrastruktur und erhöhen die Gefahr von Überschwemmungen, da eine Verdichtung der oberen Bodenschichten die Durchlässigkeit verringert und der Boden die Aufnahmefähigkeit für Nieder-

¹ In dieser Rechnung sind allerdings Grundwasser bis zu einer Tiefe von vier Kilometern enthalten, deren Förderung mit sehr hohen Kosten verbunden ist. Auch ist zu bedenken, dass die Qualität des Grundwassers wegen des erhöhten Salzgehaltes mit der Fördertiefe abnimmt. Vgl. WBGU (1997), S.74 und Schiffler (1998), S.19 f.

² Vgl. Schiffler (1998).

³ Vgl. Postel (1993), S.15, Wallacher (1999), S.74.

schlagswasser verliert.¹ Grundwasser ist nicht nur ein Rohstoff, der dem Boden ohne weitere Auswirkungen entnommen werden kann, sondern immer auch Bestandteil und Regelgröße des Bodenwasserhaushaltes. Der Wassergehalt des gesättigten und des ungesättigten Bereichs bestimmt maßgeblich die Beschaffenheit und Eigenschaft des Bodens. Die Aufnahmefähigkeit und Speicherefähigkeit des Bodens für Wasser gleicht saisonale und periodische Schwankungen im Aufkommen der Niederschläge aus und verhindert in regenreichen Perioden Überschwemmungen.² Das im Boden versickernde Niederschlagswasser wird nahezu ohne Verdunstungsverluste gespeichert und erhöht die Verfügbarkeit von Frischwasser in den trockenen Sommermonaten.³ Die Funktion des Grundwassers als Ausgleichsmedium und Überjahresspeicher ist umso bedeutender, je ausgeprägter die Schwankungen im natürlichen Wasseraufkommen sind.⁴ Besonders in tropischen Regionen mit extremen Trockenperioden und Regenzeiten übersteigt die Ausgleichs- und Speicherefunktion den Nutzen aus einem Abbau der Bestände um ein Vielfaches.⁵

Die ökonomischen Funktionen des Grundwassers sind auf verschiedene Weise durch Einsatz von Technik und Kapital substituierbar. Mit dem Bau von Staudämmen und Talsperren bspw. kann man die Funktion als Ausgleichs- und Speicherbecken ersetzen. Stauseen sind ein Überjahresspeicher von Frischwasser und ermöglichen zudem eine effektive Kontrolle von Hochwasser. Im Vergleich zum Grundwasser sind Stauseen wegen der fehlenden Deckschichten empfindlicher gegenüber Verschmutzung und weisen eine wesentlich höhere Verdunstung auf. Die Möglichkeiten zum Bau von Staudämmen und Talsperren sind von den geographischen Gegebenheiten vor Ort bestimmt. Mit rund 40.000 großen Staudämmen sind weltweit bereits viele Projekte mit einem nennenswerten Umfang realisiert. Trotzdem wird noch immer fast täglich ein neuer Damm in Betrieb genommen.⁶ Vor allem große Staudammprojekte, die meist mit erheblichen Eingriffen in den Naturhaushalt und irreversiblen Verlusten an Natur- und Kulturlandschaften verbunden sind, stoßen zunehmend auf Bedenken und Widerstand.

¹ Vgl. Wallacher (1999), S.74.

² Vgl. Tsur/Graham-Tomasi (1991), S.201.

³ In Mitteleuropa erfolgt die Grundwasserneubildung zu ca. 80 Prozent im regenreichen Winterhalbjahr. Vgl. Worldwatch (2000), S.14.

⁴ Vgl. Tsur (1990), S.816.

⁵ Vgl. Provencher/Burt (1993), S.156.

⁶ Vgl. WBGU (1997), S.175.

Grundwasser erfüllt als integraler Teil des Wasserkreislaufs auch die Funktion der Aufbereitung und Bereitstellung von Frischwasser vor Ort. Im hydrologischen Kreislauf findet ein kontinuierlicher Wassertransport von der Oberfläche der Weltmeere zu den Kontinenten statt. Das verdunstende Meerwasser fällt als Regen, Schnee oder Hagel auf das Festland und bildet den kontinentalen Niederschlag von 110.000 km³ pro Jahr.¹ Zwei Drittel des Niederschlags verdunsten von der Erdoberfläche, der Rest fließt ober- und unterirdisch ab. Im Boden versickern 14.000 km³ und reichern das Grundwasser an.² Technische Substitute für die Verfügbarkeit von Frischwasser vor Ort sind die Meerwasserentsalzung und der Fernwassertransport. Beide Verfahren sind mit einem hohen Einsatz von Energie und Kapital verbunden. Einen Kubikmeter Meerwasser zu entsalzen kostet durchschnittlich zwischen einem und zwei US-Dollar.³ Aufwändigere Verfahren für die Produktion von qualitativ hochwertigem Wasser kosten bis zu acht US-Dollar pro Kubikmeter. Die durchschnittlichen Kosten für die Meerwasserentsalzung übersteigen die Kosten für den Bezug von der öffentlichen Wasserversorgung in den USA um das vier- bis achtfache. In der Landwirtschaft wäre die Substitution mit Kostensteigerungen um das zwanzigfache verbunden. Bisher werden nur 0,1 Prozent des weltweiten Wasserbedarfs aus Meerwasserentsalzungsanlagen gedeckt. In den armen Regionen der Erde kann Meerwasserentsalzung aufgrund der hohen Kosten nur wenig zur Beseitigung der Wasserknappheitssituation beitragen. Allenfalls wohlhabende Staaten mit großen Energievorkommen können es sich leisten, Wassermangel durch Energie und Kapital zu substituieren.⁴ 60 Prozent der Meerwasserentsalzungskapazitäten findet man am Persischen Golf, wo Energie reichlich vorhanden und Frischwasser sehr knapp ist. Die Golfstaaten setzen den fossilen Energieträger Öl zur Gewinnung von Trinkwasser aus Meerwasser ein. In Regionen mit ausreichendem Niederschlag erfüllt der Wasserkreislauf diese Funktion auf natürliche Weise, ohne den Einsatz knapper Energieresourcen.⁵ Der ökonomische Wert des hydrologischen Kreislaufs allein in dieser Funktion wird auf 3.000 Milliarden US-Dollar jährlich geschätzt.⁶ Diese Summe müsste aufgewendet

¹ Vgl. Wallacher (1999), S.20.

² Vgl. Wolff (1999), S.10.

³ Vgl. Postel (1997), S.197.

⁴ Vgl. Wallacher (1999), S.78.

⁵ Vgl. Daily (1997), S.197.

⁶ Vgl. Postel/Carpenter (1997), S.198.

werden, wenn die genutzten Frischwassermengen aus Meerwasserentsalzungsanlagen gewonnen werden sollten.

Ein weiteres Substitut für die Versorgung mit Frischwasser aus eigenen Quellen vor Ort sind Fernwasserversorgungssysteme. Wasser kann von Orten, wo es reichlich verfügbar ist, durch Pipelines gepumpt werden oder unter Ausnutzung des natürlichen Gefälles über Kanalsysteme an den Ort des Verbrauchs geleitet werden. Dem Transport von Frischwasser über größere Distanzen in Pipelines sind jedoch Grenzen gesetzt. Wasser besitzt eine hohe spezifische Masse und ist schwer. Ein Transport gegen das natürliche Gefälle ist energieintensiv und verursacht hohe Kosten. Fernwasserversorgungen über längere Distanzen stoßen auch auf hygienische Bedenken. Nach einer bestimmten Transportzeit kommt es in den Rohren zu Bakterienbildung und Verkeimung. Fernwassertransporte in geschlossenen Rohrsystemen werden von Experten bis zu einer Entfernung von maximal 300 bis 400 Kilometern als akzeptabel bezeichnet. Der Transport über große Entfernungen erfordert eine intensive Chlorung oder sonstige Desinfizierung, die mit qualitativen Beeinträchtigungen und gesundheitlichen Risiken verbunden ist.¹ Für die Trinkwasserversorgung stoßen Fernwassersysteme wegen der hohen hygienischen Ansprüche an natürliche Grenzen und können nur in einem engeren räumlichen Bezug als Substitut gesehen werden. Generell besteht Skepsis gegenüber Fernwassersystemen, da in der Möglichkeit des räumlichen Ausweichens die Gefahr gesehen wird, die Pflege und den Schutz der Vorkommen vor Ort zu vernachlässigen.² Die mit Fernwasserversorgungen verbundenen Umweltfragen sind komplex und noch unzureichend erforscht. Hinzu kommen in der Regel offene rechtliche Fragen der Zulässigkeit von Transfers und politische Abwägungen bei grenzüberschreitenden Lieferungen. Bezieher von Fernwasser fürchten die Vernachlässigung des Schutzes der eigenen Quellen vor Ort. In Lieferregionen bestehen Bedenken wegen der kaum abzuschätzenden langfristigen ökologischen Auswirkungen von dauerhaften Wassertransfers in großen Mengen. Fernwasserversorgungssysteme eignen sich deshalb nur in Grenzen für einen regionalen Ausgleich von Wasserüberschuss- und Wassermangelgebieten. Sie können die

¹ Vgl. UBA (2001), S.32, Michaelis (2001), S.444.

² Vgl. Lehn/Steiner/Mohr (1996), DaSilva Matos (1997), Kahlenborn/Krämer (1999).

Verfügbarkeit von Frischwasser vor Ort in sinnvoller Weise ergänzen, sind jedoch kein vollkommenes Substitut für die Versorgung aus eigenen Quellen. Schließt man die Möglichkeit umfangreicher Fernwassertransporte aus, sollte ein nachhaltiges Management von Wasserressourcen darauf ausgerichtet sein, einen Ausgleich des regionalen Wasserdargebots und der Wassernachfrage zu schaffen.¹

Die beschriebenen Funktionen des Grundwassers sind Kulturfunktionen. Sie stiften direkten Nutzen für den Menschen und erfüllen ökonomische Funktionen. Funktionale Substitute, wie z.B. der Bau von Staudämmen, Meerwasserentsalzung und Fernwassertransporte stoßen an finanzielle und technische Grenzen und schränken die Substituierbarkeit ein. Investitionen in menschengemachtes Kapital und technischen Fortschritt können diese Grenzen verschieben. Grundwasser erfüllt aber auch Naturfunktionen und ist in verschiedenen dieser Funktionen nicht substituierbar. Als Teil des Naturhaushaltes ist Grundwasser Lebensraum, Biotop, Lösungs- und Transportmittel für eine Vielzahl von Stoffen. Grundwasser ist als Bestandteil des hydrologischen Kreislaufs Teil eines unserer wichtigsten Energie- und Stoffkreisläufe, der über das Gleichgewicht von Niederschlag, ober- und unterirdischem Abfluss und Verdunstung das Weltklima reguliert.² Niederschlagswasser löst bei der Durchsickerung von Böden und Steinen Minerale und führt diese den Oberflächengewässern und den Meeren zu. Die Lebensgemeinschaften in Boden und Grundwasser nehmen Nährstoffe auf und wandeln Schadstoffe in unschädliche Abbauprodukte um. Die Umsetzungsprozesse in Boden und Grundwasser sind für die globalen biogeochemischen Kreisläufe von großer Bedeutung. Für die Selbstreinigungsprozesse in Boden und Grundwasser spielen vor allem lebende Mikroorganismen eine wichtige Rolle. Im ungesättigten Bereich des Grundwassers lebende Bakterien, Pilze und wirbellose Tiere sind auf organische Substanzen als Energie- und Kohlenstoffquelle angewiesen.³ Besonders in den oberen Schichten der ungesättigten Zone sind die Mikroorganismen biotisch aktiv und bauen organische Verbindungen ab. Bei Wassermangel und einer Absenkung des Grundwasserspiegels vermindert sich die Umsatzleistung der Organismen oder kommt vollkommen zum Erliegen. Ein funktionierender Selbstreinigungsmechanismus in Boden und Grundwasser ist deshalb auf eine ausreichende Menge

¹ Vgl. Golubev (1993), S.133.

² Vgl. Golubev (1993) S.130.

³ Vgl. WBGU (1997), S.49 ff.

Wasser angewiesen. Als Ressource für die Versorgung mit qualitativ hochwertigem Wasser kann dauerhaft nur ein funktionsfähiges Biotop Grundwasser mit intakten Organismengemeinschaften dienen.¹ Grundwasser muss als integrierter Teil des hydrologischen Kreislaufs und des Managements von Wasserressourcen betrachtet werden, da Veränderungen im System Grundwasser sich langfristig immer auf andere Wassersysteme auswirken. Die Planung für eine nachhaltige Nutzung der Ressource Grundwasser muss die Naturfunktionen des Grundwassers und die Bedeutung der chemischen und biologischen Prozesse im hydrologischen Kreislauf einbeziehen und kann nicht nur auf die Kulturfunktionen ausgerichtet sein. Naturfunktionen sind im Gegensatz zu Kulturfunktionen nicht substituierbar. Eine nachhaltige Nutzung von Grundwasser sollte dauerhaft eine ausreichende Versorgung mit Frischwasser zu minimalen Kosten ermöglichen, ohne einen Verlust der Naturfunktionen der Ressource zu verursachen.² „Water resources projects are sustainable if water of sufficient quantity and quality at acceptable prices is available to meet demands and quality standards of the region now and in the future without causing the environment to deteriorate.“³

6. Indikatoren der Wassernutzung

In der Nachhaltigkeitsdebatte nimmt die Suche nach Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung einen breiten Raum ein.⁴ Nachhaltigkeitsindikatoren sollen konkrete Aussagen ermöglichen, ob die am Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung orientierten Ziele erreicht sind oder nicht. Für die Umweltpolitik sind Nachhaltigkeitsindikatoren wichtige Anhaltspunkte, die über mögliche Defizite oder sich abzeichnende Veränderungen informieren. Umweltindikatoren können zwei wesentliche Aufgaben erfüllen. Durch eine Erweiterung der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung um Umweltindikatoren zu einem „Öko-Sozialprodukt“ können Wohlfahrtsänderungen von wirtschaftlichen Aktivitäten auf Umwelt

¹ Vgl. SRU (1998), Tz.163.

² Vgl. Das Gupta (1993), S.3.

³ Plate in Das Gupta (1998).

⁴ Vgl. Opschoor/Reijnders (1991), Victor (1991), Pearce/Atkinson (1993), Richter (1994), Rennings (1994), Cansier (1995) und (1996b), Cansier/Richter (1995), Rennings/Wiggering (1997), Endres/Radke (1998), Hoffmann/Radke (2000), Radke (2000).

und natürliche Ressourcenbasis erfasst werden, die bislang nicht berücksichtigt wurden.¹ Die Kosten der Umweltverschmutzung und des Umweltverbrauchs sollen auf diese Weise in der volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung ihren Niederschlag finden. Umweltindikatoren sind darüber hinaus ein Informationsinstrument der Umweltpolitik. Sie dienen der Beschreibung und Prognose des Zustandes der Umwelt sowie der konkreten Zielformulierung. Indikatoren sind also ein Instrument der öffentlichen Aufklärung, der politischen Willensbildung und der Kontrolle von politisch formulierten Zielen im Bereich des Umweltschutzes.² Allgemein formuliert sind Indikatoren Kenngrößen, die einen Ist-Zustand beschreiben und Soll-Zustände definieren.³ Ein Indikator soll Aufschluss darüber geben, wie groß die Abweichung des Ist-Zustandes vom angestrebten Soll ist und wie sich diese Werte im Zeitablauf entwickeln.⁴

Falkenmark-Index

Mit Bezug auf die Ressource Wasser wird oft der von der schwedischen Hydrologin Falkenmark entwickelte Wasserknappheits-Index als Nachhaltigkeitsindikator genannt.⁵ Der Index beschreibt die Versorgungssituation eines Landes mit Frischwasser und setzt die sich jährlich erneuernde Menge ins Verhältnis zur Bevölkerung. Dem Index liegen Erfahrungswerte von Mindestwassermengen für eine angemessene Lebensqualität zu Grunde. Für eine sichere Trinkwasserversorgung und hygienische Grundbedürfnisse im Haushalt wird von 100 Litern pro Kopf und Tag oder 36,5 m³ pro Kopf und Jahr ausgegangen. Etwa das 5- bis 20fache wird für die Landwirtschaft, die Industrie und die Energieerzeugung benötigt. Zwischen 182 und 730 m³ pro Kopf und Jahr stellen demnach den Mindestbedarf für den menschlichen Gebrauch dar. Nur ein Teil der sich erneuernden Frischwassermengen kann für den menschlichen Gebrauch als „blaues Wasser“ nutzbar gemacht werden. Abhängig von den klimatischen und hydrologischen Gegebenheiten sind zwischen 30 und 60 Prozent der sich erneuernden Wassermengen die technisch-praktische Obergrenze.⁶ Der übrige Teil der

¹ Vgl. Cansier (1995) und (1996b).

² Vgl. Rennings (1994).

³ Vgl. Rennings/Hohmeyer (1997), S.5.

⁴ Vgl. Richter (1994), S.14.

⁵ Vgl. Falkenmark (1989), Falkenmark/Lindh (1993) und Falkenmark (1997).

⁶ Vgl. Falkenmark/Lindh (1993), S.84, WRI (2001), S.27.

natürlichen Regeneration wird von Boden und Pflanzen aufgenommen oder verdunstet von der Oberfläche und ist als „grünes Wasser“ für den menschlichen Gebrauch nicht nutzbar. Wasserknappheit mit saisonalen oder lokalen Versorgungsproblemen liegt deshalb bereits vor, wenn pro Einwohner und Jahr weniger als 1.700 m^3 an erneuerbarem Süßwasser verfügbar sind. Für eine angemessene Lebensqualität in einem entwickelten Land wird die erforderliche Mindestmenge mit 1.000 m^3 pro Kopf und Jahr angegeben. Bei Unterschreiten dieses Wertes herrscht chronischer Wassermangel.¹ Verfügt ein Land über weniger als 500 m^3 pro Kopf und Jahr, besteht ein absoluter Wassermangel. Die von Falkenmark abgeleiteten Schwellenwerte werden regelmäßig zur Beschreibung der Versorgungssituation eines Landes mit Frischwasser herangezogen.²

Derzeit sind 26 Länder mit einer Gesamtbevölkerung von über 500 Millionen Menschen von Wasserknappheit oder Wassermangel betroffen. Nach der Bevölkerungsprognose der Vereinten Nationen ist damit zu rechnen, dass im Jahr 2025 bis zu 3,5 Milliarden Menschen unter Wasserarmut bzw. Wasserknappheit leiden werden. Der Wasserknappheits-Index verdeutlicht die sich in verschiedenen Staaten verschärfende Mangelsituation bei der Versorgung mit Frischwasser. Die Aussagefähigkeit des Index ist insofern eingeschränkt, als die Verfügbarkeit von Frischwasser letztlich nur ein Reflex sich verändernder Bevölkerungszahlen ist und der Index nichts darüber aussagt, wie stark ein Land oder eine Region von der Wasserknappheit betroffen ist. Ein chronischer oder absoluter Wassermangel ist in wohlhabenden Staaten anders zu beurteilen als in armen Staaten. Der Index macht dazu keine Aussage und berücksichtigt nicht die finanziellen und die technischen Möglichkeiten, Wassermangel durch Substitution zu bewältigen.³ Wohlhabende Staaten in küstennahen Regionen mit großen Energievorräten können durch Meerwasserentsalzungsanlagen Frischwasser durch Kapital und Energie substituieren. Arme Staaten haben diese Möglichkeit nicht.⁴ Der Index macht auch keine Aussage über die regionale Verteilung des Wasseraufkommens. Chile zählt bspw. mit einem Aufkommen von 35.000 m^3 pro Kopf und Jahr zu

¹ Vgl. Gleick (1993).

² Vgl. WBGU (1997), S.130 ff., Wallacher (1999), S.32 ff., Engelmann/LeRoy (2000), S.62 ff., Leisinger (2000), S.114 f.

³ Vgl. WBGU (1997), S.130.

⁴ In Saudi-Arabien und den Vereinigten Arabischen Emiraten beträgt die erneuerbare Frischwassermenge pro Einwohner und Jahr nur 306 m^3 bzw. 308 m^3 . In Ruanda und in Somalia liegt die erneuerbare Frischwassermenge pro Einwohner und Jahr bei 897 m^3 bzw. 980 m^3 . Die Einwohner von Ruanda und Somalia sind von dem Wassermangel trotz der deutlich höheren Mengen sicher stärker betroffen.

den wasserreichsten Ländern der Erde. Trotzdem ist der Norden Chiles eine der wasserärmsten Regionen der Welt.¹ Mit der Erhebung auf Ebene von Nationalstaaten lassen sich keine Aussagen darüber machen, wie stark Regionen und insbesondere einzelne Sektoren von der Wasserknappheit betroffen sind. Landwirtschaft, Industrie und Haushalte können unterschiedlich von der Knappheitssituation betroffen sein. Das Verbraucherverhalten und die potentiell nachgefragte Menge werden im Index ebenfalls nicht berücksichtigt.

In der beschriebenen Form ist der Index deshalb nur ein grober Anhaltspunkt, ein Warnsignal für die sich abzeichnende Frischwassersituation als Reflex einer wachsenden Bevölkerung. Um die Aussagefähigkeit des Wasserknappheits-Index zu erhöhen, muss eine Differenzierung der Mangelsituation nach Regionen und Sektoren erfolgen, müssen saisonale Schwankungen im Aufkommen und die qualitative Komponente des Wasserdargebots berücksichtigt werden. Auch die Möglichkeit, nicht-erneuerbare Ressourcen zu nutzen oder auf Substitute auszuweichen, spielt eine Rolle. Der Wissenschaftliche Beirat Globale Umweltveränderung hat in seinem Gutachten für einen nachhaltigen Umgang mit Süßwasser einen regional differenzierten Index vorgeschlagen, der die Wasserentnahmen und die Wasserverfügbarkeit differenziert und gleichzeitig das Abhilfe- und Problemlösungspotential einer Region berücksichtigt.² Für die Bewertung der Knappheitssituation werden die Nutzung durch die lokale Bevölkerung, die Effizienz der landwirtschaftlichen und der industriellen Wassernutzung, die Vegetation, das Klima, die regionale Wirtschaftskraft sowie das wasserbezogene know-how einbezogen. Ein solchermaßen erweiterter Index stellt hohe Informationsansprüche, die nicht immer erfüllt werden können. Die Aussagefähigkeit und Vergleichbarkeit der Ergebnisse kann dadurch in Frage gestellt sein. Als Nachhaltigkeitsindikator ist der erweiterte Index nur bedingt geeignet, da aus Erfahrungswerten und dem heutigen Stand der Technik keine Aussagen darüber gemacht werden können, wie die Versorgungssituation eines Landes mit Frischwasser in hundert oder mehr Jahren zu beurteilen ist. Projektionen über die Verfügbarkeit von Frischwasser pro Kopf der Bevölkerung bilden immer nur einen Teil der Situation ab.

¹ Vgl. Golubev (1993), S.133.

² Vgl. WBGU (1997), S.130.

Erweiterung um ökologische Aspekte und Nutzungspotentiale

Ein Indikator, der neben den bereits beschriebenen Faktoren auch die potentiellen Nutzungsmöglichkeiten und die ökologischen Aspekte der Ressourcennutzung einbezieht, muss zusätzlich das Verhältnis von anthropogener Wassernutzung durch Entnahmen und das natürliche Aufkommen berücksichtigen. Weil die technisch und ökonomisch nutzbaren Wassermengen immer nur einen Teil der potentiell verfügbaren Mengen ausmachen, ist letztlich entscheidend, wie stark das Potential bereits ausgeschöpft ist. Schweden bspw. muss als wasserreiches Land nur 3 Prozent der sich erneuernden Frischwassermengen nutzen, um einen sehr hohen Wasserverbrauch von 1.700 Litern pro Einwohner und Tag zu decken.¹ Clarke betrachtet deshalb das Verhältnis von Wasserbedarf zur gesamten verfügbaren Wassermenge und leitet daraus eine Klassifikation wasserarmer Länder ab.² Die verfügbare Wassermenge bezieht die sich regelmäßig erneuernden Wassermengen und die Bestände der nicht-erneuerbaren Ressourcen ein. Bei der Bedarfskomponente wird nur der tatsächliche Wasserkonsum betrachtet. Wassernutzungen mit Rückflüssen in gleicher Höhe, bspw. die Nutzung von Wasser für Kühlzwecke in Kraftwerken, werden nicht berücksichtigt.³

Unproblematisch ist das Wassermanagement in Ländern mit einer Nutzungsquote von unter 5 Prozent. Wasserprobleme entstehen bereits in Ländern mit einer Verbrauchsquote zwischen 10 und 20 Prozent. Verbraucht ein Land mehr als 20 Prozent seines gesamten verfügbaren Wassers, wird die Wasserversorgung zu einer „wichtigen nationalen Herausforderung“ und kann sich als begrenzender Faktor für die wirtschaftliche Entwicklung eines Landes erweisen.⁴ Die Abgrenzung von Clarke entspricht Erfahrungswerten in Europa, wonach bei einer Nutzung von mehr als 20 Prozent der sich erneuernden Frischwassermengen mit überproportional steigenden Kosten für die Entwicklung neuer Ressourcen zu rechnen ist. Nach Angaben des Bundesverbandes der Gas- und Wasserwirtschaft (BGW) werden in Deutschland weniger als 23 Prozent des sich jährlich erneuernden Frischwassers

¹ Vgl. Falkenmark/Lindh (1993), S.84. Dabei handelt es sich um den Gesamtwasserverbrauch des Landes, einschließlich der industriellen, der landwirtschaftlichen und der häuslichen Wassernutzung.

² Vgl. Clarke (1994), S.28 ff.

³ Dies ist in einer rein quantitativen Betrachtung nicht zu beanstanden, da das Wasser ja nicht verbraucht wird, sondern nach dem Gebrauch wieder in gleicher Menge in den natürlichen Kreislauf gelangt. Allerdings wird die qualitative Komponente der Wassernutzung dabei vollkommen ausgeblendet. Nicht-konsumtive Wassernutzungen, die mit einer qualitativen Beeinträchtigung der Ressource verbunden sind (Erwärmung, Verschmutzung oder Verstrahlung), sind Wassernutzungen im ökonomischen Sinn, die andere Nutzungen ausschließen.

⁴ Vgl. Clarke (1994), S.28.

von 182 Milliarden Kubikmetern genutzt.¹ Die Wasserentnahmen aus Grund- und Oberflächenwasser belaufen sich insgesamt auf 41 Milliarden Kubikmeter pro Jahr.² Für die öffentliche Trinkwasserversorgung werden nur 2 bis 3 Prozent des natürlichen Dargebots genutzt.³ Das World Resources Institute (WRI) hat für Deutschland und andere Staaten eine „interne“ Regenerationsrate ermittelt, die Zuflüsse von Oberliegerstaaten nicht berücksichtigt. In Deutschland werden demnach 43 Prozent der sich intern erneuernden Frischwassermenge, aber nur 15,5 Prozent des sich intern erneuernden Grundwassers genutzt.⁴ In Frankreich liegen die Nutzungsintensitäten bei 23 und 6 Prozent, in Portugal bei 20 und 60 Prozent. Eine Intensivierung der Grundwassernutzung ist in Portugal wahrscheinlich nur mit überproportional steigenden Kosten für die Gewinnung und mit erheblichen ökologischen Beeinträchtigungen möglich. In Frankreich dürfte eine Erhöhung der Nutzungsintensität des Grundwassers dagegen unproblematisch sein.

Die Nutzungsintensitäten und die noch ungenutzten Potentiale sind in einzelnen Staaten recht unterschiedlich. Sie können grafisch wie in Abbildung VII auf der folgenden Seite dargestellt werden. Die sich jährlich erneuernde Menge Frischwasser ist durch die natürliche Regeneration bestimmt und wird auf der Abszisse in m^3 pro Kopf und Jahr angegeben. Dem werden die Entnahmen gegenübergestellt, die auf der Ordinate in m^3 pro Kopf und Jahr abgebildet sind. Die Grenze von 100 Prozent ist durch die Winkelhalbierende markiert. Sie kann überschritten werden, wenn nicht-erneuerbare Vorkommen zur Deckung des Bedarfs genutzt werden. Die Parallelen unterhalb der Winkelhalbierenden markieren die verschiedenen Nutzungsintensitäten. Aus dem Verhältnis von natürlicher Regeneration und Entnahme ergibt sich die jeweilige Nutzungsintensität. In der Grafik sind die Schwellen für Wassermangel und Wasserknappheit dargestellt. Diese können sich im Zeitablauf z.B. durch technischen Fortschritt verringern und wandern damit zum Koordinatenursprung.

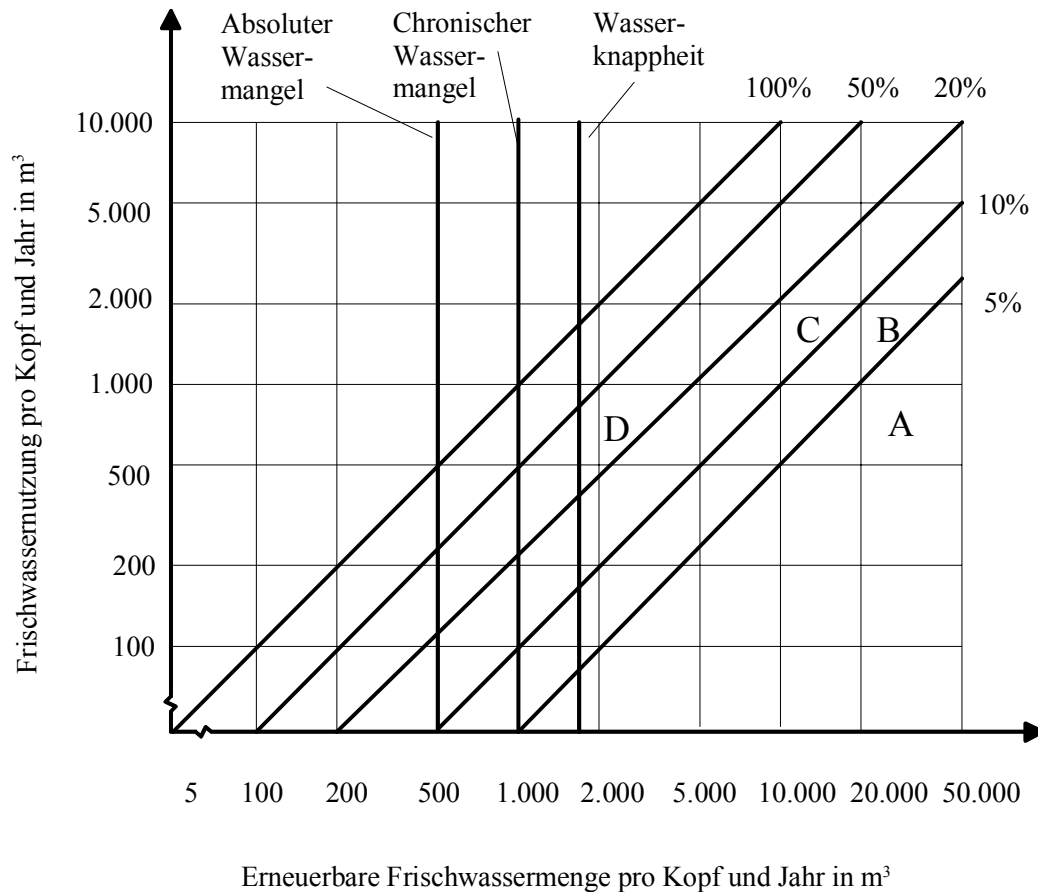
¹ Vgl. BGW (1999).

² Vgl. BMU (1998), S.6.

³ Vgl. BGW (1999), BMU (2002), S.24.

⁴ Vgl. WRI (2000/2001).

Abbildung VII: Erneuerbare Frischwassermengen und Frischwassernutzung



Quelle: Eigene Darstellung nach Falkenmark/Lindh (1993).

Generell kann man davon ausgehen, dass die Veränderung der Position eines Landes oder einer Region hin zum Koordinatenursprung mit einer Verschlechterung der Versorgungssituation verbunden ist. Eine Verbesserung der Versorgungssituation bei gleichbleibender natürlicher Regeneration ist mit einer erhöhten Nutzungsintensität verbunden. Ob damit Beeinträchtigungen der natürlichen Systeme verbunden sind, kann pauschal nicht beantwortet werden. Welche Nutzungsintensitäten nachhaltig sind, muss im jeweiligen Kontext beurteilt werden. Die Empfindlichkeit der natürlichen Systeme spielt dabei eine ebenso wichtige Rolle wie das wassertechnische know-how für eine umweltverträgliche Ressourcennutzung.

Unter Berücksichtigung der Verbrauchsmengen und der Nutzungsintensität lassen sich in einem einfachen Raster vier Situationen unterscheiden, die eine Abschätzung der wasserwirtschaftlichen Situation eines Landes ermöglichen:¹

Abbildung VIII: Wasserverbrauch und Nutzungsintensität

		Wasserverbrauch	
		Niedrig	Hoch
Nutzungsintensität	Niedrig	A	B
	Hoch	D	C

Quelle: Eigene Darstellung nach Falkenmark/Lindh (1993).

Ein niedriger Verbrauch bei geringer Nutzungsintensität (A) lässt wasserwirtschaftliche Probleme kaum erwarten, ebenso ist ein hoher Wasserverbrauch bei einer niedrigen Nutzungsintensität (B) nicht als problematisch einzuschätzen. Sowohl die Angebotsseite als auch die Nachfrageseite bieten Ansatzpunkte zur Überwindung von sich abzeichnenden Knappheiten. Ein hoher Verbrauch bei hoher Nutzungsintensität (C) lässt keinen Spielraum für Maßnahmen auf der Angebotsseite zu. Das Knappheitsproblem muss durch Maßnahmen auf der Nachfrageseite gelöst werden. Der zweifellos problematischste Fall ist, wenn bereits ein niedriger Wasserverbrauch eine hohe Nutzungsintensität verursacht (D), weil die erneuerbare Frischwassermenge sehr gering ist. Ohne ausreichendes Kapital und wasser-technisches know-how können auch langfristig nur geringe Verbrauchsmengen verfügbar gemacht werden. Die Situationen A, B, C und D sind in Abbildung VII eingetragen. Übersteigt die Wassernutzung die sich regelmäßig erneuernde Wassermenge, kann der Verbrauch nur durch den Abbau nicht-erneuerbarer Vorkommen gedeckt werden. Das Niveau der Wassernutzung ist dann nicht nachhaltig.

¹ Vgl. Falkenmark/Lindh (1993), S.84.

IV. Ein Modell nachhaltiger Grundwassernutzung

1. Integriertes Ressourcenmanagement

Die Verfügbarkeit einer ausreichenden Menge Frischwasser spielt seit jeher eine entscheidende Rolle für die wirtschaftliche Entwicklung eines Landes.¹ Bereits die frühen Hochkulturen entstanden entlang der großen Flussläufe und waren durch Wasserreichtum gekennzeichnet. Bis heute wirkt sich die Verfügbarkeit von Frischwasser positiv auf die wirtschaftliche Situation eines Landes aus.² Wasserreichtum ist nahezu ein Garant für eine rasche Industrialisierung und den Anstieg des Lebensstandards. Die ärmsten Staaten findet man noch immer in den ariden Regionen der Erde. Mit der wirtschaftlichen Entwicklung ist regelmäßig eine Veränderung in der Struktur der Wassernutzung verbunden. In wenig entwickelten Volkswirtschaften ist die Landwirtschaft der mit Abstand größte Wassernutzer. Im Zuge der wirtschaftlichen Entwicklung steigt der industrielle Wasserverbrauch zunächst stark an und nimmt bei Erreichen eines bestimmten Wohlfahrtsniveaus wieder ab. Ein direkter Zusammenhang zwischen dem Entwicklungsstand eines Landes und dem Wasserverbrauch kann jedoch nicht festgestellt werden.³ Der durchschnittliche Wasserverbrauch in entwickelten Industrienationen variiert ganz erheblich.⁴ Entscheidende Bestimmungsgrößen für den häuslichen Verbrauch sind die klimatischen Verhältnisse und die Verfügbarkeit von Frischwasserquellen. Die Intensität der landwirtschaftlichen und der industriellen Wassernutzung wird maßgeblich von den hergestellten Produkten und den verwendeten Produktionstechniken bestimmt und ist in Industriestaaten mit einem vergleichbaren Entwicklungsstand höchst unterschiedlich. In Deutschland und Frankreich entfallen bspw. 86 bzw. 73 Prozent der Wassernutzung auf die Industrie, in den USA und Japan dagegen nur 44 bzw. 17 Prozent.⁵ Die Wasserproduktivität im industriellen Bereich unterscheidet sich um bis zu Faktor zehn.⁶ Der sogenannte Wasserkoeffizient beschreibt das Verhältnis von Wassereinsatz zu Bruttowertschöpfung und konnte in Deutschland durch Mehrfachnutzung und

¹ Vgl. Munasinghe (1994), S.28.

² Vgl. Postel (1993), Wallacher (1999), S.17.

³ Vgl. Falkenmark/Lindh (1993), S.80 f.

⁴ Im häuslichen Bereich liegt der durchschnittliche Verbrauch in 15 untersuchten Industrieländern zwischen 120 und 316 Litern pro Einwohner und Tag. Vgl. WBGU (1997), S.292.

⁵ Vgl. WRI (2000/2001).

⁶ Vgl. Golubev (1993), S.142.

Kreislaufführung in den vergangenen Jahren erheblich gesenkt werden.¹ Seit Mitte der 70er Jahre fand praktisch eine Entkoppelung des Wasserverbrauchs von der allgemeinen wirtschaftlichen Entwicklung mit einem deutlichen Anstieg der Wasserproduktivität statt.² Dieser Trend ist auch in anderen europäischen Staaten zu beobachten und deutet darauf hin, dass Produktionswachstum und insgesamt genutzte Wassermengen sich immer stärker entkoppeln. Mit der wirtschaftlichen Entwicklung eines Landes ändern sich die Nutzungsansprüche an die Ressource Wasser, und der Schwerpunkt der Nutzung verlagert sich vom landwirtschaftlichen Bereich hin zur industriellen Nutzung. Mit steigendem Wohlstand gewinnen Wasserressourcen für Freizeit, Erholung und als Stifter unmittelbaren ästhetischen Nutzens an Bedeutung.

Die Forderung nach einem integrierten Management von Wasserressourcen hat sich zu einem zentralen Pfeiler in der Diskussion um eine nachhaltige Nutzung von Wasser entwickelt und war sektorales Hauptthema der 6. Sitzung der Kommission der Vereinten Nationen für nachhaltige Entwicklung.³ Eine eindeutige Definition, was darunter zu verstehen ist, existiert noch nicht. Die „Global Water Partnership“ definiert ein integriertes Management von Wasserressourcen als „process which promotes the co-ordinated development and management of water, land and related resources, in order to maximize the resultant economic and social welfare in an equitable manner without compromising the sustainability of vital ecosystems.“⁴ In der Definition wird der enge Bezug zum Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung deutlich erkennbar. Ein integriertes Management von Wasserressourcen ist durch eine ganzheitliche, holistische Sichtweise gekennzeichnet, die Wasser als multifunktionale Ressource, als Teil des hydrologischen Kreislaufs und im Zusammenhang mit angrenzenden Ressourcen und Ökosystemen betrachtet.⁵ In der traditionellen ökonomischen Theorie wird Grundwasser regelmäßig als einzelne, isolierte Ressource betrachtet. Die komplexen Austauschbeziehungen mit angrenzenden Systemen und die Funktionen im

¹ Vgl. WBGU (1997), S.77.

² Vgl. BMU (2002), S.25.

³ Vgl. WBGU (1997), S.21, Global Water Partnership (1998), S.13.

⁴ Global Water Partnership (1998), S.22.

⁵ Vgl. Munasinghe (1994), S.28.

Naturhaushalt werden aus Vereinfachungsgründen nur unzureichend berücksichtigt.¹ Nur vereinzelt beziehen die Modelle den Zusammenhang zwischen angrenzenden Grundwasserreservoirs und die Auswirkungen der Grundwassernutzung auf grundwasserabhängige Systeme mit ein.² Eine integrierte Sichtweise steht demgegenüber für die Forderung, die Ressourcennutzung in ihrem komplexen Wirkungsgefüge in allen Zusammenhängen zu sehen. Die sich langfristig regelmäßig erneuernde Wassermenge definiert dabei die Grenzen für eine nachhaltige Nutzung. Obwohl die Regenerationsrate des Grundwassers weitgehend von natürlichen Faktoren bestimmt ist, können die verfügbaren Mengen und die Qualität des Grundwassers durch menschliche Aktivitäten eingeschränkt werden. Schadstoffeinträge führen zu einer Verschmutzung der Vorkommen, Bodenversiegelung und Verdichtung durch Grundwasserentnahmen können die Neubildungsrate vermindern und den Oberflächenabfluss erhöhen. Übersteigt die Nachfrage nach Grundwasser das natürliche Dargebot, müssen Maßnahmen zur Überwindung von Knappheit neben der Angebotsseite auch die Nachfrageseite einbeziehen. In der Literatur findet man ganz unterschiedliche Aspekte eines integrierten Ressourcenmanagements.³ Aus der Vielzahl der genannten Ansatzpunkte sollen die zentralen Aspekte zusammengefasst und mit Bezug auf die Ressource Grundwasser konkretisiert werden. Ein integriertes Management von Grundwasser berücksichtigt demnach insbesondere, dass

- Grundwasser eine natürliche Ressource ist, ein knappes wirtschaftliches Gut und im häuslichen Gebrauch aufgrund der hohen Qualität oft unverzichtbar. Die ökologische, die ökonomische und die soziale Dimension einer nachhaltigen Ressourcennutzung finden hier ihren Niederschlag;
- Grundwasser besitzt eine quantitative und eine qualitative Dimension. Sowohl die verfügbaren Mengen als auch die Qualität bestimmen die Nutzungsmöglichkeiten. Wassermengenvirtschaft und Wassergütevirtschaft sollten deshalb nicht isoliert voneinander betrachtet werden und sich in einem integrierten Konzept ergänzen;

¹ Vgl. Reichard (1987), S.77.

² Vgl. Knapp/Olson (1995), S.340.

³ Vgl. Munasinghe (1994), WBGU (1997), GWP (1998), Calder (1999).

- Grundwasser und Oberflächenwasser stehen in engen Wechselbeziehungen zueinander. Der Abbau und die Verschmutzung des Grundwassers wirken sich in der Regel auf Oberflächengewässer aus und umgekehrt. Auch Veränderungen der Beschaffenheit des Bodens wirken sich langfristig auf das Grundwasser aus. Die räumliche Ausdehnung von Verschmutzungen und die Langfristfolgen der Grundwassernutzung müssen in einem integrierten Konzept berücksichtigt werden;
- Ein integriertes Management von Wasserressourcen muss neben der Angebotsseite die Nachfrageseite einbeziehen. Aus dem Leitbild Nachhaltigkeit lassen sich gut begründete Grenzen für die Nutzung des Grundwassers ableiten. Bei Erreichen dieser Grenzen muss die bisher dominierende Strategie der Wasserwirtschaft, Engpässe durch eine Angebotsausweitung zu beseitigen, durch Maßnahmen der Nachfragesteuerung ergänzt werden;
- Ein integriertes Konzept sollte dem Gedanken der Vorsorge einen besonderen Stellenwert beimessen, wenn wie im Fall des Grundwassers irreversible Beeinträchtigungen und die Ausweitung von Schäden auf andere Medien zu befürchten sind. Die Umsetzung eines vorsorgenden Grundwasserschutzes erfordert eine umfassende und regelmäßige Bestandsaufnahme und Kontrolle von Menge und Qualität;
- Grundwassernutzungen sind durch konkurrierende Nutzungsansprüche verschiedener Gruppen gekennzeichnet. Die öffentliche Wasserversorgung, industrielle Nutzer und die Landwirtschaft stehen in Konkurrenz zueinander. Aufgrund der besonderen Eigenschaften der Ressource Wasser versagt in bestimmten Bereichen das Ausschlussprinzip (z.B. bei Schadstoffeinträgen über den Luftpfad). Bestimmte Regelungsmechanismen sind nicht anwendbar. In einem integrierten Konzept müssen die betroffenen und verursachenden Parteien in den Planungs- und Entscheidungsprozess involviert werden;
- Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung sollten sich in einem einheitlichen Konzept ergänzen. Langfristig kann eine hygienisch unbedenkliche Trinkwasserversorgung nur gewährleistet sein, wenn die für die Trinkwassergewinnung genutzten Vorkommen nicht durch Abwässer belastet sind. In Deutschland sind die Bereiche Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung rechtlich und organisatorisch getrennt und werden steuerlich unterschiedlich behandelt.

Übergeordnete Kriterien eines integrierten Ressourcenmanagements sind ökonomische Effizienz, Gerechtigkeit und ökologische Nachhaltigkeit.¹ Die Forderung nach ökonomischer Effizienz der Wassernutzung liegt in der Knappheit und Verletzbarkeit von Wasser als natürliche Ressource bei steigenden Nutzungsansprüchen begründet. Ein verschwenderischer Umgang mit Wasser erhöht die Gefahr der Übernutzung. Eine ökonomisch effiziente Wassernutzung kann den Druck wachsender Nutzungsansprüche unter Beachtung der Verletzbarkeit der natürlichen Systeme befriedigen. Gerechtigkeit im Umgang mit Wasser bedeutet, für alle Menschen Zugang zu einer ausreichenden Menge Wasser in guter Qualität für die Befriedigung der Grundbedürfnisse und damit die Umsetzung des Menschenrechts auf Wasser zu verwirklichen. Ökologische Nachhaltigkeit muss mindestens die lebenserhaltenden Funktionen der natürlichen Systeme dauerhaft sichern und für nachfolgende Generationen die Funktionen natürlicher Ressourcen erhalten. In dem vom Wissenschaftlichen Beirat Globale Umweltveränderung entwickelten Leitplankenmodell wird als normative Leitlinie für einen guten Umgang mit Wasser größtmögliche Effizienz unter Beachtung der Gebote von Fairness und Nachhaltigkeit formuliert.² Der Beirat definiert damit den Rahmen für ein integriertes Konzept, das berücksichtigt, dass Wasser eine knappe und essentielle Ressource ist und gleichzeitig Wirtschaftsgut und lebensnotwendiger Rohstoff. Mit den Leitlinien werden eindeutige Prioritäten gesetzt. Die essentiellen Eigenschaften von Wasser für Mensch und Natur definieren die sozialen und ökologischen Rahmenbedingungen, die als Leitplanken ökonomische Aktivitäten begrenzen. Die ökologischen Leitplanken umfassen das Gebot, süßwasserbestimmte Ökosysteme zu schützen und die wesentlichen Funktionen von Wasserressourcen im Naturhaushalt zu sichern. Die soziale Leitplanke umfasst das Gebot, Gerechtigkeit zwischen heute und erst in Zukunft lebenden Generationen, aber auch Gerechtigkeit innerhalb der bereits heute lebenden Generationen zu realisieren. Als Mindestgebote für Mensch und Natur definieren die Leitplanken den gesellschaftlichen Handlungsrahmen für den zulässigen Umgang mit Wasser.

¹ Vgl. Global Water Partnership (1998), S.30.

² Vgl. WBGU (1997), S.281.

2. Ein Menschenrecht auf Wasser

Gesetzliche Regelungen über den Umgang mit Wasser gehören zu den ältesten der Menschheit. Bereits in den frühen Kulturen Ägyptens und Mesopotamiens existierten Regelungen, die als Recht auf eine Wasserversorgung für alle Bürger interpretiert werden können.¹ Ein Menschenrecht auf Wasser ist in Gesetzesform als solches zwar noch nicht explizit formuliert, aber weitgehend unstrittig.² In der „Allgemeinen Erklärung der Menschenrechte“ von 1948 ist das Recht auf angemessene Lebensverhältnisse für ein gesundes Leben, die Versorgung mit Nahrungsmitteln und medizinische Betreuung festgelegt.³ Jeder Mensch hat danach implizit das Recht auf eine ausreichende Menge Wasser. Das Recht auf Wasser wurde mit dem „Internationalen Pakt über die wirtschaftlichen, sozialen und kulturellen Menschenrechte“ im Jahr 1966 bekräftigt, mit dem sich die Unterzeichnerstaaten zur internationalen Zusammenarbeit verpflichtet haben, wenn ein Staat zur Verwirklichung aus eigener Kraft nicht in der Lage ist.⁴ Explizit findet man das Menschenrecht auf Wasser erstmals in einem Dokument der internationalen Staatengemeinschaft bei der Weltwasserkonferenz der Vereinten Nationen in Mar del Plata 1977 ausformuliert: „All peoples (...) have the right to have access to drinking water in quantities and of a quality equal to their basic needs.“⁵ Trotz intensiver Bemühungen ist das Menschenrecht auf Wasser bislang noch nicht ausreichend erfüllt.⁶

Nachhaltigkeit fordert, die Interessen der erst in Zukunft lebenden Menschen in die aktuelle Entscheidung über die Nutzung von Wasserressourcen einzubeziehen. Wenn für die heute lebenden Menschen ein Menschenrecht auf Wasser bejaht wird, kann dieses Recht für die in Zukunft lebenden Menschen nicht verneint werden. Das Menschenrecht auf Wasser bezieht sich auf den Grundbedarf („basic needs“) für einen angemessenen Lebensstandard, der auch in Zukunft gesichert sein muss. Es umfasst eine ausreichende Menge Wasser zum Trinken,

¹ Vgl. Wallacher (1999), S.190 f.

² Vgl. McCaffrey (1997), S.54, Gleick (1998).

³ „Jedermann hat das Recht auf einen für die Gesundheit und das Wohlergehen von sich und seiner Familie angemessenen Lebensstandard, einschließlich ausreichender Ernährung...“, Allgemeine Erklärung der Menschenrechte von 1948 zitiert nach WBGU (1997), S.172.

⁴ Vgl. Wallacher (1999), S.194.

⁵ Vereinte Nationen (1977) Erklärung von Mar Del Plata zitiert nach Gleick (1999), S.7.

⁶ Vgl. WBGU (1997), S.172.

für die Nahrungsmittelzubereitung und für hygienische Grundbedürfnisse.¹ 3 bis 8 Liter Frischwasser benötigt jeder Mensch täglich zum Überleben. Als Mindeststandard für hygienische Grundbedürfnisse wird mit 20 bis 25 Litern pro Einwohner und Tag kalkuliert. Für eine ausreichende Hygiene und die Nahrungsmittelzubereitung sind nach internationalen Standards 40 bis 50 Liter pro Einwohner und Tag erforderlich.² In der Agenda 21 wird für jeden Menschen ein Mindestbedarf von 40 Litern pro Tag für Trinken, Kochen und grundlegende Hygiene genannt. Die WHO geht je nach klimatischen und sozio-kulturellen Verhältnissen von einem Mindestbedarf von 20 bis 40 Litern pro Einwohner und Tag aus.³ Mit der Verfügbarkeit von mindestens 20 bis 50 Litern hygienisch unbedenklichem Frischwasser pro Einwohner und Tag kann das Menschenrecht auf Wasser also relativ klar definiert werden. Die Definition lässt Spielraum für die Berücksichtigung unterschiedlicher klimatischer Verhältnisse und die kulturelle Bedeutung von Wasser. Entscheidend ist dabei letztlich nicht die Ausformulierung in Litern pro Einwohner und Tag, sondern die Formulierung eines Rahmens für ein Ziel, dessen Verwirklichung angestrebt wird und dem gegenüber anderen Nutzungen Priorität eingeräumt wird. Solange Grundbedürfnisse nicht gedeckt sind, müssen andere Nutzungen in den Hintergrund treten. Erst bei der Entscheidung über Wassernutzungen, die über den Grundbedarf hinausgehen, kann zwischen wirtschaftlichen Interessen, Ökologieverträglichkeit und intergenerationeller Gerechtigkeit abgewogen werden. Süd-Afrika hat mit dem „Water Services Act“ von 1997 und dem „National Water Act“ von 1998 eine der progressivsten Wassergesetzgebungen der Welt in Kraft gesetzt, mit der unter anderem das Recht auf Wasser explizit formuliert worden ist.⁴ Das Wasserrecht betont die ökologischen Aspekte der Ressourcennutzung und den Schutz der Frischwasser-Ökosysteme. Angestrebt wird ein effizientes Management von Wasserressourcen bei fairem Zugang zu Wasser für alle. Für die menschlichen Grundbedürfnisse Trinken, Nahrungsmittelzubereitung und persönliche Hygiene werden jedem Einwohner 25 Liter pro Kopf und Tag garantiert. Für die Sicherstellung der Versorgung ist das „Department of Water Affairs and Forestry“ zuständig. Erst wenn die Grundbedürfnisse gedeckt sind und für den Schutz

¹ Vgl. Gleick (1999).

² Vgl. Vajpeyi (1998), S.20, WHO (1998) und Gleick (1999), S.9.

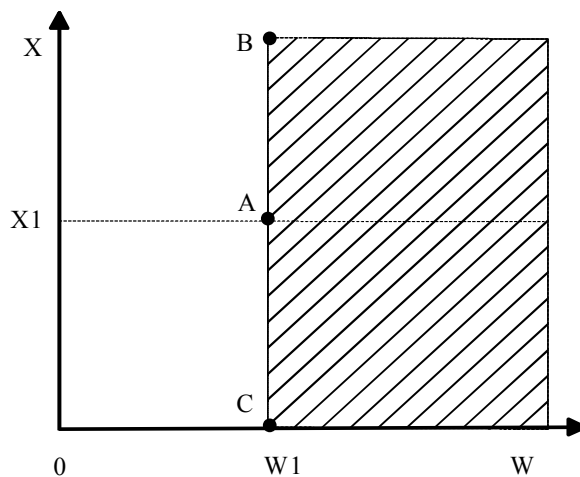
³ Vgl. Agenda 21 (1997), WHO (1998) und Wallacher (1999), S.190.

⁴ Vgl. South Africas New Water Law, World Resources (2000/ 2001).

der Frischwasser-Ökosysteme eine ausreichende Menge gesichert ist, wird über die Verteilung der verfügbaren Menge entschieden. Das Gesetz definiert klare Prioritäten in Bezug auf die verschiedenen Wassernutzungen.

Für die heute lebenden Menschen können wir die erforderliche Wassermenge zur Deckung des Grundbedarfs ermitteln. Aussagen über die in Zukunft notwendigen Mengen sind mit Unsicherheiten verbunden. Wir kennen weder die Präferenzen der in Zukunft lebenden Menschen, noch können wir zuverlässig abschätzen, welche Möglichkeiten der technische Fortschritt zur Substitution und Einsparung von Wasser mit sich bringen wird. Man kann jedoch davon ausgehen, dass sich die zur Deckung des Grundbedarfs erforderliche Menge nicht wesentlich ändern wird, da sich die biologischen und physiologischen Grundbedürfnisse der in Zukunft lebenden Menschen nicht wesentlich von unseren unterscheiden werden.¹ In der ökonomischen Theorie können Grundbedürfnisse durch lexikografische Präferenzen dargestellt werden. Lexikografische Präferenzen für bestimmte Güter sind dadurch gekennzeichnet, dass die Reduzierung eines Gutes W (Grundbedürfnis) nicht durch die Zunahme eines anderen Gutes X (sonstiges Konsumgut) kompensiert werden kann (Abbildung IX).

Abbildung IX: Lexikografische Präferenzen



Quelle: Eigene Darstellung nach Spash/Hanley (1995).

¹ Vgl. Birnbacher (1988), S.207.

W beschreibt das Gut Wasser, z.B. in Litern pro Tag, und X ein sonstiges Konsumgut oder ein ganzes Bündel von Konsumgütern. Sowohl Wasser als auch das Konsumgut stiften Nutzen. W_1 beschreibt die langfristig für das Überleben erforderliche Mindestmenge Wasser als Grundbedürfnis. Die anfängliche Güterausstattung sind die Mengen W_1 und X_1 im Punkt A. Eine Zunahme von X erhöht die Wohlfahrt, in Punkt B ist der Konsument besser gestellt als in Punkt A. Eine Reduzierung von X schmälert die Konsummöglichkeiten, der Punkt C ist mit einer Verschlechterung der Wohlfahrtsposition verbunden. Eine Zunahme von W erhöht die Konsummöglichkeiten für Wasser und steigert die Wohlfahrt. Für den Fall des Unterschreitens von W_1 ist eine Nutzenfunktion jedoch nicht definiert. Eine Erhöhung von X kann nicht für die Reduzierung von W unter W_1 kompensieren, es gibt keine Indifferenzkurve, die ein Abwägen zwischen verschiedenen Niveaus der Güterversorgung $W < W_1$ zulässt. Die Substitutionselastizität ist null. Für Mengen $W > W_1$ ist ein Abwägen zwischen dem Konsumgut X und W durchaus möglich. Die Idee lexikografischer Präferenzen ist für den menschlichen Wasserverbrauch anwendbar, denn Wasser ist nicht durch Brot zu ersetzen.¹ Durst und Hunger können nicht zu einer homogenen Nutzeneinheit reduziert werden. Die Bedeutung von Wasser für das Stillen von Durst und andere Verwendungszwecke wie Körperhygiene ist essentiell. Wasser wird mit der höchsten Priorität für diese Zwecke verwendet. Für die ersten Liter Trinkwasser besteht eine klare Priorität für einen Verwendungszweck. Erst wenn der Durst gelöscht ist, wird Wasser einer anderen Verwendung zugeführt. Es ist aus diesem Grund nur konsequent, mit der expliziten Formulierung des Menschenrechts auf Wasser eine eindeutige Priorität für die Deckung der Grundbedürfnisse gegenüber anderen Nutzungsinteressen zu setzen.² Noch immer verfügen mehr als eine Milliarde Menschen nicht über eine ausreichende Versorgung mit Frischwasser zur Deckung der Grundbedürfnisse von 50 Litern pro Einwohner und Tag. In der Regel ist jedoch nicht der absolute Mangel an Frischwasser das entscheidende Problem, sondern Managementfehler und institutionelles Versagen.

¹ Vgl. Stern (1997), S.208.

² Vgl. Gleick (1999), S.4.

3. Wasser als ökonomisches Gut

Das Dublin-Statement hat die Forderung, Wasser als ökonomisches Gut zu betrachten, auf die internationale Agenda gebracht und eine intensive Diskussion über die inhaltliche Bedeutung und die praktische Umsetzung ausgelöst.¹ Wasser als ökonomisches Gut ist untrennbar mit der Knappheit der Ressource verbunden. Solange Wasser in ausreichender Menge vorhanden ist, ist es ein freies Gut. Alle Bedürfnisse können gleichzeitig befriedigt werden, niemand muss von der Nutzung ausgeschlossen werden. Die Inanspruchnahme der Ressource selbst ist kostenlos und Wassernutzung nur mit den Kosten für die Gewinnung und den Transport zum Ort des Gebrauchs verbunden. Jeder hat die Möglichkeit, die gewünschten Mengen in der gewünschten Qualität zu nutzen. Knappheit von Wasser entsteht, wenn nicht alle Bedürfnisse gleichzeitig befriedigt werden können.² Sobald eine Ressource knapp ist, muss ein Steuerungsmechanismus gefunden werden, der die aus der Knappheit resultierende Verwendungskonkurrenz löst. Dies kann sich auf die verfügbaren Mengen beziehen, um die verschiedene Nutzer bzw. Nutzergruppen konkurrieren. Knappheit schließt die qualitative Dimension der Ressourcennutzung ein, wenn qualitativ hochwertiges Wasser wegen Verschmutzung nicht in ausreichender Menge verfügbar ist. Wie alle knappen Güter müssen knappe Wasserressourcen bewirtschaftet werden. Konkurrierende Nutzungsansprüche erfordern Entscheidungen, wie die Ressource genutzt werden soll. Es muss eine Antwort auf die Frage gegeben werden, wer die Ressource in welchen Mengen für welchen Zweck nutzen soll und wie der Allokationsmechanismus ausgestaltet ist, der die knappen Ressourcen auf konkurrierende Nutzungsalternativen verteilt.³ Ein effizienter Allokationsmechanismus muss sicherstellen, dass knappe Ressourcen optimal in dem Sinn genutzt werden, dass die Konkurrenz zwischen rivalisierenden Verwendungsmöglichkeiten entsprechend den relativen Dringlichkeiten entschieden wird. Ressourcen sollten der bestmöglichen Verwendung zugeführt werden, so dass die Präferenzen der Nachfrager in optimaler Weise befriedigt und Ressourcen nicht verschwendet werden.⁴

¹ Vgl. Gleick (2000), S.133.

² Vgl. Saliba/Bush (1987), S.11.

³ Vgl. Stiglitz (1999), S.14.

⁴ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.11.

Das Phänomen Knappheit unterscheidet Wasser nicht grundlegend von anderen Gütern. Die meisten Dinge unseres täglichen Lebens sind knapp und damit ökonomische Güter. Nahrung, Kleidung, Konsummöglichkeiten und Freizeit stehen nicht in unbegrenzten Mengen zur Verfügung. Knappheit ist allgegenwärtig und steht im Mittelpunkt wirtschaftlichen Handelns.¹ In der ökonomischen Theorie wird die Begrenztheit der Mittel durch Budgetbeschränkungen und die Wahlmöglichkeit zwischen Alternativen zum Ausdruck gebracht.² Die Entscheidung für eine Wahlmöglichkeit ist mit dem Verzicht auf eine andere verbunden. Entgangene Nutzungsmöglichkeiten der nicht realisierten Alternative sind Opportunitätskosten und Kosten im volkswirtschaftlichen Sinn, die bei der Nutzungsentscheidung zu berücksichtigen sind. Opportunitätskosten sind Kosten der Knappheit und bringen zum Ausdruck, was mit einer Ressource an anderer Stelle hätte erreicht werden können, wenn man sich nicht für die gewählte Alternative entschieden hätte. Knappheit der nutzbaren Wassermengen ist vor allem in den ariden Regionen der Erde ein Problem. Entwickelte Industriestaaten in den gemäßigten Klimazonen verfügen zwar oft über ausreichend Wasser, jedoch verursacht die mit der wirtschaftlichen Entwicklung einhergehende Verschmutzung der Gewässer güteinduzierte Mengenprobleme und führt zu einer Knappheit an qualitativ hochwertigem Wasser. Die Überwindung von Wasserknappheit und die Reinhaltung der Gewässer sind die zentralen Herausforderungen auf dem Weg hin zu einer nachhaltigen Entwicklung in der Wasserwirtschaft und ein Knappheitsproblem im ökonomischen Sinn.

Regionaler Bezug

Frischwasser ist bezogen auf die verfügbaren Mengen und die qualitative Komponente knapp und damit ein ökonomisches Gut. Da nicht alle Nutzungsansprüche gleichzeitig befriedigt werden können, muss entschieden werden, wie die Ressource genutzt werden soll. Wasser ist in einem globalen Maßstab zwar reichlich vorhanden, allerdings sind die nutzbaren Frischwassermengen sehr ungleich verteilt. Ressourcen für die Versorgung mit Frischwasser sind regionale Ressourcen, deren Knappheitssituation nur in einer Bestandsaufnahme vor Ort beurteilt werden kann. Die entscheidende Frage in der Diskussion über Wasser als

¹ Vgl. Cansier (1996a), Stiglitz (1999).

² Vgl. Anderson (1985), S.895, Stiglitz (1999), S.40.

ökonomisches Gut ist deshalb nicht, ob Wasser in einem globalen Maßstab knapp ist oder nicht. Die Betrachtung von Wasser als ökonomisches Gut muss in einem regionalen Kontext erfolgen und ist eine Frage der Allokation der vor Ort nutzbaren Frischwassermengen. Trotz des globalen Auftretens von Engpässen in der Frischwasserversorgung muss die Lösung des Allokationsproblems in einem regionalen Kontext erfolgen. Die Zuteilung von knappen Ressourcen auf konkurrierende Verwendungen kann durch eine zentrale Planungsinstanz erfolgen, oder dezentral durch Koordination der einzelwirtschaftlichen Pläne über Märkte. Die entscheidende Frage in der Diskussion über Wasser als ökonomisches Gut ist, ob Wasser bei Knappheit wie andere private Güter auf Märkten gehandelt werden kann oder ob die besonderen Eigenschaften von Wasserressourcen eine marktliche Steuerung grundsätzlich ausschließen. Ein funktionierender Marktmechanismus stellt eine Reihe von Anforderungen an die Eigenschaften der gehandelten Güter. Es muss deshalb zunächst geklärt werden, welche Gutseigenschaft die Ressource Wasser aufweist.

Gutseigenschaften von Wasser

Private Güter sind durch Rivalität des Konsums und die Anwendbarkeit des Ausschlussprinzips gekennzeichnet. Rivalität des Konsums besteht, wenn die Nutzung eines Gutes durch ein Individuum andere von der Nutzungsmöglichkeit ausschließt. Eine genau bestimmte Gütereinheit steht nur einer Person zur Verfügung und schließt andere von der Konsummöglichkeit aus. Ein Apfel, der von einer Person verzehrt wird, steht anderen für diesen Zweck nicht mehr zur Verfügung. Nur wer bereit ist, den Marktpreis für ein privates Gut zu bezahlen, erwirbt das ausschließliche Nutzungsrecht. Im Idealmodell der ökonomischen Theorie ist der Nutzen des Transfers eines privaten Gutes vollständig internalisiert und kommt allein dem Käufer zugute. Dritte sind vom Transfer weder positiv noch negativ betroffen. Vollständige Nutzeninternalisierung ist gleichbedeutend mit der Abwesenheit von externen Effekten.¹ Das marktwirtschaftliche Ausschlussprinzip ist in diesem Fall perfekt anwendbar. Die konkrete Ausgestaltung der Verfügungsrechte definiert die Handlungsmöglichkeiten und markiert die Grenzen, innerhalb der Eigentumsrechte ausgeübt werden können.² Privateigentum und Vertragsfreiheit sind die Grundlagen des Handels mit privaten

¹ Externe Effekte sind Auswirkungen, die mit positivem oder negativem Vorzeichen in die Nutzen- oder Produktionsfunktion Dritter eingehen, ohne dass es für sie Marktpreise gibt. Vgl. Cansier (1996a), S.24

² Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.16.

Gütern auf Märkten und Grundvoraussetzung für eine marktliche Steuerung.¹ Die Möglichkeit der Zuordnung von individuell spezifizierten Eigentumsrechten und damit die Anwendbarkeit des Ausschlussprinzips ist im Fall von Wasserressourcen aufgrund der besonderen physikalischen Eigenschaften nur eingeschränkt gegeben.² Wasser fließt, löst und vermischt sich mit anderen Stoffen. Es befindet sich mit angrenzenden Medien in ständigen Austauschbeziehungen und ist extrem mobil. Es versickert, verdunstet und ist generell nur schwer greifbar. Individuell spezifizierte Eigentumsrechte für Wasserressourcen oder bestimmte Teile davon sind wegen der flüchtigen Eigenschaften nur unvollkommen definierbar.³ Das Ausschlussprinzip versagt weitgehend beim Eintrag von Schadstoffen. Aus den angrenzenden Medien Luft und Boden werden ständig Schadstoffe gelöst und in Wasserressourcen eingetragen. Eingebunden in den hydrologischen Kreislauf sind Wasserressourcen Teil des Naturhaushaltes und immer auch Umweltgüter, die in der ökonomischen Theorie als ein Spezialfall öffentlicher Güter betrachtet werden.

Für reine öffentliche Güter ist das Ausschlussprinzip nicht anwendbar, es besteht keine Rivalität des Konsums.⁴ Die Nutzung eines öffentlichen Gutes durch ein Individuum schließt andere nicht von der Konsummöglichkeit aus. Der Nutzen steht allen ohne gegenseitige Beeinträchtigung zur Verfügung. Eine hohe Gewässerqualität ist ein öffentliches Gut, von dem alle profitieren, ohne sich in den Konsummöglichkeiten einzuschränken. Mit der Inanspruchnahme eines öffentlichen Gutes sind keine Opportunitätskosten verbunden. Jeder kann von der Ressource profitieren, ohne andere in ihren Konsummöglichkeiten einzuschränken. Aus wohlfahrtstheoretischer Sicht ist es deshalb nicht wünschenswert, einzelne vom Genuss eines öffentlichen Gutes auszuschließen. Effizienz der Ressourcennutzung verlangt, dass die Preise die Grenzkosten der Bereitstellung widerspiegeln. Die Grenzkosten der Bereitstellung sind im Fall öffentlicher Güter null. Auch wenn das Ausschlussprinzip grundsätzlich anwendbar ist, sollte es für öffentliche Güter nicht zur Anwendung kommen. Den Kosten des Ausschlusses stehen keine Nutzen gegenüber, die einen Ausschluss rechtfertigen. Öffentliche Güter sind nicht teilbar, sie existieren nur als Ganzes und können

¹ Vgl. Cansier (1996a), S.18.

² Vgl. Saliba/Bush (1987), Bergmann/Kortenkamp (1988), Kuckshinrichs (1990), Hamann (1993).

³ Vgl. Colby (1995), S.477.

⁴ Vgl. Musgrave (1994), S.69.

einem Individuum nicht in Teilen zugerechnet werden. Einmal bereitgestellt, kommt jeder in den vollen Genuss. Individuell spezifizierbare Eigentumsrechte sind für sie nicht definierbar. Ein Marktmechanismus kann aber bei fehlenden Eigentumsrechten und Versagen des Ausschlussprinzips nicht funktionieren, denn niemand kann über den Preis von der Nutzung des Gutes ausgeschlossen werden.

Reine private und reine öffentliche Güter sind polare Extremfälle. In der Realität sind insbesondere Beispiele für reine öffentliche Güter nur schwer zu finden. Zahlreiche Güter sind Mischgüter, die weder die Bedingungen eines reinen privaten Gutes noch die eines reinen öffentlichen Gutes erfüllen. Die Klassifizierung eines Gutes als privates oder öffentliches Gut orientiert sich üblicherweise am Grad der Exklusivität der Eigentums- und Verfügungsrechte und am Grad der Rivalität in der Nutzung. Grundwasser ist eine typische „Common-Pool-Ressource“.¹ Die physikalischen Eigenschaften führen zum Versagen des Ausschlussprinzips. Die Eigenschaft als fließende Ressource und die Verborgenheit im Untergrund schließen die Definition von exklusiven Eigentumsrechten für Grundwasser weitgehend aus.² Verschiedene Nutzungsmöglichkeiten konkurrieren jedoch miteinander, und es besteht Rivalität des Konsums. Da individuell spezifizierte, exklusive Eigentumsrechte für das Grundwasser nicht definiert werden können, besteht für den einzelnen Nutzer kein Anreiz für einen möglichst schonenden Umgang mit der Ressource. Im Gegenteil ist mit einem Verzicht auf Ressourcennutzung die Gefahr verbunden, dass Konkurrenten das nutzbare Potential ausbeuten und für die eigene Nutzung nichts mehr übrig bleibt. Jeder wird deshalb die Ressource schnellstmöglich und schonungslos ausbeuten, was zu einer Übernutzung und im Extremfall zur Zerstörung der Ressource führt. Es kommt zur Tragödie der Allmende, die das Dilemma einer gemeinsam genutzten Ressource und deren Übernutzung beschreibt.³ Weil niemand von der Ressourcennutzung ausgeschlossen werden kann, wird dem Schutz und der Erhaltung der Ressource nur ein geringer Stellenwert beigemessen.

¹ Vgl. Kuckshinrichs (1990), S.30, Das Gupta (1998).

² Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.43.

³ Vgl. Ostrom (1989) und (1999), Lerch (1996), Stevenson (1999).

Freier oder beschränkter Zugang

Hohe Ausbeutung, fehlende Anreize für einen sparsamen Umgang und ein geringer Schutz gegen Verschmutzung sind nur dann charakteristisch für das Grundwasser, wenn die Ressource die Reinform einer Allmende-Ressource aufweist und weder exklusive Nutzungsrechte noch Nutzungseinschränkungen bestehen (*res nullis*).¹ Niemand wird von der Ressourcennutzung durch Gebote oder Verbote ausgeschlossen, und es existieren keine verbindlichen Verhaltensregeln, die den Umfang der Ressourcennutzung beschränken. Der Staat kann die Tragödie der Allmende verhindern, indem er Verfügungsrechte definiert und an Private vergibt oder die Ressourcennutzung einer staatlichen Planung unterwirft. Die Tragödie der Allmende ist also keineswegs unvermeidbar, sondern beschreibt vielmehr einen Zustand des nicht regulierten Zugangs zu einer gemeinschaftlich genutzten Ressource.² Mit der Zuweisung privater Verfügungsrechte für natürliche Ressourcen ist die Erwartung verbunden, dass dem Schutz und der Erhaltung ein höherer Stellenwert beigemessen wird als im Zustand nicht definierter Nutzungsrechte. Besteht die Möglichkeit zum Handel der Nutzungsrechte auf einem Markt und findet eine Zuteilung der Ressource über den Preismechanismus statt, dann kann unter bestimmten Voraussetzungen eine optimale Allokation der Ressource erreicht werden.³ Grundwasser befindet sich in den meisten Fällen in staatlichem Eigentum und wird als gemeinschaftliche Ressource genutzt, wobei bestimmte Nutzungsregeln und Nutzungseinschränkungen definiert sind. Individuell spezifizierte Eigentumsrechte für das Grundwasser oder bestimmte Teile der Ressource bestehen jedoch nicht. Die Rechte an der Ressource sind als Nutzungsrechte definiert, die durch staatliche Stellen vergeben werden und sich z.B. auf die Erlaubnis zur Entnahme einer bestimmten Menge Grundwasser in einer Periode beschränken. Im Unterschied zu exklusiven privaten Verfügungsrechten ist die Transferierbarkeit des Nutzungsrechts jedoch meistens ausgeschlossen. Mit dem Recht, den Umfang der Ressourcennutzung zu bestimmen, liegt das entscheidende Element der Verfügungsrechte für das Ressourcen-Management in staatlicher Hand.⁴

¹ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.45.

² Vgl. Lerch (1996), Ostrom (1999).

³ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.17.

⁴ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.18.

Für Grundwasserentnahmen ist das Ausschlussprinzip also grundsätzlich anwendbar, auch wenn es mit einigem Verwaltungs- und Kontrollaufwand verbunden ist. Das Ausschlussprinzip versagt jedoch bei der Sicherung der Qualität des Grundwassers. Für diffuse Einträge von Schadstoffen über den Luftpfad und aus dem Boden gelöste Schadstoffe ist das Ausschlussprinzip nicht anwendbar. Grundwasserqualität ist ein öffentliches Gut, da von der Möglichkeit der Wasserversorger, hygienisch unbedenkliches Trinkwasser aus hochwertigem Grundwasser zu gewinnen, alle profitieren. Ein öffentliches Gut ist Grundwasser aber auch in seiner Eigenschaft als Umweltgut, denn es ist Existenzgrundlage für zahlreiche angrenzende Ökosysteme und als Teil des Wasserkreislaufs integraler Teil eines unserer wichtigsten lebenserhaltenden Systeme. Grundwasser erfüllt im Naturhaushalt wichtige Reinigungs-, Speicher- und Ausgleichsfunktionen, die als öffentliches Gut interpretierbar sind. Es besteht keine Rivalität des Konsums und das Ausschlussprinzip versagt. Industrie, Landwirtschaft und private Haushalte entnehmen Grundwasser und emittieren Schadstoffe, die auf unterschiedlichste Weise in das Grundwasser gelangen. Eine bewusste Verschmutzung des Grundwassers im Sinne eines absichtlichen Einleitens von Schadstoffen zur Entsorgung derselben findet in der Regel zwar nicht statt. Werden Emissionen und der Ausstoß von Schadstoffen, die schließlich in das Grundwasser gelangen, nicht vermieden, nutzt man die Schadstoffaufnahme- und Assimilationskapazität von Gewässern zur Beseitigung von Rest- und Abfallstoffen. Der Nutzen der Gewässerverschmutzung entspricht den eingesparten Vermeidungskosten, die hätten aufgewendet müssen, um den Schadstoffeintrag zu vermeiden. Konkurrenz besteht zwischen den Kulturfunktionen (Entnahme, Schadstoffaufnahme) und den Naturfunktionen (Lebensraum, Selbstreinigung, Regelgröße) des Grundwassers. Die rivalisierenden Nutzungsarten machen das in einzelnen Funktionen öffentliche Gut Grundwasser zu einem knappen Gut.

Grundwasserqualität lässt sich nicht teilen und als Privateigentum individuell zurechnen. Niemand kann über einen Preismechanismus von den Vorteilen einer hohen Qualität des Grundwassers ausgeschlossen werden. Auch von den Naturfunktionen des Grundwassers profitieren alle Menschen, ohne dass einzelne sich in der Nutzung beeinträchtigen oder davon ausgeschlossen werden können. Dasselbe gilt für die Nutzung von Gewässern als Aufnahmemedium für Schadstoffe. Das Ausschlussprinzip versagt, und die Emittenten

schränken sich in ihren Möglichkeiten zur Emission von Schadstoffen nicht ein. Die Anwendbarkeit des Ausschlussprinzips ist Voraussetzung für die Definition exklusiver Eigentumsrechte und das Marktprinzip. Es versagt, wenn Wasserressourcen die Eigenschaft eines öffentlichen Gutes besitzen. Sind Eigentumsrechte aufgrund der Eigenschaft eines öffentlichen Gutes nicht exklusiv und vollständig definiert, kann ein Marktmechanismus nicht funktionieren. Ist eine bestimmte Menge Wasser dagegen einer natürlichen Ressource entnommen, kann Wasser wie jedes andere private Gut auf Märkten gehandelt werden. In Flaschen abgefüllt ist es ein Konsumgut wie andere Güter und unterscheidet sich nicht wesentlich von sonstigen Lebensmitteln. Wasser ist deshalb weder ein reines privates noch ein reines öffentliches Gut.¹ Es durchläuft im Laufe seiner Nutzbarmachung verschiedene Gutseigenschaften und ist abhängig davon, welche der vielfältigen Funktionen man betrachtet, ein privates oder ein öffentliches Gut. Eine Antwort auf die Frage nach der Gutseigenschaft von Wasser kann deshalb nicht eindeutig ausfallen.

Essentielle Bedeutung

Gelegentlich wird der Einwand erhoben, es bestehe ein grundsätzlicher Konflikt zwischen einem Menschenrecht auf Wasser und der Forderung, Wasser als ökonomisches Gut zu betrachten und Knappheitspreise zu erheben. Mit Bezug auf die essentiellen Eigenschaften von Wasser werden Zweifel an den positiven Wirkungen von Marktpreisen für Wasser geäußert. Ein allein dem Marktmechanismus überlassenes Allokationsverfahren wird abgelehnt, da sich der Marktpreis bei der Verteilung des knappen Angebots nicht am notwendigen Bedarf, sondern allein an der kaufkräftigen Nachfrage orientiert.² Zum einen werden unakzeptable soziale Auswirkungen befürchtet, wenn einkommensschwache Bevölkerungsschichten bei hohen Wasserpreisen einen großen Teil ihres Einkommens für die Deckung des Grundbedarfs an Wasser aufwenden müssen. Die Preiselastizität der Wassernachfrage zur Deckung des Grundbedarfs im häuslichen Bereich ist gering und strebt gegen null, da so gut wie keine Substitutionsmöglichkeiten bestehen. Befürchtet wird, dass der aus den hohen Wasserpreisen resultierende Zwang zum Wassersparen zu hygienischen Problemen mit negativen Folgen für die Gesundheit führen könnte.³ Niedrigen Wasserprei-

¹ Vgl. Linde (1989), S.96.

² Vgl. Wallacher (1999), S.206.

³ Vgl. WBGU (1997), S.309.

sen wird eine soziale Funktion beigemessen, die Verfügbarkeit von sauberem Frischwasser zu akzeptablen Preisen wird als meritorisches Gut betrachtet, dessen Konsum einen gesellschaftlichen Nutzen stiftet, der den individuellen Konsumnutzen übersteigt.¹ Mit diesem Argument wird eine generelle Subventionierung der Trinkwasserpreise gefordert.

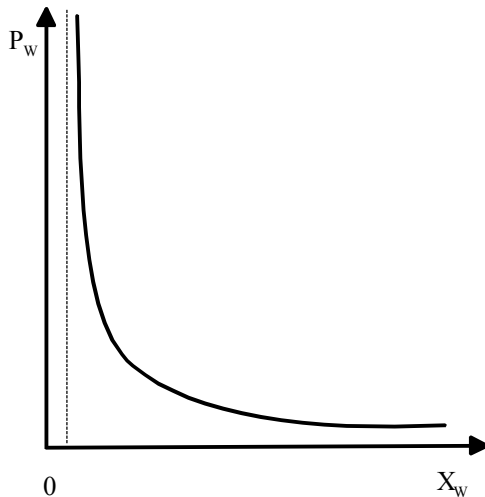
Wasser als ökonomisches Gut zu betrachten ist damit verbunden, Wassernutzer mit den Kosten ihrer Nutzungsentscheidung zu konfrontieren. Die Erhebung von Knappheitspreisen steht im Widerspruch zu einer generellen Subventionierung aus sozialen Erwägungen. Nur wenn Wassernutzer die tatsächlich anfallenden Kosten ihrer Entscheidung tragen, wird eine ökonomisch effiziente Wassernutzung erreicht und ein verschwenderischer Umgang mit der Ressource verhindert. Obwohl Einspar- und Substitutionsmöglichkeiten im häuslichen Gebrauch für die Deckung der Grundbedürfnisse gering sind, steht die Erhebung von Knappheitspreisen jedoch nicht in einem unlösbaren Konflikt zu dem Ziel, für einkommensschwache Bevölkerungsschichten eine ausreichende Grundversorgung mit hygienisch einwandfreiem Wasser zu akzeptablen Preisen zu gewährleisten. Die Zuteilung der dafür erforderlichen Wassermengen und die Frage, wie eine Grundversorgung zu akzeptablen Preisen sichergestellt werden kann, muss getrennt von der Bewertung der Knappheitssituation erfolgen und sollte nicht durch eine pauschale Subventionierung des Wasserpreises zu einer Verzerrung der Preisstrukturen führen.² Verschwenderisch wird mit Wasser vor allem dort umgegangen, wo Wasser in großen Mengen genutzt wird und Knappheitspreise nicht erhoben werden. In der Landwirtschaft und der Industrie ist die Wassernutzung häufig selbst dann noch kostenlos, wenn regelmäßig große Mengen genutzt werden, die Wassernutzung zu erheblicher Verschmutzung führt und zahlreiche andere Verwendungsmöglichkeiten damit ausschließt. Für den häuslichen Gebrauch sollten ebenso wie für andere Nutzungen Wasserpreise erhoben werden, die den Nutzer mit der Knappheit konfrontieren. Die Zahlungsbereitschaft für Wasser unterscheidet sich aufgrund der essentiellen Eigenschaften von der für andere Güter, da für die Befriedigung von Grundbedürfnissen Substitutionen nicht möglich sind. Der Grenznutzen strebt für die ersten Liter Trinkwasser gegen unendlich,

¹ Vgl. Easter/Feder (1996), S.9.

² Vgl. WBGU (1997), S.309.

nimmt jenseits der für die Befriedigung der Grundbedürfnisse erforderlichen Menge jedoch stark ab (Abbildung X). Entsprechend hoch ist zunächst die marginale Zahlungsbereitschaft, die nach Deckung der Grundbedürfnisse rasch abnimmt und ab einer bestimmten Menge gegen null strebt.

Abbildung X: Wassernachfragefunktion



Quelle: Eigene Darstellung nach Saliba/Bush (1987), Randall (1987) und Stiglitz (1999).

Das Menschenrecht auf Wasser beinhaltet die Forderung, die für die Deckung der Grundbedürfnisse notwendige Menge Wasser zu angemessenen Preisen beziehen zu können. Knappheitspreise können bei mangelnder Zahlungsfähigkeit im Widerspruch dazu stehen. Eine generelle Subventionierung der Wasserpreise verschleiert die wahre Knappheit der Ressource und begünstigt alle Wassernutzer, unabhängig vom Verwendungszweck und der erbrauchten Menge. Am stärksten profitieren Nutzer mit einem hohen Verbrauch von pauschalen Subventionen. Eine Subventionierung der Wassernutzung sollte sich deshalb auf die erforderlichen Mengen zur Deckung der Grundbedürfnisse bei unteren Einkommenschichten beschränken, bspw. durch Gewährung eines Wassergeldes, das überproportionale Einkommensbelastungen durch hohe Wasserpreise ausgleicht. Ein grundsätzlicher Widerspruch zwischen der Forderung, ein Menschenrecht auf Wasser zu realisieren und Wasser als

ökonomisches Gut zu betrachten, besteht also nicht. Die Umsetzung des Menschenrechts auf Wasser erfordert im Gegenteil, die Effizienz der Wassernutzungstechniken und wassersparende Produkte zu fördern.¹

C. Wassermärkte in Theorie und Praxis

Als Wassermarkt wird oft pauschal die Trinkwasserversorgung und die Abwasserentsorgung eines Landes oder einer Region bezeichnet. Die Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser und die Entsorgung des anfallenden Abwassers können rein staatlich organisiert sein, ohne die Einbindung von privaten Unternehmen und Wettbewerb. Dem Modell eines staatlich organisierten Wassermarktes entspricht im wesentlichen der deutsche Wassermarkt. Es dominieren öffentlich-rechtliche Unternehmen, die vor privatwirtschaftlicher Konkurrenz geschützt sind und keinem unmittelbaren Wettbewerb durch Konkurrenten ausgesetzt sind. Im Gegensatz dazu konkurrieren auf Wettbewerbsmärkten private Unternehmen „im Markt“ und stehen in einem Produkt- oder Leistungswettbewerb um den Kunden, oder sie konkurrieren „um den Markt“ und damit z.B. um das Recht, die Wasserversorgung in einer Region für eine bestimmte Zeit zu übernehmen. Die Märkte für die Wasserversorgung und die Abwasserentsorgung sind in erster Linie Dienstleistungsmärkte. Der Rohstoff Wasser spielt insbesondere dann eine untergeordnete Rolle, wenn Wasser in ausreichenden Mengen vorhanden ist und Wassernutzungsrechte kostenlos vergeben werden. Ein Wassermarkt kann aber auch ein Rohstoffmarkt sein, der sich auf die knappe Ressource Wasser bezieht. Auf einem solchen Markt wird Wasser in bestimmten Mengen gehandelt oder das Recht, Wasser einer bestimmten Ressource wie z.B. dem Grundwasser zu entnehmen. Der Begriff Wassermarkt umfasst also eine Reihe von ganz unterschiedlichen Aspekten, von denen im folgenden die Unterscheidung zwischen einem staatlich organisierten Wassermarkt ohne Wettbewerb und einem Wettbewerbsmarkt mit Konkurrenz von Bedeutung ist.

Wettbewerbsmärkte für Wasser findet man in unterschiedlichen Formen in Regionen mit extremer Wasserknappheit. Neben den in der ökonomischen Literatur meistens herangezo-

¹ Vgl. WBGU (1997), S.173.

genen Beispielen von Wassermärkten in den USA (z.B. in Arizona, Californien, Colorado, Nevada, New Mexiko und Utah) findet man Wassermärkte in Südamerika (Brasilien, Chile, Mexiko), Asien (Pakistan und Indien), Australien (New Anglia, South Australia, Queensland, Victoria), aber auch in Spanien und auf den Kanarischen Inseln.¹ Wo Wasser einen limitierenden Faktor für die gesellschaftliche Wohlfahrt darstellt, ist die Zuteilung der knappen Wassermengen auf die konkurrierenden Verwendungen und die Effizienz der Ressourcennutzung von entscheidender Bedeutung für die Wohlfahrt der Bevölkerung. Wassermärkten vergleichbare Institutionen, die ein flexibles, durch Preissignale gesteuertes Management von knappen Wasserressourcen ermöglichen, existieren seit Jahrhunderten.² In den spanischen Huertas wurden im 15. Jahrhundert Institutionen für die landwirtschaftliche Bewässerung gegründet, die Wasserrechte vergaben und regelten, wie das Wasser bei Knappheit aufzuteilen war. Meistens waren die Wasserrechte an den Besitz von Land gebunden, und die Institutionen bestimmten im wesentlichen nur die Reihenfolge, in der die Bauern Wasser erhielten.³ In Alicante wurde auf Initiative von Bauern ein Staudamm gebaut, aber nur ein Teil der neu geschaffenen Bewässerungskapazitäten anteilmäßig nach dem zu bewässernden Land vergeben. Die übrigen Wasserrechte wurden regelmäßig auf einer offiziellen Auktion von der Bewässerungsgemeinschaft angeboten und konnten ersteigert werden. Die Rechte waren nicht an den Besitz von Land gebunden und galten nur für einen bestimmten Zeitraum. Auf informellen Märkten wurden die Rechte gehandelt und dauerhaft oder nur stundenweise veräußert. Die Preise spiegelten die jeweilige Knappheit von Wasser wider und fielen in Jahren mit reichlich Regen, stiegen in Trockenperioden dagegen sehr hoch. Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung konnte auch stundenweise von einer Privatfirma erworben werden, die aus einem entfernten Brunnen Grundwasser pumpte und in das Bewässerungssystem einspeiste. Das Bewässerungssystem und der Handel mit den Wasserrechten waren durch eine Reihe von genau definierten Regeln bestimmt, die Pflichten wie z.B. die Kanalreinigung beinhalteten. Im Fall einer Verletzung drohten Sanktionen in

¹ Für eine ausführliche Darstellung der einzelnen Wassermärkte vgl. z.B. Saliba/Bush (1987), Le Moigne et al. (1994), Meinzen-Dick (1996), Simpson/Ringskong (1997), Merret (1998), Bauer (1998), Easter/Rosegrant/Dinar (1999), Dinar/Rosegrant/Meinzen-Dick (1999).

² Vgl. Ostrom (1999), S.89.

³ Im Fall von Nutzungskonflikten wurde ein gewähltes Wassergericht zu einem öffentlichen Urteil aufgerufen. Vgl. Ostrom (1999), S.95.

Form von Geldbußen. Untersuchungen belegen, dass das Bewässerungssystem von Alicante Institutionen in anderen Regionen ohne Handel deutlich überlegen war und selbst in einem Vergleich zu den heute bestehenden Wassermärkten in den USA zu einer effizienteren Ressourcennutzung führte.¹

Das Beispiel von Alicante verdeutlicht die zentrale ökonomische Fragestellung. In einer ökonomischen Perspektive ist die Frage der Wassernutzung ein Allokationsproblem. Aufgrund der Knappheit der Ressource müssen Entscheidungen getroffen werden, wie knappe Wassermengen auf konkurrierende Nutzungsansprüche verteilt werden sollen. Grundsätzlich kommen dafür ein zentral gesteuertes staatliches Verteilungssystem und eine dezentrale Koordination über Märkte in Frage. Bei einer reinen Marktlösung wird neben der Frage, wer eine Ressource für welchen Zweck nutzen soll, auch bestimmt, in welchem Umfang Ressourcen genutzt werden.² Das Zusammenspiel von Nachfrage und Angebot bestimmt das Ausmaß des Faktoreinsatzes und den Umfang der Ressourcennutzung. Reine Marktlösungen, die weder für den Eintrag von Schadstoffen noch für die entnommenen Mengen Grenzen vorgeben, führen wegen der Eigenschaften von Wasserressourcen als öffentliche Güter zu suboptimalen Lösungen.³ Solange es nicht möglich ist, Verfügungsrechte an Umweltressourcen hinreichend zu spezifizieren, so dass diese auf Märkten gehandelt werden können und preisliche Anreize für eine allokatiosoptimale Nutzung des Faktorbestandes bestehen, muss der Staat die Übernutzung von Umweltressourcen verhindern. Das aus dem Leitbild Nachhaltigkeit abgeleitete Ziel, Gewässer dauerhaft in Menge und Qualität zu sichern, erfordert Grenzen für die Nutzung und schließt reine Marktlösungen mit einem sich selbst überlassenen Markt ohne staatliche Interventionen als Allokationsmechanismus aus. Ein vollkommen freier Wassermarkt ohne staatliche Eingriffe ist aus diesem Grund nicht Gegenstand der Diskussion. Die positiven Eigenschaften von Wettbewerbsmärkten können aber durch den Einsatz marktanaloger Verfahren nutzbar gemacht werden. Grundsätzlich sind zwei Lösungen denkbar.⁴ Der Staat bestimmt den Umfang der Ressourcennutzung und vergibt Zertifikate, die zu einer Nutzung berechtigen (Mengenlösung), oder er

¹ Vgl. Maass/Anderson (1986), Ostrom (1999), S.106.

² Vgl. Hansmeyer/Schneider (1990).

³ Vgl. Hansmeyer (1988), S.233 und (1992).

⁴ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), Bonus (1990), Hansjürgens (1992), Maier-Rigaud (1994), Cansier (1996a).

erhebt eine Steuer, die mit dem Ziel der Nachfragesteuerung so bemessen wird, dass sie den Umfang der Ressourcennutzung auf die angestrebte Menge begrenzt (Preislösung). Preis- und Mengelösungen unterscheiden sich nicht grundsätzlich in ihrer Wirkung, sind aber in Bezug auf ihre Zielgenauigkeit und Informationsansprüche unterschiedlich zu beurteilen.¹

Neben der Allokationsentscheidung spielt die Effizienz der Leistungserstellung in der Wasserversorgung eine zunehmend wichtige Rolle. In Deutschland besteht ein staatlich organisiertes, flächendeckendes System der Wasserversorgung und der Abwasserentsorgung. 99 Prozent der Bevölkerung werden von der öffentlichen Wasserversorgung mit Trinkwasser beliefert, 93 Prozent der Haushalte sind an öffentliche Kläranlagen angeschlossen.² Technisch und qualitativ erreicht die deutsche Trinkwasserversorgung im internationalen Vergleich ein unbestrittenes Spitzenniveau. Allerdings sind die Wasserpreise in den vergangenen Jahren stark angestiegen und standen schon des öfteren in der Kritik.³ Steigende Wasserpreise haben den Blick auf die Frage der Effizienz der Leistungserstellung und die Strukturen der Wasserversorgung gelenkt. Die Wasserversorgung befindet sich in Deutschland nach wie vor fast ausschließlich in öffentlicher Hand und ist überwiegend sehr kleinteilig strukturiert. Die Möglichkeiten für ein privatwirtschaftliches Engagement sind stark eingeschränkt. Die Wasserversorgung ist teilweise Pflichtaufgabe der Gemeinden, Anschluss- und Benutzungszwänge sowie Gebietsmonopole sichern die Aufgabenerfüllung durch die öffentliche Hand. Mit Wettbewerb in der kommunalen Wasserwirtschaft ist die Hoffnung auf eine effizientere Leistungserstellung und eine Stärkung des Anreizes für kostensparende Innovationen verbunden. Man hofft, dass dies schließlich den Konsumenten in Form von niedrigeren Wasserpreisen zugute kommt.

Wettbewerb wird aber auch gefordert, da die Wasserversorger in den bestehenden Strukturen nur unzureichend international konkurrenzfähig sind. Die aus dem Rechtsrahmen resultierenden Organisationsstrukturen stehen einem Engagement auf dem internationalen Wassermarkt entgegen. Weltweit ist in den kommenden Jahrzehnten mit einem starken Wachstum des Marktes für die Wasserversorgung und die Abwasserentsorgung zu rechnen, doch kann

¹ Vgl. Bonus (1990), Maier-Rigaud (1994), Hansjürgens (1992), Cansier (1996a), S.214 ff.

² Vgl. BMU (1998), S.21 ff., BMU (2002), S.3.

³ Vgl. Briscoe (1995).

die deutsche Wasserwirtschaft von den Wachstumschancen des Marktes in den heute bestehenden Strukturen nicht profitieren. Da zu erwarten ist, dass ausländische Unternehmen verstärkt in den deutschen Markt drängen und nicht ausgeschlossen wird, dass die Europäische Union einen Vorstoß zur Einführung von Wettbewerb im Bereich der Wasserversorgungswirtschaft unternimmt, wird über die Auswirkungen einer Abschaffung der kartellrechtlichen Ausnahmeregelung und die Möglichkeiten zur Förderung von Wettbewerb in der deutschen Wasserwirtschaft schon seit einiger Zeit diskutiert.¹ Die Folgen einer Abschaffung der kartellrechtlichen Ausnahmeregelung und die Einführung von Wettbewerb in der Wasserversorgung wurden im Rahmen eines vom Bundeswirtschaftsministerium in Auftrag gegebenen Forschungsprojektes untersucht.² Bereits ein Zwischenbericht hat für kontroverse Diskussionen gesorgt.³ Die Gutachter befürworten die Einführung von Wettbewerb in der Wasserwirtschaft, betonen aber gleichzeitig die Notwendigkeit einer umfassenden Regulierung. Eine Studie des Umweltbundesamtes erhebt demgegenüber schwerwiegende Bedenken gegen eine Liberalisierung des Wassermarktes aus Sicht des Umwelt- und Gesundheitsschutzes.⁴ Die Autoren halten das Gutachten des Bundeswirtschaftsministeriums insgesamt „für nicht geeignet, Wege zu einer nachhaltigen Wasserversorgung (...) aufzuzeigen.“⁵ Den Chancen einer effizienteren, international konkurrenzfähigen Wasserwirtschaft stehen die Befürchtungen gegenüber, das Niveau des Umwelt- und Gesundheitsschutzes könnte unter dem Wettbewerbsdruck leiden.⁶

Wenig Beachtung hat die Möglichkeit eines Wettbewerbs um Wasserentnahmerechte gefunden. Die Allokation der nutzbaren Wassermengen über einen Handel von Wasser oder Wasserrechten auf Märkten und die Etablierung eines Marktes für das Produkt Rohwasser wird kaum erwogen und meistens nur am Rande erwähnt.⁷ Dabei zeigen die Beispiele im Ausland, dass Wettbewerbsmärkte für Wasser unter geeigneten Rahmenbedingungen in der

¹ Vgl. Brackemann et al. (2000), S.41 ff., UBA (2001), S.27 ff., Ewers et al. (2001a), S.33 ff.

² Vgl. Ewers et al. (2001a): Optionen, Chancen und Rahmenbedingungen einer Marktöffnung für eine nachhaltige Wasserversorgung, BMWi-Forschungsvorhaben (11/00), Endbericht Juli 2001.

³ Vgl. Ewers et al. (2001b), Vorläufiges Thesenpapier vom 21.2.2001.

⁴ Vgl. Brackemann et al. (2000): Liberalisierung der deutschen Wasserversorgung, Auswirkungen auf den Gesundheits- und Umweltschutz, Skizzierung eines Ordnungsrahmens für eine wettbewerbliche Wasserwirtschaft, hrsg. durch das Umweltbundesamt.

⁵ UBA (2001), S.29.

⁶ Vgl. VKU (2001) und Walter (2001), zitiert nach Michaelis (2001), S.433.

⁷ Rudolph (2000) bezeichnet die Idee als „exotisch“; Scheele (2000) und der SRU (1998) gehen etwas ausführlicher darauf ein. Umfassender wird das Thema im Gutachten des WBGU (1997) behandelt.

Lage sind, eine effiziente Allokation der Ressource herbeizuführen und den starren staatlichen Verteilungssystemen überlegen sind. Zunächst sollen im folgenden der Wassermarkt in Deutschland dargestellt und die verschiedenen Aspekte einer Liberalisierung und Privatisierung des Wassermarktes untersucht werden. Daran anschließend sollen ein theoretisches Modell und Beispiele von Wassermärkten in anderen Ländern zeigen, wie Wassermärkte über eine Allokation der nutzbaren Wassermengen durch handelbare Rechte zu einer effizienteren Ressourcennutzung beitragen können.

I. Die öffentliche Trinkwasserversorgung in Deutschland

Nach der Liberalisierung der Märkte für Strom und Gas ist die Wasserversorgung in Deutschland der letzte bedeutende Infrastrukturbereich, der noch nicht für Wettbewerb geöffnet wurde. Die Übergangs- und Schlussvorschriften des § 131 Abs. 8 im neuen Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkung (GWB)¹ sichern den Fortbestand der §§ 103 und 103a in der alten Fassung des GWB² und damit das Recht der Gemeinden zu Absprachen über Gebietsmonopole und die Vergabe von ausschließlichen Wegenutzungsrechten in der Wasserversorgung.³ Das allgemeine Kartellverbot (§ 1 GWB), das Preisbindungsverbot (§ 15 GWB) und das Verbot von Ausschließlichkeitsbindungen (§ 18 GWB) finden in der Wasserwirtschaft keine Anwendung. Schon im Zuge der Liberalisierung der Energiemärkte wurde die Abschaffung der kartellrechtlichen Ausnahmeregelung auch für den Bereich der Wasserwirtschaft erwogen, doch wurden die Pläne zunächst fallen gelassen.⁴ Der Bundeswirtschaftsminister hat der Diskussion durch das in Auftrag gegebene Gutachten zur Überprüfung des Ordnungsrahmens der deutschen Wasserwirtschaft neuen Schwung gegeben.⁵ Dabei stand zunächst allein die Streichung der für die Wasserwirtschaft fortbestehenden wettbewerbsrechtlichen Ausnahmeregelung im Mittelpunkt.⁶ Die Untersuchung wurde auf Maßnahmen ausgedehnt, die geeignet sind, Kostensenkungspotentiale in der

¹ Vgl. Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen (GWB) vom 26.8.1998, in Kraft getreten am 1.1.1999.

² Vgl. Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen (GWB) in der alten Fassung vom 20.2.1990.

³ Vgl. Rudolph (2000).

⁴ Vgl. Scheele (2000), S.6, UBA (2001), S.27.

⁵ Vgl. Rede des Bundeswirtschaftsministers zur „Konzeption der Bundesregierung zum energie- und wasserwirtschaftlichen Ordnungsrahmen“ vom 16. März 2000.

⁶ Vgl. Ewers et al. (2001b).

Wasserversorgung aufzudecken und die internationale Wettbewerbsfähigkeit der deutschen Anbieter zu erhöhen.¹ Eine Streichung der Ausnahmeregelung des GWB kann allein nur wenig bewirken. Gemeinden besitzen in der Wasserversorgung eine starke Rechtsstellung aus der Verantwortlichkeit für die Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser und dem ihnen dabei im Rahmen der kommunalen Selbstverwaltung eingeräumten Gestaltungsspielraum. Soweit die Daseinsvorsorge der Gemeinden im Bereich der Wasserwirtschaft reicht, entfalten die Regelungen des GWB praktisch keine Wirkung. Die Bedeutung von Demarkationsabsprachen und Konzessionsverträgen ist in der Praxis vergleichsweise gering.² Bedeutsam ist eine Streichung der §§ 103 und 103a GWB a.F. nur, wenn die Wasserversorgung materiell privatisiert ist, also aus dem Bereich der kommunalen Daseinsvorsorge ausgegliedert und auf privatrechtliche Anbieter übertragen wurde.³

1. Ineffiziente Organisationsstruktur

Die Wasserversorgung und die Abwasserentsorgung sind Aufgaben der Gemeinden, die sie im Rahmen der kommunalen Daseinsvorsorge nach Art. 28 GG wahrnehmen.⁴ Teilweise schreiben die Landeswassergesetze den Gemeinden die Trinkwasserversorgung als Pflichtaufgabe zu. In den meisten Bundesländern wird sie als freiwillige Aufgabe wahrgenommen.⁵ Die Gemeinden unterliegen bei der Aufgabenerfüllung den allgemeinen Bestimmungen des Kommunalrechts. Durch Satzungsrecht können Anschluss- und Benutzungszwänge für die industrielle Eigenversorgung und die Trinkwasserversorgung der Haushalte verhängt werden.⁶ Im Rahmen der kommunalen Selbstverwaltung entscheiden die Gemeinden frei

¹ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.15.

² Demarkationsverträge sind Verträge zwischen Gebietskörperschaften und Versorgungsunternehmen oder zwischen Versorgungsunternehmen, in denen der Markt räumlich in Gebietsmonopole aufgeteilt wird und die Vertragsparteien sich verpflichten, die öffentliche Versorgung mit Wasser in einem bestimmten Gebiet zu unterlassen. Konzessionsverträge mit Ausschließlichkeitsregelungen sind Verträge zwischen Gebietskörperschaften und Versorgungsunternehmen, in denen sich die Gebietskörperschaft verpflichtet, die Nutzung öffentlicher Wege für die Verlegung und den Betrieb von Leitungen zur Versorgung mit Wasser ausschließlich einem Unternehmen zu gestatten. Vgl. Brackemann et al. (2000) und Ewers et al. (2001a).

³ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.16.

⁴ Vgl. SRU (2000), Tz.156.

⁵ Pflichtaufgabe ist die Trinkwasserversorgung in Bayern nach der Landesverfassung, in den Ländern Berlin, Hessen, Rheinland-Pfalz, Thüringen und Sachsen nach den Landeswassergesetzen. Vgl. UBA (2001), S.47.

⁶ Vgl. Brackemann et al. (2000), S.20.

über die Struktur der Wasserversorgung.¹ Als wirtschaftliche Betätigung der Gemeinden kann die Wasserversorgung mit einem Betrieb in öffentlich-rechtlicher oder privatrechtlicher Rechtsform erfüllt werden.² In öffentlich-rechtlichen Betriebsformen kommen der Regiebetrieb, der Eigenbetrieb, der durch mehrere Gemeinden betriebene Zweckverband oder Wasser- und Bodenverbände in Frage.³ Regiebetriebe sind ein unselbständiger Teil des kommunalen Haushaltes unter kameralistischer Buchführung und eigentlich nur eine Abteilung des Verwaltungshaushaltes. Eigenbetriebe sind rechtlich unselbständige Unternehmen, die als Sondervermögen der Gemeinde mit einem kaufmännischen Rechnungswesen geführt werden. Das Örtlichkeitsprinzip („Territorialprinzip“) beschränkt die wirtschaftliche Betätigung kommunaler Unternehmen grundsätzlich auf das Gebiet der Gemeinde, so dass eine überörtliche Zusammenarbeit durch einen Zusammenschluss in Zweckverbänden oder Wasser- und Bodenverbänden stattfinden muss.⁴

Kleinteilige und zersplitterte Struktur

Etwa 6.700 Wasserversorgungsunternehmen betreiben in Deutschland über 17.900 Versorgungsanlagen. Es dominieren öffentlich-rechtliche Betriebsformen: 39,3 Prozent der Wasserversorgungsunternehmen werden als Eigenbetrieb geführt, 16,4 Prozent als Zweckverband; Wasser- und Bodenverbände sowie Regiebetriebe sind mit 3,9 Prozent bzw. 1,9 Prozent von eher untergeordneter Bedeutung.⁵ In privatrechtlicher Organisationsform als GmbH und AG werden 38,5 Prozent der Wasserversorgungsunternehmen geführt. Abhängig von den Besitzverhältnissen sind diese als Eigengesellschaft (100 Prozent in öffentlicher Hand), als öffentliche Gesellschaft (mindestens 75 Prozent in öffentlicher Hand) oder als gemischtwirtschaftliche Unternehmen (weniger als 75 Prozent in öffentlicher Hand) tätig. Rund 85 Prozent der Wasserversorgungsunternehmen sind von der öffentlichen Hand dominiert, nur 15 Prozent stehen unter einer privatrechtlichen Mehrheitsbeteiligung.⁶ Rein

¹ Vgl. Ellwein/Buck (1995), S.94.

² Vgl. Heymann (2000), S.6, Michaelis (2001), S.435.

³ Vgl. SRU (2000), Tz.157.

⁴ Ein Wasser- und Bodenverband unterscheidet sich von einem Zweckverband dadurch, dass als Verbandsmitglieder auch natürliche Personen und andere juristische Personen in Frage kommen. Der Zweckverband ist nur für die Mitgliedschaft von Gebietskörperschaften gedacht. Vgl. Büscher (2001), S.49 und Ludin/Rahmeyer/Wörner (2001), S.11.

⁵ Vgl. UBA (2001), S.18.

⁶ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.11.

privatwirtschaftlich, ohne öffentliche Beteiligung, werden nur 1,6 Prozent der Unternehmen geführt.¹

Die Struktur der Wasserversorger ist in Deutschland in einem internationalen Vergleich extrem kleinteilig und zersplittert. Obwohl sich die Anzahl der Versorgungsunternehmen in den vergangenen Jahren reduziert hat, ist sie im Vergleich zu anderen europäischen Staaten groß. Pro eine Million Abnehmer gibt es in Deutschland 81 Wasserversorgungsunternehmen, in den Niederlanden sind es dagegen nur 1,27, in England und Wales 0,46 und in Frankreich 0,07 Unternehmen pro eine Million Abnehmer.² Vor allem in dünn besiedelten ländlichen Räumen findet man viele kleine Unternehmen, die nur eine geringe Anzahl von Haushalten versorgen. Etwa zwei Drittel der Unternehmen versorgen zwischen 50 und 3.000 Einwohner und liefern ca. 4 Prozent der Gesamtwassermenge. Mehr als 90 Prozent der Wassermenge werden dagegen von einem Drittel der Unternehmen geliefert. Der Konzentrationsgrad bei den großen Wasserversorgern ist nicht sehr hoch. Die zehn größten Wasserversorgungsunternehmen liefern an die Haushalte ein Fünftel des Gesamtaufkommens. Einer großen Anzahl sehr kleiner, meist öffentlich-rechtlich geführter Unternehmen, stehen wenige größere, meist privatrechtliche Wasserversorger gegenüber.

Unzureichende Ausschöpfung von Größenvorteilen

Die im Vergleich zu anderen europäischen Staaten sehr große Anzahl der Wasserversorgungsunternehmen in Deutschland weist darauf hin, dass Größenvorteile und Kosteneinsparungen durch eine effiziente Organisationsstruktur nur unzureichend ausgeschöpft werden. In den klassischen Netzindustrien Bahn, Telekommunikation, Elektrizitäts- und Gasversorgung sowie Wasserver- und Abwasserentsorgung können Leistungen für den Kunden nicht ohne eine entsprechende Netzinfrastruktur erbracht werden. Der Bau eines Verteilungsnetzes ist mit hohen Investitionen verbunden und führt zu einer hohen Anlagenintensität. Unternehmen der leitungsgebundenen Versorgung zählen zu den anlagenintensivsten Wirtschaftszweigen einer Volkswirtschaft.³ Während das Modell der vollständigen Konkurrenz von der Annahme der beliebigen Teilbarkeit sämtlicher Produktionsfaktoren ausgeht, liegen in

¹ Vgl. SRU (2000), Tz.157, UBA (2001), S.17.

² Vgl. Kampe (2001), S.69, Ewers et al. (2001a), S.11.

³ Vgl. Bosold (1994), S.43.

leitungsgebundenen Industrien Unteilbarkeiten vor, die Unternehmenskonzentration und große Betriebseinheiten begünstigen.¹ Ein Wettbewerb mit einer Vielzahl kleiner Unternehmen kann nicht funktionieren, weil Unteilbarkeiten in der Produktion hohe Investitionen in Anlagen erforderlich machen, um auf einem Markt überhaupt als Anbieter auftreten zu können. Aus der hohen Anlagenintensität resultieren hohe Fixkosten und vergleichsweise geringe Grenzkosten. Daraus entstehen Größenvorteile („economies of scale“) in der Produktion, die zu fallenden Stückkosten bei einer steigenden Betriebsgröße führen.² Große Unternehmen verfügen über eine günstigere Kostenstruktur als kleinere Anbieter und können diese in einem Wettbewerbsprozess vom Markt verdrängen.

In der Wasserversorgung resultieren Größenvorteile zudem aus der ingenieurwissenschaftlichen „Zwei-Drittel-Regel“.³ Die Kapazität von Röhren und Tanks kann durch eine Vergrößerung des Umfangs erhöht werden, wobei es bei einer Verdoppelung der Kapazität nur zu einem Anstieg der Materialkosten um zwei Drittel kommt. Die „Zwei-Drittel-Regel“ begünstigt große Unternehmenseinheiten gegenüber kleinen Anbietern. Auf das Rohrnetz und die Speichereinrichtungen entfallen in der Wasserversorgungswirtschaft mehr als zwei Drittel der Investitionen, auf die Anlagen für die Gewinnung und die Aufbereitung knapp ein Fünftel.⁴ Die Investitionen in Anlagen für die Verteilung, Gewinnung und Aufbereitung von Wasser machen einen vergleichsweise großen Teil der Gesamtkosten aus. Auf Abschreibungen und Zinsen für das eingesetzte Kapital entfallen in der deutschen Wasserversorgung ein Viertel bis ein Drittel der Gesamtkosten. Ein weiteres Drittel entfällt auf das Personal. Die übrigen Kosten entstehen durch Steuern und Abgaben, Energie und Materialaufwand sowie fremdbezogene Dienstleistungen.⁵ Der weitaus überwiegende Teil der Kosten ist unabhängig vom Auslastungsgrad der Anlagen und steht in keinem unmittelbaren Zusammenhang zu den an die Kunden gelieferten Wassermengen.⁶ Schätzungen des Fixkostenanteils in der Wasserversorgung bewegen sich in einer Größenordnung von 60 bis 95 Prozent der Gesamt-

¹ Vgl. Fritsch/Wein (1994) und Fritsch/Wein/Ewers (1999).

² Vgl. Cansier/Bayer (2003), S.167 ff.

³ Vgl. Fritsch/Wein/Ewers (1999), S.180.

⁴ Sonstige Investitionen entfallen auf Grundstücke, Gebäude, Fahrzeuge oder Messgeräte, die einem der genannten Bereiche nicht eindeutig zugeordnet werden können. Vgl. SRU (2000), S.141.

⁵ Steuern und Abgaben machen ca. 5 bis 20 Prozent der Gesamtkosten aus, Energie und Material sowie fremdbezogene Dienstleistungen jeweils 10 bis 15 Prozent. Angaben des BGW in Ewers et al. (2001), S.13.

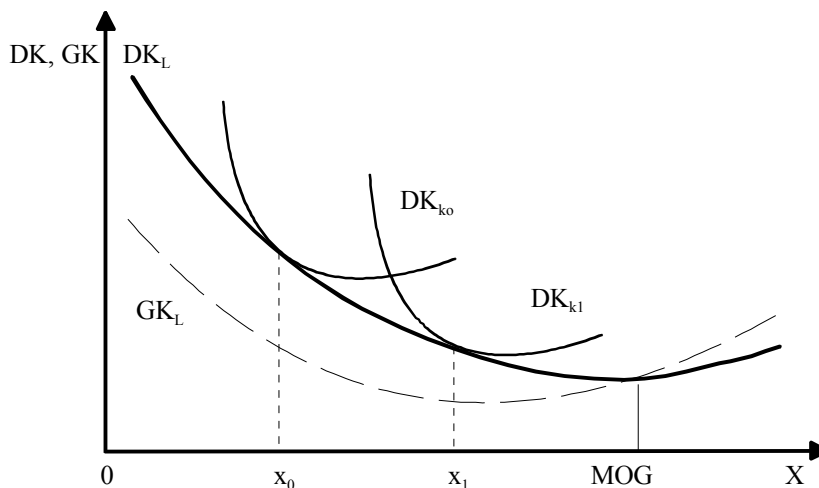
⁶ Vgl. Oster (1972), S.483.

kosten.¹ Nach Angaben des Bundesverbandes der Gas- und Wasserwirtschaft (BGW) liegen die Fixkosten in Deutschland zwischen 80 und 90 Prozent.² Die Gesamtkosten entfallen zu ca. 56 Prozent auf die Verteilung, 33 Prozent auf die Gewinnung und Aufbereitung, 11 Prozent sind Verwaltungskosten. Die Wasserversorgung unterscheidet sich damit in der Kostenstruktur nicht grundlegend von anderen leitungsgebundenen Industrien.³

Ein natürliches Monopol

Industrien mit ausgeprägten Größenvorteilen und sinkenden Stückkosten werden als natürliche Monopole bezeichnet und weisen folgende besondere Kostenstruktur auf:⁴

Abbildung XI: Natürliches Monopol



Quelle: Eigene Darstellung.

In der Grafik sind die kurzfristigen Durchschnittskosten DK_{k0} und DK_{k1} eines Unternehmens mit jeweils unterschiedlichen Kapazitäten dargestellt. x_0 und x_1 sind die Produktionsmengen im Minimum der jeweiligen kurzfristigen Durchschnittskosten. DK_{k0} und DK_{k1} sind auch interpretierbar als die Kostenfunktionen von zwei Wasserversorgungsunternehmen W_0 und W_1 mit jeweils unterschiedlichen Produktionskapazitäten x_0 und x_1 . Die langfristigen

¹ Vgl. Struckmeier/Schulz (1976), Bosold (1994), Hamann (1993).

² Vgl. Ewers et al. (2001a), S.11.

³ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.23.

⁴ Vgl. Wied-Nebbeling (1997), Fritsch/Wein/Ewers (1999), Cansier/Bayer (2003).

Durchschnittskosten DK_L umhüllen die kurzfristigen Durchschnittskosten und sinken bis zur „mindestoptimalen Betriebsgröße“ MOG. Sie stellen den Kostenverlauf eines Unternehmens mit variablen Kapazitäten dar. MOG ist die kostenoptimale Betriebsgröße, bei der die Gesamtkosten der Bereitstellung ein Minimum erreichen. Unterhalb der langfristigen Durchschnittskosten verlaufen die langfristigen Grenzkosten GK_L und schneiden die Durchschnittskosten in deren Minimum. Die langfristigen Durchschnittskosten sinken mit zunehmender Ausbringungsmenge und erreichen bei der mindestoptimalen Betriebsgröße ein absolutes Minimum. Mit einer Ausdehnung der Produktionsmenge über MOG steigen die Durchschnittskosten und die Grenzkosten wieder an.

Sinkende Stückkosten müssen nicht im gesamten Produktionsbereich vorliegen und sind keine notwendige Voraussetzung für ein natürliches Monopol. Größenvorteile stoßen an natürliche Grenzen, so dass sich die Frage der räumlichen Grenzen eines natürlichen Monopols stellt.¹ Von entscheidender Bedeutung für die Bestimmung eines natürlichen Monopols ist die Abgrenzung des relevanten Marktes. Man spricht von einem „lokalen natürlichen Monopol“, wenn ein Unternehmen im Bereich der wieder ansteigenden Durchschnittskosten die gesamte Marktnachfrage zu geringeren Kosten versorgen kann, als mehrere kleine Betriebe.² Würden zwei oder mehr Unternehmen dieselbe Menge anbieten, wäre dies mit insgesamt höheren Kosten verbunden. Diese Eigenschaft wird in einer produktionstechnischen Betrachtung als „Subadditivität der Kostenfunktion“ bezeichnet und bedeutet, dass

$$K(X) < K(x_1) + K(x_2) + \dots + K(x_n) \quad \text{mit} \quad \sum_{i=1}^n x_i = X.$$

Dabei ist X die Angebotsmenge eines einzelnen Anbieters, die dieser zu geringeren Kosten herstellen kann als n Unternehmen gleichzeitig. Sinkende Durchschnittskosten sind eine hinreichende, aber nicht notwendige Bedingung eines natürlichen Monopols.³ Das übergeordnete Kriterium ist die Subadditivität der Kostenfunktion, die jedoch im Zusammenhang mit der Marktnachfrage und dem relevanten Markt gesehen werden muss. Bei einer geringen

¹ Vgl. Cansier/Bayer (2003), S.168 ff.

² Vgl. Cansier/Bayer (2003), S.169.

³ Vgl. Fritsch/Wein/Ewers (1999), S.183 ff.

Nachfrage wird die mindestoptimale Betriebsgröße selbst von einem Unternehmen vielleicht gar nicht erreicht. Wächst die Nachfrage am relevanten Markt über die mindestoptimale Unternehmensgröße MOG, dann bleiben die Bedingungen für ein natürliches Monopol nur erhalten, wenn die Größenvorteile der Produktion mit einer Ausweitung der Produktionsmengen über MOG bestehen bleiben.¹ Ist dies nicht der Fall und die Durchschnittskosten steigen stark an, können bei einer wachsenden Nachfrage langfristig mehrere Unternehmen mit geringeren Kosten produzieren als ein Unternehmen. Sowohl ein Wachstum der Nachfrage als auch die Entwicklung von neuen Produktionstechnologien können kleinere Unternehmenseinheiten in der Kostenstruktur begünstigen und dazu führen, dass aus einem natürlichen Monopol ein Markt wird, auf dem Wettbewerb und Konkurrenz sinnvoll und möglich ist. Von einem natürlichen Monopol zu reden setzt also voraus, dass die relevante Nachfragemenge bekannt ist und die produktionstechnischen Bedingungen. Empirisch ist der Nachweis eines natürlichen Monopols nur schwer zu erbringen und zudem immer nur eine Momentaufnahme der jeweiligen Situation. Technischer Fortschritt kann bestehende natürliche Monopole genauso jederzeit hinfällig machen wie Veränderungen der Marktnachfrage. Auf wachsenden Märkten hat ein natürliches Monopol nur bei Subadditivität der Kostenfunktion über alle denkbaren Versorgungsmengen Bestand und ist deshalb eher unwahrscheinlich. In der Realität verlieren natürliche Monopole als Rechtfertigung für staatliche Unternehmen immer mehr an Bedeutung.²

Zuschnitt der Wasserversorgungsgebiete nach ökonomischen Kriterien

Wasserversorgungsunternehmen sind aufgrund der besonderen produktionstechnischen Bedingungen natürliche Monopole mit einer mindestoptimalen Betriebsgröße. Eine Ausweitung der Produktionskapazitäten führt zu sinkenden Durchschnittskosten, solange die mindestoptimale Größe nicht erreicht ist. Im Vergleich zu den heute bestehenden Strukturen können in der Wasserversorgung Kostensenkungen durch den Zuschnitt der Versorgungsgebiete nach ökonomischen Kriterien und durch die Ausnutzung von Größenvorteilen realisiert werden. Das spezialisierte Wissen qualifizierter Mitarbeiter kann in überregional tätigen Unternehmen oder in einem Unternehmensverbund für eine Vielzahl von Betrieben nutzbar

¹ Vgl. Cansier/Bayer (2003), S.169.

² Vgl. Cansier/Bayer (2003), S.173.

gemacht werden. Größenvorteile können in den Bereichen Beschaffung und Vertrieb realisiert werden. Dem Verbraucher könnten die Einsparungen in Form von niedrigeren Wasserpreisen oder verbesserten Leistungen zugute kommen.¹ In Deutschland werden diese Möglichkeiten nur unzureichend genutzt.² Die Struktur der Wasserversorgung orientiert sich überwiegend an den Verwaltungsgrenzen der Gemeinden und steht der Ausnutzung von Größenvorteilen teilweise entgegen. Die Versorgungs- und Betriebsstrukturen spiegeln die politischen Zuständigkeiten wider und orientieren sich nicht an den Kriterien der Wirtschaftlichkeit und der technischen Effizienz der Anlagen. Die kostenminimale Unternehmensgröße wird allenfalls zufällig erreicht.

In England und Wales sowie in den Niederlanden wurden die Strukturen der Wasserversorgung bereits in den siebziger und achtziger Jahren grundlegend auch unter wirtschaftlichen Aspekten optimiert. Dies hat zu einer deutlichen Reduzierung der Wasserversorgungsunternehmen und einem neuen Zuschnitt der Versorgungsgebiete nach ökonomischen Kriterien geführt. In den Niederlanden gibt es heute nur noch gut 20 Wasserversorgungsunternehmen, nach über 110 Unternehmen in den siebziger Jahren. Die Anzahl soll weiter auf fünf bis acht Unternehmen reduziert werden.³ In England und Wales gibt es noch 10 große integrierte Wasserver- und Abwasserentsorgungsunternehmen und 19 kleinere Wasserversorger, nachdem die Wasserversorgung mit etwa 3.500 Unternehmen ursprünglich ähnlich kleinteilig strukturiert war wie in Deutschland.⁴ Dadurch konnten erhebliche Effizienzgewinne realisiert werden, die Anzahl der Beschäftigten in der Wasserwirtschaft wurde auf weniger als zwei Drittel des ursprünglichen Bestands reduziert.⁵ Während die Wasserwirtschaft in England und Wales zwischenzeitlich vollständig privatisiert ist, sind die Wasserversorgungsunternehmen in den Niederlanden in staatlicher Hand. Eine Optimierung der Betriebs- und Organisationsstrukturen steht also in keinem unmittelbaren Zusammenhang zu der Frage, ob die Wasserversorgung in staatlicher oder privater Hand ist. Das zeigt auch das Beispiel Frankreich.⁶ Insgesamt gibt es rund 60 private und staatliche Unternehmen, von

¹ Vgl. Müller/Scheele (1993), S.417, SRU (2000), Tz.185.

² Vgl. Ewers et al. (2001a), S.23.

³ Vgl. Scheele (2000).

⁴ Vgl. Lobina/Hall (2001) sowie Scheele (1994) und (2000).

⁵ Vgl. Lobina/Hall (2001), S.4.

⁶ Vgl. Spelthahn (1994).

denen die meisten jedoch nur kleinere lokale Anbieter sind. In einem Wettbewerb „um den Markt“ haben sich in Frankreich drei große, mittlerweile auf dem Weltmarkt agierende Konzerne etabliert, die ca. 80 Prozent der Bevölkerung mit Trinkwasser versorgen.¹ Die Wasserversorgung ist stark dezentral organisiert, es werden über 15.500 Wasserversorgungssysteme von privaten und staatlichen Unternehmen betrieben. Dezentrale Versorgungsstrukturen können also auch mit einer relativ kleinen Anzahl von Versorgungsunternehmen erhalten bleiben.

Lockerung des Örtlichkeitsprinzips

In Deutschland steht das kommunalwirtschaftliche Örtlichkeitsprinzip teilweise der Ausnutzung von Größenvorteilen in der Wasserversorgung entgegen. Es betrifft Regie- und Eigenbetriebe, meistens aber auch Unternehmen der öffentlichen Hand in privatrechtlicher Rechtsform, deren Betätigungsfeld regelmäßig sachlich und räumlich durch die Genehmigungsbehörden begrenzt wird.² Bei einer Versorgung durch private Anbieter oder gemischtwirtschaftliche Unternehmen entfällt die einschränkende Wirkung durch das Örtlichkeitsprinzip. Die Begrenzung wirtschaftlicher Aktivitäten auf das Gemeindegebiet soll Wettbewerbsverzerrungen zu Gunsten kommunaler Unternehmen ausschließen. Aus Wettbewerbs-sicht wird die räumliche Beschränkung des wirtschaftlichen Engagements damit begründet, dass eine Chancengleichheit zwischen privaten Anbietern und kommunalen Unternehmen nicht besteht. Kommunale Unternehmen sind nicht dem Insolvenzrisiko ausgesetzt und erhalten aus diesem Grund günstigere Konditionen bei der Kreditaufnahme am Kapitalmarkt.³ Um einer Ausnutzung des Wettbewerbsvorteils kommunaler Unternehmen entgegenzuwirken, muss eine wirtschaftliche Betätigung von Gemeinden nach den landesrechtlichen Bestimmungen durch einen öffentlichen Zweck gerechtfertigt sein und soll sich auf das Gemeindegebiet beschränken. Damit soll auch verhindert werden, dass die Gebühren- und Steuerzahler die Risiken eines überörtlichen Engagements kommunaler Unternehmen tragen.⁴

¹ Vgl. Heymann (2000), Ewers et al. (2001a), S.26.

² Eigengesellschaften können nur mit einer Genehmigung der Aufsichtsbehörden gegründet werden, die das Betätigungsfeld regelmäßig sachlich und räumlich begrenzen.

³ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.66.

⁴ Obwohl privatrechtlich geführte Eigengesellschaften in Form einer GmbH oder einer AG nur einer beschränkten Haftung unterliegen, dürfte das finanzielle Einstehen der Gemeinde im Fall eines Konkurses nicht den Ausnahmefall darstellen.

Für die Beibehaltung des Örtlichkeitsprinzips sprechen also eine Reihe guter Gründe.¹ Eine Aufhebung oder zumindest Lockerung ließe sich allerdings damit begründen, dass ein öffentlicher Zweck nicht immer an den Gemeindegrenzen sein Ende findet und nicht unter rein geographischen Kriterien konzipiert werden kann.² Die natürlichen Monopole in der Wasserversorgung können die mindestoptimale Unternehmensgröße vielleicht erst durch ein wirtschaftliches Engagement über die Gemeindegrenzen hinaus erreichen. Eine Lockerung des Örtlichkeitsprinzips wäre durch eine weite Auslegung des öffentlichen Zwecks möglich, wenn bspw. der Zweck einer wirtschaftlichen Betätigung über die Gemeindegrenzen hinaus in der Sicherung der Trinkwasserversorgung zu angemessenen Preisen gesehen wird.³ Einer solchen weiten Auslegung des Örtlichkeitsprinzips folgt bspw. bereits die Landesregierung von Nordrhein-Westfalen, die kommunalen Wasserversorgungsunternehmen auf diese Weise ein überörtliches Engagement und die Realisierung von Größenvorteilen ermöglicht. Die oben genannten Bedenken aus wettbewerbspolitischer Sicht bleiben allerdings uneingeschränkt bestehen. Für eine Optimierung des Zuschnitts von Versorgungsgebieten gibt es im bestehenden Rechtsrahmen also durchaus Möglichkeiten. Neben der Gründung von Zweckverbänden, Wasser- und Bodenverbänden und der Übertragung der Aufgabe auf gemischtwirtschaftliche oder private Unternehmen eröffnet eine weite Auslegung des Örtlichkeitsprinzips durch die Landesregierungen Möglichkeiten für ein überörtliches Engagement zur Optimierung der Versorgungsgebietsstrukturen unter ökonomischen Aspekten. Bislang werden diese Möglichkeiten jedoch nur unzureichend genutzt.

Integration von Wasserversorgung und Abwasserentsorgung

Ein weiteres Indiz für die ineffiziente Organisation der deutschen Wasserwirtschaft ist die fortbestehende rechtliche und in der Regel organisatorische Trennung der Bereiche Wasserversorgung und Abwasserentsorgung. Die Abwasserentsorgung zählt als hoheitliche Aufgabe nicht zur wirtschaftlichen Betätigung der Gemeinden und ist überwiegend in die Verwaltung eingegliedert.⁴ Abwasserentsorgungsunternehmen werden in Deutschland noch

¹ Vgl. SRU (2000), Tz.186.

² Vgl. Stihl (1998), S.335.

³ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.18.

⁴ Vgl. Rudolph (1998), SRU (2000).

immer überwiegend als Regiebetrieb geführt, die Wasserversorgung ist dagegen meistens in Eigenbetrieben, Zweckverbänden oder privatrechtlich organisierten Stadtwerken integriert.¹ Die Einstufung der Wasserversorgung als wirtschaftliche Tätigkeit und der Abwasserentsorgung als hoheitliche Aufgabe führt zu rechtlich und organisatorisch getrennten Einheiten, die steuerlich unterschiedlich behandelt werden. Während die wirtschaftliche Betätigung der Gemeinden eine steuerpflichtige Tätigkeit darstellt, unterliegen hoheitliche Aufgaben zumindest bei Körperschaften des öffentlichen Rechts keiner Steuerpflicht.² Dauerhaft kann eine gesundheitlich unbedenkliche Trinkwasserversorgung nur gewährleistet werden, wenn Abwässer ausreichend geklärt werden. Unzureichende Investitionen in der Abwasserentsorgung führen langfristig zu einem höheren Aufbereitungsaufwand in der Trinkwasserversorgung und gefährden die Versorgungsquellen. Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung sind letztlich zwei Seiten derselben Medaille. Neben wasserwirtschaftlichen Argumenten sprechen vor allem Kostenüberlegungen für eine Integration. Es ist unmittelbar einleuchtend, dass Vorteile durch einen organisatorischen Zusammenschluss realisierbar sind. Trotz der erforderlichen Trennung des Anlagenbetriebs ergeben sich Verbundvorteile in den Bereichen Abrechnung, Service und Wartung der Anlagen. In erster Linie ist die steuerliche Ungleichbehandlung ein Hindernis für die Zusammenfassung in einem Unternehmen. Die Entscheidung für eine öffentlich-rechtliche oder privatrechtliche Organisationsform und die Integration von Aufgaben in einem Unternehmen sollten eine Frage der Zweckmäßigkeit unter technischen und ökonomischen Kriterien sein und sich an dem Ziel einer rationalen Aufgabenerfüllung orientieren.³ Kosteneffizienz und operative Flexibilität spielen für die Wahl der Organisationsform in der Wasserwirtschaft in Deutschland nur eine untergeordnete Rolle. Bestimmend ist die Rechtslage, die einer effizienten Organisation entgegensteht.

Multi-Utility

Hinter der sogenannten „Multi-Utility-Strategie“ verbirgt sich die Idee, unterschiedliche Ver- und Entsorgungsleistungen als kundenfreundliche Leistungsbündel und Systemlösungen aus einer Hand anzubieten.⁴ Die Zusammenfassung der Bereiche Strom, Gas, Wärme, Wasser,

¹ Vgl. SRU (2000), Tz.156.

² Abwasserentsorger in privater Rechtsform müssen Ertrags-, Vermögens- und Umsatzsteuer zahlen. Vgl. SRU (2000), Tz.156.

³ Vgl. Rudolph (1998), S.424 f.

⁴ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.13, Franke (2001), S.175.

Abwasser, Abfall und Telekommunikation können unter Ausnutzung von Synergieeffekten (economies of scope) in einem Unternehmen zu Einsparpotentialen führen. „Multi-Utility“ wird als gute Ausgangsbasis für die Erweiterung der traditionellen Geschäftsfelder und die Gewinnung neuer Kunden betrachtet.¹ Die kommunalen Stadtwerke waren und sind teilweise auch heute noch „Multi-Utility-Anbieter“. Eine immer größere Anzahl von privaten Unternehmen entscheidet sich für diese Unternehmenskonstruktion. Die Öffnung der Märkte für die Wasserversorgung und die Abwasserentsorgung würde für private Unternehmen die Möglichkeit eröffnen, neue Märkte mit Synergiepotentialen zu erschließen. Dabei haben insbesondere die großen Energieversorger den Bereich der Wasserwirtschaft entdeckt und hoffen, durch die Ausnutzung von Synergiepotentialen Einsparungen durch die Zusammenfassung von Handel und Vertrieb zu realisieren.²

Zusammenfassend kann man festhalten, dass die kleinteilige und zersplitterte Struktur der Wasserversorgung das Ergebnis des Rechtsrahmens in Deutschland ist und einer effizienten Organisation der Wasserwirtschaft teilweise entgegensteht. Der organisatorische Zuschnitt von Versorgungsgebieten richtet sich in Deutschland nach Verwaltungsgebietsgrenzen und führt zu kleinteiligen Strukturen. Die Größenvorteile eines überregionalen Angebotes und die Ausschöpfung von Größenvorteilen natürlicher Monopole werden nicht ausreichend genutzt. Die Wasserversorgung ist in einigen Bundesländern Pflichtaufgabe der Gemeinden, wird in den meisten Bundesländern jedoch als freiwillige Aufgabe wahrgenommen. Das Selbstverwaltungsrecht der Gemeinden erstreckt sich auf die Wasserversorgung als Teil der kommunalen Daseinsvorsorge, was aber nicht bedeutet, dass es sich um eine Selbstverwaltungspflichtaufgabe handelt, die Gemeinden in eigener Verantwortung durchführen müssen. Die Gemeinden sind in der Form der Aufgabenerfüllung weitgehend frei. Sofern die landesrechtlichen Regelungen dem nicht entgegenstehen, können Gemeinden die Wasserversorgung auf Private übertragen und veräußern. Das Territorialprinzip begrenzt die Aktivitäten von kommunalen Unternehmen auf das Gemeindegebiet und schränkt die Möglichkeiten einer wirtschaftlichen Betätigung außerhalb der eigenen Verwaltungsgrenzen ein. Es verliert seine Gültigkeit für privatwirtschaftliche Unternehmen und steht einer effizienten Organisa-

¹ Vgl. Franke (2001).

² Z.B. bei der Akquisition, Abrechnung und beim Ablesen, aber auch in den Bereichen Kundenbindung und Marketing.

tionsstruktur privatisierter Unternehmen nicht entgegen. Die Gemeinden machen von der Möglichkeit einer Optimierung der Versorgungsstrukturen durch überörtliche Zusammenarbeit in Zweckverbänden oder Wasser- und Bodenverbänden sowie durch gemischtwirtschaftliche und privatisierte Unternehmen nur unzureichend Gebrauch. Die Analyse der bestehenden Strukturen und der Vergleich mit anderen europäischen Staaten deuten darauf hin, dass eine Optimierung der Versorgungsgebiete unter ökonomischen Gesichtspunkten durch die Realisierung der mindestoptimalen Betriebsgröße von Wasserversorgungsunternehmen bisher eine untergeordnete Rolle spielt. Die im internationalen Vergleich extrem kleinteilige und zersplitterte Struktur der deutschen Wasserwirtschaft steht der Ausnutzung von Größenvorteilen entgegen und schließt eine Partizipation am Wachstum des internationalen Wassermarktes weitgehend aus.

2. Mangelnder Kostensenkungs- und Innovationsanreiz

Eines des Hauptargumente der Befürworter einer Liberalisierung des Wassermarktes ist, dass öffentliche Wasserversorger im derzeitigen Ordnungsrahmen keinem unmittelbaren Wettbewerb auf Märkten ausgesetzt sind und ein Anreiz für eine effiziente Produktion nicht besteht.¹ Wettbewerb soll die Anbieter zwingen, Rationalisierungspotentiale zu nutzen und die Kostenvorteile in Form von niedrigeren Preisen an die Verbraucher weiterzugeben.² Die deutsche Wasserversorgung ist dem Vorwurf eines überhöhten Kostenniveaus ausgesetzt, das dem unter Benutzungszwang stehenden Verbraucher in Form von Gebühren und Entgelten angelastet wird. Wettbewerb in der Wasserwirtschaft soll zu optimierten Betriebs- und Organisationsstrukturen unter ökonomischen Gesichtspunkten führen und Preissenkungen für den Verbraucher ermöglichen. Für ein privatwirtschaftliches Engagement unter Wettbewerbsbedingungen ist eine Liberalisierung des Marktes durch den Abbau von gesetzlichen Marktzutrittsschranken und der Verzicht der Gemeinden auf Wahrnehmung der Trinkwasserversorgung als kommunale Aufgabe im Rahmen der Daseinsvorsorge erforderlich. Der Preissenkungsspielraum in den kommenden zehn Jahren wird in einer Größenord-

¹ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.13, Michaelis (2001), S.434.

² Vgl. Ewers et al. (2001a), S.35.

nung von 10 bis 15 Prozent veranschlagt.¹ Die wohlfahrtssteigernden Effekte einer Liberalisierung des Wassermarktes werden jedoch nicht nur von Seiten der Wasserwirtschaft bezweifelt.² Obwohl Preissenkungspotentiale in der genannten Größenordnung „ohne weiteres durch eine Modernisierungs- und Qualifizierungsoffensive“ eingeräumt werden, wird eine Liberalisierung des Wassermarktes mit dem Argument abgelehnt, bewährte kommunalwirtschaftliche Strukturen würden zerschlagen.³ Aus Sicht des Umwelt- und Gesundheitsschutzes wird befürchtet, Wettbewerb könnte sich negativ auf das erreichte Niveau der Wasserversorgung und die Umwelt- und Gesundheitsstandards auswirken.⁴

Ineffizienz öffentlicher Unternehmen

Die öffentliche Wasserversorgung kann nicht einem pauschalen Vorwurf der Ineffizienz ausgesetzt werden. Das Argument, private Unternehmen würden immer effizienter arbeiten als öffentliche Unternehmen, ist in dieser allgemeinen Form nicht haltbar.⁵ In der europäischen Wasserwirtschaft gibt es eine ganze Palette von unterschiedlichen Organisationsformen mit öffentlichen und privaten Unternehmen.⁶ Kleine Wasserversorger unter kommunalpolitischem Einfluss findet man ebenso wie auf dem Weltmarkt agierende multinationale Versorgungskonzerne. Zahlreiche Beispiele aus der Praxis zeigen, dass privatwirtschaftlich organisierte, in einem Wettbewerbsprozess stehende Unternehmen Aufgaben effizienter erfüllen als Unternehmen der öffentlichen Hand und schneller und flexibler auf sich verändernde Anforderungen von Seiten der Nutzer reagieren. Dabei ist letztlich nicht die privatrechtliche Rechtsform ausschlaggebend. Vielmehr ist der Wettbewerbsprozess zentral für die Effizienz der erbrachten Leistung.

Die höhere Effizienz privater Unternehmen lässt sich theoretisch aus dem Wettbewerbsprozess gut begründen.⁷ Für öffentliche Unternehmen ist der Sanktions- und Selektionsmechanismus von Wettbewerbsmärkten außer Kraft gesetzt. Sie unterliegen nicht dem Konkursrisiko, da Verluste von der öffentlichen Hand und damit letztlich von dem Steuer-

¹ Vgl. Heymann (2000), S.15.

² Vgl. Mehlhorn (2001), S.28 ff., Verband kommunaler Unternehmen (VKU) (2001), UBA (2001).

³ VKU (2001).

⁴ Vgl. SRU (2002), Tz.96 und auch UBA (2001).

⁵ Vgl. Ellwein/Buck (1995), S.199.

⁶ Vgl. Müller/Scheele (1993), S.424, Hall (2001), S.3.

⁷ Vgl. Ellwein/Buck (1995), S.199 ff.

und Gebührenzahler getragen werden. Eine Kontrolle über den Kapitalmarkt, wie sie für private Unternehmen besteht, gibt es für öffentliche Unternehmen nicht. Speziell die kommunalen Wasserversorger müssen sich in ihren gesetzlich geschützten Monopolen nicht gegenüber anderen Anbietern behaupten. Ein Wettbewerb um den Kunden und die kostengünstigste Versorgungslösung findet nicht statt. Im Vordergrund steht die Aufgabenerfüllung zum Wohl der Allgemeinheit unter dem Prinzip der Kostendeckung. Öffentliche Unternehmen können hohe Kosten einer ineffizienten Produktion und finanzielle Folgen einer verfehlten Investitionspolitik durch Gebührenerhöhungen auf den Verbraucher abwälzen, ohne befürchten zu müssen, Kunden zu verlieren. Die Verbraucher können wegen des Benutzungszwanges nicht auf das Angebot von Wettbewerbern ausweichen und sind gezwungen, steigende Wasserpreise zu akzeptieren. Eine auf das Wohl der Allgemeinheit ausgerichtete Aufgabenerfüllung durch kommunale Unternehmen bietet keinen vergleichbaren Anreiz für Kosteneinsparungen und kostensenkende Innovationen, wie er von einem funktionierenden Wettbewerbsmechanismus ausgeht.¹

Hohe Wasserpreise

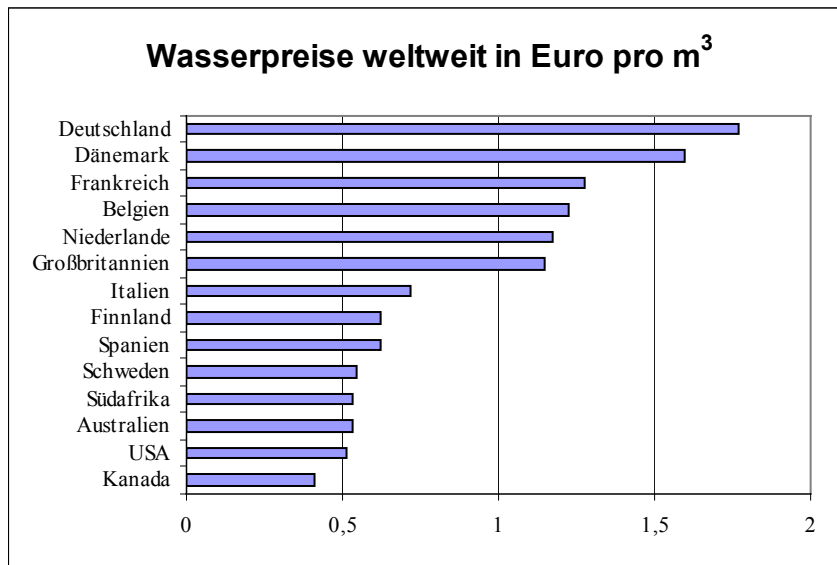
Als Indiz für die Ineffizienz der deutschen Wasserversorgung werden die in einem internationalen Vergleich hohen Wasserpreise herangezogen (Abbildung XII). Die Gebühren für Trinkwasser sind in Deutschland zwischen 1992 und 1999 von durchschnittlich 1,19 Euro/m³ auf 1,68 Euro/m³ und damit um 41 Prozent angestiegen.² Die Wasserpreise variieren in den einzelnen Versorgungsgebieten ganz erheblich und liegen zwischen 0,38 und 2,85 Euro/m³. Die Ursachen für den starken Preisanstieg der vergangenen Jahre liegen unter anderem in einem rückläufigen Verbrauch begründet. Die Wasserlieferungen der öffentlichen Wasserversorger sind von 6 Milliarden m³ in 1990 auf 4,8 Milliarden m³ in 1998 zurückgegangen, der pro Kopfverbrauch hat sich von 145 Litern pro Kopf und Tag auf 127 Liter reduziert. Die hohen Fixkosten müssen bei einer Reduzierung des Verbrauchs auf eine geringere Menge umgelegt werden und führen zu steigenden Wasserpreisen bei einem rückläufigen Verbrauch.³

¹ Vgl. SRU (2000), Tz.184.

² Vgl. BGW (1999).

³ Vgl. SRU (2000), Tz.163.

Abbildung XII: Wasserpreise im internationalen Vergleich



Quelle: Eigene Darstellung nach Hug (2001), S.183.

In den Blickpunkt der öffentlichen Kritik sind die deutschen Wasserpreise erstmals durch einen Bericht der Weltbank geraten.¹ Die Wasser- und Abwasserexperten der Weltbank kamen in einer Untersuchung zu dem Ergebnis, dass die Wasserwirtschaft in Deutschland zwar technisch und qualitativ hochwertig ist, aber viel zu teuer. Die Wasserpreise sind in einem internationalen Vergleich nicht nur sehr hoch, sondern weisen auch die stärksten Wachstumsraten auf. Nach Ansicht der Weltbankexperten ist dies auf das mangelnde Kostenbewusstsein in der deutschen Wasserwirtschaft zurückzuführen. Der Bericht hat heftigen Widerspruch hervorgerufen und zu einer Reihe von Gegendarstellungen geführt.²

In der Zwischenzeit besteht ein weitgehender Konsens, dass von einem Vergleich der Kubikmeterpreise nicht pauschal auf die Effizienz der Anbieter geschlossen werden kann. Darauf haben schon frühere Veröffentlichungen in aller Deutlichkeit hingewiesen.³ Für einen aussagefähigen Vergleich der Wasserpreise müssen erhebungstechnische Unterschiede, abweichende Wasserqualitäten, der Anschlussgrad der Bevölkerung und die Versorgungssicherheit berücksichtigt werden. Auch unterschiedliche nationale Standards im Bereich der

¹ Vgl. Briscoe (1995).

² Vgl. Linden (1996), Barraqué (1998).

³ Vgl. Müller/Scheele (1993), S.414 ff.

Gesundheitsvorschriften und der Umweltgesetzgebung sind Kostenfaktoren, die zu Verzerrungen der relativen Preise führen können und die Aussagefähigkeit pauschaler Kostenvergleiche einschränken. Schließlich haben auch die Gebühren- und Preisbildungsmodelle, der Grad der Subventionierung und die Erhebung von Umwelt- und Ressourcenabgaben einen Einfluss auf die Höhe des Wasserpreises. Vergleiche der Kubikmeterpreise ohne Berücksichtigung dieser Faktoren sind deshalb nur wenig aussagefähig.¹ Auf Preisvergleiche muss aber nicht grundsätzlich verzichtet werden, wenn sie die unterschiedlichen Rahmenbedingungen entsprechend berücksichtigen. Verschiedene Institutionen veröffentlichen auf nationaler und auf internationaler Ebene regelmäßig Wasserpreisvergleiche.² Verzerrungen durch abweichende Gebühren- und Preismodelle können z.B. ausgeschlossen werden, indem man die tatsächlichen Ausgaben für die Wasserversorgung pro Einwohner und Jahr als Vergleichsmaßstab heranzieht.³ Die Ausgaben liegen in einem europäischen Vergleich in Deutschland mit 72 Euro pro Einwohner und Jahr an der Spitze, gegenüber 69 Euro in den Niederlanden, 59 Euro in England und Wales und 54 Euro in Frankreich. Die festgestellten Preisunterschiede relativieren sich und müssen mit Bezug auf verbleibende Unterschiede bei Qualität, Versorgungssicherheit, Anschlussgrad sowie Umwelt- und Gesundheitsschutz gesehen werden.⁴

Quasi-Wettbewerb in der Wasserversorgung

Gegen den Vorwurf der Ineffizienz wird von Seiten der Wasserwirtschaft der Einwand vorgebracht, innerhalb des Systems gesetzlich geschützter Monopole stünden öffentliche Wasserversorgungsunternehmen bereits heute in einem „Quasi-Wettbewerb“, der sie zu einer effizienten Leistungserstellung zwingt. Eine wettbewerbsähnliche Situation bestünde bereits heute durch folgende Faktoren:⁵

- *Kommunale und kartellrechtliche Preisaufsicht:* Drei Viertel der Wasserversorgungsunternehmen erheben öffentlich-rechtliche Gebühren nach dem Kommunalabgabenrecht, die von den Gemeindeparlamenten unter der Kommunalaufsicht der Länder zu genehmigen sind.

¹ Vgl. Kraemer et al. (1998), Scheele (2000), S.21, Michaelis (2001), S.436.

² Vgl. Müller/Scheele (1993), S.410.

³ Vgl. Michaelis (2001), S.436.

⁴ Vgl. Briscoe (1995), S.422 f., Ewers et al. (2001a), S.12.

⁵ Vgl. Scheele (2000), S.7 f., Michaelis (2001), S.436.

Nach dem Gebührenrecht sind die Grundsätze der Kostendeckung und der Äquivalenz zu beachten.¹ Gegen öffentlich-rechtliche Gebührenbescheide können die Verbraucher Einspruch bei den Verwaltungsgerichten einlegen. Preis- und Leistungsvergleiche durch kommunale Aufsichtsbehörden werden jedoch nur rein informativ durchgeführt und bleiben ohne echte Sanktionsmöglichkeiten. Die Kommunalparlamente und die Aufsichtsbehörden beschränken sich auf die Feststellung der Ordnungsmäßigkeit der Gebührenkalkulation und können eine effektive Kontrolle für das Kostenniveau in der Wasserversorgung nicht gewährleisten. Ein Viertel der Wasserversorgungsunternehmen erheben privatrechtliche Entgelte und sind der kartellrechtlichen Missbrauchsaufsicht nach § 103 Abs. 5 GWB a.F. unterstellt.² Die kartellrechtliche Preiskontrolle orientiert sich am Vergleichsmarktkonzept und akzeptiert Preisunterschiede zwischen Versorgern nur für Sachverhalte, die in einem Kriterienkatalog erfasst sind. Sachlich gerechtfertigt sind Preisunterschiede bspw. durch hydrogeologische und geographische Besonderheiten des Versorgungsgebietes.³ Einen Anspruch auf Kostenerstattung, wie er im Gebührenrecht besteht, akzeptieren die Kartellbehörden nicht. Gelingt es einem Versorgungsunternehmen nicht, sachliche Gründe für ein vergleichsweise hohes Entgelt darzulegen, kann die Kartellbehörde einen Preisabschlag verlangen. Verbraucher können bei den Zivilgerichten gegen privatrechtliche Entgelte klagen. Die kartellrechtliche Preisaufsicht beschränkt sich darauf, den Missbrauch der Monopolstellung kommunaler Unternehmen nachträglich festzustellen und kann einem überhöhten Kostenniveau im Vorfeld ebenso wenig entgegenwirken wie die Kommunalaufsicht.⁴ Da ein echter Vergleichsmarkt unter Wettbewerbsbedingungen nicht existiert, können Vergleiche sich nur auf Unternehmen beziehen, die ebenfalls nicht unter Wettbewerbsdruck stehen und keinem unmittelbaren Kostendruck ausgesetzt sind. Sowohl die kommunale als auch die kartellrechtliche Preisaufsicht sind deshalb nur bedingt geeignet, einen Anreiz zur Kostenminimierung auszuüben und sind mit Wettbewerbsprozessen nicht vergleichbar.⁵

- *Benchmarking*: Im Rahmen eines sogenannten Benchmarking unterwerfen sich Unternehmen einem Wirtschaftlichkeitsvergleich, bei dem sie die eigene Leistung an Bestmarken

¹ Vgl. dazu weiter unten sowie Bals/Nölke (1990) und Gawel (1995a).

² Vgl. Daiber (1996), S.363 ff.

³ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.19.

⁴ Vgl. Pfaffenberger/Scheele (1989), S.235 ff., Schwarze (2001), S.397.

⁵ Vgl. Heymann (2000), S.11.

messen lassen. Für unternehmerische Prozesse in der Leistungserstellung werden Referenzwerte ermittelt, die mit den Kennzahlen der teilnehmenden Unternehmen verglichen werden.¹ Benchmarking ist ein Instrument zur Aufdeckung von Kostensenkungspotentialen, das bereits in verschiedenen Sektoren angewendet wird.² Neben rein ökonomischen Kennzahlenvergleichen verfolgen die Ansätze zwischenzeitlich auch das Ziel, die Produktqualität, die Qualität der Dienstleistungen und Maßnahmen des Umwelt- und Ressourcenschutzes in die Unternehmensvergleiche einzubeziehen. Das Wettbewerbsmodell in England und Wales setzt auf ein verpflichtendes Benchmarking, bei dem die Wasserversorgungsunternehmen jährlich die internen Zahlen der ökonomischen Regulierungsbehörde OFWAT³ offen legen müssen. Anhand des ausgewerteten Datenmaterials werden die Unternehmen nach unterschiedlichen Kriterien in einer Rangliste eingeordnet, die veröffentlicht wird. Die Regulierungsbehörde kann auf Grundlage der Ergebnisse Einfluss auf die Preise des Unternehmens und die Investitionsplanung ausüben. Ein verpflichtendes Benchmarking wie in England und Wales kann systematisch Einsparpotentiale einzelner Unternehmen aufdecken und einen Druck zur Beseitigung von Missständen erzeugen.⁴ Öffentlicher Druck aus der Veröffentlichung der Ergebnisse und direkte Einflussmöglichkeiten durch Aufsichtsbehörden sind dazu allerdings erforderlich.

In Deutschland findet Benchmarking in der Wasserversorgung bislang kaum statt.⁵ Im Vergleich zu anderen Staaten liegt Deutschland im Stand der Diskussion und der praktischen Anwendung weit zurück.⁶ Die ersten Projekte befinden sich noch in der Pilotphase, die Ergebnisse sind in der Hand von einigen Spezialisten und noch wenig transparent. Die Teilnahme an einem Benchmarking ist freiwillig. Entscheidend für den Erfolg ist bei einer freiwilligen Teilnahme eine hohe Bereitschaft der Unternehmen teilzunehmen. Damit kann jedoch nicht gerechnet werden, wenn Unternehmen interne Unternehmenszahlen nicht offen legen wollen, weil sie z.B. befürchten, unfair bewertet zu werden oder ein Einschreiten der

¹ Vgl. SRU (2000), Tz.165.

² Vgl. UBA (2001), S.137.

³ Office of Water Services.

⁴ Vgl. Heymann (2000), S.11.

⁵ Vgl. UBA (2001), S.161.

⁶ Intensiv genutzt werden Benchmarkingprozesse z.B. in den Niederlanden, Großbritannien oder Australien. Vgl. UBA (2001), S.163.

Aufsichtsbehörden im Fall eines schlechten Abschneidens auszulösen.¹ Benchmarking erfüllt in Deutschland nur eine interne Informationsfunktion und kann die Unternehmen allenfalls mittel- bis langfristig dazu bringen, sich durch Unternehmensvergleiche den besseren Kennzahlen anderer Unternehmen anzunähern. Auch hier gilt, dass ein Wettbewerbsmarkt zum Vergleich nicht herangezogen werden kann. Die Erfahrungen in anderen Staaten zeigen, dass Benchmarking ein vielversprechendes Instrument zur Aufdeckung von Kostensenkungspotentialen ist. Benchmarking ermöglicht einen flächendeckenden, alle Versorgungsunternehmen umfassenden Vergleich trotz abweichender Rahmenbedingungen (regulativ, institutionell, naturräumlich) und die Berücksichtigung von Belangen des Umwelt- und Ressourcenschutzes in den Kennzahlen. Ohne Sanktionsmöglichkeiten und mit einer freiwilligen Teilnahme kann Benchmarking jedoch keinen unmittelbaren Druck zu Kostendisziplin erzeugen.

- *Wettbewerb durch Eigenversorgung, Substitution*: Für industrielle Großverbraucher besteht die Möglichkeit, von der öffentlichen Trinkwasserversorgung auf Eigenversorgung auszuweichen. Die Industrie bezieht nur einen Bruchteil des Wassers von öffentlichen Unternehmen und versorgt sich zu über 90 Prozent selbst.² Der Anteil des an die Industrie gelieferten Trinkwassers hat sich kontinuierlich verringert, die Unternehmen nutzen in großem Umfang die Substitutionsmöglichkeit durch Eigenversorgung. Voraussetzung ist der Zugang zu eigenen Quellen und der Besitz von Wasserentnahmerechten. In Regionen mit Wasserknappheit wird die Vergabe von Wasserentnahmerechten restriktiv gehandhabt, die Genehmigungsverfahren für Entnahmerechte können Jahre in Anspruch nehmen. Die Möglichkeit eines Ausweichens auf Eigenversorgung stärkt aber die Verhandlungsposition der industriellen Abnehmer, die regelmäßig Sonderkonditionen aushandeln, so dass die Wasserpreise deutlich niedriger als für Haushaltskunden sind.³ Die Preise für Industriekunden liegen 15 bis 23 Prozent unter denen für private Haushalte.⁴ Von den steigenden Wasserpreisen der öffentlichen Trinkwasserversorgung ist die Industrie also weniger betroffen. Privaten Haushalten steht die Möglichkeit eines Ausweichens auf Eigenversorgung nicht offen. Sie

¹ Vgl. UBA (2001), S.138.

² Vgl. Ewers et al. (2001a), S.12.

³ Vgl. Bosold (1994), Pfaffenberger/Scheele (1989).

⁴ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.14.

unterliegen Benutzungszwängen, die mit gesundheitspolitischen Bedenken und dem vorrangigen öffentlichen Interesse an einer flächendeckenden Trinkwasserversorgung zum Wohl der Allgemeinheit gerechtfertigt werden. Für private Haushalte besteht nur die Möglichkeit, den Wasserverbrauch zu reduzieren, bspw. durch Investitionen in wassersparende Einrichtungen, die Nutzung von Regenwasser für die Bewässerung von Pflanzen oder durch das Ausweichen auf Mineralwasser. Sowohl der deutlich erkennbare Rückgang des durchschnittlichen Wasserverbrauchs als auch der Anstieg des verkauften Mineralwassers zeigen, dass von den privaten Haushalten Substitutions- und Einsparmöglichkeiten genutzt werden.¹ Aufgrund des hohen Anteils fixer Kosten sind die Wasserversorgungsunternehmen in der schwierigen Situation, dass ein abnehmender Wasserverbrauch als Reaktion auf steigende Wasserpreise eine weitere Anhebung der Gebühren und Entgelte erforderlich macht. Der starke Gebührenanstieg der vergangenen Jahre und das hohe Niveau der Wasserpreise bei einem rückläufigen Verbrauch stoßen zunehmend auf den Unmut der Wassernutzer. Wasserversorger müssen dadurch stärker als in früheren Jahren auf die Kostenseite des Leistungsangebots achten. Die Wasserversorger stehen bei den Haushaltskunden dadurch aber nicht in einer wettbewerbsähnlichen Situation.² Nach wie vor besitzen sie eine gesetzlich geschützte Monopolstellung, die zusammen mit Anschluss- und Benutzungszwängen jegliche Konkurrenz und damit Wettbewerb ausschließt.

- *Konkurrierende Versorgungslösungen durch Fernwasserversorgung:* Auf der Versorgungsebene und damit der Großhandelsstufe stehen Eigen- und Fremdversorgungslösungen in Konkurrenz. 65 Prozent des Rohwassers der öffentlichen Wasserversorgung werden aus eigenen Quellen gewonnen, 35 Prozent werden über Fernwasserversorgungen in die regionalen Versorgungsnetze eingespeist. Eigen- und Fremdversorgung ergänzen sich zu einer regionalen Gesamtversorgungslösung. Die Einspeisung von Wasser in die regionalen Versorgungsnetze ist also tägliche Praxis.³ In einigen Bundesländern besteht ein gesetzlicher Vorrang für die ortsnahe Versorgung und die vorrangige Nutzung der eigenen Quellen.⁴

¹ Vgl. UBA (2001), S.21.

² Vgl. Michaelis (2001), S.437.

³ Vgl. Mehlhorn (2001), S.29 ff.

⁴ Nach § 43 des Landeswassergesetzes von Baden-Württemberg ist der „Wasserbedarf der öffentlichen Wasserversorgung (...) vorrangig aus ortsnahen Wasservorkommen zu decken“. Wassergesetz für Baden-Württemberg in der Fassung vom 1. Juli 1988, zuletzt geändert durch Gesetz vom 13. November 1995.

Fernwasserversorger konkurrieren mit ihren ungenutzten Kapazitäten um Lieferungen an kommunale Versorgungsunternehmen und stehen in einem Wettbewerb auf der Großhandelsstufe. Die Situation kommt interessanterweise dem Modell eines Wettbewerbs im Markt am nächsten. Doch ist zu bedenken, dass Fernwasserversorgungsunternehmen ebenso wie die meisten Wasserversorgungsunternehmen in der Trägerschaft der öffentlichen Hand stehen und das Handeln nicht in erster Linie auf ein Gewinnziel ausgerichtet ist. Finanzielle Risiken spielen eine untergeordnete Rolle. Ein echter Druck, Kosteneinsparungen auf der Großhandelsebene zu realisieren und an den Verbraucher weiterzugeben, besteht im Bereich geschützter Monopole nicht. Die als „Quasi-Wettbewerb“ bezeichneten Faktoren lenken die Aufmerksamkeit der Wasserversorger stärker als in früheren Jahren auf die Ausgabenseite, können aber keinen Wettbewerbsmärkten vergleichbaren Druck zu Kostendisziplin erzeugen. Erkennbar ist allerdings, dass seit der intensiven Diskussion über die Liberalisierung des Wassermarktes kommunale Unternehmen die Bemühungen zur Ausschöpfung von Kostensenkungsspielräumen durch Umstrukturierungsmaßnahmen und Kooperationsabkommen intensiver genutzt haben.¹

Freiwillige Wahrnehmung von Aufgaben

Kommunale Wasserversorgungsunternehmen nehmen freiwillig Aufgaben des Gewässer- und des Umweltschutzes wahr, die sie Verbrauchern in Form von höheren Wasserpreisen anlasten. Freiwillige gewässerschutzbezogene Aufgaben sind z.B. die Förderung des ökologischen Landbaus, Kooperationsverträge mit der Landwirtschaft, Flächenkauf und Flächenstilllegung, Uferschutzmaßnahmen, die Reinigung von Seen oder die Installation und der Betrieb von Messnetzen zur Überwachung der Gewässerqualität.² Die Leistungen gehen über die gesetzlich vorgeschriebenen Maßnahmen zum Schutz der Quellen für die Versorgung mit Trinkwasser hinaus. Den Wassernutzern werden Kosten des Umwelt- und Naturschutzes angelastet, die in einem allgemeinen gesellschaftlichen Interesse stehen und aus allgemeinen Steuermitteln finanziert werden sollten. Bei Maßnahmen, die darauf abzielen, Umweltschäden zu beseitigen oder zu vermeiden, kommt es zu einer Umkehrung des Verursacherprinzips. Die Landwirtschaft ist bspw. einer der Hauptverursacher von Belastun-

¹ Vgl. Ludin/Rahmeyer/Wörner (2001), Michaelis (2001), S.437.

² Vgl. Schwarze (2001), S.398.

gen des Grundwassers, wird aber für die verursachten Kosten durch Nitratbelastungen nicht in die Pflicht genommen. Im Gegenteil erhalten Landwirte von den Wasserversorgungsunternehmen bzw. von den Landesbehörden pauschale Entschädigungen, wenn sie die Verunreinigung unterlassen. In der ökonomischen Literatur hat insbesondere die Einführung des sogenannten „Wasserpfennigs“ für kontroverse Diskussionen gesorgt.¹ Die Kosten von Gewässerverschmutzungen müssen letztlich die Wassernutzer in Form von höheren Gebühren tragen. Die Zielerreichung wird dadurch insgesamt teurer, weil die Verursacher über die besten Informationen verfügen, wie die Belastungen am günstigsten vermieden werden können. Mit der quasi-institutionalisierten Übernahme von freiwilligen Leistungen des Gewässer- und Naturschutzes durch die Wasserversorger werden umwelt- und auch gesundheitspolitische Ziele über die Organisation der Wasserversorgung und nicht durch den Einsatz der dafür am besten geeigneten Instrumente gelöst. Durch eine Trennung von umwelt- und gesundheitspolitischer Regulierung und der Dienstleistung Trinkwasserversorgung können Ziele des Umweltschutzes unabhängig von der Organisation der Wasserversorgung sichergestellt werden. Die Treffsicherheit der gewählten Instrumente steigt mit der konkreten Ausrichtung auf ein definiertes Ziel und wird damit kostengünstiger.²

Kostensenkungsspielräume und internationale Wettbewerbsfähigkeit

Die geschätzten Preissenkungsspielräume für den Kunden in der Wasserversorgung fallen mit 10 bis 15 Prozent im Vergleich zu den realisierten Preissenkungen in den Bereichen Energieversorgung und Telekommunikation vergleichsweise gering aus. Der Jahresumsatz in der Wasserversorgung ist mit ca. 8,2 Milliarden Euro deutlich geringer als in der umsatzstarken Elektrizitätswirtschaft (83 Milliarden Euro) und der Telekommunikation (46 Milliarden Euro). Bei einer vollständigen Realisierung und Weitergabe an den Verbraucher würden die Kostensenkungsspielräume in der Wasserversorgung zu einer Kostenentlastung von knapp 11 Euro pro Einwohner und Jahr führen.³ In der Summe bewegen sie sich in einer Größenordnung von 0,7 bis 1 Milliarde Euro pro Jahr. Die kurzfristigen Einsparpotentiale im Bereich der variablen Betriebskosten sind aufgrund des hohen

¹ Zur Diskussion über die Einführung des Wasserpfennigs vgl. insbesondere Brösse (1986), Karl (1989), Linde (1989) und auch Hansmeyer/Ewringmann (1988) sowie Bergmann/Kortenkamp (1988), S.204.

² Vgl. Ewers et al. (2001a), S.36.

³ Vgl. Michaelis (2001), S.438.

Fixkostenanteils eher gering. Mittel- bis langfristig können Einsparungen auch bei den kurzfristig als fix betrachteten Kosten realisiert werden, bspw. bei den Personalkosten. In den Unternehmen der Wasserversorgung sind rund 39.000 Personen beschäftigt.¹ Effizientere Betriebs- und Organisationsstrukturen sind mit großer Wahrscheinlichkeit auch mit Einsparungen beim Personalbestand und den Personalkosten verbunden. Von den Anlagenkosten entfällt mit rund zwei Dritteln der größte Teil auf die Verteilungsinfrastruktur. Wegen des irreversiblen Charakters und ihrer Eigenschaft als „sunk costs“ sind Investitionen in die Verteilungsinfrastruktur kurzfristig für Kosteneinsparungen nicht zugänglich. Mittel- bis langfristig werden Einsparpotentiale in der Wasserwirtschaft vor allem im Bereich des Anlagenbaus und der Instandhaltungsinvestitionen gesehen, ohne dass es zu Qualitätseinbußen kommen muss.² Erfahrungen mit Kostensenkungspotentialen durch einen Ausschreibungswettbewerb zeigen, dass bei Investitionsmaßnahmen Einsparungen in Größenordnungen von 30 bis 40 Prozent möglich sind.³ So konnten im Bereich der Abwasserentsorgung in Niedersachsen durch einen Ausschreibungswettbewerb Kosteneinsparungen von über 50 Prozent gegenüber den ursprünglich angesetzten Investitionskosten erzielt werden.⁴ Einsparungen sind möglich durch die Beseitigung von kostentreibenden Schnittstellen bei der Auftragsvergabe, durch die Einbeziehung von nationalem und internationalem know-how bei Planung und Bau von Anlagen und durch die Nutzung von Größenvorteilen durch größere Regionalversorgungsstrukturen. Langfristig sind Verbundvorteile durch die Zusammenlegung von Wasserversorgung und Abwasserentsorgung realisierbar.

Nicht genutzte Rationalisierungs- und Kosteneinsparungspotentiale binden volkswirtschaftliche Ressourcen, die an anderer Stelle sinnvoll eingesetzt werden können, führen zu überhöhten Wasserpreisen für die Verbraucher und stellen die internationale Konkurrenzfähigkeit der deutschen Wasserwirtschaft in Frage. Trotz des hohen technischen Niveaus läuft die deutsche Wasserwirtschaft Gefahr, nicht am Wachstum des internationalen Wassermarktes teilnehmen zu können und Marktchancen ungenutzt zu lassen. Der weltweite Investitionsbedarf in der Wasserver- und Abwasserentsorgung wird auf 600 Milliarden

¹ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.47.

² Vgl. Heymann (2000), S.3, Ewers et al. (2001a), S.23.

³ In Einzelfällen konnten die Wassertarife um bis zu 74 Prozent reduziert werden. Vgl. dazu Webb/Ehrhardt (1998), S.7.

⁴ Vgl. SRU (2000), Tz.185.

US-Dollar bis zum Jahr 2010 geschätzt.¹ Konkurrenzfähige Anbieter müssen über eine große Kapitalkraft verfügen und in der Lage sein, Komplettlösungen für die gesamte Wertschöpfungskette von Planung, Bau, Betrieb und Instandhaltung bis zur Rechnungsstellung und Kundenbetreuung abzudecken. Dazu sind deutsche Wasserversorger in der kleinteiligen Struktur nicht in der Lage. Nach einer Schätzung der Deutsche Bank Research ist denkbar, dass in Zukunft nur noch etwa 100 große Wasserversorgungsunternehmen den globalen Wassermarkt versorgen.² Es könnte zu einem weltweiten Konzentrationsprozess in der Wasserversorgung kommen. Im internationalen Wassermarkt werden die konsequente Ausschöpfung von Größenvorteilen und die Realisierung von Einsparpotentialen von zentraler Bedeutung sein. Solange deutsche Wasserversorger auf dem heimischen Markt dem Vorwurf eines überhöhten Kostenniveaus ausgesetzt sind, ist nicht zu erwarten, dass sie sich auf dem internationalen Wassermarkt behaupten können.

3. Einbindung von privatem Kapital und know-how

Anlagen für die Wasserversorgung sind langlebige Wirtschaftsgüter mit einer Nutzungsdauer von bis zu hundert Jahren. Die Wasserwirtschaft ist durch einen großen Kapitalbedarf für Investitionen gekennzeichnet. Um die Wasserversorgung dauerhaft quantitativ und qualitativ sicherzustellen, müssen regelmäßig große Summen in den Erhalt, die Modernisierung und den Ausbau der Anlagen investiert werden. In den letzten Jahrzehnten sind die technischen Anforderungen an die Anlagen stark angestiegen.³ Die Wasserversorgung und die Abwasserentsorgung haben sich zu technisch anspruchsvollen Dienstleistungen entwickelt, die mit der ursprünglichen kommunalen Aufgabenerfüllung nur wenig gemein haben.⁴ Die Kommunen sind den hohen technischen Anforderungen der Aufgabe oft nicht mehr gewachsen. Die Verschärfung der umwelt- und gesundheitspolitischen Standards hat zu einem wachsenden Investitionsbedarf geführt. Jährlich werden in der Wasserversorgung rund 2,5 Milliarden Euro investiert. Bezogen auf die Bevölkerung entfällt ein überproportionaler Teil von rund einem Drittel der Investitionen auf die neuen Bundesländer. Es besteht ein Nachholbedarf

¹ Vgl. Heymann (2000), S.8, Michaelis (2001), S.438, Fischer/Freytag (2001), S.205.

² Vgl. Heymann (2000), S.15.

³ Vgl. Ludin/Rahmeyer/Wörner (2001), S.4.

⁴ Vgl. Rudolph (1998), S.413.

gegenüber den alten Bundesländern, der in den kommenden Jahren zurückgehen wird. Die Investitionen in der Wasserversorgung werden sich auch in Zukunft mindestens in der heutigen Größenordnung bewegen. Deutlich größer ist der Investitionsbedarf mit ca. 7,5 Milliarden Euro jährlich im Bereich der Abwasserentsorgung.¹ In den nächsten zehn bis zwölf Jahren wird der Investitionsbedarf im Bereich Wasser und Abwasser auf 100 bis 150 Milliarden Euro geschätzt. Der weitaus größere Anteil entfällt mit ca. zwei Dritteln auf den Bereich der Abwasserentsorgung.

Vielfach sind die Gemeinden aufgrund der angespannten Haushaltslage heute nicht mehr in der Lage, die erforderlichen Investitionen zu tätigen. Investitionen werden nicht selten wegen der leeren Kassen der Gemeinden hinausgezögert.² Die Finanznot der Gemeinden ist für den Verkauf kommunaler Wasserversorgungs- und Abwasserunternehmen und die Einbeziehung Privater in Planung, Bau, Betrieb und Finanzierung von Anlagen in vielen Fällen ausschlaggebend. Neben der vollständigen Veräußerung kommunaler Betriebe hat sich eine breite Palette sogenannter „Public-Private-Partnerships“ (PPP) herausgebildet, die auf die Einbindung von privatem Kapital und know-how ausgerichtet sind. Die Modelle reichen von finanziellen Beteiligungen in gemischtwirtschaftlichen Unternehmen, Kooperationsabkommen kommunaler und privater Unternehmen bis hin zu einfachen Betriebsführungsverträgen und ermöglichen in unterschiedlichem Maß, privates Kapital und know-how in die Wasserversorgung einzubeziehen. Man kann mindestens drei Formen unterscheiden:³

- Bei einer *öffentlichen Auftragsvergabe* wird ein privater Dritter mit der Erfüllung der Aufgabe bzw. Dienstleistung beauftragt und erhält dafür einen vereinbarten Preis. Die Verantwortung für die Aufgabe, die Einrichtungen und das wirtschaftliche Risiko bleiben in staatlicher Hand.⁴ Das Betriebsführungsmodell ist ein einfacher Dienstleistungsvertrag, bei dem die Betriebsverantwortung auf private Partner übertragen wird, die im Auftrag der Gemeinde handeln. Im Betreibermodell wird eine wesentlich umfassendere Leistung von dem beauftragten Unternehmen erbracht, die neben dem Betrieb z.B. auch die Planung, den Bau, die Finanzierung und die Instandhaltung der An-

¹ Vgl. SRU (2000), S.141.

² Vgl. SAM (2001), S.9 und auch SRU (2000), Tz.181.

³ Vgl. Majer (2001), S.12.

⁴ Vgl. Brackemann et al. (2000), S.16.

lagen beinhaltet. Die Gemeinde entrichtet dafür an das Unternehmen ein vereinbartes privatrechtliches Entgelt. Die Gebühren gehen aber nach wie vor an die Gemeinde, die in der öffentlich-rechtlichen Wahrnehmung der Aufgabe verpflichtet bleibt.

- Mit der Vergabe einer *Konzession* werden die Durchführung der Aufgabe und das wirtschaftliche Risiko der Aufgabenerfüllung an einen privaten Dritten übertragen. Eine Konzession ist die Vergabe eines Gebietsmonopols auf Zeit. Kostensteigerungen gehen zu Lasten des Konzessionsträgers, die Effizienz der Leistungserstellung wirkt sich unmittelbar auf das wirtschaftliche Ergebnis des Konzessionsnehmers aus. Die Verantwortung für die Aufgabenerfüllung bleibt beim Staat.
- Eine *Aufgabenprivatisierung* ist mit der vollständigen Übertragung einer öffentlichen Aufgabe an Private und einer Überführung des Betriebs und der Einrichtungen in private Hand verbunden. Die Aufgabe wird aus dem öffentlichen Bereich ausgegliedert und geht in die Verantwortung von privaten Anbietern über.

Probleme bei der Finanzierung von Erneuerungsinvestitionen ergeben sich bei Wasserversorgungsunternehmen in öffentlich-rechtlicher Rechtsform insbesondere beim Regiebetrieb. In der Wasserversorgung sind Regiebetriebe mittlerweile zwar von untergeordneter Bedeutung, in der Abwasserbeseitigung sind sie aber noch immer die dominierende Organisationsform. Wie in jedem Unternehmen werden im Regiebetrieb die Abschreibungen auf das Betriebsvermögen in Rechnung gestellt. Weil der Regiebetrieb jedoch ein nicht ausgegliederter Teil der Gemeindeverwaltung ist, gehen die für Ersatzinvestitionen in Rechnung gestellten Abschreibungen als allgemeine Deckungsmittel in den Gesamthaushalt und dienen der Finanzierung kommunaler Aufgaben.¹ Zum Zeitpunkt der Ersatzbeschaffung stehen die Mittel nicht zur Verfügung und müssen durch allgemeine Haushaltsmittel oder Kreditaufnahme gedeckt werden. Eine Kreditaufnahme für wasserwirtschaftliche Investitionen erfolgt nicht immer getrennt von der allgemeinen Genehmigung der kommunalpolitischen Kredite. Die Finanzlage der Gemeinden hat im Regiebetrieb deshalb einen entscheidenden Einfluss auf das Investitionsverhalten. In kommunalen Eigenbetrieben

¹ Vgl. SRU (2000), Tz.182.

oder Gesellschaften in privatrechtlicher Rechtsform bleiben die Einnahmen aus den Abschreibungen der Anlagen dagegen zweckgebunden dem Unternehmen erhalten.

Private Unternehmen stehen anders als kommunale Unternehmen nicht unter einem unmittelbaren Einfluss der Gemeinde. Die Planung, die Finanzierung und die Durchführung von Investitionsmaßnahmen erfolgen allein nach ökonomischen Kriterien, unabhängig von der Finanzlage der Gemeinde. Die Investitionsplanung und die Mittelbeschaffung können wegen des fehlenden politischen Einflusses in Privatgesellschaften schneller und unbürokratischer als in öffentlichen Unternehmen umgesetzt werden. Öffentlich-rechtliche Organisationsformen bieten durch ihre Verwaltungsnähe zwar Vorteile, wenn es darum geht, politische Einfluss- und Kontrollmöglichkeiten der Gemeinden zu sichern. Sie zeichnen sich jedoch durch schwerfällige Entscheidungsprozesse aus. Privatrechtliche Organisationsformen lassen insgesamt eine effizientere Aufgabenerfüllung erwarten, da sie nach betriebswirtschaftlichen Grundsätzen kalkulieren und Investitionen entsprechend vornehmen. Anders als kommunale Unternehmen sind sie keinem unmittelbaren politischen Einfluss ausgesetzt.¹ Die Kapitalbeschaffung kann für Private zwar wegen der vergleichsweise schlechteren Bonität teurer sein als für kommunale Unternehmen. Erfahrungen aus der Praxis belegen allerdings, dass die höheren Finanzierungskosten durch kürzere Bauzeiten und eine flexiblere Kapitalbereitstellung kompensiert werden. Weltweit steht die Wasserwirtschaft vor der großen Herausforderung, die durch Bevölkerungswachstum und wirtschaftliche Entwicklung wachsende Nachfrage nach Wasserver- und Abwasserentsorgungsleistungen technisch und finanziell zu bewältigen. Das „World Water Council“ sieht in der Mobilisierung von privatem Kapital und know-how vor allem in Entwicklungsländern eine Strategie zur Lösung wasserwirtschaftlicher Probleme.² Investitionen in der Wasserwirtschaft werden zu zwei Dritteln staatlich finanziert. Darüber hinaus werden Investitionen in einer Größenordnung von 100 Milliarden US-Dollar jährlich bis zum Jahr 2025 als erforderlich betrachtet, die vor allem durch die Einbindung von privaten Unternehmen mobilisiert werden können.³

¹ Vgl. Bree u.a. zitiert nach Michaelis (2001), S.447.

² Vgl. Gleick et al. (2002), S.22.

³ Vgl. World Water Council (2000), S.60, Gleick et al. (2002), S.22.

4. Preisbildung - Kostendeckende Wasserpreise

Wasserpreise sind in Deutschland keine Marktpreise. Wasserpreise werden als Gebühren und privatrechtliche Entgelte erhoben und sind in erster Linie der Preis für eine kommunale Dienstleistung. Höhe und Struktur der Wasserpreise werden durch politische Entscheidungsträger nach verschiedenen Kriterien bestimmt. Die Kalkulation der Wasserpreise erfolgt nach den Grundsätzen des Gebührenrechts, die uneingeschränkt auch für privatrechtliche Entgelte gelten.¹ Zentrale Grundsätze sind das Kostendeckungsprinzip und das Äquivalenzprinzip. Das Kostendeckungsprinzip definiert die untere Grenze für die Höhe der Gebührenbemessung und soll dauerhaft die Eigenwirtschaftlichkeit des Unternehmens sicherstellen. Allgemeine gebührenrechtliche Prinzipien verbieten kostenüberschreitende Gebühren, die darauf abzielen, Deckungsmittel für den Haushalt zu erwirtschaften und bilden eine Grenze für die Gebührenkalkulation nach oben.² Der Kostenbegriff des Gebührenrechts orientiert sich an den betriebswirtschaftlichen Kosten und wird in den einzelnen Bundesländern unterschiedlich ausgelegt.³ Kommunale Unternehmen sollen zwar im Rahmen ihrer wirtschaftlichen Betätigung eine marktübliche Verzinsung des betriebsnotwendigen Kapitals und die zur Substanzerhaltung erforderlichen Erträge erwirtschaften. Sie sind jedoch nicht auf ein Erwerbsziel ausgerichtet und sollen primär den öffentlichen Zweck erfüllen.⁴ Überschüsse sind nur dann zulässig, wenn mit der Erhebung der Gebühren ein Lenkungszweck verfolgt wird.⁵ Während das Kostendeckungsprinzip den Rahmen für die Gebührenhöhe definiert, macht das Äquivalenzprinzip Aussagen darüber, wie die anfallenden Kosten auf die Benutzer verteilt werden sollen. Das Äquivalenzprinzip stellt eine Relation von Gebühr und Gegenleistung her und ist Ausdruck des allgemeinen Grundsatzes der Verhältnismäßigkeit. Von einer angemessenen Gebühr im Sinne des Äquivalenzprinzips kann ausgegangen werden, wenn der Kunde nicht unangemessen benachteiligt wird.⁶ Das Äquivalenzprinzip definiert einen Maßstab für die Bemessung des Entgelts, lässt aber ebenso

¹ Vgl. Bals/Nölke (1990), S.212.

² Vgl. Bosold (1994), S.50.

³ Für kontroverse Diskussionen sorgt bspw. die Frage, ob Abschreibungen sich auf die historischen Anschaffungs- und Herstellungskosten oder die deutlich höheren Wiederbeschaffungswerte der Anlagen beziehen sollen. Vgl. Gawel (1995b), S.425 f.

⁴ Vgl. Hamann (1993), S.113.

⁵ Vgl. Bals/Nölke (1990), S.209.

⁶ Vgl. Löffler (1987), S.405, Bals/Nölke (1990), S.210.

wie das Kostendeckungsprinzip einen Interpretationsspielraum für die Festlegung der Wasserpreise.

Preisbildung öffentlicher Unternehmen

In der Preistheorie öffentlicher Unternehmen wird die richtige Preishöhe mit dem Ziel der allokativen Effizienz gleichgesetzt. Für eine optimale Allokation von Ressourcen müssen die Preise den langfristigen Grenzkosten entsprechen.¹ Der Wasserpreis soll die mit der Bereitstellung verbundenen Grenzkosten widerspiegeln und die Verbraucher mit den Kosten der Wassernutzung konfrontieren. Gebühren sollen dem Nutzer anzeigen, welche Kosten die Inanspruchnahme verursacht und die Kosten möglichst verursachergerecht auf die Nutzer verteilen.² Die Leistung wird dann nur insoweit in Anspruch genommen, wie der Nutzen höher bewertet wird als die mit der Leistungserstellung verbundenen Kosten. Genau genommen müssten jedem Kunden exakt die Kosten in Rechnung gestellt werden, die er mit seiner Abnahmemenge verursacht. Eine verursachergerechte Kalkulation der Wasserpreise müsste z.B. unterschiedliche Leitungslängen, den mit der Höhenlage des Versorgungsgebietes verbundenen Energieverbrauch, die Schwankung der Verbrauchsmengen und die in Anspruch genommene Spitzenlast berücksichtigen.³ In der Praxis ist ein derart kompliziertes Verfahren für die Masse der Tarifikunden (private Haushalte und das Kleingewerbe) nicht praktikabel und würde einen nicht zu rechtfertigenden Aufwand verursachen. Wasserpreise für Tarifikunden in einem Versorgungsgebiet mit vergleichbaren Versorgungsbedingungen werden deshalb nach einem einheitlichen Gebührenmaßstab erhoben. Für Großabnehmer werden dagegen spezielle Preise und Lieferkonditionen ausgehandelt, die sich auf einen genau definierten Leistungsumfang (z.B. Menge, Spitzenlast, Reservehaltung) beziehen. Die individuelle Vertrags- und Tarifgestaltung der Sonderkunden ermöglicht eine wesentlich genauere Berücksichtigung der verursachten Kosten in sogenannten Leistungspreismodellen. Bei einem natürlichen Monopol mit sinkenden Durchschnittskosten im Bereich der relevanten Nachfrage verlaufen die Grenzkosten unterhalb der Durchschnittskosten. Wird ein Preis in Höhe der Grenzkosten erhoben, entsteht ein Defizit, das im Widerspruch zum Ziel der

¹ Vgl. Bös (1982), S.13 ff., Blankart (1998), S.28.

² Vgl. Löffler (1987), S.405.

³ Vgl. Oster (1972), S.483 ff.

Gesamtkostendeckung steht.¹ In der Theorie öffentlicher Unternehmen sind Preisregeln entwickelt worden, die Wohlfahrtsverluste durch eine Abweichung vom Grenzkostenpreis unter dem Ziel der Kostendeckung möglichst gering halten. „Ramsey-Preise“ sind für den Mehrproduktfall entwickelt worden.² Durch eine Anhebung der Preise über die Grenzkosten nach der „Preisregel der inversen Elastizitäten“ wird das Defizit so auf die Nachfrager verteilt, dass die Reaktionen möglichst gering ausfallen. Preisänderungen müssen deshalb gering sein, wo die Preiselastizität der Nachfrage hoch ist und stärker ausfallen, wo sie niedrig ist.³ Die Abweichung des Preises von den Grenzkosten verhält sich also umgekehrt proportional zur Preiselastizität der Nachfrage.⁴ In der Wasserversorgung als einem klassischen Einproduktunternehmen wird der Ramsey-Preis zu einem einfachen Durchschnittskostenpreis. Mit der Erhebung von Durchschnittskostenpreisen wird der Wohlfahrtsverlust zwar gegenüber der monopolistischen Preissetzung reduziert, aufgrund der Abweichung von den Grenzkosten aber nicht vollständig beseitigt.⁵ Dem Ziel einer verursachergerechten Kostenanlastung werden Durchschnittskostenpreise in der Wasserversorgung nur bedingt gerecht, denn sie spiegeln die hohen Fixkosten und die Spitzenlastproblematik nicht wider.

Nicht-lineare Tarife sind das am häufigsten angewendete Tarifmodell in der Wasserversorgung. Sie ermöglichen besser als andere Tarifmodelle eine der Kostenstruktur in der Wasserversorgung entsprechende Tarifgestaltung. Zweigliedrige Tarife bestehen aus einer fixen Grundgebühr und einem Arbeitspreis pro Mengeneinheit. Die Grundgebühr wird in der Höhe so bemessen, dass das Defizit abgedeckt wird, während der mengenabhängige Arbeitspreis in Höhe der Grenzkosten festgelegt werden kann.⁶ Die Fixkosten machen in der Wasserversorgung den überwiegenden Teil der Gesamtkosten aus. Eine verursachergerechte Anlastung der Kosten wäre mit einem entsprechend hohen Grundpreis und einem niedrigen Arbeitspreis gegeben. Ein solcher Tarif hätte allerdings zur Konsequenz, dass sich die Verbrauchsmengen wegen des geringen Arbeitspreises kostenmäßig kaum niederschlagen würden. Ein hoher Fixkostenanteil führt zu einem stark degressiven Tarifverlauf und

¹ Vgl. Cansier/Bayer (2003), S.170 ff.

² Vgl. Bosold (1994), S.53, Blankart (1998).

³ Vgl. Blankart (1998), S.421.

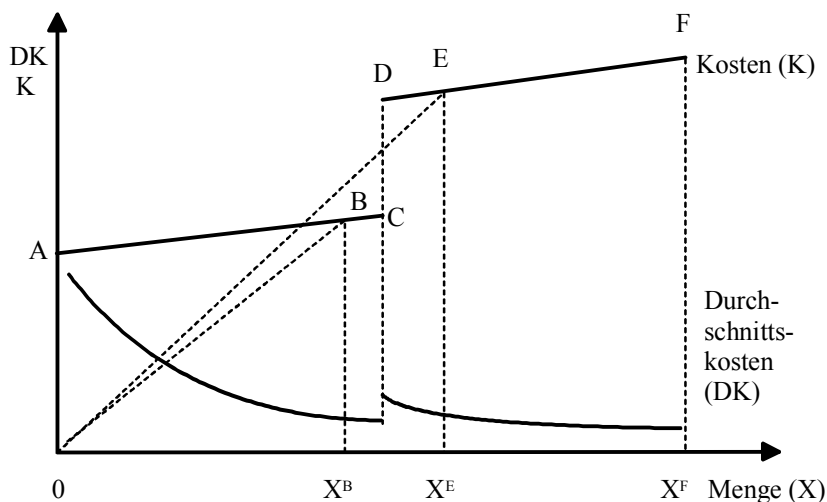
⁴ Vgl. Fritsch/Wein/Ewers (1999), S.227.

⁵ Vgl. Fritsch/Wein (1994), S.337, Rahmeyer (1999), S.72 und Cansier/Bayer (2003), S.171.

⁶ Vgl. Bosold (1994), S.59.

bewirkt, dass große Verbrauchsmengen beim Verbraucher zu sinkenden Durchschnittskosten führen.¹ Ein niedriger Arbeitspreis fördert einen verschwenderischen Wasserverbrauch und führt letztlich auch nicht zu einer verursachergerechten Anlastung von Kosten. In der Wasserversorgung führt eine Erhöhung des Absatzes bei nicht ausgelasteten Kapazitäten zunächst zu einer Kostendegression. Sind die Kapazitäten jedoch ausgelastet und ist die Erschließung neuer Versorgungsquellen erforderlich, ist das Ergebnis meistens eine starke Kostenprogression, weil in der Regel ungünstiger gelegene Versorgungsquellen erschlossen werden müssen oder Wasser aus stark belasteten Vorkommen mit einem zusätzlichen Aufwand aufbereitet werden muss. Ein Anstieg der Nachfrage über die vorhandenen Kapazitäten führt zu einem sprunghaften Anstieg der Durchschnittskosten und zu einer Kostenprogression.²

Abbildung XIII: Subadditive Kostenfunktion mit partiell steigenden Durchschnittskosten



Quelle: Eigene Darstellung nach Fritsch/Wein/Ewers (1999), S.186.

In der Grafik sind die Fixkosten durch die Strecke 0A dargestellt. Geringe variable Kosten führen zu einem relativ flachen Verlauf der Kostenfunktionen AC und DE. Die Durchschnittskosten DK sinken zunächst mit einer Erhöhung der Produktionsmenge. Eine Erhöhung der Nachfrage bis zur Menge X^B führt zu sinkenden Durchschnittskosten, weil die Nachfragemenge mit den vorhandenen Kapazitäten gedeckt werden kann. Steigt die

¹ Vgl. Bals/Nölke (1990), S.208.

² Vgl. Oster (1972), S.481, Löffler (1987), S.407.

Nachfrage auf X^E und damit über die vorhandenen Kapazitäten, sind Erweiterungsinvestitionen erforderlich, die zu einem sprunghaften Anstieg der Durchschnittskosten führen. Die Durchschnittskosten liegen bei der Verbrauchsmenge X^E über den Durchschnittskosten der Menge X^B . Progressive Trinkwassertarife können bei annähernd ausgelasteten Kapazitäten also durchaus verursachergerecht sein.

In Deutschland stehen die Wassertarife in einem umgekehrten Verhältnis zur Kostenstruktur der Unternehmen. Überwiegend wird ein geteiltes Preissystem angewendet, bei dem neben dem verbrauchsorientierten Arbeitspreis ein fixer Grundpreisanteil erhoben wird. Der Anteil des Grundpreises am Gesamtpreis liegt im Bundesdurchschnitt bei knapp unter 10 Prozent, der verbrauchsabhängige Mengenpreis macht rund 90 Prozent des Wasserpreises aus. Der Arbeitspreis wird in der Regel als Einheitspreis mit einem gleichbleibenden Preis pro Kubikmeter erhoben.¹ Ein rein verbrauchsorientiertes Preissystem ohne einen Grundpreisanteil gibt es nur in einem Bundesland.² Kostendeckende Wasserpreise nach gebührenrechtlichen Grundsätzen sind durch den betriebswirtschaftlichen Kostenbegriff nicht eindeutig definiert. Die richtige Höhe und die richtige Struktur des Wasserpreises ist letztlich immer auch eine Ermessensentscheidung, die abhängig von der Rechtsform im Aufsichtsgremium des Unternehmens bzw. im Gemeinderat fällt.³ Wasserpreise sind aufgrund des dominierenden kommunalen Einflusses in der Wasserversorgung von politischen Interessen geprägt und damit immer auch politische Preise.⁴ Vom Prinzip der Kostendeckung nach gebührenrechtlichen Grundsätzen wird nach oben wie nach unten in unterschiedlichem Maße abgewichen. Eine Quersubventionierung kommunaler Aufgaben über den Wasserpreis findet man ebenso wie eine Förderung von Investitionen in der Wasserwirtschaft durch die Länder. Schätzungen zu Folge decken die Wasserpreise in Deutschland rund 80 Prozent der tatsächlich anfallenden Kosten.⁵

¹ Eine weitere Variante sind z.B. Zonenpreise, die verbrauchsabhängig Preise für bestimmte Abnahmemengen definieren. In sogenannten Staffelpreismodellen gelten die nach Abnahmemengen gestaffelten Preise dagegen für die gesamte Abnahmemenge. Ausführlich zu Preisbildungsmodellen vgl. Stüber (1984), S.34 ff. und Bosold (1994).

² Und zwar in Berlin. BGW (1999).

³ Vgl. Huter/Lahl/Zeschmar (1985), S.187.

⁴ Vgl. Bohley (1977), S.922, Stüber (1984), S.103, Turowski S.287 (1984), Putnoki (1990), S.36, Bosold (1994), S.69.

⁵ Vgl. BMU (2002), S.115.

Der volkswirtschaftliche Kostenbegriff

Wasserversorgungsunternehmen orientieren sich an einem betriebswirtschaftlichen Kostenbegriff, der primär auf die Refinanzierung des produktionsbedingten Güterverzehr und die Substanzerhaltung des Unternehmens ausgerichtet ist. Umwelt- und ressourcenökonomische Aspekte spielen bei der Gebührenkalkulation keine Rolle.¹ Allenfalls in Ansätzen wird von Seiten kommunaler Unternehmen der Versuch unternommen, Gebühren im Hinblick auf Ressourcenschonung und verursachergerechte Anlastung von Umweltkosten auszurichten.² Nach einem volkswirtschaftlichen Kostenbegriff müssen sämtliche Kosten der Ressourcennutzung erfasst und dem Nutzer verursachergerecht angelastet werden. Eine volkswirtschaftlich orientierte Gebührenkalkulation muss über das Ziel der Unternehmensrefinanzierung hinaus externe Effekte der Ressourcennutzung internalisieren, den volkswirtschaftlichen Werteverzehr im Preis widerspiegeln und die Opportunitätskosten der Ressourcennutzung signalisieren.³

Negative externe Effekte beeinflussen das Niveau der Wasserpreise, indem sie die für die Gebührenbemessung maßgeblichen Kosten erhöhen. Externe Effekte der privaten Produktion und des privaten Konsums, die zu einer Schadstoffbelastung des Grundwassers führen, erhöhen den Wasserpreis im Ausmaß des zusätzlich anfallenden Aufbereitungsaufwands. Wassernutzer werden mit Kosten belastet, die sie nicht zu verantworten haben, die Verursacher werden für die von ihnen verursachten Schäden finanziell nicht herangezogen. Auch die freiwillige Übernahme von Aufgaben des Gewässer- und des Umweltschutzes durch Wasserversorgungsunternehmen belastet die Wassernutzer mit den Kosten externer Effekte. Steigende Wasserpreise signalisieren dem Verbraucher die Verknappung von qualitativ hochwertigem Wasser und sind ein Anreiz für den sparsamen Umgang mit dem Gut Trinkwasser.⁴ Sie reduzieren die nachgefragte Menge und fördern einen schonenden Umgang mit der Ressource. Die Knappheitssignale richten sich jedoch nicht an die Verschmutzer als die eigentlichen Verursacher des externen Effektes. Sie erhalten keine Signale über die wachsende Knappheit sauberer Trinkwasserressourcen und werden mit den

¹ Vgl. Bals/Nölke (1990), S.214.

² Vgl. Gawel (1995a), S.103.

³ Vgl. Gawel (1995a), S.88.

⁴ Vgl. Bals/Nölke (1990), S.205.

Kosten ihrer Verschmutzungsaktivitäten nicht konfrontiert. Sie haben keinen unmittelbaren Anreiz, ihre die Trinkwasserressourcen belastenden Aktivitäten zu reduzieren und sind von den Kosten nur insoweit betroffen, als sie selbst die höheren Wasserpreise zu tragen haben.

Ressourcenkosten sind die Kosten der Knappheit einer Ressource und spiegeln entgangene Nutzungsmöglichkeiten in alternativen Verwendungen wider.¹ Die individuellen Entscheidungen der Verbraucher werden nur dann zu einer gesamtwirtschaftlich optimalen Situation führen, wenn die Preise die Knappheitsverhältnisse widerspiegeln. Erste Ansätze zur Berücksichtigung der Ressourcenkosten von Wassernutzungen haben in Deutschland die Bundesländer unternommen. Wasser konnte lange Zeit kostenlos selbst in großen Mengen natürlichen Ressourcen entnommen werden. Zwischenzeitlich werden in den meisten Bundesländern Wasserentnahmeentgelte erhoben, die von Wasserversorgungsunternehmen und anderen Nutzern für die Entnahme von Grundwasser, teilweise auch für die Entnahme von Oberflächenwasser zu zahlen sind.² Die Entgelte sind nach der Herkunft des Wassers (Grundwasser/Oberflächenwasser) und dem Verwendungszweck differenziert.³ Für die öffentliche Wasserversorgung z.B. liegen die Entgelte für Wasserentnahmen zwischen 0,026 Euro/m³ und 0,31 Euro/m³. In allen Bundesländern gibt es zahlreiche Ausnahmeregelungen und Ermäßigungstatbestände.⁴ Insgesamt wird das Aufkommen der Entnahmeentgelte auf rund 660 Millionen Euro jährlich geschätzt, von denen auf die öffentlichen Wasserversorger etwa 256 Millionen Euro entfallen.⁵ Für die Verbraucher schlagen die Wasserentnahmeentgelte mit bis zu einem Fünftel des Wasserpreises zu Buche.⁶ Nach einer Untersuchung des Bundesverbandes der Gas- und Wasserwirtschaft lagen die Entnahmeentgelte bei rund 17,4 Prozent des Trinkwasserpreises in Berlin, bei 13,2 Prozent in Hessen und bei jeweils rund 4,5 Prozent in Schleswig-Holstein und Niedersachsen.⁷

Wasserentnahmeentgelte sind administrativ festgelegte Preise und signalisieren die mengenmäßige Knappheit der Ressource. Sie verteuern die Wassernutzung und setzen Anreize

¹ Vgl. Gawel (1995b), S.426.

² Vgl. Pfaffenberger/Scheele (1989), S.236, SRU (1998), S.131.

³ Für Feldberegnung werden zwischen 0,005 Euro/m³ und 0,026 Euro/m³ erhoben, für Wasserentnahmen zur Fischhaltung zwischen 0,0026 Euro/m³ und 0,05 Euro/m³.

⁴ Für eine ausführliche Darstellung vgl. SRU (1998), S.131 ff.

⁵ Vgl. BGW (1997).

⁶ Vgl. Jahresbericht der Wasserwirtschaft (1997), S.27.

⁷ Vgl. BGW (1997).

für einen sparsamen Umgang mit Wasser. Wasserentnahmeentgelte sind aus ressourcenökonomischer Sicht dort zu begrüßen, wo Ressourcenknappheit besteht. Sie sind jedoch kontraproduktiv, wenn Wasser reichlich vorhanden ist und eine Nutzungskonkurrenz nicht vorliegt. Die bestehenden Abgabensysteme weisen den gravierenden Mangel auf, dass die Abgabenhöhe meistens pauschal auf Länderebene festgelegt wird und sich nicht an den lokalen Knappheiten orientiert.¹ Eine Bemessung der Abgabe entsprechend der jeweiligen Knappheit und eine Differenzierung der Abgabensätze nach der Nutzungskonkurrenz vor Ort finden meistens nicht statt. In einzelnen Bundesländern wurden die Regelungen dahingehend flexibilisiert, dass regionale und saisonale Varianzen berücksichtigt werden können.²

Ressourcenkosten haben eine intragenerationelle und eine intergenerationelle Dimension, beziehen sich also auf die aktuelle Nutzungskonkurrenz und die Konkurrenz zwischen heute und erst in Zukunft lebenden Generationen. Im Fall nicht-erneuerbarer Ressourcen schließt ein Verbrauch heute eine Nutzung in der Zukunft aus. Intertemporale Opportunitätskosten entstehen, wenn erneuerbare Ressourcen über die natürliche Regenerationsrate hinaus genutzt und zerstört werden und spätere Generationen dadurch von der Nutzung der Ressource ausgeschlossen sind. Intertemporale Opportunitätskosten durch entgangene Nutzungsmöglichkeiten in der Zukunft sind Ressourcenkosten, die bei der aktuellen Nutzungsentscheidung zu berücksichtigen sind.

Kostendeckende Wasserpreise nach der Wasserrahmenrichtlinie

Ein bedeutender Anstoß für die systematische Einbeziehung der Umwelt- und Ressourcenkosten in die Kalkulation der Wasserpreise kommt von europäischer Ebene. Mit der Wasserrahmenrichtlinie (WRR) wurde ein einheitlicher Ordnungsrahmen für die Bewirtschaftung und den Schutz der Gewässer verabschiedet, der die europäische Wasserwirtschaft grundlegend neu ausrichtet.³ Die Wasserrahmenrichtlinie definiert ökologisch orientierte Ziele für die Qualität der Gewässer und fordert einen guten mengenmäßigen Zustand.⁴

¹ Vgl. SRU (1998), S.129.

² Vgl. Ewers et al. (2001a), S.56.

³ Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union (WRR), Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie), Richtlinie 2000/60/EC vom 23. Oktober 2000, verkündet Amtsblatt L327/1 vom 22.12.2000. Vgl. Ausführlich dazu LAWA (2000).

⁴ Artikel 4 der WRR formuliert auch ein Verschlechterungsverbot für den Zustand der Gewässer. Der „gute mengenmäßige Zustand“ ist dadurch definiert, dass die Entnahmemenge langfristig die mittlere jährliche Neubildungsrate nicht übersteigt.

Darüber hinaus wird eine ganze Reihe von neuen Konzepten in die europäische Wasserwirtschaft eingeführt, wie z.B. die an Flussgebietseinheiten orientierte Bewirtschaftung der Gewässer und die Pflicht zur Erarbeitung von Bewirtschaftungsplänen. Neben einer umfassenden Bestandsaufnahme des Zustands der Gewässer fordert die Wasserrahmenrichtlinie die Festlegung eines Maßnahmenplanes zur Beseitigung von Defiziten im Bereich des Gewässerschutzes. Stärker als in früheren Jahren sollen ökonomische Aspekte bei der Umsetzung der Ziele eine Rolle spielen. Wasserpreise setzen in den meisten EU-Staaten falsche Signale und leisten einem verschwenderischen Gebrauch von Wasser Vorschub.¹ Nach wie vor werden in einigen Ländern nur pauschale Wassergebühren erhoben, die weder die tatsächlichen Verbrauchsmengen noch den Verschmutzungsgrad des anfallenden Abwassers berücksichtigen.² Art. 9 Abs. 1 der Wasserrahmenrichtlinie fordert von den Mitgliedsstaaten, bis zum Jahr 2010 kostendeckende Wasserpreise für Wasserdienstleistungen einschließlich der Umwelt- und Ressourcenkosten zu erheben. Mit dem Grundsatz der Kostendeckung für Wasserdienstleistungen sollen von den Wasserpreisen angemessene Anreize für einen effizienten Umgang mit den Wasserressourcen ausgehen und die verschiedenen Nutzer (Industrie, Haushalte, Landwirtschaft) verursachergerecht zur Deckung der Kosten unter Berücksichtigung des Verursacherprinzips mit einem angemessenen Beitrag herangezogen werden.

Das Kostendeckungsprinzip wurde durch eine Mitteilung der Kommission zur „Preisgestaltung als politisches Instrument zur Förderung eines nachhaltigen Umgangs mit Wasserressourcen“ konkretisiert.³ Wasserpreise dürfen demnach keine Subventionen beinhalten. Art. 5 der Wasserrahmenrichtlinie verlangt eine „wirtschaftliche Analyse“ aller Wassernutzungen in einem Flussgebiet. Die Daten sollen als Kalkulationsgrundlage für die Ermittlung kostendeckender Wasserpreise dienen und die Grundlage für Maßnahmenprogramme zur Beseitigung von Defiziten des Gewässerschutzes sein.⁴ Die Kommission definiert den

¹ Vgl. European Environment Agency (2001).

² Vgl. Jones (1998), S.637 ff., OECD (1999).

³ Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Die Preisgestaltung als politisches Instrument zur Förderung eines nachhaltigen Umgangs mit Wasserressourcen, Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament und den Wirtschafts- und Sozialausschuss, KOM (2000) 477 vom 26.7.2000.

⁴ Die wirtschaftliche Analyse ist nicht die Entgeltkalkulation, sondern die Zusammenstellung der Grundlagendaten auf der Kostenseite, der Angebots- und der Nachfrageseite, die für die Entgeltkalkulation herangezogen werden soll. Vgl. Budnick in LAWA (2000), S.11.

Wasserpreis als den Grenz- oder Gesamtbetrag, der von Verbrauchern für alle in Anspruch genommenen Wasserdienstleistungen, einschließlich der ökologischen Kosten, zu entrichten ist. Dabei werden also sowohl die aus der Umwelt entnommenen Wassermengen als auch die verursachte Umweltbelastung berücksichtigt. Um einen nachhaltigen Umgang mit Wasserressourcen zu fördern, muss die Wasserpreisgestaltung folgenden Kostentypen Rechnung tragen:

- *Finanzielle Kosten* sind Kosten für die Wasserdienstleistungen, wie z.B. die Förderung, Aufbereitung, Speicherung und Verteilung von Wasser. Im wesentlichen handelt es sich dabei um betriebswirtschaftliche Kosten, die z.B. auch die Kosten des gebundenen Kapitals und eine Eigenkapitalrendite beinhalten;
- *Umweltkosten* sind Kosten für Schäden, die der Wasserverbrauch für Umwelt, Ökosysteme und Personen mit sich bringt. Die Kosten entstehen bspw. durch die Verschlechterung der ökologischen Qualität von aquatischen Ökosystemen oder die Versalzung oder qualitative Verschlechterung von Anbauflächen;
- *Ressourcenkosten* sind die Kosten für entgangene Nutzungsmöglichkeiten, unter denen andere Nutzungszwecke infolge einer Nutzung der Ressource über ihre natürliche Wiederherstellungsfähigkeit hinaus leiden (bspw. in Verbindung mit einer übermäßigen Grundwasserentnahme).

Eine optimale Gesamtnutzung ist dann gegeben, wenn der Grenznutzen der Wassernutzung den Grenzkosten, einschließlich Umwelt- und Ressourcenkosten, entspricht.¹ Die Kommission schlägt ein geteiltes Preissystem vor, bei dem die Verbraucher neben einem fixen Kostenanteil verbrauchsabhängige Elemente für die genutzte Wassermenge bzw. die verursachte Verschmutzung entrichten müssen. Der Gesamtpreis ergibt sich dann als:

$$P = F + a \times Q + b \times Y,$$

wobei F das Element der Fixkosten berücksichtigt, a ist die Gebühr pro verbrauchte Menge Wasser, b die Gebühr pro Einheit der verursachten Verschmutzung, Q die Gesamtmenge des verbrauchten Wassers und Y die Gesamtverschmutzung. Eine Verringerung der genutzten

¹ Vgl. Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000), S.17.

Wassermengen oder eine Reduzierung der Wasserverschmutzung führen zu einem niedrigeren Wasserpreis.

Praktische Umsetzung

Für die Ermittlung der Umwelt- und Ressourcenkosten ist zunächst eine umfassende Bestandsaufnahme der Wassernutzungen (Entnahme und Verschmutzung) erforderlich. Noch fehlt es in den meisten europäischen Staaten an Messeinrichtungen für den häuslichen Wasserverbrauch. Die Wassergebühren werden nicht selten noch als Pauschale oder als Abgabe pro Kopf erhoben und berücksichtigen nicht die tatsächlichen Verbrauchsmengen. Über den Wasserverbrauch der Landwirtschaft gibt es nur grobe Schätzungen, obwohl die landwirtschaftliche Nutzung häufig die größten Mengen beansprucht.¹ Eine Bestandsaufnahme der Gewässerbelastungen und die Messung von Emissionen in natürliche Gewässer findet abgesehen von industriellen Großanlagen kaum statt.² Die Erhebung kostendeckender Wasserpreise erfordert ein gründliches Verständnis der Funktionsweise des hydrologischen Zyklus innerhalb eines Einzugsgebietes und die Fähigkeit, die Auswirkungen bestimmter Verwendungszwecke auf andere Nutzungsbereiche und Wasserkörper zu bewerten.³ Noch immer fehlt es an einer systematischen Erfassung und Monetarisierung von Gewässernutzungen und die Gewässer belastenden Aktivitäten, die zu steigenden Kosten für die Wasserversorgung führen. Das umweltökonomische Instrumentarium zur monetären Bewertung von Umweltkosten wird hauptsächlich von Forschern angewendet und muss im Hinblick auf eine Operationalisierung in der Wasserwirtschaft weiterentwickelt werden.⁴ Die Umsetzung des Ziels kostendeckender Wasserpreise erfordert praktikable Verfahren mit einem konkreten Anwendungsbezug.

Umweltökonomische Ansätze zur Abschätzung der gewässerverschmutzungsbedingten Kosten beziehen sich z.B. auf die Ermittlung der Ertragseinbußen für die Fischereiwirtschaft, die Zusatzkosten für die öffentliche Wasserversorgung und die industrielle Wassernutzung durch Verschmutzung sowie Nutzeneinbußen durch einen verringerten Freizeit- und

¹ Vgl. European Environment Agency (2001).

² Vgl. Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000), S.13.

³ Vgl. Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000), S.15.

⁴ Vgl. Wicke (1993), S.60 ff., Cansier (1996a), S.78 ff.

Erholungswert belasteter Gewässer.¹ Die gewässerverschmutzungsbedingten Kosten der Trink- und Brauchwassernutzung wurden in der Bundesrepublik im Rahmen eines Forschungsprojektes des Umweltministeriums in den achtziger Jahren ermittelt.² Der zu Grunde gelegte Modellansatz für die volkswirtschaftlichen Kosten der Gewässerverschmutzung beinhaltet folgende Kostenarten:³

- *Schadenskosten (damage costs)*: Wenn externe Effekte nicht an der Quelle verhindert werden und ein Ausweichen vor den Belastungen nicht möglich ist, entstehen gesamtwirtschaftliche Kosten z.B. durch Schädigungen der menschlichen Gesundheit, der Ökosysteme oder an Sachgütern.
- *Ausweichkosten (avoidance costs)*: Kosten, die darauf abzielen, Schädigungen z.B. durch das Errichten einer Barriere zu vermeiden. Sie fallen auch als Mehrkosten an, die durch das räumliche Ausweichen auf nicht belastete Versorgungsquellen entstehen.
- *Planungs- und Überwachungskosten (transaction costs)*: Kosten, die mit Forschung und Entwicklung, Kontrolle und Durchsetzung umweltrelevanter Ziele verbunden sind.
- *Vermeidungs- und Beseitigungskosten (abatement costs)*: Dienen dazu, negative externe Effekte aus der Produktion und dem Konsum zu beseitigen und fallen bspw. an, wenn Wasserversorgungsunternehmen anthropogen verunreinigtes Wasser aufbereiten müssen.

Für die Berechnung der Mehrkosten durch Gewässerverschmutzung wurden in der Untersuchung die Beseitigungskosten, die Ausweichkosten sowie die Planungs- und Überwachungskosten herangezogen.⁴ Schadenskosten konnten nicht ermittelt werden. Die verschmutzungsbedingten Mehrkosten für die Trinkwasserversorgung wurden im Jahr 1983 auf knapp 400 Millionen Euro geschätzt. Das entsprach rund einem Viertel der gesamten Kosten für Gewinnung und Aufbereitung in der Wasserversorgung.⁵ Allein die Nitratbelastung des Grundwassers verursachte Ende der 80er Jahre über 138 Millionen Euro an zusätzlichen

¹ Vgl. Wicke (1993), S.82.

² Vgl. Wienje et al. (1991).

³ Vgl. Council of Environmental Quality (1973) in Wienje et al. (1991), S.46.

⁴ Vgl. Wienje et al. (1991), S.47.

⁵ Vgl. Wienje (1991), S.144, Müller/Scheele (1993), S.421.

Aufbereitungskosten für die öffentliche Trinkwasserversorgung. Die verschmutzungsbedingten Kosten der öffentlichen Wasserversorgung im Zeitraum von 1975 bis 1990 wurden auf 5 bis 6,8 Milliarden Euro geschätzt.¹

Ansätze zur Internalisierung von Umweltkosten und eine verursachergerechte Anlastung von den Kosten der Umweltverschmutzung gibt es in Deutschland bereits seit langem. Seit dem Jahr 1981 wird auf Bundesebene die Abwasserabgabe erhoben.² Sie war die erste auf Bundesebene eingeführte Umweltlenkungsabgabe und galt lange Jahre als einzige Lenkungsabgabe nach dem Verursacherprinzip.³ Die Abwasserabgabe ist als ergänzendes Instrument zu ordnungsrechtlichen Maßnahmen konzipiert und soll die Eigeninitiative der Abwasserproduzenten zur Vermeidung oder Verminderung von Schadstoffeinführungen fördern.⁴ Eine Fülle von Novellierungen mit zahlreichen Ausnahme- und Ermäßigungstatbeständen hat zu einer weitgehenden Aushöhlung des ursprünglichen Lenkungszwecks der Abgabe geführt, so dass die Abwasserabgabe die Anforderungen an eine verursachergerechte Lenkungsabgabe mittlerweile kaum noch erfüllt.⁵ Einen Vorschlag zur Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers durch Einführung einer Lenkungsabgabe hat der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen bereits im Jahr 1985 gemacht. Durch eine Stickstoffabgabe soll der Preis für mineralischen Stickstoff verdoppelt werden und zu einer drastischen Reduzierung des Einsatzes stickstoffhaltiger Dünger führen.⁶ Ziel der Abgabe ist, Stickstoffüberschüsse der Böden durch den nicht sachgerechten Einsatz von Düngemitteln zu reduzieren. Die Forderung wurde angesichts der steigenden Nitratbelastung des Grundwassers zwar regelmäßig wiederholt, doch stand die Einführung der Stickstoffabgabe niemals ernsthaft in der Diskussion.

Kostendeckende Wasserpreise, die den ökologischen Anforderungen des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung Rechnung tragen, basieren auf einer strengen Anwendung des Prinzips der Kostendeckung und üben einen Anreiz zu einem sparsamen Umgang mit Wasser und die Vermeidung der Verschmutzung von Gewässern aus. Eine effiziente

¹ Vgl. Wienje et al. (1991), S.141 ff.

² Vgl. Cansier (1996a), S.182.

³ Vgl. Ewringmann/Gawel/Hansmeyer (1993), S.3, SRU (1994), Tz.484.

⁴ Vgl. Cansier (1996a), S.224 ff.

⁵ Vgl. Cansier (1996a), S.230, SRU (1996), Tz.1252.

⁶ Vgl. SRU (1985), Tz.1389 ff., SRU (1996), Tz.194 ff.

Wasserpreisgestaltung, die auch nachhaltig ist, muss darauf ausgerichtet sein, Umweltkosten und Ressourcenkosten zu ermitteln und zu internalisieren.¹ Auch die gezielte Steuerung der Wassernachfrage über den Preis kann eine effiziente Methode für ein nachhaltiges Wasserressourcenmanagement sein.² Wasserpreise üben einen nachweislichen Einfluss auf die Wassernachfrage aus. Höhere Wasserpreise wirken verbrauchsreduzierend und verringern den Druck auf die Wasserressourcen. Für eine effektive Nachfragesteuerung sind Informationen über die Preiselastizität der Wassernachfrage in den verschiedenen Verwendungszwecken erforderlich. Aussagen über die Preiselastizität der landwirtschaftlichen Wassernutzung sind kaum möglich. Die Wassernutzung ist meistens kostenlos, die Bewässerungslandwirtschaft wird regelmäßig stark subventioniert. Allerdings ist die Grenzproduktivität der Wassernutzung in der Landwirtschaft meistens gering, und man kann davon ausgehen, dass Reaktionen auf Preiserhöhungen ebenso wie in der industriellen Wassernutzung relativ stark ausfallen würden.³ Die Preiselastizität der Nachfrage ist vermutlich besonders dann groß, wenn die Wasserkosten einen nicht unerheblichen Teil der Produktionskosten ausmachen.⁴ Im häuslichen Wassergebrauch zeigen die Untersuchungen, dass die mengenmäßigen Reaktionen der Verbraucher auf Veränderungen der Preise von einer Vielzahl unterschiedlicher Faktoren abhängig sind. Gibbons hat die ausschlaggebenden Faktoren ausführlich untersucht und kommt zu dem Ergebnis, dass ein entscheidender Faktor ist, ob Wasser für innerhäusliche oder außerhäusliche Verwendungszwecke (z.B. die Gartenbewässerung) genutzt wird. Die Preiselastizität der Wassernachfrage ist zudem abhängig von der Jahreszeit und variiert im Sommer und im Winter besonders stark. Weitere Einflussfaktoren sind das regionale Klima, die Verfügbarkeit und das Einkommen der Haushalte.⁵ Die hauptsächlich in den USA durchgeführten Studien kommen zu Elastizitätswerten zwischen 0,02 und 1,57. Die Mehrzahl der Untersuchungen bewegt sich bei Elastizitätswerten in einer Größenord-

¹ Vgl. Kommission der Europäischen Gemeinschaften (2000), S.3.

² Vgl. Golubev (1993), S.142.

³ Schätzungen über die Preiselastizität der Nachfrage in der landwirtschaftlichen Wassernutzung sind mit großen Unsicherheiten verbunden und bewegen sich in Größenordnungen von - 17 bis + 4. Obwohl ein Zusammenhang zwischen dem Wasserpreis und der Nachfrage nach Wasser nicht ausgeschlossen werden kann, bestimmen zahlreiche Faktoren (Klima, Technologien, Fruchtfolgen, Subventionen) maßgeblich die Nachfrage nach Wasser und überlagern den Einfluss der Wasserpreise. Vgl. OECD (1999), S.136 f.

⁴ Vgl. Gibbons (1986), S.23 ff. und ausführlich Iglesias et al. (1998).

⁵ Vgl. Gibbons (1986), S.7 ff.

nung zwischen 0,3 und 0,8.¹ Die Nachfrage reagiert also relativ unelastisch auf Veränderungen des Wasserpreises. Eine zehnpromtente Erhöhung des Wasserpreises führt zu einer Reduzierung der Nachfrage zwischen drei und acht Prozent. Nur im Sommer liegen die Elastizitätswerte regelmäßig über eins. Die Variabilität der Preiselastizität des häuslichen Wassergebrauchs spiegelt die schwankende saisonale Nachfrage und die Heterogenität der Nachfragekomponenten wider. Für einen Teil der Nachfrage existieren keine echten Substitute, während für zahlreiche Nutzungen Substitutionsmöglichkeiten und teilweise erhebliche Einsparpotentiale bestehen.

II. Liberalisierung, Privatisierung und öffentliche Auftragsvergabe

Die Einbeziehung von Privaten in Planung, Finanzierung, Bau und Betrieb von Anlagen in der Wasserwirtschaft hat weltweit an Bedeutung gewonnen.² Öffentliche Einrichtungen sind vor allem in Entwicklungsländern vielfach nicht in der Lage, die erforderliche Infrastruktur für die Befriedigung der Grundbedürfnisse mit Wasser bereitzustellen.³ Neben einem Mangel an Kapital für dringend erforderliche Investitionen sind fehlendes technisches know-how und Missmanagement öffentlicher Einrichtungen die Ursachen einer unzureichenden Investitionspolitik.⁴ Multinationale Konzerne haben ihr Engagement auf dem Weltwassermarkt ausgeweitet und spielen eine immer bedeutendere Rolle in der Wasserver- und Abwasserentsorgung. Die Einbeziehung von privatem Kapital und know-how erfordert eine Öffnung der Märkte für privates Engagement. Liberalisierung und Privatisierung der Wasserwirtschaft haben kontroverse Diskussionen und teilweise auch aktiven Widerstand ausgelöst. Institutionen wie die Weltbank, das „World Water Council“ und das „World Water Forum“ forcieren die Bemühungen und sehen in der Einbeziehung Privater einen wichtigen Beitrag zur Lösung wasserwirtschaftlicher Probleme.⁵ Von Seiten der Kommunen spielt die angespannte Haushaltslage bei einem gleichzeitig anstehenden großen Investitionsbedarf eine wichtige Rolle. Der Verkauf eines kommunalen Unternehmens entlastet den

¹ Vgl. OECD (1999), S.134, Naughes/Thomas (1998).

² Vgl. Gleick et al. (2002), S.21.

³ Vgl. Webb/Ehrhardt (1998).

⁴ Vgl. Simpson (1994), S.30 ff.

⁵ Vgl. Gleick et al. (2002), S.23.

angespannten Haushalt von dringend erforderlichen Investitionen, die Privatisierungserlöse leisten einen Beitrag zur Sanierung des Haushaltes.¹ Aus Verbrauchersicht haben stark steigende Wasserpreise öffentlichen Unternehmen in der Wasserversorgung den Vorwurf der Ineffizienz in der Leistungserstellung eingebracht und den Druck auf die politisch Verantwortlichen erhöht, Kostensenkungspotentiale konsequent auszuschöpfen. Befürworter einer Liberalisierung und Privatisierung des Wassemarktes gehen davon aus, dass private Unternehmen Güter und Dienstleistungen effizienter bereitstellen können als der Staat.² Liberalisierung und Privatisierung verfolgen das Ziel, die Effizienz zu steigern und werden aus eben diesem Grund gefordert.

1. Liberalisierung und Privatisierung der Wasserversorgung

Im umgangssprachlichen Gebrauch wird die Liberalisierung eines Marktes auch als Öffnung eines Marktes bezeichnet und bezieht sich auf die Befreiung von einschränkenden Regulierungen durch den Staat. Staatliche Interventionen in ein Markt- und Preissystem in Form von Gesetzen beschränken die Handlungsmöglichkeiten der Wirtschaftsakteure und verbieten bestimmte Verhaltensweisen bzw. schreiben ein bestimmtes Verhalten vor. Die Befreiung von staatlichen Regeln ist mit einer Öffnung des Marktes für bestimmte Verhaltensweisen verbunden.³ In der aktuellen Debatte über die Liberalisierung des Wassemarktes in Deutschland steht die Abschaffung der §§ 103 und 103a GWB a.F. in der Diskussion, die einen Marktzugang für private Anbieter und Wettbewerb in der Wasserwirtschaft bisher ausschließen. Ökonomische Regulierungen beeinflussen die Marktstruktur und das Marktergebnis. Sie beziehen sich z.B. auf die Möglichkeiten des Marktzutritts, die Qualität der Produkte oder die Preise der gehandelten Güter. Verhaltensregulierungen zielen darauf ab, bestimmte Aspekte in unternehmerische Entscheidungen zu integrieren, die sonst vielleicht keine Berücksichtigung gefunden hätten und sich als externer Effekt auf Dritte auswirken. So stellt bspw. die Umweltgesetzgebung für bestimmte Industrien erhöhte Anforderungen an den Umgang mit wassergefährdenden Stoffen, um Schadensfälle mit katastrophalen

¹ Vgl. Brackemann et al. (2000), S.6.

² Vgl. Yarrow (1999), S.162.

³ Vgl. Kasperk (1997), S.31, Majer (2001), S.9.

Ausmaßen zu vermeiden. Die Aufhebung oder Lockerung von Verhaltensregulierungen bzw. die in der Wasserwirtschaft maßgeblichen Gesundheits- oder Umweltschutzvorschriften stehen in der aktuellen Liberalisierungsdebatte jedoch nicht in der Diskussion.

Privatisierung ist zu unterscheiden von Liberalisierung.¹ Obwohl beide Ereignisse häufig gleichzeitig auftreten, besteht kein zwangsläufiger Zusammenhang zwischen der Liberalisierung eines Marktes und der Privatisierung einer Aufgabe oder eines staatlichen Unternehmens. Der Liberalisierungsgrad gibt an, wie stark der Staat in das Marktgeschehen eingreift. Der Privatisierungsgrad macht eine Aussage darüber, in welchem Umfang der Staat als Marktteilnehmer auftritt. Eine Privatisierung ist damit verbunden, dass sich der Staat bzw. die öffentliche Hand als Anbieter oder Produzent von bestimmten Gütern oder Dienstleistungen aus dem Marktgeschehen zurückzieht und den Markt teilweise oder vollständig Privaten überlässt. Privatisierung reduziert den Einflussbereich der öffentlichen Hand und überträgt die Aufgabe an Private, die unter der Kontrolle der Kapitalmärkte stehen und ökonomischen Anreizen ausgesetzt sind.² Überträgt der Staat die Erfüllung einer staatlichen Aufgabe an private Dritte, spricht man von einer „materiellen“ Privatisierung. Eine „formale“ Privatisierung liegt vor, wenn ein in öffentlich-rechtlicher Form geführtes Unternehmen, z.B. ein Regiebetrieb oder ein Eigenbetrieb, in privatrechtliche Rechtsform, wie z.B. eine GmbH oder AG, umgewandelt wird, jedoch unverändert in staatlichem Besitz verbleibt. Es handelt sich dann lediglich um eine Umwandlung der Rechtsform, die häufig vorgenommen wird, um eine Kooperation mit Unternehmen der Privatwirtschaft zu erleichtern.³

Besonderheiten der Wasserversorgung

Die Erfahrungen mit der Liberalisierung und Privatisierung anderer leitungsgebundener Industrien können aus einer Reihe von Gründen nur bedingt auf die Wasserwirtschaft

¹ Vgl. Brackemann et al. (2000), S.9.

² Vgl. Yarrow (1999), S.158.

³ Die Zunahme gemischtwirtschaftlicher Unternehmen in Form von sogenannten PPP-Projekten („Public- Private-Partnership“) stößt allerdings auf ordnungspolitische Bedenken, weil eine klare Aufgabentrennung zwischen der Kommune (Regulierer) und dem privaten Unternehmen (Regulierter) nicht mehr besteht. Die an einem gemischtwirtschaftlichen Unternehmen beteiligte Gemeinde könnte z.B. versuchen, den Erlös aus dem Verkauf von Teilen des Unternehmens zu steigern, indem eine hohe Verzinsung des Kapitals eingeräumt wird, die letztlich über hohe Gebühren zu finanzieren ist. Es fehlen die Anreize, Kostensenkungspotentiale konsequent zu realisieren, während die Risiken im wesentlichen beim Gebührenzahler bleiben. Vgl. SRU (2000), Tz.188.

übertragen werden. Die Wasserwirtschaft weist eine Reihe von Besonderheiten auf, die sie von anderen leitungsgebundenen Industrien unterscheidet:¹

- In der Wasserversorgung existiert kein nationales Verbundnetz, das einen überregionalen Wettbewerb von Versorgern ermöglichen könnte. Die Wasserversorgung besteht aus vielen regionalen Versorgungsnetzen, die über Fernwasserleitungen ergänzend versorgt werden.
- Der Fixkostenanteil in der Wasserversorgung ist vergleichsweise hoch. Kurzfristig sind die Einsparpotentiale wegen der hohen Anlagenintensität, der langen Lebensdauer und der Irreversibilität der Investitionen eher gering. Die größten Einsparpotentiale ergeben sich mittel- bis langfristig und sind im Bereich der Investitionen und im Anlagenbau realisierbar.
- In der Wasserversorgung sind umfassende gesetzliche Regelungen des Gesundheits- und des Umweltschutzes zu beachten. Die Einhaltung der Vorschriften wird im geltenden Ordnungsrahmen teilweise von den öffentlichen Wasserversorgern selbst überwacht und kontrolliert. Leistungen werden von den Wasserversorgern freiwillig erbracht und gehen über das gesetzlich vorgeschriebene Maß hinaus. Eine Trennung der Aufgaben Wasserversorgung, Umwelt- und Gesundheitsschutz ist nicht immer gegeben.
- In einem regulierten Wassermarkt sind Preis- und Qualitätskontrollen für das Produkt Trinkwasser erforderlich, zwischen denen ein „trade-off“ besteht. Eine Regulierungsbehörde kann nicht allein die Preishöhe als Beurteilungsmaßstab wählen, sondern muss auch die Qualität des gelieferten Trinkwassers, die natürliche Beschaffenheit der genutzten Versorgungsquellen und anthropogene Beeinträchtigungen berücksichtigen, von denen der Versorger betroffen ist.
- Aspekte des Umweltschutzes müssen insbesondere auch vor dem Hintergrund des Leitbildes einer nachhaltigen Wasserwirtschaft besondere Beachtung finden.

¹ Vgl. Vicker/Yarrow (1988), S.388.

Das Problem des natürlichen Monopols

Liberalisierung und Privatisierung sind letztlich mit dem Ziel verbunden, dass sich der Staat aus dem wirtschaftlichen Prozess zurückzieht und durch Regulierung und unter staatlichem Einfluss stehende Unternehmen möglichst wenig in den Marktprozess eingreift. Für die privaten Wirtschaftsakteure sind damit höhere Freiheitsgrade und ein größerer Freiraum für wirtschaftliches Engagement verbunden. Im marktwirtschaftlichen Wettbewerbsprozess sollen sich die optimale Organisationsform und die effizienteste Struktur für die Durchführung der Aufgabe durchsetzen. Leitungsgebundene Industrien weisen jedoch Größenvorteile durch sinkende Durchschnittskosten auf. Ein Wettbewerb führt auf solchen Märkten langfristig zum Monopol.¹ Große Anbieter können kleine Konkurrenten im Preis unterbieten und verdrängen diese vom Markt. Hat sich ein einzelner Anbieter im Markt durchgesetzt, kann er seine Marktmacht ausnutzen und überhöhte Preise verlangen. Gewinnmaximierende Monopolisten bieten gegenüber der wohlfahrtsoptimalen Lösung unter den Bedingungen des vollkommenen Wettbewerbs eine kleinere Angebotsmenge an und verlangen dafür einen höheren Preis. Damit sind ungerechtfertigte Monopolgewinne und Wohlfahrtverluste gegenüber einer Wettbewerbssituation verbunden. Monopole führen zu einer ineffizienten Faktorallokation. Ohne Wettbewerbsdruck leidet zudem das Kostenbewusstsein des Monopolisten. Einsparpotentiale werden nicht konsequent gesucht und realisiert, so dass die Effizienz der Produktion leidet. Für kleinere Anbieter besteht die Chance eines Marktzutritts nur dann, wenn das beherrschende Unternehmen so ineffizient produziert, dass es im Preis auch von Unternehmen mit ungünstigeren produktionstechnischen Bedingungen unterboten werden kann. Ein Monopolist mit starken Größenvorteilen kann sich seiner Position ziemlich sicher sein, weil unwirtschaftliches Verhalten die eigene Position nur bei erheblichen Defiziten gefährdet. Je schwächer dagegen die Größenvorteile sind und je angreifbarer seine Position damit ist, umso mehr wird der Monopolist auf wirtschaftliches Verhalten bedacht sein.²

Die Frage der Kontrolle natürlicher Monopole stellt sich bei privaten wie bei öffentlichen Betreibern. Private Monopole orientieren sich bei ihrem Angebot nicht am gesellschaftlichen

¹ Vgl. Cansier/Bayer S.169 ff.

² Vgl. Cansier/Bayer S.170.

Nutzen und bieten der monopolistischen Gewinnmaximierungsstrategie folgend eine geringere Angebotsmenge bei einem höheren Preis an. Öffentliche Unternehmen haben wegen der fehlenden Ausrichtung am Gewinnziel und des faktisch nicht bestehenden Konkursrisikos keinen Anreiz, das Verhalten nach ökonomischen Kriterien und dem Ziel der Kostenminimierung auszurichten.¹ Für eine staatliche Kontrolle natürlicher Monopole sind mehrere Regulierungsmöglichkeiten vorstellbar.² Der Staat kann z.B. für einen Monopolisten Höchstpreisvorschriften und eine Marktbedienungspflicht erlassen. Nach der „Grenzkostenpreisregel“ verpflichtet der Staat das Monopolunternehmen, einen Höchstpreis nach Maßgabe der Grenzkosten festzusetzen. Verlaufen die Grenzkosten unterhalb der Durchschnittskosten, decken sie die Stückkosten allerdings nicht ab. Es entstehen Verluste, die vom Staat subventioniert werden müssen. Die effiziente Versorgungsmenge wird auf dem Markt zwar angeboten, jedoch können Probleme durch Subventionsmissbrauch und negative wirtschaftliche Anreizeffekte steuerfinanzierter Subventionen entstehen. Der Staat kann dem Anbieter deshalb auch erlauben, einen Preis in Höhe der „Durchschnittskosten“ zu verlangen. Die Kosten des Unternehmens werden dann gedeckt, das Angebot des Monopolisten wird gegenüber seiner gewinnmaximalen Strategie ausgeweitet und die gesamte Nachfrage bedient. Der Wohlfahrtsverlust wird reduziert, jedoch nicht vollständig beseitigt. Die Aufsichtsbehörden haben keinen Einfluss auf die Höhe der anfallenden Produktionskosten. Aufgrund des fehlenden Kostendrucks ist zu erwarten, dass der Monopolist langfristig mit einem überhöhten Kostenniveau produziert.

Vertikale Desintegration der Wertschöpfungskette

Das Beispiel der Elektrizitätswirtschaft zeigt, dass integrierte Versorgungsmonopole nicht unbedingt erhalten bleiben müssen. Durch eine Aufspaltung der Wertschöpfungskette von Erzeugung, Transport und Verteilung können integrierte Monopolunternehmen auf den Kern des natürlichen Monopols, nämlich das Leitungsnetz, zurückgeführt werden.³ Die Bedingungen eines natürlichen Monopols sind in leitungsgebundenen Industrien auf den Bereich der Verteilung begrenzt.⁴ Der Staat kann durch geeignete Rahmenbedingungen dafür sorgen,

¹ Vgl. Ellwein/Buck (1995), S.36.

² Vgl. Cansier/Bayer (2003), S.171 ff.

³ Vgl. Mankel/Schwarze (2000), S.419.

⁴ Vgl. Fritsch/Wein/Ewers (1999), S.211.

dass ein Versorgungsnetz durch mehrere Unternehmen gleichzeitig genutzt werden kann. Bau, Instandhaltung und Betrieb des Verteilungsnetzes werden von der eigentlichen Netzbenutzung getrennt. Der Staat schafft also die Bedingungen für eine Öffnung des bestehenden Netzes für alle potentiellen Interessenten und Anbieter von Leistungen, oder er tritt selbst als Betreiber dieses Netzes auf.¹ Auf den vor- und nachgelagerten Stufen der Wertschöpfungskette von Gewinnung, Aufbereitung und Abrechnung bestehen die üblicherweise auf Wettbewerbsmärkten vorliegenden Kostenstrukturen, so dass ein Wettbewerb in diesen Bereichen möglich ist. Durch vertikale Desintegration der einzelnen Wertschöpfungsstufen können die Bereiche, in denen die Bedingungen eines natürlichen Monopols vorliegen und solche, in denen Wettbewerb möglich ist, getrennt werden. Wettbewerb kann auf den vor- und den nachgelagerten Stufen der Wertschöpfungskette des natürlichen Monopols eingeführt werden.

Die Realisierungschancen für eine solche vertikale Desintegration in der Wasserversorgung hängen entscheidend davon ab, ob ein funktionierender Wettbewerb im Bereich der Verteilungsnetze möglich ist. Ein nationales Verbundnetz existiert in der Wasserversorgung nicht. Vielmehr gibt es eine große Anzahl kleiner regionaler Netze, in die Wasser auch über Fernwasserleitungen aus entfernten Versorgungsgebieten eingespeist wird. Für die Einspeisung und Durchleitung von Wasser können Stichleitungen gebaut werden, die als Verbindungsstellen zwischen den regionalen Verteilungsnetzen dienen. Mit dem Bau solcher Stichleitungen kann ein nationales Verbundnetz aus einer Vielzahl von verbundenen regionalen Verteilungsnetzen entstehen. Der Transport von Wasser über lange Strecken gegen das natürliche Gefälle ist allerdings energieintensiv, aus diesem Grund teuer und stößt auf gesundheitliche Bedenken. Um Verkeimungen vorzubeugen, ist bei einem Transport über längere Strecken eine Desinfizierung z.B. über die Beimischung von Chlor notwendig, die bisher nicht erforderlich ist. Qualitätseinbußen wären bei einem Transport über längere Strecken fast unvermeidlich. Von entscheidender Bedeutung ist jedoch die Frage, ob die Mischung von Wässern verschiedener Qualitäten problemlos möglich ist oder ob Qualitätseinbußen dabei unvermeidbar sind. Wasser kann anders als z.B. Strom nicht immer ohne qualitative Veränderungen gemischt werden. Trinkwasser unterscheidet sich je nach

¹ Vgl. Cansier/Bayer (2003), S.171.

Herkunft deutlich in der Härte und der mikrobiellen Zusammensetzung. Die Wasserqualität kann unter Einhaltung der Grenzwerte der Trinkwasserverordnung deutliche Schwankungen aufweisen. Eine Mischung unterschiedlicher Qualitäten kann zu Qualitätseinbußen von qualitativ besonders hochwertigem Wasser führen. Nachteilige Veränderungen können sich z.B. auch bei einer Umkehrung der Fließrichtung während der Einspeisung ergeben, falls es zu einer Ablösung von Belägen in den Rohren kommt.¹ Obwohl von Seiten der Wasserwirtschaft regelmäßig die genannten Bedenken gegenüber einer Mischung von Wässern mit unterschiedlicher Beschaffenheit geäußert werden, ist das Einspeisen von Fernwasser in die regionalen Verteilungsnetze schon seit langem gängige Praxis in der Wasserversorgung.² Die entscheidende Frage ist deshalb nicht, ob Wässer verschiedener Qualitäten gemischt werden können oder nicht.³ Vielmehr stellt sich die Frage, wie ein geeigneter Regulierungsrahmen ausgestaltet ist, der die Einspeisung und die Durchleitung von Wasser in die regionalen Verteilungsnetze unter Wahrung der hygienischen und gesundheitsrechtlichen Anforderungen ermöglicht und gleichzeitig einen diskriminierungsfreien Zugang zu den Netzen sicherstellt.

Umwelt- und gesundheitspolitische Bedenken

Regelmäßig werden auch Belange des Umwelt- und Gesundheitsschutzes gegen eine Liberalisierung und Privatisierung des Wassermarktes geltend gemacht. Man befürchtet, ökologische Ziele würden verfehlt, da Investitionen in den Gesundheitsschutz für private Unternehmen nicht lohnend sind. Ein privatwirtschaftlich geführtes, gewinnmaximierendes Unternehmen strebe danach, Kosten zu senken und den Gewinn zu maximieren, indem die Wartung von Anlagen vernachlässigt, Qualitätsanforderungen verletzt und keine ausreichenden Sicherheitsspielräume eingeplant würden.⁴ Die ökologischen Leistungen, die von Wasserversorgern freiwillig erbracht werden, würden durch Private nicht mehr erfüllt. Die Belange des Ressourcenschutzes seien ebenfalls nicht gewahrt, weil Private einen Anreiz hätten, möglichst viel Wasser zu verkaufen. Auch diese Bedenken stehen einer Liberalisierung und Privatisierung des Wassermarktes jedoch nicht grundsätzlich entgegen. Die

¹ Vgl. Mehlhorn (2000), S.6.

² Vgl. Kampe (2001), S.91.

³ Vgl. Mankel/Schwarze (2000), S.420.

⁴ Vgl. SRU (2000), Tz.191.

Trinkwasserverordnung definiert den Rahmen für die Qualität des Trinkwassers und enthält allgemeine Anforderungen wie das Minimierungsgebot.¹ Danach sind Konzentrationen von chemischen Stoffen, die das Trinkwasser verunreinigen oder die Beschaffenheit des Trinkwassers nachteilig beeinflussen können, so niedrig zu halten, wie dies nach dem Stand der Technik mit vertretbarem Aufwand unter Berücksichtigung der Umstände des Einzelfalls möglich ist. Die Trinkwasserverordnung gilt unabhängig von der Rechtsform des Unternehmens für alle Wasserversorger. Die Abgabe von Wasser, das diesen Anforderungen nicht entspricht, ist in jedem Fall eine Ordnungswidrigkeit, zum Teil aber auch strafbar. Die Aufsicht über die Beschaffenheit des Trinkwassers liegt in der Verantwortung der Gesundheitsämter, die bereits heute die öffentliche Trinkwasserversorgung kontrollieren. Für die Planung, den Bau, den Betrieb und die Instandhaltung der Versorgungsanlagen sind die allgemein anerkannten Regeln der Technik in der DIN 2000 festgelegt, die einschlägig in der öffentlichen Trinkwasserversorgung zur Anwendung kommen. Es existiert also ein umfassendes Regelwerk, das für private wie für öffentlich-rechtliche Unternehmen zur Anwendung kommt. Der Schutz der Gewässer wird neben dem Wasserhaushaltsgesetz durch die Landeswassergesetze und eine ganze Reihe von Fachgesetzen sichergestellt.² Mit der Wasserrahmenrichtlinie ist auf europäischer Ebene ein umfassendes Regelwerk verabschiedet worden, das europaweit einen Rechtsrahmen für den Gewässerschutz definiert und auf eine nachhaltige Nutzung ausgerichtet ist. Gewässerschutz und Gesundheitsschutz sind nicht in erster Linie eine Aufgabe der Wasserversorgungsunternehmen und stehen auch nicht im Verantwortungsbereich der Gemeinden. Neben den Gesundheitsämtern sind die Umweltschutzbehörden als Fachbehörden für die Überwachung und Einhaltung der gesetzlichen Vorschriften im Bereich des Gesundheits- und des Umweltschutzes zuständig, und nicht die Wasserversorgungsunternehmen.

Private Anbieter werden gemeinwohlorientierte Aufgaben des Umweltschutzes allerdings nicht freiwillig wahrnehmen, wie dies heute in Deutschland teilweise der Fall ist. Die Wahrnehmung solcher Aufgaben ist mit zusätzlichen Kosten verbunden und schmälert den

¹ Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe (Trinkwasserverordnung – TrinkwV.) in der Fassung vom 5. Dezember 1990, BGBl. I, S.2612, zuletzt geändert durch BGBl. 2000, S.1045. Die Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001 (BGBl. I vom 28.5.2001, S.959) tritt am 1.1.2003 in Kraft.

² Vgl. Ewers et al. (2001a), S.20.

Unternehmensgewinn. Die Erteilung einer Erlaubnis oder Bewilligung zur Wassernutzung ist bereits heute regelmäßig an Auflagen für bestimmte Umweltschutz- und Überwachungsmaßnahmen geknüpft.¹ So sind z.B. die gemessenen Grundwasserstände und die Wasserqualitäten in einem Wasserbuch aufzuzeichnen, das jederzeit kontrolliert werden kann. Solche Auflagen gelten für öffentliche wie für private Wasserversorgungsunternehmen. Private Betreiber könnten bei der Vergabe öffentlicher Aufträge vertraglich verpflichtet werden, umweltpolitische Aufgaben wahrzunehmen. Ihnen kann z.B. gesetzlich die Pflicht auferlegt werden, die für den Umweltschutz als notwendig betrachteten Investitionen zu tätigen.² Von Wasserversorgungsunternehmen freiwillig wahrgenommene gewässerschutzbezogene Aufgaben können darüber hinaus ausgeschrieben und vergütet werden. Die freiwillig wahrgenommenen Aufgaben durch öffentliche Unternehmen sind keineswegs kostenlos, sondern im Wasserpreis enthalten. Durch die Ausschreibung dieser Leistungen entstehen keine zusätzlichen Kosten, sondern die Kosten der Leistungen werden erstmals transparent. Schließlich kann nicht von vornherein ausgeschlossen werden, dass ein privates Unternehmen einen ökonomischen Vorteil aus Umweltschutzmaßnahmen erzielt. Dies ist immer dann der Fall, wenn die freiwillig übernommenen Kosten des Umweltschutzes geringer sind als die Kosten, die das Unternehmen dadurch bspw. für die Aufbereitung des Trinkwassers einsparen kann. Ist die Einhaltung des gesundheits- und umweltpolitischen Rahmens durch Kontrollen sichergestellt, können Unternehmen die eigenen gewinnorientierten Ziele verfolgen, ohne umwelt- oder gesundheitspolitische Ziele preiszugeben.

Befürchtungen werden auch darüber geäußert, private Wasserversorger würden auf Fernwasserversorgungen ausweichen und den Schutz der verbrauchsnahe Grundwasservorkommen vernachlässigen. Gerade private Anbieter haben ein großes Interesse an verbrauchsnahe, qualitativ hochwertigen Versorgungsquellen, mit denen sie die gesetzlich vorgeschriebenen Qualitätsstandards für das Trinkwasser zu möglichst geringen Kosten einhalten können, ohne die Kosten für aufwändige Aufbereitungsverfahren oder energieintensive Fernwassertransporte. Kooperationen, wie sie bereits heute zwischen öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen und der Landwirtschaft stattfinden, sind für private Wasserversorger interessant,

¹ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.53.

² Vgl. SRU (2000), Tz.192.

wenn sie unterm Strich zu Kosteneinsparungen führen. Kooperationen können im Wege freier Verhandlungen zwischen den Betroffenen und den Schadensverursachern erreicht werden. Kleinräumige Versorgungskonzepte mit einem Vorrang für die Nutzung der Quellen vor Ort dienen dem Schutz der regionalen Grundwasserressourcen, sind allerdings letztlich auf das Versäumnis zurückzuführen, einen flächendeckenden Grundwasserschutz umzusetzen. Die damit verbundenen Kosten werden den Gebührenzahlern in Form von höheren Wasserpreisen angelastet.¹ Sollen Transfers zwischen Versorgungsgebieten ausgeschlossen werden, wäre dies über eine entsprechende vertragliche Regelung möglich. Grundsätzlich kann man wohl davon ausgehen, dass gerade gewinnorientierte privatwirtschaftliche Unternehmen in der Wasserversorgung an einem nachhaltigen Umgang mit Wasser interessiert sind. Wasserversorgungsunternehmen sind nicht die Verursacher von Gewässerverschmutzungen, sondern haben die durch Verschmutzung verursachte Aufbereitungskosten zu tragen, die sie den Kunden in Form von höheren Wasserpreisen anlasten müssen. Saubere Gewässer sind langfristig für private Wasserversorger sicher die beste Geschäftsgrundlage. Die Wasserversorgung ist kein kurzfristig ausgerichtetes Geschäft, sondern zielt auf eine langfristige Kundenbindung. Der Wassermarkt ist gerade wegen der Bedeutung des Trinkwassers als Lebensmittel ein sehr sensibler Markt, auf dem sich Anbieter langfristig nur mit positiven Referenzen etablieren können.² Zweifel an der Qualität des gelieferten Wassers würden zweifellos zu einem Vertrauensverlust führen.

2. Öffentliche Auftragsvergabe in der Wasserwirtschaft

Der Staat bietet nicht nur zahlreiche Leistungen für den Bürger, sondern fragt Güter und Dienstleistungen auf Märkten nach. Staatliche Institutionen beauftragen regelmäßig private Dritte mit der Erfüllung von Aufgaben, die von einfachen Dienstleistungsverträgen bis hin zu einer umfassenden staatlichen Aufgabenerfüllung reichen.³ Für die Vergabe öffentlicher Aufträge kommen verschiedene Verfahren in Frage.⁴ Das Verfahren mit der größten Praxisrelevanz ist die Ausschreibung unter Wettbewerbsbedingungen, die ab einer bestimm-

¹ Vgl. SRU (2000), Tz.196.

² Vgl. Kemper (2001), S.26.

³ Vgl. dazu auch die Ausführungen in Kapitel C. I.3.

⁴ Vgl. Blankart (1998), Hein (1998).

ten Größenordnung des zu vergebenden Auftrags vorgeschrieben ist. Die Vergabe von öffentlichen Aufträgen ist durch gesetzliche Vorgaben stark formalisiert.¹ Neben den europäischen und den nationalen Vergaberichtlinien sind die spezifischen Bestimmungen der Gemeindehaushaltsordnungen der Länder und die Verwaltungsvorschriften VOB/VOL² zu beachten. Ökonomisch betrachtet sind Ausschreibungsverfahren ein Instrument zur Organisation von Märkten, bei dem der Staat Angebote verschiedener Anbieter einholt. Sie sind vergleichbar mit einer Auktion, bei der durch den Käufer eine bestimmte Leistung definiert wird, für die interessierte Anbieter ein Preisangebot abgeben.³ Die Preisbildung und die Entscheidung, wer schließlich den Zuschlag erhält, erfolgt nach vorher genau festgelegten Regeln, die eine möglichst objektive Entscheidungsfindung ermöglichen sollen. Dies ist erforderlich, um Korruption und Vetternwirtschaft vorzubeugen. In der Standardform der Ausschreibung erhält der Bieter mit dem niedrigsten Gebot den Zuschlag. Mit der „Niedrigstpreisregel“ werden der günstigste Preis für die Leistung und der effizienteste Anbieter für die Aufgabenerfüllung ermittelt.⁴ Öffentliche Ausschreibungen richten sich an einen unbeschränkten Bieterkreis, wobei jeder in Frage kommende Anbieter ein Angebot abgeben kann. Beschränkte Ausschreibungen sind an einen ausgewählten Kreis von ca. drei bis acht Bewerbern gerichtet, die zur Abgabe eines Angebotes aufgefordert werden. Die Auswahl der am Bieterverfahren teilnehmenden Unternehmen steht im Ermessen der Vergabebehörde.⁵

Den Zuschlag erhält im sogenannten „franchise-bidding“ das günstigste Angebot, das neben dem Bieterpreis unter Berücksichtigung der Faktoren Leistungsfähigkeit, Zuverlässigkeit und Bonität des Anbieters am besten abschneidet. Die Leistungsbeschreibung in der Ausschreibung wird von der Zielsetzung der öffentlichen Auftraggeber, die Aufgabe im öffentlichen Interesse zu erfüllen, dominiert. Sowohl überhöhte Preise als auch unerwünschte Verteilungseffekte sollen vermieden werden. Die Wirtschaftlichkeit der Aufgabenerfüllung muss nicht zwingend im Vordergrund stehen, es können z.B. regionalpolitische oder

¹ Vgl. BMU (2002), S.78.

² Verdingungsordnung für Bauleistungen (VOB) und Verdingungsordnung für Leistungen (VOL).

³ Vgl. Hein (1998), S.398.

⁴ Vgl. Blankart (1998), S.442.

⁵ Ein weiteres Verfahren ist die sogenannte „freihändige Vergabe“, die an keinerlei Form gebunden ist. Der Auftraggeber kann entscheiden, wie er bei der Auftragsvergabe vorgehen will. Grundsätzlich besteht ein Vorrang für die öffentliche Ausschreibung. Eine beschränkte Ausschreibung und eine freihändige Vergabe sind erst zu erwägen, wenn die Möglichkeiten dazu nicht gegeben sind. In der Praxis werden nur 1,7 Prozent der öffentlichen Aufträge öffentlich und 9,1 Prozent beschränkt ausgeschrieben. Die dominierende Vergabeart ist also die freihändige Vergabe. Vgl. Blankart (1998), S.447.

arbeitsmarktpolitische Zielsetzungen vom jeweiligen Auftraggeber verfolgt werden.¹ Es kommt nicht unbedingt das billigste Angebot nach der Niedrigstpreisregel zum Zuge, sondern das unter Berücksichtigung aller Faktoren „wirtschaftlichste“ Angebot.²

Probleme öffentlicher Ausschreibungen

Ein Problem der Niedrigstpreisregelung ist der sogenannte „Fluch des Gewinners“, der darin besteht, dass derjenige Bieter, der die wahren Kosten der Leistung am stärksten unterschätzt, den Zuschlag erhält.³ Erwirtschaftet das Unternehmen mit dem Auftrag Verluste, steht dies weder im Interesse des Unternehmens noch der beauftragenden Gemeinde, die an einer zuverlässigen Aufgabenerfüllung interessiert ist. Unternehmen werden einerseits versuchen, mit Sicherheitszuschlägen bei der Kalkulation die Gefahr eines Verlustes auszuschließen, offenbaren damit aber nicht ihre wahren Kosten. Andererseits werden in einem strategischen Kalkül die Sicherheitszuschläge vielleicht bewusst klein gehalten, um gegenüber anderen Unternehmen nicht in Nachteil zu geraten. Um den Fluch des Gewinners zu vermeiden und die Unternehmen zur Offenbarung ihrer tatsächlichen Kosten zu bewegen, gibt es eine Reihe von Vorschriften im Vergabeverfahren. Bieter, bei denen der Preis in einem offensichtlichen Missverhältnis zur Leistung steht, werden vom Verfahren ausgeschlossen.⁴ Generell sollen Aufträge nur an fachkundige, leistungsfähige und zuverlässige Bewerber vergeben werden, die einen „angemessenen“ Preis verlangen.⁵ Dem Anbieter wird „ein gesundes Mittelmaß an Gewinnstreben“ zugebilligt.⁶ Die Angemessenheit der Preise und das gesunde Mittelmaß an Gewinnstreben geben dem Entscheidungsträger zwar einen erheblichen Ermessensspielraum, können den Fluch des Gewinners aber nicht verhindern. Nach der sogenannten „Vickrey-Regel“ erhält zwar der kostengünstigste Anbieter den Zuschlag, aber zum zweitgünstigsten Preis.⁷ Für den Bieter besteht damit ein Anreiz zur Aufdeckung der wahren Kosten, und es ist sichergestellt, dass der effizienteste Bieter den Zuschlag erhält. Die eingeräumte Gewinnspanne in Höhe der Differenz aus Angebotspreis und Preis des Zweitgünstigsten ist dem strategischen Kalkül des Bieters entzogen und dient dazu, den Fluch des Gewinners zu

¹ Vgl. Hein (1998), S.400.

² § 25 Absatz 3 VOB/VOL.

³ Vgl. Finsinger (1985), Blankart (1998), Hein (1998).

⁴ § 25 Abs.2 Ziff.2 VOB/VOL.

⁵ VOB § 2 Abs.1/VOL § 2 Abs.2.

⁶ Vgl. Finsinger (1985), S.319, Hein (1998), S.402.

⁷ Vgl. Blankart (1998), S.452, Borrmann (1999), S.265 ff.

vermeiden. Allerdings ist das Verfahren unter Anwendung der „Vickrey-Regel“ kartellfreundlich und führt zu stabileren Bieterkartellen, als unter der Niedrigstpreisregelung.¹

Hier offenbart sich das erste Dilemma einer öffentlichen Ausschreibung. Im Bieterverfahren sollen der effizienteste Anbieter und der kostengünstigste Preis ermittelt werden. Im Interesse einer sicheren und zuverlässigen Aufgabenerfüllung muss der Angebotspreis auf seine Plausibilität überprüft werden. Der gerade noch kostendeckende Angebotspreis des effizientesten Anbieters soll im Zuge des Ausschreibungsverfahrens ermittelt werden und ist nicht bekannt. Die Preiskontrolle bei öffentlichen Ausschreibungen durch den Auftraggeber setzt der Preisflexibilität der privaten Anbieter Grenzen. Staatlich definierte Preisober- und Preisuntergrenzen verhindern aber unter Umständen die Ermittlung des gerade noch kostendeckenden Preises. Der einzige Wettbewerbsparameter öffentlicher Ausschreibungen, nämlich der Angebotspreis, wird beschränkt. Bieter werden versuchen, nicht zu sehr aus dem üblichen Preisrahmen zu fallen. Andernfalls laufen sie Gefahr, von dem Verfahren ausgeschlossen zu werden. Kostenvorteile können deshalb vielleicht nicht zum Vorteil des öffentlichen Auftraggebers genutzt werden.

Ein weiteres Dilemma öffentlicher Ausschreibungen ist die Festlegung der Vertragslaufzeit. Die Wettbewerbsintensität eines Ausschreibungswettbewerbs ist umso höher, je häufiger die Ausschreibung stattfindet.² Der etablierte Anbieter muss bei jeder Ausschreibung befürchten, nicht mehr der kostengünstigste Anbieter zu sein und von einem Konkurrenten verdrängt zu werden. Der Anreiz zur konsequenten Ausschöpfung von Einsparpotentialen bleibt bestehen. Für eine hohe Wettbewerbsintensität müssten deshalb möglichst kurze Vertragslaufzeiten z.B. in Form von Betriebsführungsverträgen gewählt werden. In der Wasserversorgung liegen die größten Kostensenkungspotentiale im Bereich der Investitionen und können nur realisiert werden, wenn das private Unternehmen die Verantwortung für die Investitionen übernimmt. Investitionen in der Wasserwirtschaft haben generell eine hohe Spezifität. Sie sind versunkene Kosten und in einem hohen Grad irreversibel.³ Die Vertragslaufzeit müsste deshalb so bemessen werden, dass das Unternehmen einen Anreiz für eine ökonomisch

¹ Vgl. Borrmann (1999), S.266 f. Ein ausführliches Beispiel findet man bei Blankart (1998), S.453 ff.

² Vgl. Michaelis (2001), S.442.

³ Vgl. Hein (1998), S.407.

optimale Investitionspolitik hat, die eine Amortisation des eingesetzten Kapitals während der Vertragslaufzeit ermöglicht.¹ Ist dies nicht der Fall, entstehen Wettbewerbsverzerrungen zu Gunsten des etablierten Anbieters. Nachfolgende Unternehmen müssen die Kosten von unter Umständen verfehlten Investitionen tragen, die sie überhaupt nicht vorgenommen hätten. Mit Vertragslaufzeiten von 30 und mehr Jahren, die der Lebensdauer der Anlagen in der Wasserversorgung entsprechen, geht der Wettbewerbscharakter des Ausschreibungsverfahrens jedoch weitgehend verloren. Bei kürzeren Laufzeiten hat der Betreiber nur Einfluss auf die variablen Kosten und weitaus geringere Kostensenkungsspielräume.

Ein Wettbewerb „um den Markt“ durch Ausschreibung

Abweichend von der klassischen Form des öffentlichen Auftrags liegt bei der Konzessionserteilung eine Vertragskonstellation vor, bei der die Gegenleistung für die Erbringung des Auftrags nicht in Form einer bestimmten Vergütung durch Zahlung eines vorher festgelegten Preises erfolgt, sondern in dem Recht besteht, eine Leistung zu nutzen oder entgeltlich zu verwerten.² Die Idee einer Ausschreibung von befristeten Monopolrechten durch „franchise-bidding“ in der Wasserwirtschaft geht auf Chadwick im Jahr 1859 zurück und wurde von Demsetz in den 60er Jahren des vergangenen Jahrhunderts wieder aufgegriffen.³ Seither wird die Idee intensiv diskutiert und ist weltweit das dominierende Wettbewerbsmodell in der Wasserwirtschaft.⁴ Chadwick hat die Idee eines Wettbewerbs „um den Markt“ an Stelle eines Wettbewerbs „im Markt“ für die städtische Gas- und Wasserversorgung vorgeschlagen. Dabei wird das Recht, ein Gebiet für eine bestimmte Zeit mit Wasser zu versorgen, unter Wettbewerbsbedingungen ausgeschrieben. Ein Wettbewerb findet also nicht im Markt in Form eines Produktwettbewerbs um den Kunden statt, sondern in wiederkehrenden Abständen um das Recht, den Markt zu versorgen. Unter idealen Bedingungen kann dieses Wettbewerbsmodell optimale Ergebnisse erzielen. Wettbewerb um den Markt in Form des „franchise-bidding“ verspricht umso eher erfolgversprechend zu sein:⁵

¹ Vgl. Scheele (2000), S.13.

² Vgl. Ewers et al. (2001a), S.32.

³ Vgl. Chadwick (1859) und Demsetz (1968).

⁴ Vgl. Scheele (2000), S.12.

⁵ Vgl. Hamann (1993), S.88.

- je größer die Anzahl der am Bieterwettbewerb teilnehmenden Unternehmen ist,
- je geringer der Anteil irreversibler Kosten ist,
- je kürzer die Amortisationszeiten sind,
- je ausgereifter und standardisierter die Technik ist und
- je leichter die Produktionsbereiche institutionell getrennt werden können.

Mit der regelmäßigen Ausschreibung von befristeten Monopolen soll der Marktzutritt institutionalisiert werden und ein Wettbewerb um die befristete Monopolstellung entstehen.¹ Daraus soll für den jeweils aktuellen Anbieter ein disziplinierender Anreiz hinsichtlich der Preissetzung und der Kostendisziplin bestehen bleiben. Bei einem funktionierenden Ausschreibungswettbewerb um die Vergabe zeitlich befristeter Konzessionen für natürliche Monopole wäre eine aufwändige Regulierung nicht erforderlich. Der Staat könnte als Ausschreibungsinstanz auftreten und mit der Ausschreibung alle staatlichen Auflagen vorgeben, so dass Gebote sich nur in den Preisen unterscheiden. Den Zuschlag erhält das Unternehmen mit dem niedrigsten Preis. Gewinnmaximierende Unternehmen mit einer im relevanten Bereich subadditiven Kostenfunktion werden ein Gebot abgeben, das gegen die geschätzten Durchschnittskosten strebt und gerade noch kostendeckend ist. Das Unternehmen wird effizient produzieren und eine marktübliche Kapitalverzinsung realisieren. Auf diese Weise ist es für den Staat möglich, ohne Kenntnis der Kostenfunktion der potentiellen Anbieter und ohne aufwändige Regulierung im Bereich eines natürlichen Monopols wohlfahrtsoptimale Ergebnisse zu erreichen. Die Realität weicht von dem Idealmodell natürlich regelmäßig ab.

Die Nähe zur Theorie der bestreitbaren Märkte („Contestable Markets“)² ist offensichtlich, denn auch der Ausschreibungswettbewerb zielt darauf ab, die potentielle Konkurrenz zu nutzen, um Optimalität des aktuellen Anbieters zu erreichen und diesen zu einem effizienten Angebot zu bringen. Im Konzept der bestreitbaren Märkte findet eine permanente Diszipli-

¹ Vgl. Borrmann (1999), S.256.

² Das Konzept der „Contestable Markets“ wurde von Baumol, Panzar und Willig Anfang der 80er Jahre entwickelt und betont die Bedeutung der potentiellen Konkurrenz. Ist ein Monopolmarkt grundsätzlich anfechtbar durch potentielle Konkurrenz, wird dies den Monopolisten disziplinieren und eine staatliche Regulierung überflüssig machen. Erst wenn eine subadditive Kostenfunktion und Irreversibilität der Investitionen zusammentreffen, ist eine staatliche Regulierung erforderlich. Vgl. Baumol/Panzar/Willig (1982) und Spelthahn (1984), S.45.

nierung durch den jederzeit möglichen Marktzutritt der potentiellen Konkurrenz statt, während im Fall des Ausschreibungswettbewerbs die Drohung einer Verdrängung nur bei einer erneuten Ausschreibung wirkt. Als hinderlich für eine hohe Wettbewerbsintensität durch Ausschreibung in der Wasserversorgung erweisen sich die geringe Anzahl der in Frage kommenden Bieter, die lange Amortisationsdauer der Anlagen und die Irreversibilität der Investitionen. Aufgrund der Unsicherheiten bezüglich der langfristigen Entwicklung der Kosten und der Nachfrage ist es in der Realität nicht möglich, alle relevanten Tatbestände vertraglich zu spezifizieren.¹

Zusammenfassend kann man folgendes festhalten: Liberalisierung und Privatisierung der Wasserwirtschaft zielen darauf ab, staatliche Eingriffe in das Marktgeschehen auf das notwendige Minimum zu reduzieren und die Effizienz der Leistungserstellung zu erhöhen. Eine Privatisierung führt zu veränderten Eigentumsverhältnissen und beinhaltet in einem materiellen Sinn die Übertragung einer öffentlich wahrgenommenen Aufgabe auf Private. Die Liberalisierung zielt darauf ab, den vor Wettbewerb geschützten Sektor Wasserwirtschaft den Kräften des Marktes auszusetzen. Liberalisierung und Privatisierung verfolgen das Ziel, die Effizienz durch Wettbewerb zu steigern und eine Optimierung der Versorgungsgebiete und der Betriebsstrukturen nach ökonomischen Gesichtspunkten zu erreichen. Wettbewerb in der Wasserwirtschaft soll die Anbieter zwingen, Rationalisierungspotentiale zu nutzen und Kostenvorteile in Form von niedrigen Preisen an den Verbraucher weiterzugeben. Die Einbindung von privatem Kapital und know-how kann die Aufgabenerfüllung im Interesse der Nutzer optimieren. Wettbewerb in der Wasserversorgung erfordert den Abbau von gesetzlichen Marktzutrittsschranken und den Verzicht der Gemeinden auf Wahrnehmung der Trinkwasserversorgung als kommunale Aufgabe im Rahmen der Daseinsvorsorge. Die gesellschaftliche Wohlfahrt wird maximiert, wenn die angebotenen Leistungen zu minimalen Kosten erstellt werden und die Preise den Grenzkosten der Nutzung entsprechen. Effizienz in der Leistungserstellung setzt effiziente Organisationsstrukturen, Leistungsanreize zur Kostenminimierung und kostendeckende Wasserpreise voraus. Die hohen deutschen Wasserpreise sind nicht in erster Linie darauf zurückzuführen, dass die Wasserversorger ihre Monopolstellung missbräuchlich ausnützen. Trinkwasser wird

¹ Vgl. Scheele (2000), S.13.

wegen des mangelnden Kostensenkungsanreizes in den gesetzlich geschützten Monopolen mit einer unzureichenden technischen und wirtschaftlichen Effizienz produziert. Das Ziel der Kostendeckung in einem betriebswirtschaftlichen Sinn ist weitgehend erreicht. Kostendeckung in einem volkswirtschaftlichen Sinn mit einer Einbeziehung der Umwelt- und Ressourcenkosten besteht dagegen nicht. Die Abgaben zur Internalisierung von Umwelt- und Ressourcenkosten (Wasserentnahmeentgelte/Abwasserabgabe) verfehlen ihr Ziel, weil sie nicht in systematischer Weise die tatsächlichen Knappheiten signalisieren, sondern als pauschale Abgaben erhoben werden. Mit der Wasserrahmenrichtlinie und der Forderung nach Erhebung kostendeckender Wasserpreise geht von europäischer Ebene ein bedeutender Anstoß zur systematischen Einbeziehung der Umwelt- und Ressourcenkosten aus. Allerdings sind die Fragen der praktischen Umsetzung weitgehend offen, und es wird bereits heute bezweifelt, dass das Ziel im gesetzten Zeitrahmen erreicht werden kann. Privatisierung, Liberalisierung und Wettbewerb stehen nicht zwangsläufig in einem Widerspruch zu umwelt- und gesundheitspolitischen Zielen. Diese müssen unabhängig von der Organisationsform der Wasserversorgung formuliert werden und mit dem für die Zielerreichung am besten geeigneten Instrumentarium verfolgt werden. Freiwillige Leistungen der Wasserversorger im Bereich des Umweltschutzes sind keineswegs kostenlos und werden bei einer Aufgabenerfüllung durch Private erstmals transparent. Bestehende Defizite im Bereich des Gewässerschutzes, die durch eine Liberalisierung des Marktes offen zu Tage treten, können nicht als Gegenargument herangezogen werden. Die Ausschreibung von öffentlichen Aufträgen ermöglicht, Private in die Aufgabenerfüllung einzubeziehen und wird in unterschiedlichster Form praktiziert. Mit dem Konzessionsmodell werden befristete Monopolrechte vergeben, die Verpflichtung zur Aufgabenerfüllung und das finanzielle Risiko werden auf ein privates Unternehmen übertragen. Unter idealen Bedingungen können mit der Ausschreibung optimale Ergebnisse erzielt werden. Die Optimalitätsbedingungen sind in der Regel nicht erfüllt. Trotz der theoretischen Bedenken hat sich die Ausschreibung unter Wettbewerbsbedingungen zu dem bedeutenden Wettbewerbsinstrument in der Wasserwirtschaft entwickelt.

III. Wettbewerbsformen

Die in Deutschland diskutierten Wettbewerbsmodelle für die Wasserwirtschaft unterscheiden sich im Ausmaß der erforderlichen Veränderungen bestehender Strukturen. Die Einführung von Wettbewerb bzw. wettbewerbsähnlichen Elementen ist auch im heute bestehenden Ordnungsrahmen realisierbar. Einzelne Vorschläge setzen jedoch weitreichende Veränderungen des institutionellen Rahmens voraus.¹ In der Versorgungswirtschaft dient in erster Linie die Eigenschaft des natürlichen Monopols als Rechtfertigung für die staatliche Aufgabenerfüllung und den Ausschluss von Wettbewerb. Da ein Unternehmen den relevanten Markt zu den volkswirtschaftlich geringsten Kosten versorgen kann, ist ein Wettbewerb im klassischen Sinn mit einer Vielzahl konkurrierender Unternehmen nicht möglich und nicht wünschenswert. Die neuere Entwicklung der Theorie natürlicher Monopole und die Erfahrungen mit der Liberalisierung und Privatisierung der Bereiche Telekommunikation, Strom und Gas haben gezeigt, dass Wettbewerb auch in leitungsgebundenen Industrien möglich ist.² Technischer Fortschritt kann zusammen mit veränderten Betriebs- und Organisationsstrukturen aus natürlichen Monopolen Wettbewerbsmärkte mit einer hohen Wettbewerbsintensität machen. Ein Wettbewerb „um den Markt“ ist das weltweit dominierende Wettbewerbsmodell in der Wasserwirtschaft und wird in Zukunft voraussichtlich an Bedeutung gewinnen. Das Beispiel der Energiewirtschaft zeigt allerdings, dass ein intensiver Wettbewerb „im Markt“ in leitungsgebundenen Industrien möglich ist und nicht von vornherein ausgeschlossen werden sollte. Vielmehr bedarf es einer regelmäßigen Überprüfung der technischen Möglichkeiten zur Einführung von Wettbewerb im Markt. Aus umwelt- und ressourcenökonomischer Sicht von besonderer Bedeutung, in der aktuellen Diskussion aber nur mit unzureichender Aufmerksamkeit bedacht, ist die Möglichkeit eines Wettbewerbs „um Wasserentnahmerechte“, auf die ich als dritte Wettbewerbsform auf einem Wassermarkt eingehen möchte.

¹ Vgl. Scheele (2000), S.9.

² Vgl. Gröner (1983), Fritsch/Wein (1996), Klein/Irwin (1996), Wied-Nebbeling (1997), S.38 ff., Börner (1999), Fritsch/Wein/Ewers (1999), S.178 ff., Rahmeyer (1999), Cansier/Bayer (2003), S.167 ff.

1. Wettbewerb im Markt

Im wesentlichen handelt es sich dabei um einen Wettbewerb verschiedener Anbieter um den Kunden. Ein klassischer Produktwettbewerb, bei dem Unternehmen Produkte anbieten, die sich aufgrund verschiedener Qualitäten im Preis unterscheiden, steht im Bereich der Wasserversorgung nicht in der Diskussion. Die Eigenschaften des Gutes „Trinkwasser“ werden auch in einem Wettbewerbsmarkt von den Anforderungen der Trinkwasserverordnung bestimmt, so dass von einer Homogenität des Endproduktes Trinkwasser ausgegangen werden kann. Ernsthafte Überlegungen, hiervon Abstriche zu machen und das Angebot von Trinkwasser minderer Qualität zuzulassen, gibt es nicht. Wettbewerb im Wassermarkt ist gekennzeichnet durch einen Kostenwettbewerb mit Preis- und Leistungsvergleichen. Der Kunde ist in seiner Entscheidung frei, die für ihn kostengünstigste Versorgungslösung entsprechend seiner individuellen Präferenzen zu wählen. Zentraler Wettbewerbsparameter ist im Bereich der Wasserversorgung letztlich der Preis, doch können sich Unterschiede in der Versorgungsleistung in den Bereichen Kundenservice, Abrechnung und Betreuung ergeben. So wäre durchaus denkbar, dass „Multi-Utility-Anbieter“ dem Kunden ein umfassendes Leistungspaket mit unterschiedlichen Standards rund um die Versorgung und Entsorgung anbieten, die z.B. auch die Bereiche Telekommunikation, Energie und Abfall umfassen. Voraussetzung für einen Wettbewerb im Markt ist der Wegfall der ausschließlichen Konzessionsverträge und der Demarkationsabsprachen, also die Streichung der §§ 103 und 103a GWB a.F., sowie der Verzicht der Gemeinden auf die Verhängung von Anschluss- und Benutzungszwängen. Daraus entstehen folgende Wettbewerbsmöglichkeiten:¹

- *Wettbewerb durch Eigenversorgung*: Der Verbraucher wählt die für ihn kostengünstigste Lösung und kann die Versorgung selbst organisieren.² Im Bereich der industriellen Wassernutzung wäre dies nicht mit wesentlichen Änderungen gegenüber der heutigen Situation verbunden, da industrielle Großverbraucher sich überwiegend selbst versorgen. Für private Haushalte und das Kleingewerbe ergäbe sich mit Wegfall des Benutzungszwangs erstmals die Möglichkeit, nach der kostengünstigsten Versorgungslösung mit der Option Eigenversorgung zu suchen. Für die Wasserversorger entstünde daraus der Anreiz, eine den Präferen-

¹ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.37.

² Vgl. Dosi/Easter (2000), S.8 und Webb/Ehrhardt (1998).

zen entsprechende Leistung kosteneffizient anzubieten, da für den Kunden die Möglichkeit des Ausweichens auf Eigenversorgung besteht. Neben offenen Fragen der praktischen Umsetzbarkeit ist die Eigenversorgung für Privathaushalte und das Kleingewerbe vor allem aus Sicht des Gesundheitsschutzes bedenklich.¹ Es muss sichergestellt sein, dass im Interesse des Gesundheitsschutzes und zur Seuchenabwehr auch bei kleinen Versorgungsanlagen die gesetzlichen Vorgaben für die Trinkwasserqualität eingehalten werden. Soweit keine ausreichenden Kontrollmechanismen für die Qualität des im Wege der Eigenversorgung genutzten Trinkwassers sichergestellt sind, bleiben Gesundheitsrisiken bestehen.

- *Wettbewerb durch Leitungsbau:* In einem Wettbewerb durch Leitungsbau soll sich der Zuschnitt der Versorgungsgebiete nach ökonomischen Kriterien im Wettbewerbsprozess bestimmen und schließlich zu kostenminimalen Versorgungsstrukturen führen.² Investitionen in das Leitungsnetz sind irreversible Kosten, sogenannte „sunk costs“, die Markteintritts- und Marktaustrittsbarrieren darstellen. In Kombination mit einer subadditiven Kostenfunktion stehen „sunk costs“ einem funktionierenden Wettbewerb im Bereich des Leitungsnetzes entgegen.³ Die Verlegung paralleler Leitungen mit dem Ziel, Konkurrenten aus dem Markt zu verdrängen, ist nicht wünschenswert. Treten neue Anbieter in den Markt, werden tendenziell Überkapazitäten geschaffen, die nicht ausgelastet werden können. Wegen des starken Kostendegressionseffektes ist jedoch ein möglichst hoher Auslastungsgrad des Leitungsnetzes ökonomisch wünschenswert.⁴ Paralleler Leitungsbau und der Bau sogenannter „Stichleitungen“, mit denen bestehende Netze verbunden werden können, sind nur dann ökonomisch sinnvoll, wenn die Investitionen langfristig rentabel und nicht nur auf die Verdrängung eines Konkurrenten ausgerichtet sind. Dies ist z.B. der Fall, wenn mit einem Großkunden langfristige Lieferverträge für große Abnahmemengen vereinbart werden. Ein Wettbewerb durch Leitungsbau kann auch dann eine effiziente Lösung sein, wenn Erhaltungsinvestitionen in die bestehenden Strukturen stark vernachlässigt wurden und der Gesamtzustand des Leitungsnetzes sehr schlecht ist. Der Bau neuer Leitungen kann dann gegenüber der Option Instandsetzung eine kosteneffiziente Lösung darstellen. Auch für den

¹ Vgl. UBA (2001).

² Vgl. Mankel (2001), S.41.

³ Vgl. Fritsch/Wein/Ewers (1999), S.210 ff.

⁴ Vgl. Dosi/Easter (2000), S.8.

Erstanschluss von Neubaugebieten ist ein Wettbewerb durch Leitungsbau eine denkbare Lösung. Allerdings würden in diesem Fall nicht parallele Leitungen durch mehrere Anbieter verlegt, sondern es würde nach dem kostengünstigsten Anbieter und der kostengünstigsten Versorgungslösung für das Gebiet gesucht.

- *Wettbewerb durch gemeinsame Netznutzung und Durchleitung („Common Carriage“)*: Die höchste Wettbewerbsintensität in der Wasserversorgung erwartet man von einem Durchleitungswettbewerb. In den liberalisierten leitungsgebundenen Industrien ist ein Wettbewerb mittels Durchleitung zwischenzeitlich gängige Praxis.¹ Eine gemeinsame Nutzung des bestehenden Leitungsnetzes durch mehrere Unternehmen würde einen unmittelbaren Wettbewerb der Anbieter um den Kunden ermöglichen und Wettbewerb auf den vor- und nachgelagerten Stufen von Gewinnung, Aufbereitung und Kundenservice intensivieren.² Dies setzt voraus, dass für die Vertragserfüllung gegenüber dem Kunden die Einspeisung bzw. Durchleitung von Wasser in das Verteilungsnetz der Konkurrenten möglich ist. Da ein nationales Verbundnetz nicht existiert und die Wasserversorgung überwiegend durch regional begrenzte Verteilungsnetze erfolgt, wäre der Bau von Stichleitungen für die Einspeisung in das Netz des Konkurrenten erforderlich. Ein funktionierender Wettbewerb mittels Einspeisung bzw. Durchleitung setzt einen diskriminierungsfreien Zugang zum Netz des Konkurrenten und damit eine umfassende ökonomische Regulierung voraus. Ob die von Seiten der Wasserwirtschaft regelmäßig geäußerten Bedenken bezüglich der Mischbarkeit von Wässern verschiedener Beschaffenheit und Qualität einer gemeinsamen Netznutzung tatsächlich entgegenstehen, muss allerdings bezweifelt werden.³ Die Ergänzung der örtlichen Wasserversorgungskapazitäten durch die Einspeisung von Fernwasser in die regionalen Netze ist gängige Praxis in der deutschen Wasserversorgung. Die Wasserversorgungsunternehmen übernehmen regelmäßig die Rolle von durchleitenden Unternehmen. Es gibt ständige Übergabe- und Verbundstellen in den sogenannten „Gruppenwasserversorgungen“, die Fernwasser in die Verteilungsnetze einspeisen und das vor Ort gewonnene Trinkwasser mischen, aufbereiten und weiterleiten. Die Einspeisung und Durchleitung von Wasser ist

¹ Vgl. Scheele (2000), S.18.

² Vgl. Webb/Ehrhardt (1998), S.4 f.

³ Vgl. Ewers et al. (2001a).

tägliche Routine und technisch ohne weiteres machbar. Es existiert ein umfangreiches technisches Regelwerk, das die konkreten Anforderungen und Voraussetzungen definiert.¹

Die wirkliche Neuerung eines Durchleitungswettbewerbs in einem liberalisierten Wassermarkt wäre, dass der Zugang zum regionalen Leitungsnetz Dritten auch gegen die eigenen Interessen ermöglicht werden muss. Neben dem bestehenden technischen Regelwerk müssten deshalb Wettbewerbsregeln für den diskriminierungsfreien Zugang zu den Netzen der regionalen Wasserversorgungsunternehmen und die dafür in Rechnung gestellten Kosten definiert werden.² Die regionalen Wasserversorger haben kein Interesse, Konkurrenten den Zugang zum eigenen Versorgungsnetz und damit den Weg zum Kunden leicht zu machen. Es ist deshalb damit zu rechnen, dass sie Einwände z.B. in Form von Kapazitätsproblemen geltend machen werden, hohe technische Anforderungen formulieren und überhöhte Netzgebühren verlangen. Genau das belegen die Erfahrungen in England und Wales.³ Die regionalen Wasserversorger wurden von der Regulierungsbehörde aufgefordert, auf der Grundlage vorgegebener Prinzipien eines Durchleitungswettbewerbs die Bedingungen und Konditionen des Zuganges zu den eigenen Netzen bekannt zu geben. Die zwischenzeitlich von den Unternehmen veröffentlichten „Network Access Codes“ sind derart komplex und umfangreich, dass die Vermutung nahe liegt, sie wurden ganz bewusst kompliziert formuliert, um auch der Abschreckung potentieller Konkurrenten zu dienen.⁴ Unabhängig davon ist der Prüf-, Kontroll- und Regulierungsaufwand für die Einspeisung und Durchleitung von Wasser zunächst relativ hoch. Man kann deshalb erwarten, dass sich der Aufwand zunächst nur für langfristige Vereinbarungen über große Abnahmemengen lohnt. In der Praxis könnten sich allerdings unter einem geeigneten Regulierungsrahmen standardisierte Verfahren und Verträge durchsetzen, die Einspeisung und Durchleitung von Wasser auch unter Konkurrenten zur Routine werden lassen, wie dies heute bei öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen der Fall ist. Zu erwarten ist in jedem Fall, dass bereits die Möglichkeit eines Wettbewerbs mittels Einspeisung und Durchleitung einen disziplinierenden Einfluss auf die etablierten Anbieter ausübt.

¹ Vgl. Mehlhorn (2000), S.16.

² Vgl. Michaelis (2001), S.441.

³ Vgl. Scheele (2000), S.18 ff., Mankel/Schwarze (2000), S.419 f. Eine Beschreibung des Wettbewerbsmodells in England und Wales folgt weiter unten.

⁴ Teilweise mit einem Umfang von über 400 Seiten. Vgl. Michaelis (2001), S.441 und ausführlich Scheele (2000), S.18 ff.

- *Wettbewerb durch Aufspaltung der Wertschöpfungskette*: Grundsätzlich denkbar ist eine Trennung von Netz und Anlagenbetrieb durch die Aufspaltung der Wertschöpfungskette von Gewinnung, Aufbereitung, Verteilung und Kundenbetreuung.¹ Wettbewerb kann in den Bereichen eingeführt werden, die nicht leitungsgebunden sind und die Merkmale eines natürlichen Monopols nicht aufweisen. Denkbar ist z.B. die Aufteilung der Gesamtaufgabe Wasserversorgung in die Teilbereiche Infrastruktur und sonstige Dienstleistungen. Zwischenhändler könnten Trinkwasserkunden gewinnen und Spezialisierungsvorteile z.B. im Bereich der Kundenbetreuung realisieren.² Sie könnten Wasser in großen Mengen zu günstigen Konditionen von Wasserversorgern mit nicht ausgelasteten Kapazitäten beziehen und Verträge über Lieferungen an Regionen mit Ressourcenknappheit abschließen. Die erzielten Kosteneinsparungen könnten von den Wasserversorgungsunternehmen an die Kunden weitergeben werden. Gegen diese Idee spricht zunächst vor allem der offensichtliche Verlust von Verbundvorteilen, die man ja gerade mit der „Multi-Utility-Strategie“ realisieren will. Allerdings zeigt der Trend zur Umstrukturierung von Großkonzernen hin zu spezialisierten Unternehmenseinheiten in selbständigen Profitcentern, dass Verbundvorteile mit dezentralisierten Strukturen realisierbar sind. Fragen werfen im Bereich der Wasserwirtschaft die Zuständigkeiten für die Gewährleistung von Qualitäts- und Sicherheitsstandards auf. Die Komplexität der Vertragsbeziehungen zwischen den Unternehmenseinheiten und die damit verbundenen Kosten dürften hoch sein. Gegen einen Wettbewerb mit Zwischenhändlern sprechen die in der Wasserversorgung hohen Transportkosten über längere Distanzen, die diese Form des Wettbewerbs eher unwahrscheinlich erscheinen lassen.

Wettbewerb im Wassermarkt wurde in England und Wales in den vergangenen Jahren forciert.³ Die staatlichen Monopole der Wasserwirtschaft wurden im Jahr 1989 in private Monopole umgewandelt und einer umfassenden staatlichen Regulierung unterworfen. Eine Liberalisierung des Marktes im Sinne einer Öffnung für Wettbewerb und Konkurrenz erfolgte zunächst nicht. Die Wettbewerbselemente beschränkten sich zunächst allein auf einen Vergleichswettbewerb durch „Yardstick Competition“, bei dem die staatliche Regulierungsbehörde die zulässigen Preissteigerungsraten für die regionalen Monopolunternehmen

¹ Vgl. Scheele (2000), S.16 ff.

² Vgl. Ewers et al. (2001a), S.44.

³ Vgl. ausführlich dazu Scheele (1994) und (1997) und Michaelis (2001), S.441 f.

vorgibt.¹ Alle fünf bzw. zehn Jahre werden die Preisobergrenzen neu festgesetzt, können aber auch während der Laufzeit nicht vorhersehbaren Kostenänderungen angepasst werden. Ein Anreiz zur Kostensenkung entsteht für die Unternehmen in der Möglichkeit, die Unternehmensgewinne durch eine Reduzierung der Kosten zu erhöhen. Weil die Wirksamkeit des staatlich regulierten Vergleichswettbewerbs stark bezweifelt wird, hat man verschiedene Versuche unternommen, den Wettbewerb im Markt zu forcieren.² Durch sogenannte „Inset Appointments“ wurde die Möglichkeit eines Marktzutritts in das Gebiet des Konkurrenten erleichtert.³ Ein Wettbewerb um den Kunden ist demnach möglich, wenn es sich um einen Großkunden mit einem Jahreswasserverbrauch von über 250.000 m³ handelt, bei einem Erstanschluss eines neuen Kunden oder wenn der bisherige Versorger dem Wechsel eines Kunden zu einem Konkurrenten zustimmt. „Borderline Competition“ soll den Wettbewerb um den Kunden an den Grenzen der Versorgungsgebiete erleichtern und den Wechsel des Versorgungsunternehmens unabhängig von der Abnahmemenge ermöglichen. Darüber hinaus wird erwogen, eine Trennung von Netz und Betrieb durch die Aufspaltung der Wertschöpfungskette vorzunehmen, indem getrennte Lizenzen für Infrastrukturleistungen und Dienstleistungen vergeben werden. Für einen Wettbewerb mittels Durchleitung („Common Carriage“) existiert neben den „Network Access Codes“ der Versorgungsmonopole noch keine gesetzliche Grundlage.⁴ Die Überlegungen zur Schaffung eines Regulierungsrahmens für einen Durchleitungswettbewerb beschränken sich auf allgemeine Prinzipien und die Sicherung von Qualität, Versorgungssicherheit und Haftungsfragen. Offen sind die Grundlagen für die Kalkulation der in Rechnung gestellten Gebühren für eine gemeinsame Netznutzung und die Bedingungen eines Netzzugangs. Noch gibt es keinerlei Aussagen darüber, ob die eingeleiteten Maßnahmen die Wettbewerbsintensität erhöht haben.

Die Erfahrungen mit der Privatisierung der Wasserwirtschaft in England und Wales und die Bemühungen zur Intensivierung des Wettbewerbs im Markt sind aus einer Vielzahl von Gründen nicht auf Deutschland übertragbar. Vor allem die vollkommen verschiedenen

¹ Die Preisregulierung durch die ökonomische Regulierungsbehörde erfolgt durch Festlegung von Preisobergrenzen nach der Formel $RPI-X+Y$. Dabei ist RPI die Inflationsrate (retail price index), X sind die erwarteten Effizienzgewinne, Y ist der Investitionsbedarf der Unternehmen. Vgl. SRU (2000), Tz.174.

² Vgl. Scheele (1994) und (1997).

³ Vgl. Webb/Ehrhardt (1998), S.5.

⁴ Vgl. Michaelis (2001), S.441.

Strukturen schließen eine Übertragbarkeit weitgehend aus. Das britische Modell ist stark umstritten, doch sollten die Erfahrungen bei den Überlegungen zur Umsetzung von Wettbewerb in der deutschen Wasserversorgung nicht unbeachtet bleiben. Die Umwandlung staatlicher Betriebe in private Monopole unter einer Preisregulierung kann allein nur wenig bewirken. Staatliche Kontrolle kann den Machtmissbrauch von privaten Monopolen verhindern, aber nicht einen Wettbewerbsprozessen vergleichbaren Kostensenkungsanreiz auslösen. Die Aussichten für einen funktionierenden Wettbewerb im Wassermarkt müssen zunächst allerdings als gering eingeschätzt werden. Aufgrund der Besonderheiten der Trinkwasserversorgung und den Kostenstrukturen ist davon auszugehen, dass kleinräumige Monopolbereiche bestehen bleiben, die in jedem Fall einer umfassenden ökonomischen Regulierung bedürfen.¹

2. Wettbewerb um den Markt

Wettbewerb um den Markt ist eine in Deutschland bereits heute mögliche und praktizierte Form des Wettbewerbs.² Private Unternehmen werden in unterschiedlichster Form mit der Erfüllung öffentlicher Aufgaben im Wege einer beschränkten oder öffentlichen Ausschreibung beauftragt. Betriebsführungs-, Betreiber- und Kooperationsmodelle in sogenannten „Public-Private-Partnerships“ (PPP) sind nur bedingt eine Form des Wettbewerbs um den Markt. In vielen Fällen handelt es sich nur um die freihändige Vergabe einer speziellen Dienstleistung, ohne dass eine Ausschreibung stattfindet. Kooperationsmodelle sind meistens das Ergebnis jahrelanger Geschäftsbeziehungen zwischen einem Privatunternehmen und einer Gemeinde, so dass der Wettbewerbsgedanke nicht im Vordergrund steht. PPP-Modelle unterscheiden sich im Grad der Einbeziehung Dritter in die Aufgabenerfüllung, in der Übernahme des finanziellen Risikos und dem Entscheidungsspielraum, der für die Aufgabenerfüllung eingeräumt wird. Konkurrenz spielt in partnerschaftlichen Beziehungen regelmäßig eine untergeordnete Rolle. Dem theoretischen Modell eines Wettbewerbs um den Markt kommt die Vergabe von Konzessionen am nächsten. Das befristete

¹ Vgl. WBGU (1997), S.323.

² So wurden bspw. in Rostock und Remagen die Wasserversorgung und die Abwasserentsorgung mit einem zeitlich befristeten Vertrag vergeben. Vgl. Ewers et al. (2001a), S.57.

Monopol für ein Versorgungsgebiet wird in einem auktionenähnlichen Verfahren ausgeschrieben, dem Konzessionsnehmer wird die Pflicht zur Aufgabenerfüllung so weit wie möglich übertragen. Das bedeutet insbesondere, dass das private Unternehmen das finanzielle Risiko der Aufgabenerfüllung und die Entscheidung über Investitionen trägt. In der Vertragsgestaltung sollten dem Unternehmen möglichst viele Freiräume für unternehmerisches Handeln eingeräumt werden.

Ein Wettbewerb um den Markt ist in Deutschland realisierbar unter Beibehaltung der Gebietsmonopole und des Anschluss- und Benutzungszwangs. Die Vergabe von Konzessionen setzt den Gebietsschutz und die Möglichkeit zum Ausschluss von Konkurrenten bis zu einem gewissen Grad sogar voraus. Um die vereinbarte Aufgabenerfüllung für das gesamte Versorgungsgebiet zu gewährleisten, muss sichergestellt sein, dass ein „Rosinenpicken“ von Kunden mit besonders kostengünstigen Versorgungsbedingungen durch Konkurrenten ausgeschlossen ist. Ein geschütztes Versorgungsmonopol schließt diese Gefahr aus. Als vorteilhaft erweist sich bei einem Wettbewerb um den Markt in jedem Fall die einfache Mobilisierung von Kapital. Investitionen können schnell, unbürokratisch und zum richtigen Zeitpunkt im erforderlichen Umfang realisiert werden, unabhängig von der Finanzlage der Gemeinde. Mit der Einbindung privater Unternehmen in die Aufgabenerfüllung ist in der Regel der Einkauf von know-how verbunden. Spezialisierungsvorteile national und international tätiger Unternehmen sind bei einem Wettbewerb um den Markt auch mit stark dezentralen Strukturen realisierbar.

Konzessionen sollten für möglichst kurze Zeiträume vergeben werden, um den Wettbewerbscharakter des Ausschreibungsverfahrens zu erhalten. Realistisch muss man in der Praxis von Konzessionen für mindestens drei bis fünf Jahre ausgehen. Kürzere Zeiträume sind wegen der erforderlichen Anlaufphase und der Übernahme des finanziellen Risikos durch das Unternehmen nicht attraktiv. Als problematisch erweist sich in der Wasserversorgung die sehr lange Lebensdauer der Anlagen. Die Amortisationsdauer von Investitionen übersteigt meistens die Dauer der Konzession. Für das Unternehmen besteht nur eingeschränkt der Anreiz für eine langfristig orientierte Investitionspolitik. Konkrete Standards für Ersatz- und Erweiterungsinvestitionen müssen deshalb vertraglich fixiert werden. Die Vereinbarungen müssen die Investitionspflichten festschreiben, ohne den unternehmerischen

Handlungsspielraum zu stark einzuengen. Für den Fall einer Vernachlässigung der Investitionspflichten können finanzielle Sanktionen oder das Recht auf eine vorzeitige Vertragsauflösung durch die Gemeinde vorgesehen werden.¹ Die vereinbarten Standards können zum Zeitpunkt der Übergabe der Anlagen durch einen neutralen Gutachter festgestellt werden. Denkbar wäre aber z.B. auch eine Beteiligung des Altkonzessionärs an den Erlösen der Neuausschreibung.² In jedem Fall sollten Regeln zur Konsensfindung für nicht vorhersehbare Ereignisse festgeschrieben werden. Die Einrichtung von neutralen Beratungs- und Schlichtungsstellen und die Erarbeitung von Musterverträgen können dabei sehr hilfreich sein.

Grundsätzlich problematisch sind in der Wasserversorgung auch Submissionskartelle (Bieterkartelle). Die Anzahl der in Frage kommenden Unternehmen ist aufgrund der Anforderungen an Qualifikation und Leistungsfähigkeit der Anbieter meistens sehr begrenzt. Die geringe Zahl der Konkurrenten begünstigt Absprachen und Kartelle. Diese sind im Gegensatz zu Kartellen auf dem freien Markt tendenziell stabil.³ Weil der Leistungsumfang weitgehend festgelegt ist, findet ein Wettbewerb in erster Linie über den Preis statt. Transparenz des Ausschreibungsverfahrens erfordert die Bekanntgabe des Angebotspreises des Bieters, der schließlich den Zuschlag erhalten hat. Das Abweichen von Kartellabsprachen kann dadurch aber sehr leicht identifiziert werden, auf die Veröffentlichung wird deshalb meistens verzichtet. Bei einer kleinen Bieterzahl wird aber in jedem Fall das Unternehmen bekannt, das den Zuschlag erhalten hat. Abweichendes Verhalten von Absprachen kann, anders als bei Kartellen mit einer großen Bieterzahl, leicht identifiziert werden. Unternehmen, die individuelle Vorteile durch Einnahme einer „Free-Rider-Position“ erzielen wollen und die Kartellvereinbarungen unterlaufen, können sanktioniert werden. Die geringe Anzahl der Wettbewerbsparameter und die hohe Wahrscheinlichkeit, dass abweichendes Verhalten aufgedeckt wird, begünstigen die Stabilität der Kartelle.

Die Erfahrungen mit einem Wettbewerb um den Markt sind überwiegend positiv und zeigen, dass ein Wettbewerb durch Ausschreibung private Unternehmen hinsichtlich der Qualität der

¹ Vgl. Ewers/Tegner (2000).

² Vgl. Ewers et al. (2001a), S.61.

³ Vgl. Finsinger (1985), Blankart (1998), Hein (1998).

Leistung sowie der Preissetzung disziplinieren kann.¹ In Frankreich besitzt die Einbeziehung privater Unternehmen in die Wasserversorgung durch befristete Ausschreibung von Monopolrechten eine lange Tradition.² Die Wasserversorgung ist Aufgabe der 36.000 Gemeinden, erfolgt jedoch überwiegend durch private Unternehmen. Neben verschiedenen Betriebsführungs- und Betreibermodellen werden befristete Monopolrechte für die Versorgung der Bevölkerung mit Trinkwasser innerhalb eines bestimmten Gebietes ausgeschrieben. Die Anlagen verbleiben regelmäßig im Eigentum der Gemeinde, die Wasserpreise werden ebenso wie die erforderlichen Investitionen vertraglich festgeschrieben. Das finanzielle Risiko wird dagegen auf den privaten Betreiber übertragen. Für das private Unternehmen bleibt der Anreiz zu einer möglichst kostengünstigen Leistungserstellung bestehen. Die Gemeinden werden bei der Ausschreibung von verschiedenen Institutionen unterstützt und erhalten eine umfangreiche staatliche Beratung.³ Die Erfahrungen in Frankreich zeigen, dass mit der Ausschreibung von Versorgungsleistungen Größenvorteile auch bei extrem dezentralen Strukturen ausgenutzt werden können. Problematisch ist die geringe Zahl der Bieter im Markt, die Absprachen begünstigt und zu einer engen Bindung zwischen Gemeinde und Unternehmen führt. Die Ablösung eines Unternehmens bei einer Folgeausschreibung durch einen Konkurrenten findet kaum statt. Beiden Parteien ist offensichtlich daran gelegen, die Vertragspartner nicht zu wechseln.⁴

Ein Wettbewerb um den Markt setzt die Entscheidung einer Gemeinde voraus, die Monopolstellung für einen befristeten Zeitraum zu versteigern. Nach geltendem Recht sind die Gemeinden in Deutschland dazu nicht verpflichtet.⁵ Sie können frei über die Form der Aufgabenerfüllung entscheiden. Eine Regelung für die Vergabe von Konzessionen existiert weder auf nationaler noch auf europäischer Ebene. Bei der Vergabe von Konzessionen können die Auftraggeber das Verfahren und die Anforderungen frei bestimmen. Der Wettbewerb um den Markt könnte forciert werden, indem eine Ausschreibungspflicht für die Gemeinden eingeführt wird, die entweder generell besteht oder immer dann greift, wenn offensichtliche Wirtschaftlichkeitsdefizite bestehen. Solche Defizite könnten systematisch

¹ Vgl. SRU (2000), S.145.

² Vgl. z.B. Spelthahn (1984).

³ Vgl. Heymann (2000), Ewers et al. (2001a), S.26.

⁴ Vgl. Spelthahn (1984), S.154 und Michaelis (2001), S.442.

⁵ Vgl. Ewers et al. (2001a), S.39.

durch die Pflicht zur regelmäßigen Teilnahme an Wirtschaftlichkeitsvergleichen in Form eines Benchmarking aufgedeckt werden. Werden offensichtliche Wirtschaftlichkeitsdefizite festgestellt, muss die Leistung ausgeschrieben werden. Der Wettbewerb um den Markt kann im bestehenden Ordnungsrahmen ohne weiteres auf regionaler Ebene intensiviert werden. Die dafür erforderlichen Maßnahmen stehen weitgehend im Verantwortungsbereich der Bundesländer.

3. Wettbewerb um Wasserentnahmerechte

Die Verteilung von Wasserentnahmerechten auf konkurrierende Nutzungsmöglichkeiten ist in Deutschland durch eine öffentliche Benutzungsordnung geregelt. Nach dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG) müssen für Gewässerbenutzungen eine behördliche Erlaubnis oder Bewilligung eingeholt werden.¹ Eine Erlaubnis nach § 7 WHG ist zeitlich befristet und widerruflich ausgestaltet. Sie gewährt die widerrufbare Befugnis, ein Gewässer zu einem bestimmten Zweck in einer nach Art und Maß bestimmten Weise zu benutzen. Eine Bewilligung nach § 8 WHG gewährt dem Nutzer eine deutlich stärkere Rechtsposition. Ein Widerruf ist nur im Fall einer Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit und gegen Entschädigung möglich.² Die Vergabe der Wassernutzungsrechte ist in staatlicher Hand und erfolgt dezentral durch die regionalen und lokalen Verwaltungsinstanzen. Die Rechte werden kostenlos vergeben, wobei derjenige das Recht erhält, der zuerst Bedarf anmeldet. Alte Rechte können nur auf Antrag in einem Ausgleichsverfahren beschränkt werden.³ Den Behörden ist ein Bewirtschaftungsermessen eingeräumt, das ihnen ermöglicht, öffentliche Interessen und das Wohl der Allgemeinheit zu berücksichtigen. Grundsätzlich besteht ein Vorrang für die öffentliche Trinkwasserversorgung. Die staatliche Bewirtschaftung von Wasserressourcen löst das Problem ohne systematische Berücksichtigung der Opportunitätskosten. Inhaber von Wasserrechten werden im Fall kostenloser, nicht veräußerbarer Wasserentnahmerechte die entgangenen Nutzungsmöglichkeiten in anderen Bereichen nicht in ihre

¹ Dies gilt allerdings nur für „wesentliche“ Benutzungen, die regelmäßig und in einem größeren Umfang stattfinden. Vgl. § 17a WHG, „Erlaubnisfreie Benutzungen bei Übungen und Erprobungen“ und § 33 „Erlaubnisfreie Benutzungen“ für das Grundwasser.

² Vgl. § 12 WHG, „Widerruf einer Bewilligung“. Eine Bewilligung darf nach § 8 Abs. 2 WHG nur erteilt werden, wenn dem Unternehmer die Durchführung seines Vorhabens ohne eine gesicherte Rechtsstellung nicht zugemutet werden kann.

³ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.163 ff., Hamann (1993), S.104 ff.

Nutzungsentscheidung einbeziehen. Da eine Möglichkeit zum Verkauf der Rechte nicht besteht, wird die Option nicht in Betracht gezogen. Bei Knappheit und rivalisierenden Nutzungsalternativen führt dies zu suboptimalen Entscheidungen. Die individuellen Substitutions- und Einsparmöglichkeiten werden durch die Wassernutzer nur unzureichend berücksichtigt. Die bestehende Vergabep Praxis begünstigt eine ineffiziente Inanspruchnahme des Produktionsfaktors Wasser.

Die Steuerung von Wasserentnahmerechten über einen Preismechanismus auf Märkten ermöglicht demgegenüber eine effiziente Lösung des Knappheitsproblems.¹ Handelbare Entnahmerechte für Wasser wurden in Deutschland schon vor einiger Zeit von Brösse² sowie Bergmann und Kortenkamp³ in die Diskussion gebracht. Die Vorschläge zielen auf eine effizientere Allokation der Wassernutzungsrechte gegenüber dem bestehenden System einer staatlichen Zuteilung. Brösse erwartet, dass das Interesse der Kommunen an einem effektiven Gewässerschutz steigt, wenn die Gemeinden nicht nur die Kosten des Gewässerschutzes in Form von Nutzungseinschränkungen tragen müssen, sondern als Anbieter von Wasserrechten auf einem Markt einen ökonomischen Vorteil aus dem Verkauf von Wasser ziehen.⁴ Auf einer staatlich organisierten „Wasserbörse“ sollen die Gemeinden als Anbieter von Wassernutzungsrechten auftreten. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen hat im Sondergutachten Grundwasser die Idee aufgegriffen und vorgeschlagen, dass Behörden Nutzungsrechte für das Grundwasser bei konkurrierenden Nutzungsansprüchen auf einer Auktion versteigern.⁵ Als Instrument für die Umsetzung einer nachhaltigen Wassernutzung wurden handelbare Wasserentnahmerechte unter anderem vom Wissenschaftlichen Beirat Globale Umweltveränderung im Gutachten zum nachhaltigen Umgang mit Süßwasser vorgeschlagen.⁶ Der Wissenschaftliche Beirat betont, dass mit Wassermärkten eine effizientere Allokation der genutzten Ressourcen gegenüber einem System der staatlichen Zuteilung herbeigeführt werden kann. Das ermöglicht, auf die Erschließung neuer Ressourcen mit stark steigenden Kosten und ökologisch negativen Auswirkungen zu verzichten.

¹ Vgl. WBGU (1997), S.323.

² Vgl. Brösse (1980).

³ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988).

⁴ Vgl. Brösse (1980), S.738 ff.

⁵ Vgl. SRU (1998), Tz.239.

⁶ Vgl. WBGU (1997), S.322 ff.

In den USA besitzen Wassermärkte in unterschiedlichen Formen eine lange Tradition.¹ Die Vorteile und die erforderlichen Rahmenbedingungen einer marktlichen Steuerung von Wasser wurden vor allem in den achtziger Jahren intensiv diskutiert.² Die ökonomische Literatur bezieht sich überwiegend auf die Märkte im Westen der USA. Die amerikanischen Wassermärkte sind stark von den Besonderheiten des Rechtssystems und dem jeweiligen Wasserrecht der Bundesstaaten geprägt.³ Teilweise sind die Märkte eine Antwort auf die Unzulänglichkeiten des Rechtssystems. So ist z.B. „Water Banking“ auf den historisch gewachsenen Rechtsgrundsatz der „Prior Appropriation“ zurückzuführen. Ein Wasserrecht wird demnach eingebüßt, wenn Wasser nicht einer sinnvollen Verwendung zugeführt wird.⁴ Durch Hinterlegung bei einer „Bank“ kann der Verlust verhindert werden, auch wenn eine sinnvolle Verwendungsmöglichkeit nicht nachgewiesen werden kann. Der spezifische rechtliche Kontext der Wassermärkte in den USA schränkt die Übertragbarkeit der diskutierten Modelle auf andere Länder stark ein.

In den vergangenen Jahren hat sich vor allem die Weltbank als Verfechter für die Einführung von Wassermärkten in Entwicklungsländern mit Wasserknappheit hervorgetan.⁵ Die WeltbankökonomInnen sehen in der marktlichen Steuerung einen wichtigen Beitrag zur Überwindung von Ressourcenknappheit und zur Förderung der wirtschaftlichen Entwicklung. Ein Wettbewerb um Wasserentnahmerechte wird aber immer öfter auch in entwickelten Industriestaaten mit einem relativen Wasserreichtum erwogen. Aktuell ist dies z.B. in England und Wales der Fall.⁶ Dabei steht der Aspekt einer effizienten Begrenzung der Ressourcennutzung im Vordergrund, um Übernutzung und ökologische Beeinträchtigungen zu vermeiden. Bevor auf denkbare Lösungen zur Umsetzung eines Marktes für handelbare Wasserentnahmerechte eingegangen wird, soll ein einfaches theoretisches Modell zur Allokation von Wasser über Märkte in seinen Grundzügen dargestellt werden.

¹ Vgl. Saliba/Bush (1987), S.91 ff.

² Vgl. Anderson (1983) und (1985), Young (1986), Howe/Schurmeier/Shaw (1986), Saliba/Bush (1987), Saliba et al. (1987), Saliba (1987), Colby (1989) und (1990), Brajer et al. (1989), Chan (1989).

³ Ausführlich dazu vgl. z.B. Getches (1984) und WBGU (1997), S.330.

⁴ Es gilt vereinfacht der Grundsatz „Use it or lose it“.

⁵ Vgl. Easter/Hearne (1994), Rosegrant/Binswanger (1994), Thobani (1995) und (1997), Klein/Irwin (1996), Briscoe (1996) und (1997), Hearne/Easter (1997), Easter/Feder (1997), Tsur/Dinar (1997), Haarmeyer/Mody (1997), Webb/Ehrhardt (1998), Easter/Rosegrant/Dinar (1998) und (1999), Marino/Kemper (1999), Dinar (2001).

⁶ Vgl. Scheele (2000).

Die reine Marktlösung

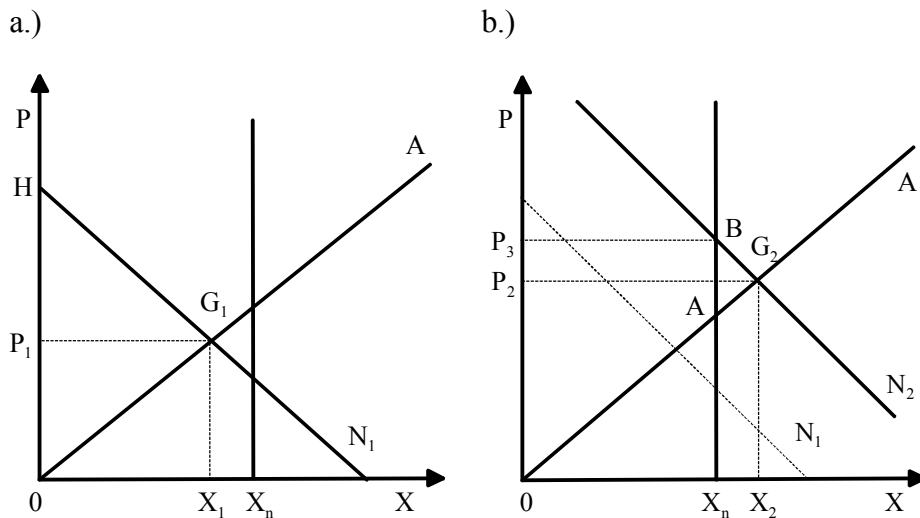
Auf einem Markt unter den idealen Bedingungen der vollkommenen Konkurrenz sind Anbieter und Nachfrager Preisnehmer und können den Marktpreis nicht beeinflussen. Sie verhalten sich als Mengenanpasser.¹ Es besteht Homogenität der gehandelten Güter, die Marktteilnehmer verfügen über vollkommene Information. Es fallen keine Transaktionskosten an. Die Eigentumsrechte für die gehandelten Güter sind vollständig und exklusiv definiert und auf Märkten transferierbar.² Auf einem solchen Wettbewerbsmarkt für Wasser ohne staatliche Eingriffe entspricht das Wasserangebot den Grenzkosten der Bereitstellung durch die Wasserversorgungsunternehmen.³ Neben den produktionstechnischen Bedingungen sind die Grenzkosten von den genutzten Versorgungsquellen abhängig. Für die Wasserversorgung werden zunächst die Quellen mit den geringsten Erschließungskosten genutzt. Diese sind nahe am Verbraucher gelegen, verursachen nur geringe Transportkosten und erfordern aufgrund der hohen Qualität des geförderten Rohwassers keine Aufbereitung. Mit einer wachsenden Nachfrage sind für die Wasserversorgungsunternehmen steigende Kosten verbunden, weil auch ungünstiger gelegene Vorkommen genutzt werden müssen und Vorkommen minderer Qualität, auf deren Nutzung zunächst verzichtet wurde. Im folgenden soll wegen der wachsenden Knappheit von sauberen Ressourcen für die Trinkwassergewinnung von langfristig steigenden Bereitstellungskosten für Trinkwasser ausgegangen werden. Auf einem freien Wettbewerbsmarkt für Wasser unter den genannten Bedingungen werden die Unternehmen das Wasserangebot A ausdehnen, bis der Marktpreis die Grenzkosten gerade noch deckt (Abbildung XIVa). Die Marktnachfrage N_1 entspricht der marginalen Zahlungsbereitschaft der Konsumenten und spiegelt den abnehmenden Grenznutzen der Wassernutzung wider. Das Wohlfahrtsoptimum ist im Gleichgewicht G_1 bei der Angebotsmenge X_1 und dem Preis P_1 erreicht. In diesem Punkt entsprechen die Grenzkosten der Bereitstellung von Trinkwasser den Grenznutzen der Konsumenten. Die Summe aus Konsumentenrente (HG_1P_1) und Produzentenrente (P_1G_1O) ist maximal.

¹ Vgl. Saliba/Bush (1987), S.22.

² Vgl. Schumann (1984), S.165ff.

³ Für ähnliche Darstellungen vgl. z.B. Saliba/Bush (1987), S.15 ff., Tietenberg (1992), S.226 ff., Munasinghe (1994), S.264 ff., Spulber/Sabbaghi (1998), S.57 ff.

Abbildung XIV: Wasserangebot und Wassernachfrage bei einer reinen Marktlösung



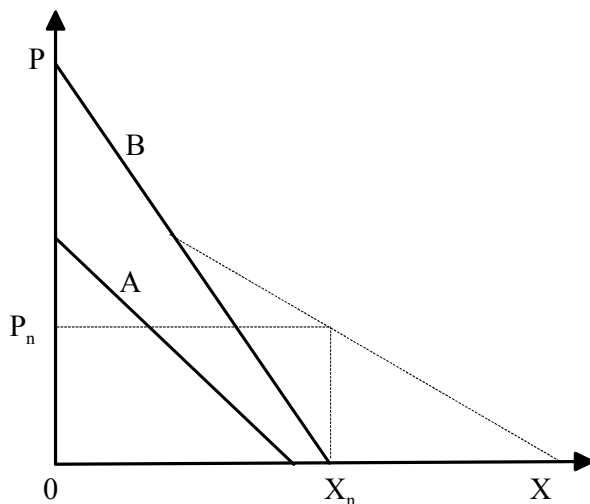
Quelle: Eigene Darstellung.

Nehmen wir an, die nachhaltig nutzbare Wassermenge in einer Region sei X_n . Sie ist in unserer Abbildung durch die Parallele zur Ordinate dargestellt und markiert die mengenmäßige Obergrenze für eine nachhaltige Wassernutzung. X_n liegt deutlich über der im Marktgleichgewicht G_1 nachgefragten Menge X_1 . Der Wassermarkt würde bei Abwesenheit von externen Effekten zu einer effizienten Allokation führen, bei der die Grenzkosten der Bereitstellung mit den Grenznutzen für die Nutzer übereinstimmen und dem Marktpreis entsprechen. Die Wassernutzung wäre in einer rein mengenmäßigen Betrachtung nachhaltig. Erhöht sich die Nachfrage nach Wasser, führt dies zu einer Rechtsverschiebung der Nachfragekurve von N_1 nach N_2 (Abbildung XIVb). Der neue Gleichgewichtspreis ist P_2 , die gleichgewichtige Nachfragemenge steigt von X_1 auf X_2 . Das neue Marktgleichgewicht G_2 liegt um die Menge $(X_2 - X_n)$ über der nachhaltig nutzbaren Wassermenge. Der Wassermarkt würde zwar nach wie vor zu einer effizienten Angebotsmenge führen, die Wassernutzung wäre langfristig jedoch nicht nachhaltig. Die nachhaltig nutzbare Menge ist überschritten.

Begrenzt der Staat die nutzbare Wassermenge auf X_n , um Nachhaltigkeit der quantitativen Wassernutzung sicherzustellen, verläuft die Angebotsfunktion ab dem Punkt A vertikal und parallel zur Ordinate. Das Wasserangebot ist aufgrund der staatlichen Mengengrenze oberhalb von A vollkommen preisunelastisch. Die Nachfrager wären bereit, für Mengen bis X_2 einen Preis zu zahlen, der über den Grenzkosten der Bereitstellung durch die Wasserver-

sorgungsunternehmen liegt. Die Nachfrage kann aufgrund der staatlichen Begrenzung der Angebotsmenge aber nicht befriedigt werden. Für die Nachfrager besteht keine Möglichkeit, eine über X_n hinausgehende Menge zu beziehen. Die Unternehmen können einen Preis verlangen, der deutlich über dem Gleichgewichtspreis P_2 liegt und erzielen aus der staatlichen Mengenbegrenzung eine zusätzliche Rente. Sie erzielen den höheren Preis P_3 und liefern an die Kunden die geringere Menge X_n . Die Produzentenrente erhöht sich von der Fläche P_2G_2O im Gleichgewicht G_2 auf die Fläche P_3BAO . Die Konsumenten bezahlen einen höheren Preis und erhalten nur eine kleinere Menge. Die Konsumentenrente vermindert sich um die Fläche $P_3BG_2P_2$. Unterm Strich resultiert aus der staatlichen Angebotsbegrenzung ein Wohlfahrtsverlust in Höhe des Dreiecks BG_2A . Nehmen wir an, die Kosten der Wasserbereitstellung seien vernachlässigbar gering und die Kosten der Bereitstellung streben gegen null. Dann wäre der Preis P_3 in unserem Schaubild die Knappheitsrente bzw. der optimale „Schattenpreis“, mit dem die Nachfrage der Konsumenten auf die nachhaltige Menge begrenzt werden kann.¹ Das Modell macht noch keinerlei Aussage darüber, wie die Wassermenge X_n auf die konkurrierenden Nutzer verteilt werden soll. Dazu betrachten wir die Wassernachfragefunktionen von zwei Konsumenten (Abbildung XV).

Abbildung XV: Individuelle Nachfragefunktionen nach Wasser und Marktnachfrage

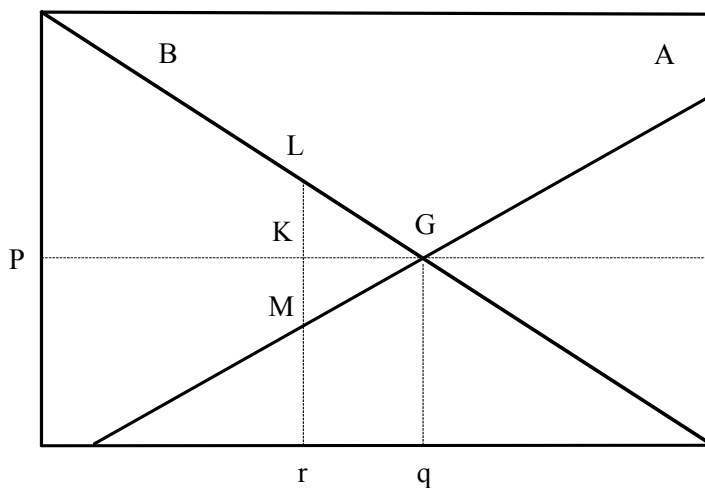


Quelle: Eigene Darstellung nach Saliba/Bush (1987) und Easter/Becker/Tsur (1997).

¹ Vgl. Easter/Becker/Tsur (1997), S.584.

Die Zahlungsbereitschaft des Konsumenten A ist für jede Nachfragemenge geringer als die Zahlungsbereitschaft des Konsumenten B. Selbst bei einem Preis von null würde A eine geringere Menge nachfragen als B. Die Marktnachfrage der zwei Konsumenten ergibt sich aus der horizontalen Addition der individuellen Nachfragefunktionen. Das Modell kann auch interpretiert werden als Wassernachfragefunktionen von einzelnen Sektoren (z.B. Landwirtschaft und Industrie) oder als Wassernachfragefunktionen unterschiedlicher Regionen. Bei einem Marktpreis P_n wird von den beiden Konsumenten die Gesamtmenge X_n nachgefragt. Die marginale Zahlungsbereitschaft von A und B entspricht dann jeweils dem Marktpreis P_n . Ist X_n die nachhaltig nutzbare Wassermenge, sollte der Wasserpreis ohne staatliche Mengenbeschränkung also mindestens P_n betragen, um mengenmäßig eine nachhaltige Wassernutzung sicherzustellen. Voraussetzung für eine effiziente Allokation ist aber in jedem Fall, dass die Grenznutzen der Konsumenten ausgeglichen sind und alle Nutzer denselben Preis zahlen. Ist dies nicht der Fall, lassen sich Wohlfahrtsgewinne erzielen, was leicht zu zeigen ist. Für die nachhaltig nutzbare Wassermenge X_n lassen sich die marginalen Zahlungsbereitschaften in einem Diagramm gegenübergestellt wie in Abbildung XVI darstellen.

Abbildung XVI: Marktnachfrage von zwei Konsumenten und Wohlfahrtsgewinne durch Handel



Quelle: Eigene Darstellung nach Easter/Becker/Tsur (1997).

Die marginale Zahlungsbereitschaft von B entspricht dem Verlauf in Abbildung XV und nimmt von links nach rechts ab. Von A ist sie dagegen gegenüber Abbildung XV nach rechts gespiegelt dargestellt, nimmt im Verlauf also von rechts oben nach links unten ab. Die Länge der Abszisse ist durch die nachhaltig nutzbare Wassermenge X_n bestimmt. Eine effiziente Allokation ist im Punkt G erreicht. Die marginalen Zahlungsbereitschaften von A und B sind gleichhoch. B erhält die Wassermenge q , A die Menge $(X_n - q)$. Weicht die Verteilung davon ab, so

dass z.B. Konsument B die Menge r erhält und A die Menge (X_n-r) , ist die marginale Zahlungsbereitschaft von B höher als die von A. In dieser Situation kann eine Wohlfahrtssteigerung durch Handel und Reallokation der Mengen erreicht werden. B kauft zum Preis P die Menge $(q-r)$ mit Gesamtkosten in Höhe von KG_{qr} . Der Wohlfahrtsgewinn für B ist die Fläche LGK . A verkauft die Menge $(q-r)$ und verzichtet auf MG_{qr} , erhält dafür aber den Verkaufspreis in Höhe von KG_{qr} . Für A bleibt ein Wohlfahrtsgewinn in Höhe von KGM . Sowohl A als auch B profitieren von dem Verkauf. In der Summe ergibt sich ein Wohlfahrtsgewinn in Höhe des Dreiecks LGM .

Das Beispiel zeigt, dass durch ein flexibles Ressourcenmanagement mit der Möglichkeit zum Handel auf Märkten Wohlfahrtssteigerungen gegenüber einem staatlichen Verteilungssystem ohne Handel realisierbar sind. Ein funktionierender Preismechanismus lenkt im Fall einer marktlichen Steuerung Ressourcen in die Verwendungsalternative mit der höchsten Nutzenstiftung. Die Marktpreise spiegeln die Opportunitätskosten der Ressourcennutzung wider und konfrontieren Nutzer mit den Kosten alternativer Verwendungsmöglichkeiten. Diese werden mit den individuellen Einspar- und Substitutionskosten verglichen, die jeweils kostengünstigere Alternative wird realisiert. Eine effiziente Allokation wäre theoretisch auch zu erreichen, wenn der Staat eine Gebühr für die Wassernutzung erhebt, die dem Marktpreis unter Wettbewerbsbedingungen entspricht. Analog zur Marktlösung käme es bei einer einheitlichen Gebühr für alle Wassernutzer in einer Region zu einem Ausgleich der Grenznutzen. Staatliche Institutionen verfügen jedoch nicht über die erforderlichen Informationen, um Marktpreisen äquivalente Gebühren zu erheben. Die individuellen Präferenzen der Nutzer sind staatlichen Institutionen nicht bekannt, man kann die Gebührenhöhe für eine effiziente Ressourcenallokation nur schätzen. Eine staatliche Gebührenpolitik ist im Vergleich zu einem System von Marktpreisen auch nur wenig flexibel. Die Gebühren müssten regelmäßig den regionalen und saisonalen Knappheiten anpassen und entsprechend differenziert werden. Eine regelmäßige Bestandsaufnahme der Knappheitssituation und eine entsprechende Differenzierung der Gebühren sind in der Praxis jedoch kaum möglich. Der Charakter von Abgaben als „politische Festpreise“ schließt eine Marktpreisen vergleichbarflexible Anpassung der Abgabensätze weitgehend aus.¹ Staatliche Nutzungsgebühren für

¹ Vgl. Bonus (1990), S.347.

Wasser sind im Gegensatz zu Marktpreisen aus wirtschafts- und sozialpolitischen Erwägungen nach dem Verwendungszweck differenziert und signalisieren unterschiedliche Knappheiten für verschiedene Verwendungsmöglichkeiten.¹ Gebühren für die Wassernutzung verfehlen in der Praxis deshalb regelmäßig das Ziel, die Opportunitätskosten der Ressourcennutzung und die tatsächliche Knappheit der Ressource zu signalisieren.²

Grobkörnige Verfügungsrechte

Voraussetzung für Markttransaktionen sind individuell spezifizierte Eigentumsrechte. Die Zuordnung von exklusiven Eigentumsrechten für Wasser ist wegen der Fließeigenschaften und der Einbindung von Wasserressourcen in den hydrologischen Kreislauf nicht möglich. Speziell für das Grundwasser wurde der Vorschlag gemacht, die Ressource durch eine Zuweisung von „grobkörnigen“ Verfügungsrechten in Privateigentum zu überführen.³ Die Eigentumsrechte würden sich nicht auf eine genau spezifizierte Einheit Grundwasser beziehen, sondern wären auf sehr viel gröbere Einheiten bezogen, wie z.B. eine bestimmte Anzahl von Kubikmetern oder den prozentualen Anteil eines Aquifers. Für eine solche grobkörnige Spezifizierung von Eigentumsrechten für das Grundwasser wurden Modelle entwickelt, die zum einen die hydrologischen Besonderheiten eines Aquifers berücksichtigen und zum anderen zwischen dem Bestand der Ressource und der Neubildungsrate differenzieren.⁴ Lang hat einen Vorschlag erarbeitet, bei dem den Nutzungsrechten zudem unterschiedliche Prioritäten eingeräumt werden.⁵ Gemeinsam ist den Modellen, dass die Eigentumsrechte nicht exakt für eine genau bestimmte Menge Grundwasser definiert sind, sondern vielmehr einen Rechtsanspruch auf einen unbestimmten Teil eines Grundwasseraquifers definieren. Die Nutzung und die Entnahme von Grundwasser unterliegen in den Modellen genau festgelegten Regeln. Die Rechte sind auf Märkten handelbar, wo sie einen Preis erzielen. Die Allokationseffizienz ließe sich durch Handel auf Märkten steigern.⁶

¹ Siehe dazu die Ausführungen auf S.145.

² Vgl. SRU (1998), S.129 f.

³ Vgl. Anderson (1983) und Anderson/Burt/Fractor (1983).

⁴ Vgl. Emel (1987), S.654 ff.

⁵ Vgl. Lang (1997).

⁶ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.179.

Die Zuweisung grobkörniger Eigentumsrechte kann nur einen Teil des Problems der Grundwasserallokation lösen. Zum einen beziehen sich die Modelle nur auf den Mengenaspekt und können die Qualität des Grundwassers nicht sichern. Grundwasserbelastungen gehen auf eine Vielzahl unterschiedlicher Belastungsquellen zurück, die oft nicht identifizierbar sind und einem einzelnen Verursacher nicht zugerechnet werden können. Verhandlungen zwischen dem Geschädigten und dem Verursacher sind in den meisten Fällen nicht möglich. Zum anderen kann nicht ausgeschlossen werden, dass das Grundwasser über die natürliche Regeneration hinaus genutzt wird und es zu einer raschen Ausbeutung des Grundwasserbestandes kommt.¹ Die Förderkosten des Grundwassers steigen mit sinkendem Grundwasserspiegel. Jeder Eigentümer würde deshalb versuchen, schnellstmöglich so viel Grundwasser wie möglich mit geringen Kosten zu fördern. Es entsteht ein Pumpwettlauf, der zu einer raschen Ausbeutung des Grundwasserbestandes und einer ineffizienten Lösung des Allokationsproblems führt.² Der Grundwasserbestand wird schneller abgebaut, als es einem rationalen ökonomischen Kalkül entspricht. Ein solcher Pumpwettlauf widerspricht dem Ziel einer nachhaltigen Ressourcennutzung und wäre mit unerwünschten ökologischen Beeinträchtigungen verbunden. Über die Zuordnung von grobkörnigen Eigentumsrechten hinaus sind deshalb eine ganze Reihe von staatlichen Reglementierungen erforderlich, die langfristig die quantitative und die qualitative Verfügbarkeit der Ressource sicherstellen.³ Reine Marktlösungen führen bei der Ressource Grundwasser nicht zu einem gesellschaftlich optimalen Ergebnis. Sowohl für die Qualität des Grundwassers als auch für die nutzbaren Mengen muss der Staat Mindestanforderungen vorgeben, die eine effiziente und nachhaltige Nutzung gewährleisten. Bergmann und Kortenkamp kommen zu dem Schluss, dass in den vorgeschlagenen Modellen „von der reinen Markttheorie nicht mehr allzu viel übrig bleibt“.⁴

Marktanaloge Verfahren

Wenn die reine Marktlösung nicht realisierbar ist bzw. nicht zu den erwünschten Ergebnissen führt, kann eine höhere Effizienz der Ressourcennutzung gegenüber einer staatlichen

¹ Vgl. Anderson/Burt/Fractor (1983), S.240.

² Vgl. Tsur (1990), Tsur/Graham-Tomasi (1991), Tsur/Zemel (1995).

³ Vgl. Anderson/Burt/Fractor (1983), S.240.

⁴ Bergmann/Kortenkamp (1988), S.180.

Verteilung durch marktanaloge Verfahren und einem an Mengenzielen ausgerichteten Einsatz ökonomischer Instrumente erzielt werden. Grundsätzlich kommen dafür die Erhebung von Abgaben als „Preislösung“ und ein System handelbarer Zertifikate als „Mengenlösung“ in Frage. Beide zielen darauf ab, das Ausmaß der Ressourcennutzung und die Angebotsmenge durch staatliche Interventionen zu begrenzen.¹

- *Preislösung*: Umweltabgaben können als Emissionsabgaben, Nutzerabgaben oder Produktabgaben ausgestaltet sein und werden in Form von Steuern, Gebühren oder als Sonderabgaben erhoben.² Nach dem Zweck der Erhebung unterscheidet man „Finanzierungsabgaben“, die Einnahmen für Umweltschutzmaßnahmen erbringen sollen und die Kosten des Umweltschutzes dem Verursacher anlasten. Ein ökologischer Lenkungszweck ist nicht beabsichtigt. „Lenkungsabgaben“ sollen den Verursacher einer umweltbelastenden Tätigkeit dazu veranlassen, diese einzuschränken. Abgaben mit einem Lenkungszweck sind mit Einnahmen für den Staat verbunden, doch steht die Einnahmenerzielung nicht im Vordergrund. In erster Linie soll das Ausmaß der Ressourcennutzung auf eine bestimmte Menge reduziert werden. Die Abgabe wird so bemessen, dass die Nutzer Vermeidungsmaßnahmen im gewünschten Umfang ergreifen. Der Staat erhebt einen Knappheitspreis für die Ressourcennutzung und simuliert mit der Abgabe Marktpreise für Güter, für die es keinen Markt gibt.³ Ex-post stellt sich heraus, wie groß die Nachfrage bei diesem Preis tatsächlich war.⁴

Die in der Praxis erhobenen Abgabenlösungen sind nicht auf den idealtypischen Ansatz einer pareto-optimalen Internalisierung externer Effekte im Sinne einer „Pigou-Steuer“ ausgerichtet.⁵ In der praktischen Umweltpolitik orientieren sich Abgabenlösungen am „Standard-Preis-Ansatz“ von Baumol und Oates, mit dem ein politisch festgelegtes Mengenziel mit geringsten Kosten erreicht werden soll.⁶ Das Mengen- bzw. Umweltqualitätsziel wird außerhalb des ökonomischen Bereichs festgelegt und ist z.B. durch gesundheitliche oder ökologische Standards bestimmt.⁷ Für die Bemessung der Abgabenhöhe sind letztlich die

¹ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), Hansmeyer (1988), Bonus (1990), Hansmeyer/Schneider (1990).

² Vgl. Cansier (1996a), S.133 ff.

³ Vgl. Hansmeyer (1988), S.238.

⁴ Vgl. Cansier (1996a), S.174 ff.

⁵ Vgl. Bonus (1990), Hamann (1993), Feess (1995), Cansier (1996a), Faucheux/Noël (2001) S.273 ff.

⁶ Vgl. Baumol/Oates (1971).

⁷ Vgl. Bonus (1990), Hamann (1993), S.175.

Reaktionen der Nutzer auf die Abgabe und deren Vermeidungskosten entscheidend. Die „richtige“ Höhe einer Lenkungssteuer ex-ante zu bestimmen ist problematisch, weil der Staat die individuellen Vermeidungs- und Substitutionskosten der Nutzer nicht kennt.¹ Man ist auf Schätzungen angewiesen, die mit Unsicherheiten verbunden sind. Ist die Abgabe zu hoch, wird eine zu geringe Menge nachgefragt, was mit Nutzeneinbußen verbunden ist. Bei einer zu niedrigen Abgabe ist die Verbrauchsmenge zu hoch, und das angestrebte Mengenziel wird verfehlt. In der Praxis bleibt nichts anderes übrig, als in einem „trial-and-error“-Verfahren die Abgabenhöhe so anzupassen, dass sie die gewünschte Verbrauchsmengenreduzierung bewirkt. Weil die Reaktionen der Nachfrager und deren Verhalten unter dem Einfluss von zahlreichen anderen Faktoren stehen, wird das Mengenziel nicht immer exakt erreicht.² Abgabenlösungen sind nicht besonders treffsicher.

Die in Deutschland erhobenen Wasserentnahmeentgelte werden mit einem Lenkungszweck begründet, dienen aber auch zur Finanzierung des gewässerbezogenen Umweltschutzes.³ Die landesrechtlichen Regelungen sehen unterschiedliche Verwendungszwecke für das Mitelaufkommen vor. Der in Baden-Württemberg erhobene „Wasserpennig“ wird z.B. dafür verwendet, Landwirte für Ertragseinbußen zu entschädigen, die ihnen aus dem Verzicht auf eine extensive Düngung entstehen.⁴ In anderen Bundesländern wird das Aufkommen zur Finanzierung von allgemeinen Aufgaben des Gewässerschutzes herangezogen. Mit der Erhebung einer Abgabe für die Entnahme von Grundwasser soll die Konkurrenz um die knappe Ressource in effizienter Weise gelöst werden und die aus der kostenlosen Aneignung resultierenden Ineffizienzen aufgehoben werden.⁵ Entnahmeentgelte mit einem Lenkungszweck sollen die Knappheit von Wasser signalisieren, die Wassernutzung mit einem Preis belegen und einen Anreiz für einen sparsamen Umgang mit Wasser ausüben. Für eine regenerierbare Ressource wie das Grundwasser kann das Ziel der Abgabenerhebung darin bestehen, die Nachfrage auf die natürliche Regeneration zu reduzieren, um Nachhaltigkeit der Ressourcennutzung zu gewährleisten. Die Wasserentnahmeentgelte in den Bundesländern werden als pauschale Entgelte auf Ebene der Bundesländer festgelegt und orientieren

¹ Vgl. Maier-Rigaud (1994), S.46 ff., Cansier (1996a), S.175.

² Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.196, Maier-Rigaud (1994), S.50, Faucheux/Noël (2001) S.306.

³ Vgl. Hamann (1993), S.172 ff.

⁴ Vgl. Brösse (1986), Karl (1989), Linde (1989), Hansmeyer/Ewringmann (1988), Bergmann/Kortenkamp (1988).

⁵ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.194.

sich nicht an einem regionalen Mengenziel. Die Höhe der Abgabe ist zudem nach dem Verwendungszweck differenziert.¹ Entnahmeentgelte spiegeln deshalb nicht die tatsächlichen Knappheiten wider. Der Staat signalisiert zwar pauschal eine Knappheitssituation, verfehlt aber das Ziel, die echten Knappheitsverhältnisse im Wasserpreis zu signalisieren. Grundlegendes Bewirtschaftungsprinzip ist trotz der Erhebung von Wasserentnahmeentgelten das staatliche System von Erlaubnis und Bewilligung und damit ein staatlich bürokratisches Zuteilungsverfahren. Die Erhebung der Wasserentnahmeentgelte dient als flankierende Maßnahme und ist nicht ein Allokationsinstrument im Sinne einer „reinen“ Abgabenslösung.²

- *Mengenlösung*: Zertifikate bzw. Lizenzen werden heute vorwiegend als Instrument für den globalen Klimaschutz diskutiert.³ Ursprünglich war die Idee handelbarer Emissionsrechte für den Schutz regionaler Ressourcen, wie z.B. große Seen, entwickelt worden.⁴ Ein Handel mit Umweltnutzungsrechten soll die Erreichung eines umweltpolitischen Mengenziels mit minimalen Kosten ermöglichen.⁵ Der Staat legt für eine bestimmte Region ein Immissionsziel fest und ermittelt die damit vereinbare maximale Emissionsmenge. In diesem Umfang werden Emissionsrechte in Form von Zertifikaten in Umlauf gebracht. Emittenten dürfen nur Schadstoffe im Umfang der dafür erworbenen Zertifikate ausstoßen.⁶ Aus dem öffentlichen Gut „Schadstoffaufnahmefähigkeit“ wird eine marktfähige Ressource. Die Zertifikate sind als Nutzungsrechte auf Märkten handelbar.⁷ Zertifikate verhalten sich genau spiegelbildlich zu einer Abgabenslösung. Die Angebotsmenge wird durch den Staat fixiert, während der Preis voll flexibel ist.⁸

Als Instrument für die Sicherung der Grundwasserqualität kommt ein Zertifikatesystem allerdings nicht in Frage. Der Einsatz von handelbaren Emissionsrechten setzt die Konkretisierbarkeit von Umweltqualitätszielen und eine hinreichende Kenntnis der Diffusionsbeziehung zwischen Emission und Immission voraus.⁹ Immissionsstandards für den maximal

¹ Vgl. SRU (1998), Tz.238.

² Vgl. Bosold (1994), S.292.

³ Vgl. Endres/Rehbinder/Schwarze (1994), Cansier (1996a), Bonus (1998), Bonus/Häder (1998), S.32 ff., Endres/Schwarze (1998), S.166 ff., Meyer et al. (1999), S.177 ff., Gerhard (2000).

⁴ Vgl. Dales (1968).

⁵ Vgl. Huckestein (1993), Endres (1994), Gerhard (2000).

⁶ Vgl. Ströbele (1998), S.182.

⁷ Vgl. Bonus/Niebaum (1998), S.225.

⁸ Vgl. Cansier (1996a), S.187.

⁹ Vgl. Huckestein (1993), S.2, Cansier (1996a), S.200.

zulässigen Eintrag von Schadstoffen in das Grundwasser sind nicht definiert. Die natürliche Beschaffenheit und die Belastungsempfindlichkeit einzelner Grundwasser weichen deutlich voneinander ab. Die Komplexität der Wirkungszusammenhänge von Grundwasserbelastungen schließt eine Rückrechnung des anthropogenen Einflusses einzelner Emittenten und deren maximal zulässigen Emissionsmengen aus. Flächenhafte diffuse Einträge über den Luftpfad oder die Versauerung der Böden z.B. sind das Ergebnis einer allgemein wachsenden Umweltbelastung. Ein konkreter Tatbestand, der zum Erwerb eines Zertifikats für den Grundwasserschutz zwingt, ist in den meisten Fällen nicht definierbar.

Auf den Bereich der quantitativen Grundwassernutzung ist das Modell handelbarer Zertifikate dagegen gut übertragbar. Lizenzen für die Entnahme von Grundwasser ermöglichen die Etablierung eines Marktes für handelbare Wasserentnahmerechte.¹ Der Staat bestimmt die maximale Entnahmemenge und überlässt die Verteilung auf die rivalisierenden Nutzungsmöglichkeiten dem Markt.² Ein funktionierendes System handelbarer Entnahmerechte für Grundwasser stellt sicher, dass die Ressource quantitativ nicht übernutzt wird und das entnommene Grundwasser in die jeweils beste Verwendungsalternative gelangt.

Ausgangspunkt für die Konstruktion eines solchen Marktmodells ist die Festlegung des Zertifikateobjektes. Quantitative Grundwassernutzungen im Sinne des Wasserhaushaltsgesetzes sind das Entnehmen, Zutagefördern, Zutageleiten und Ableiten von Grundwasser sowie das Aufstauen, Absenken und Umleiten von Grundwasser durch Anlagen.³ Das in einem Zertifikat verbrieft Recht kann sich z.B. darauf beschränken, Grundwasser einer bestimmten Ressource oder einem Brunnen zu entnehmen. Fachbehörden, wie z.B. die Wasserwirtschaftsämter, bestimmen für die regionalen Grundwasservorkommen die maximal zulässige Entnahmemenge. Sie können sich dabei am Ziel einer nachhaltigen Ressourcennutzung orientieren und die Entnahme auf die natürliche Regeneration beschränken.⁴ In diesem Umfang werden Grundwasserförderrechte in Form von Zertifikaten definiert.⁵ Ein Zertifikat verbrieft das Recht, an einem genau bestimmten Ort, z.B. einem

¹ Vgl. Brösse (1980), Bergmann/Kortenkamp (1998), S.183 ff., Hamann (1993), S.161 ff.

² Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1998), S.183

³ Vgl. § 3 WHG.

⁴ Vgl. Brösse (1980), S.740.

⁵ Vgl. SRU (1998), Tz.239.

Brunnen, eine bestimmte Menge Grundwasser in einer Periode zu entnehmen. Die maximal zulässige Entnahmemenge kann sich auf ein Jahr oder eine kürzere Periode, wie z.B. ein Quartal oder einen Monat, beziehen. Ökologische Zielsetzungen einer Region und der Schutz von Feuchtgebieten können in die Entscheidung über die konkrete Ausgestaltung der Nutzungsrechte einfließen. Die Zertifikate können mit Auflagen verbundenen sein, wie sie bereits heute nach dem Wasserhaushaltsgesetz möglich sind.¹ Entnahmen können bspw. in den Sommermonaten stärker eingeschränkt sein als in den regenreichen Wintermonaten. Die Fachbehörden verfügen damit über ein zielgenaues Instrumentarium, ökologische Zielsetzungen durchzusetzen. Der wesentliche Unterschied gegenüber dem bestehenden administrativen Vergabeverfahren von Nutzungsrechten ist die Transferierbarkeit. Die Rechte können veräußert und auf Märkten gehandelt werden, wo sie einen Preis erzielen.

Anbieter der Zertifikate könnten die Fachbehörden sein, die über das nutzbare Mengenpotential entscheiden. Für eine Vergabe durch die Fachbehörden spricht, dass Wassernutzungsrechte bereits heute durch die Wasserbehörden vergeben werden, deren Zuständigkeitsbereich sich an naturräumlichen Gegebenheiten und nicht an politischen Grenzen orientiert.² Die konkrete Ausgestaltung der Zertifikate für die Nutzung einer Ressource und die Vergabe lägen in einer Hand. Denkbar wäre auch, dass das Land, Regierungspräsidien oder Landkreise als Anbieter der Wasserrechte auftreten.³ Für eine Vergabe durch Regierungspräsidien oder Landkreise spricht der engere regionale Bezug. Die Behörden könnten auf regionaler Ebene offizielle Wassermärkte bzw. regionale Wasserbörsen organisieren.⁴ Auf lokaler Ebene kämen schließlich auch die Gemeinden bzw. Gemeindeverbände als Anbieter der Zertifikate in Frage.⁵ Für eine Vergabe durch die Gemeinden spricht, dass das Interesse der Kommunen an einem effektiven Grundwasserschutz steigen könnte, wenn die Chance besteht, aus dem Verkauf von Zertifikaten für qualitativ hochwertiges Grundwasser Einnahmen zu erzielen. Den Nutzungseinschränkungen durch die Ausweisung von Wasserschutzgebieten stünden Einnahmen aus dem Verkauf der Wassernutzungsrechte gegenüber.

¹ Vgl. § 4 Abs. 1 WHG, „Benutzungsbedingungen und Auflagen“: „Die Erlaubnis und die Bewilligung können unter Festsetzung von Benutzungsbedingungen und Auflagen erteilt werden. Auflagen sind auch zulässig, um nachteilige Wirkungen für andere zu verhüten oder auszugleichen.“

² Vgl. Hamann (1993), S.107.

³ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.190 f.

⁴ Vgl. Brösse (1980) und ebenso Bergmann/Kortenkamp (1988).

⁵ Vgl. Brösse (1980), S.738 ff.

Auf der Nachfrageseite konkurrieren in Deutschland in erster Linie die öffentliche Trinkwasserversorgung und das produzierende Gewerbe um das Grundwasser.¹ Sie fördern 90 Prozent der genutzten Mengen und wären die größten Nachfrager auf dem Zertifikatemarkt. Die übrigen Nutzer entnehmen Grundwasser nur in geringen Mengen oder nur vorübergehend. Eine behördliche Genehmigung ist dafür bislang nach dem Wasserhaushaltsgesetz nicht erforderlich.² Grundsätzlich sollte jede Grundwasserentnahme unabhängig von der Entnahmemenge zum Zertifikateerwerb zwingen, weil nur dann alle Nutzer mit den Kosten ihrer Nutzungsentscheidung konfrontiert werden und es nur dann zu einem Ausgleich der Grenznutzen für alle Nutzer kommt. Die Anzahl der Marktteilnehmer wäre maximiert, die Wettbewerbsintensität würde durch die höhere Anzahl der Marktteilnehmer steigen. Aufgrund der großen Zahl von Nutzern mit sehr geringen Entnahmemengen wäre allerdings mit einem erheblichen Verwaltungs- und Kontrollaufwand zu rechnen. Es ist fraglich, ob die Wohlfahrtsgewinne aus einer Einbeziehung aller Nutzer die damit verbundenen Kosten rechtfertigen. Aus Kosten-Nutzen-Überlegungen könnte es deshalb durchaus sinnvoll sein, Nutzungen in geringen Mengen vom Zertifikateerwerb freizustellen.³

Für die konkrete Ausgestaltung des Zertifikatesystems ist die räumliche Dimension ein wesentlicher Aspekt.⁴ Die Entnahmestellen für das Grundwasser sind in den Zertifikaten durch die Fachbehörden genau definiert. Mit der Entscheidung, ob das Land, Regierungspräsidien, Landkreise oder Gemeinden Anbieter der Zertifikate sind, ist die regionale Abgrenzung der Angebotsseite des Marktes bestimmt. Die Entscheidung hängt letztlich auch davon ab, wem ein anfallendes Aufkommen aus dem Verkauf der Zertifikate zustehen soll und für welchen Zweck die Mittel verwendet werden. Erforderlich ist für die Abgrenzung des Wassermarktes in jedem Fall eine differenzierte Vorgehensweise im jeweiligen regionalen Kontext, die naturräumliche Gegebenheiten des Wasserhaushaltes berücksichtigt. Für die regionale Abgrenzung des Marktes bieten sich aus wasserwirtschaftlicher Sicht Flusseinzugsgebiete bzw. Teile von größeren Flusseinzugsgebieten an. Für die Entnahme von

¹ Zu den Grundwasserentnahmen siehe die Grafik auf Seite 49.

² Vgl. § 33 WHG, „Erlaubnisfreie Benutzungen“ für das Grundwasser. Für Haushalte und den landwirtschaftlichen Hofbetrieb ist eine Genehmigung für die Entnahme von Grundwasser nicht erforderlich, wenn das Grundwasser nur in geringen Mengen oder vorübergehend genutzt wird.

³ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.187.

⁴ Vgl. Cansier (1996a), S.187.

Grundwasser wäre die räumliche Ausdehnung eines großen Grundwasserleiters oder die Zusammenfassung mehrerer kleiner Aquifere sinnvoll.¹ Für die Verwendung des entnommenen Grundwassers können räumliche Restriktionen definiert werden. Insbesondere kann festgelegt werden, ob und gegebenenfalls in welchem Umfang ein Transfer von Grundwasser in andere Regionen zulässig ist. Wasser wird in den meisten Fällen bei einer Nutzung nicht vollständig konsumiert. Der größte Teil wird nach dem Gebrauch dem natürlichen Wasserkreislauf wieder zugeführt. Mit den Zertifikaten kann man genau festlegen, ob bzw. in welchem Umfang die Entnahmerechte Konsumrechte sind, die zu einem vollständigen Verbrauch des entnommenen Wassers berechtigen. In diesem Umfang wäre ein Transfer in andere Regionen zulässig. Sollen umfangreiche Wasserexporte verhindert werden, können die Zertifikate als eingeschränkte Konsumrechte definiert werden und nur den Verbrauch eines bestimmten Teils des entnommenen Wassers zulassen. Die Rückführung des nicht konsumierten Teils in den natürlichen Wasserkreislauf der Region wäre Pflicht. Transfers von Wasser in andere Regionen können durch die konkrete Ausgestaltung der Nutzungsrechte beschränkt werden, die Verfügbarkeit einer ausreichenden Menge Wasser für die Versorgung der eigenen Region kann sichergestellt werden.

Von besonderer Bedeutung für den Zertifikatemarkt sind das Verfahren der erstmaligen Vergabe und die Gültigkeitsdauer.² Für die Erstvergabe kommen eine Versteigerung (Auktionierung) oder die freie Vergabe nach der bisherigen Nutzung („Grandfathering“) in Frage.³ Bei einer Versteigerung werden alle bisher erteilten Genehmigungen aufgehoben und die neuen Rechte meistbietend auf einer Auktion angeboten. Der Nutzer vergleicht den Auktionspreis mit seinen individuellen Einspar- und Substitutionsmöglichkeiten. Liegt der Preis über den Substitutionskosten, wird er auf den Kauf verzichten. Ist der Preis niedriger, kauft er Zertifikate. Die individuelle Nachfragefunktion entspricht den marginalen Einspar- und Substitutionskosten. Die Marktnachfrage ist die Summe der individuellen Nachfragefunktionen und steht dem fixen Angebot des Staates gegenüber. Mit der Auktion wird unter idealen Bedingungen eine optimale Allokation der Rechte erreicht. Die Zertifikate gelangen

¹ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.190.

² Vgl. Huckestein (1993), Bonus/Häder (1998), S.36., Karl (1998), S.82 ff.

³ Vgl. Cansier (1996a), S.187 ff.

an den Ort der höchsten Nutzenstiftung, so dass ein Handel zunächst nicht erforderlich ist.¹ Ein solches Versteigerungsverfahren erfordert jedoch den Eingriff in bestehende Rechte.² Auf der einen Seite sind damit juristische Bedenken verbunden, weil Rechtsstaatlichkeitsgrundsätze gewahrt bleiben müssen. Nach dem Wasserhaushaltsgesetz ist der Widerruf einer Bewilligung nur möglich, wenn eine Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit zu befürchten ist.³ Der Entzug ist in der Regel mit einer Entschädigungspflicht verbunden. Auf der anderen Seite gibt es auch wirtschaftspolitische Einwände, weil mit der Notwendigkeit zur Ersteigerung von Zertifikaten für die Unternehmen ein Kostenschub verbunden ist. Der bisher kostenlose Produktionsfaktor Wasser wird mit einem Preis belegt, dessen Höhe zunächst nicht bekannt ist. Bislang noch konkurrenzfähige Unternehmen könnten bei einem hohen Preis aufgrund der Zusatzbelastung im Wettbewerb vielleicht nicht mehr bestehen. Dieser Einwand gilt insofern nur eingeschränkt, weil in den meisten Bundesländern die Wassernutzung durch die Erhebung von Wasserentnahmeentgelten nicht mehr kostenlos ist. In fast allen Bundesländern gibt es allerdings Ausnahmeregelungen und Ermäßigungstatbestände, die Wettbewerbsverzerrungen vermeiden sollen.⁴ Der wesentliche Unterschied eines Zertifikatepreises zur Abgabenslösung besteht darin, dass der Preis und damit die Kostenbelastung für die Unternehmen nicht vorhersehbar sind.

Bei einer Vergabe nach dem sogenannten „Grandfathering“ verlieren die Einwände an Gültigkeit. Die Erstvergabe der Nutzungsrechte erfolgt durch kostenlose Zuteilung nach den bisherigen Rechten. In bestehende Rechte muss nicht eingegriffen werden, der Bestandschutz für die Nutzer ist gewahrt. Für Unternehmen entstehen keine Zusatzkosten, die sie in ihrer Wettbewerbsfähigkeit einschränken können. „Grandfathering“ ändert jedoch an der Verteilung der Rechte zunächst nichts. Die bestehenden Rechte werden nur in transferierbare Nutzungsrechte umgewandelt. Allokative Verbesserungen sind erst zu erwarten, wenn die Rechte auf einem Markt gehandelt werden. Ein Markt für die Nutzungsrechte und damit

¹ Vgl. Feess (1995), S.74.

² Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.188.

³ Vgl. § 12 WHG.

⁴ So wird z.B. in Thüringen für Unternehmen mit einer wasserintensiven Produktion das Entgelt um 50 Prozent reduziert, wenn Wettbewerbsnachteile zu befürchten sind. In Niedersachsen gibt es für die Industrie eine Ermäßigung von 75 Prozent des Entgelts, wenn umfangreiche Wassersparmaßnahmen eingeleitet wurden. In Baden-Württemberg kann das Entnahmeentgelt um bis zu 90 Prozent ermäßigt werden, wenn Beeinträchtigungen der Wettbewerbsfähigkeit zu befürchten sind. Vgl. SRU (1998), S.133.

Preise für die Ressourcennutzung werden sich erst mittel- bis langfristig herausbilden.¹ Die Rechteinhaber werden zunächst vielleicht zögern, als Anbieter oder Nachfrager aufzutreten, weil Erfahrungen und Preise als Vergleichsmaßstab nicht vorliegen. Die Preisbildung findet im Vergleich zu einer Versteigerung mit einer zeitlichen Verzögerung statt. Für ein „Grandfathering“ bei handelbaren Grundwasserentnahmerechten sprechen jedoch eine Reihe von Gründen. Eingriffe in bestehende Rechte nach dem Wasserhaushaltsgesetz mit juristischen Auseinandersetzungen und Entschädigungspflichten können vermieden werden. Für Unternehmen, die auf das Grundwasser als essentiellen Produktionsfaktor angewiesen sind, entstehen keine Kostenbelastungen, die sie in ihrer Existenz gefährden könnten. Eine Versteigerung kommt als Erstvergabeverfahren besonders dann nicht in Frage, wenn im Vertrauen auf bestehende Genehmigungen investiert wurde und die Investitionen sich bei einer Versteigerung nicht mehr amortisieren.² Gerade im Bereich von Investitionen in wasserwirtschaftliche Anlagen kann dies aufgrund der sehr langfristigen Amortisationsdauer der Fall sein. Die öffentliche Trinkwasserversorgung als der größte Grundwassernutzer kann Kostensteigerungen in Form von höheren Wasserpreisen an die Tarifkunden weitergeben. Ob Preiserhöhungen als Folge einer Versteigerung handelbarer Wasserentnahmerechte bei den Wassernutzern auf Verständnis stoßen, muss zumindest bezweifelt werden. Durch den Kostenschub würde die Diskussion über das Niveau der Wasserpreise in Deutschland sicher neu entfacht.

Die Nutzungsrechte können sich in der Laufzeit unterscheiden und z.B. von einer jährlichen Gültigkeit bis hin zu einer unbegrenzten Laufzeit variieren.³ Die Geltungsdauer ist ein wichtiger Faktor für die Einflussmöglichkeiten auf die umlaufende Zertifikatmenge und die Aktivität des Zertifikatemarktes. Die höchste Wettbewerbsintensität ist im Fall einer kurzen Laufzeit und einer Befristung der Nutzungsrechte z.B. auf ein Jahr zu erwarten. Die Rechte für die Entnahme von Grundwasser müssten dann regelmäßig auf einer Auktion ersteigert werden, wo sich Marktpreise für die Nutzungsrechte bilden. Eine jährliche Versteigerung ermöglicht insbesondere unter dem Aspekt der Mengensteuerung ein flexibles politisches Handeln. Die vergebende Behörde kann regelmäßig entscheiden, welche Menge an Nut-

¹ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.188.

² Vgl. Bonus/Niebaum (1998), S.230.

³ Vgl. Bergmann/Kortenkamp (1988), S.189.

zungsrechten in Umlauf gebracht werden soll. Bei unbefristeten Zertifikaten ist das Mengenziel dagegen langfristig festgelegt. Eine Korrektur erfordert die Stilllegung von Zertifikaten durch Ankauf oder eine pauschale Abwertung der umlaufenden Menge. Die Wettbewerbsintensität bei einer jährlichen Versteigerung ist auch deshalb am größten, weil die Zahl der am Versteigerungsverfahren teilnehmenden Nachfrager maximal ist. Befürchtungen über Marktmacht, Spekulationen und Horten verlieren an Bedeutung, weil der Staat regelmäßig als Anbieter von Zertifikaten auftritt. Mit einer kurzfristigen Laufzeit der Zertifikate ist für die Nutzer jedoch ein erhebliches Maß an Planungsunsicherheit verbunden.¹ Die Nutzungsrechte müssen regelmäßig erworben werden, und es ist nicht sicher, zu welchem Preis dies möglich ist. Der Preis kann steigen, wenn die Zahl der Nachfrager sich erhöht oder die Angebotsmenge verknappt wird. Mit der Unsicherheit über den Zertifikatpreis steigt für das Unternehmen das Rentabilitätsrisiko der Investitionen. Sind die Zertifikate als Produktionsfaktoren essentiell, werden Investitionen in Anlagen vielleicht unterbleiben.² Die Investitionsbereitschaft nimmt tendenziell ab. Sind die Zertifikate mit einer langfristigen Laufzeit oder zeitlich unbefristet ausgestaltet, hängt der Grad der Planungssicherheit von der Funktionsfähigkeit des Zertifikatemarktes ab. Eine langfristige Gültigkeitsdauer begünstigt die Herausbildung von Sekundärmärkten, auf denen die Zertifikate gehandelt werden.³ Fehlen dagegen Sekundärmärkte, ist sogar ungewiss, ob bei Bedarf die gewünschte Menge erworben werden kann. Unter dem Aspekt der Planungssicherheit schneiden langfristige Zertifikate bei gut funktionierenden Sekundärmärkten deutlich besser ab.

Gegen Zertifikate mit einer langen Laufzeit wird der Einwand geltend gemacht, Unternehmen könnten große Zertifikatemenge horten und Markteintrittsbarrieren gegenüber unerwünschten Konkurrenten aufbauen.⁴ Um Konkurrenten auf einem Absatzmarkt zu verdrängen, ist der Kauf von Zertifikaten jedoch nur wenig geeignet.⁵ Bei einem Zertifikatemarkt handelt es sich um einen Faktormarkt. Marktmacht und eine darauf aufbauende Verdrängungsstrategie beziehen sich in der Regel auf den Absatzmarkt.⁶ Der Ankauf von

¹ Vgl. Cansier (1996a), S.191 f.

² Vgl. Bonus/Niebaum (1998), S.230.

³ Vgl. Cansier (1998), S.100.

⁴ Vgl. Bonus (1990), Zimmermann/Hansjürgens (1998), Weimann (1998), Cansier (1998).

⁵ Vgl. Bonus (1990), S.354, Cansier (1996a), S.220.

⁶ Vgl. Zimmermann/Hansjürgens (1998), S.51, Weimann (1998), S.62 f., Cansier (1998), S.107.

großen Mengen an Produktionsfaktoren ist für die Erlangung einer Machtposition nur zielführend, wenn es sich bei dem Produktionsinput um einen essentiellen Faktor handelt, der nicht substituierbar ist. In der Regel kann man davon ausgehen, dass Ausweichmöglichkeiten auf die Faktormärkte in anderen Regionen bestehen. Speziell für die Ressource Grundwasser ist der Einwand nur wenig begründet, weil mit dem Bau von Fernwasserversorgungsleitungen ein Ausweichen auf benachbarte Märkte möglich ist. Die Vorteile einer Machtstellung auf einem Zertifikatemarkt sind ungewiss, ernsthafte Wettbewerbsbeschränkungen sind eher unwahrscheinlich.¹ Für den Bereich der Grundwassernutzung sind Nutzungsrechte mit einer langfristigen Gültigkeitsdauer deshalb zu bevorzugen. Der Aspekt der Planungssicherheit ist aufgrund der erforderlichen Investitionen in Anlagen mit einer langen Amortisationsdauer von großer Bedeutung.

Auf dem Markt für Wasserentnahmerechte können die Zertifikate dauerhaft übertragen werden oder nur temporär zur Überbrückung von Engpässen. Dies kann auf offiziellen Märkten bzw. Börsen geschehen, die staatlich organisiert sind. Die Wasserrechte können aber auch durch private Verträge zwischen Wassernutzern übertragen und z.B. auch geleast oder vermietet werden. Auf einem Konkurrenzmarkt verhalten sich die Akteure als Preisnehmer und bieten Nutzungsrechte an, wenn der Marktpreis über den eigenen Einspar- und Substitutionskosten liegt.² Sie fragen Rechte nach, wenn die Kosten höher als der Marktpreis sind. Funktionierende Zertifikatmärkte setzen nicht die idealen Bedingungen der vollkommenen Konkurrenz voraus. Märkte erfüllen die Bedingungen in der Praxis regelmäßig nur unvollkommen. Bei einem funktionierenden Marktmechanismus steht der Inhaber von Zertifikaten regelmäßig vor der Entscheidung, die Ressource zu nutzen oder das Zertifikat zu verkaufen und in Einspar- bzw. Substitutionsmöglichkeiten zu investieren. Die Verkaufspreise für Zertifikate spiegeln die Opportunitätskosten der Ressourcennutzung wider. Entscheidend für das individuelle Kalkül sind letztlich die langfristigen Grenzkosten der Substitution. Liegen diese über dem erzielbaren Preis, wird der Inhaber die Zertifikate nutzen und nicht zum Kauf anbieten. Liegen die langfristigen Grenzkosten der Substitution darunter, ist ein Verkauf rentabel. Auf diese Weise ist sichergestellt, dass die Zertifikate

¹ Vgl. Weimann (1998), S.65 f.

² Vgl. Faucheux/Noël (2001) S.302.

dorthin gelangen, wo sie den höchsten Nutzen stiften. Ein Markt für handelbare Wasserentnahmerechte unterscheidet sich von einem System der staatlichen Zuteilung durch folgende Merkmale:¹

- Käufer und Verkäufer einigen sich freiwillig über einen Transfer von Wasser oder Wassernutzungsrechten und maximieren in einem individuellen Kalkül ihren Nutzen. Sie berücksichtigen dabei alle ihnen zur Verfügung stehenden Alternativen, z.B. auch die Möglichkeit von Investitionen zur Einsparung bzw. Substitution von Wasser.
- Die Preise und die Konditionen des Transfers werden frei ausgehandelt. Sie unterliegen keinen Restriktionen, wie etwa dem Verbot, Gewinne zu erzielen. Ein solcher Wassermarkt ist für gewinnmaximierende Unternehmen und Zwischenhändler offen, die systematisch nach der effizientesten Verwendungsalternative suchen und auf Handelsgewinne hoffen.
- Die Marktpreise spiegeln den Wert des Wassers bzw. der Wasserentnahmerechte in alternativen Verwendungsmöglichkeiten und damit die Opportunitätskosten der Ressourcennutzung wider. Die Wassernutzer werden über die Möglichkeit eines Verkaufs mit den tatsächlichen Kosten der Ressourcennutzung konfrontiert.

Markttransaktionen finden immer dann statt, wenn Käufer und Verkäufer den Transfer als vorteilhaft gegenüber der aktuellen Situation betrachten. Sie erwarten ökonomische Gewinne und beurteilen eine Neuverteilung als vorteilhaft gegenüber der bestehenden Situation. Die mit dem Transfer verbundenen Vorteile müssen allerdings mindestens die damit verbundenen Transaktionskosten abdecken. Transaktionskosten entstehen z.B. durch den Transport von Wasser, die Errichtung der dafür erforderlichen Infrastruktur, Gutachten über Qualität und Beschaffenheit des Wassers, aber auch durch die rechtliche Absicherung des Transfers. In der ökonomischen Literatur geht man davon aus, dass die Transaktionskosten beim Wasser regelmäßig sehr hoch sind und eine Übertragung von Wasserrechten in vielen Fällen verhindern.² Ein Transfer von Wasserrechten wird also nur dort stattfinden, wo erhebliche ökonomische Vorteile zu erwarten sind und die Transaktionskosten relativ gering sind. Der

¹ Vgl. Saliba/Bush (1987), S.4.

² Vgl. Young/Havemann (1985), Young (1986), Colby (1990).

Transfer muss zudem allen anderen Handlungsmöglichkeiten überlegen sein. Würden andere Lösungen, wie z.B. Investitionen in wassersparende Einrichtungen, ebenfalls zu dem gewünschten Ergebnis bei niedrigeren Kosten führen, würden diese realisiert. Der Transfer ist von allen Alternativen die vorteilhafteste Lösung. Formal lässt sich dieser Sachverhalt folgendermaßen darstellen:¹

$$1) \quad DB > FDB + CC + TC$$

$$2) \quad FDB + CC + TC < AC$$

Der direkte Vorteil für den Käufer DB (direct benefit) muss größer sein als die entgangenen Nutzungsmöglichkeiten bzw. Opportunitätskosten für den Verkäufer FDB (forgone direct benefit) zuzüglich Speicher- und Transportkosten CC (conveyance and storage costs) und sonstiger Transaktionskosten TC (transaction costs). Darüber hinaus ist die Transaktion allen anderen denkbaren Lösungen AC (alternative costs) überlegen. Der Vorteil für den Verkäufer muss demnach alle mit dem Transfer verbundenen Kosten übersteigen, und die Kosten dürfen nicht höher sein, als die Realisierung der nächstbesten Alternative.

IV. Die Wassermärkte in Pakistan und Chile

Wettbewerbsmärkte für Wasser findet man in den unterschiedlichsten Formen auf der ganzen Welt. Die Märkte unterscheiden sich im Ausmaß der staatlichen Eingriffe in den Wettbewerbsprozess. Staatliche Reglementierungen haben entscheidenden Einfluss auf die Ebenen des Wettbewerbs, das Marktergebnis und die Beurteilung der Märkte. Die Wassermärkte in Pakistan und Chile markieren extreme Positionen an einem denkbaren Spektrum von Wettbewerbsmärkten und sollen in ihren Grundzügen dargestellt werden.

Pakistan

In Pakistan haben sich in den vergangenen Jahrzehnten neben dem offiziellen Bewässerungssystem informelle Märkte für Grundwasser entwickelt.² Das staatlich organisierte Bewässerungssystem des Indus-Beckens ist das größte der Welt. Der überwiegende Teil der

¹ Vgl. Young (1986), S.1146.

² Vgl. Rosegrant/Binswanger (1994), Rosegrant/Gazmuri-Schleyer (1994), Meinzen-Dick (1996) und (1998).

landwirtschaftlich genutzten Fläche wird durch ein öffentliches Kanalsystem bewässert. Wasserlieferungen an Landwirte sind an den Besitz von Land gebunden. Maßgeblich für die Wasserlieferung ist die insgesamt verfügbare Wassermenge und die Fläche des zu bewässernden Grundstücks. Das staatliche System kann auf den individuellen Wasserbedarf der einzelnen Nutzer nicht eingehen und ist inflexibel. Zusammen mit einer wachsenden Nachfrage nach Wasser hat dies dazu geführt, dass die Bedürfnisse der Landwirte nicht mehr zufriedenstellend gedeckt werden konnten. Als Reaktion sind informelle Grundwassermärkte entstanden. Die Landwirte haben Pumpen gekauft und private Rohrbrunnen angelegt, mit denen sie Grundwasser fördern und für die Bewässerung nutzen. Der Zugang zum Grundwasser ist allein von der Investition in einen Rohrbrunnen abhängig, eine gesetzliche Grundlage für die Grundwassernutzung gibt es nicht.

Die Anzahl der privaten Rohrbrunnen ist von 100.000 in 1970 auf ca. 358.000 in 1993 angestiegen. Die Zahl der öffentlich betriebenen Rohrbrunnen ist mit ca. 20.000 im selben Zeitraum etwa gleich geblieben.¹ 72 Prozent des Grundwassers werden aus privaten Rohrbrunnen gefördert, mehr als ein Drittel der Bewässerungsmenge stammt aus dem Grundwasser. Etwa 30 Prozent der Brunnenbesitzer nutzen überschüssige Förderkapazitäten des eigenen Rohrbrunnens zum Verkauf von Wasser. Ein rein kommerzieller Handel ist dagegen die Ausnahme. Der Verkauf des Grundwassers ist regional begrenzt, die Lieferungen beschränken sich auf Entfernungen von durchschnittlich knapp 200 Meter. Nur in Ausnahmefällen erfolgen Lieferungen über mehrere Kilometer. Die Transaktionen sind stark an persönliche Beziehungen gebunden. Die Preise variieren deutlich und beinhalten neben den Kosten für das Benzin der Pumpe einen Anteil für deren Nutzung. Gehandelt werden regelmäßig nur relativ geringe Mengen in Form von stundenweise gefördertem Grundwasser. Die Märkte sind klassische Spot-Märkte mit einem einmaligen Transfer einer bestimmten Einheit bzw. Menge Wasser.²

Die Grundwassermärkte funktionieren weitgehend ohne staatliche Interventionen und Vorgaben. Offiziell werden sie nicht zur Kenntnis genommen, obwohl die Wasserverkäufe sich zu einer bedeutenden Form der Allokation von Grundwasser entwickelt haben. Die

¹ Vgl. Meinzen-Dick (1996), S.5.

² Vgl. Hearne/Easter (1997), S.188.

privaten Brunnen haben zu einer Produktivitätssteigerung in der landwirtschaftlichen Produktion geführt und die Nachfrage nach Arbeitskräften erhöht. Der Handel mit Grundwasser verschafft auch Landwirten, die sich einen eigenen Brunnen nicht leisten können, zusätzliche Bewässerungskapazitäten. Die Rohrbrunnen befinden sich im Besitz von nur 6 Prozent der Farmen, die Besitzer zählen zu den wohlhabenden Landwirten.¹ Obwohl es keine Anhaltspunkte für eine missbräuchliche Ausnutzung von regionalen Monopolen gibt, wachsen die Besorgnisse, „Wasserfürsten“ könnten ihre Machtstellung ausnutzen. Noch gibt es offensichtlich genügend Möglichkeiten, auf andere Anbieter auszuweichen. Problematisch sind vielmehr Überinvestitionen in Rohrbrunnen, die zu gering ausgelasteten Kapazitäten und einer starken Grundwasserförderung führen. Die Grundwasserentnahmen übersteigen die Neubildungsrate um etwa ein Viertel und liegen in einzelnen Regionen (Punjab) noch darüber. Die sinkenden Grundwasserspiegel sind mit steigenden Förderkosten und erheblichen Beeinträchtigungen des Grundwassers und der Böden verbunden.

Die Grundwassermärkte in Pakistan bestehen seit Jahrzehnten als informelle Märkte ohne gesetzliche Grundlage. Sie sind ein Beispiel für die spontane Entwicklung von Märkten als Reaktion auf eine Mangelsituation. Auf Spot-Märkten wird Wasser für die landwirtschaftliche Bewässerung in grob quantifizierten Mengen gehandelt. Das schafft die erforderliche Flexibilität für die landwirtschaftliche Bewässerung, die das staatliche Bewässerungssystem nicht bietet. Die Grundwassermärkte konnten die drängendsten Knappheitsprobleme lindern und zu Wohlfahrtssteigerungen der Bevölkerung beitragen. Das Fehlen gesetzlicher Rahmenbedingungen führt jedoch zu Problemen, die sich in Monopolisierungstendenzen, Überinvestitionen in Rohrbrunnen und einer unkontrollierten Entnahme von Grundwasser deutlich abzeichnen.² Die Preise des Grundwassers spiegeln nicht die tatsächlichen Knappheitsverhältnisse wider, sondern decken nur die finanziellen Kosten für die Förderung des Grundwassers und den Betrieb der Förderanlagen. Sie beinhalten keine Knappheitsrente.³ Die Wassermärkte in Pakistan können eine dauerhafte Nutzung der Grundwasserressourcen nicht sicherstellen und müssen als nicht nachhaltig betrachtet werden.

¹ Vgl. Meinzen-Dick (1998), S.210.

² Vgl. Easter/Rosegrant/Dinar (1998), S.108

³ Vgl. Meinzen-Dick (1998), S.217.

Chile

In Chile gibt es eine lange Tradition mit privaten Rechten für die landwirtschaftliche Bewässerung, die bis in die Kolonialzeit zurückreicht.¹ In den siebziger Jahren wurden die privaten Wasserrechte zunächst enteignet und die Wasserressourcen einer staatlichen Bewirtschaftung unterworfen. Im Jahr 1981 erfolgte im Zuge einer landesweiten Liberalisierungs- und Privatisierungswelle eine grundlegende Neuordnung des Wasserrechts durch den „National Water Code“. Seither können private Nutzungsrechte an Wasserressourcen unabhängig von Landbesitz veräußert werden. Die Wasserressourcen selbst befinden sich in staatlichem Eigentum und sind für eine öffentliche Nutzung bestimmt. Die Bewirtschaftung der Wasserressourcen steht in der Verantwortung der zentralen Wasserbehörde „Dirección General de Aguas“ (DGA). Auf Antrag kann die Behörde individuelle Wasserrechte vergeben, die dazu berechtigen, die Ressource im vorgegebenen Umfang zu nutzen und Gewinne aus der Ressourcennutzung zu erzielen.² Die Rechte wurden für erneuerbare Ressourcen zunächst als dauerhafte Rechte nach der bisherigen Nutzung bzw. den geltend gemachten alten Rechten vergeben. Für noch nicht genutzte Kapazitäten können neue Rechte beantragt werden, die im Fall mehrerer Interessenten auf einer offiziellen Auktion versteigert werden. Für Fließgewässer gibt es bedingte Rechte („contingent rights“), die zu einer Wassernutzung nur berechtigen, wenn das natürliche Aufkommen die Menge der dauerhaften Nutzungsrechte übersteigt.³ Die Wasserrechte sind teilweise vollständige Konsumrechte ohne die Verpflichtung, entnommenes Wasser der natürlichen Ressource nach Gebrauch wieder zuzuführen. Nicht-konsumptive Rechte beinhalten dagegen die Pflicht, das Wasser nach Gebrauch in einer bestimmten Qualität der natürlichen Ressource wieder zuzuleiten. Offiziell sind die Wasserentnahmerechte volumenmäßig als Menge pro Zeit (Liter pro Sekunde oder Kubikmeter pro Jahr) definiert. In der Praxis werden sie jedoch meistens als prozentualer Teil der verfügbaren Wassermenge bestimmt. Flüsse sind in Sektionen unterteilt, in denen jeweils ein bestimmter Anteil der Gesamtentnahmemenge genutzt werden kann. Die Vergabe von Entnahmerechten für das Grundwasser folgt demselben Verfahren.

¹ Für eine umfassende Analyse der Wassermärkte in Chile vgl. Gazmuri-Schleyer (1994), Hearne/Easter (1995), (1996) und (1997), Hearne (1998), Bauer (1998).

² Vgl. Gazmuri-Schleyer (1994), S.67.

³ Die dauerhaft vergebenen Nutzungsrechte orientieren sich an dem Wasseraufkommen, das in 85 von 100 Jahren erreicht wurde.

Rechte können bei der Wasserbehörde beantragt werden, die überprüft, ob eine ausreichende Grundwasserneubildung für die geplanten Entnahmemengen vorliegt. Ein bestehendes Recht schließt andere Interessenten von der Grundwassernutzung aus, wenn es dadurch beeinträchtigt würde.¹ Gegen die Vergabe von Grundwasserentnahmerechten kann von Nutzern eines Oberflächengewässers Einspruch erhoben werden, wenn sie befürchten, in ihren eigenen Rechten beeinträchtigt zu werden.

Die Wasserrechte können neben der offiziellen Vergabe durch die Behörde erworben und gehandelt werden. Einen offiziellen Wassermarkt oder eine offizielle Institution in Form einer Börse gibt es nicht. Das Gesetz formuliert die Rahmenbedingungen, die einen Handel mit Wasserentnahmerechten ermöglichen, überlässt die Organisation des Marktes jedoch den Nutzern. Die Transfers müssen von der zentralen Wasserbehörde bestätigt werden und sollen negative Auswirkungen auf die Rechte Dritter ausschließen.² In den Distrikten gibt es privat finanzierte Vereinigungen der Wassernutzer, sogenannte „Water User Associations“ (WUA), denen Rechteinhaber sich anschließen müssen. Die Vereinigungen sind für die praktische Durchsetzung der Wasserechte zuständig, verwalten die Wasserrechte und übernehmen die praktische Zuteilung der verfügbaren Wassermengen auf die jeweiligen Rechteinhaber. Darüber hinaus nehmen sie noch eine Reihe weiterer Aufgaben wahr, wie z.B. Konfliktlösung oder die Instandhaltung der Bewässerungssysteme.³ Die Nutzerorganisationen spielen in Chile eine entscheidende Rolle für den Handel mit Wasserentnahmerechten. Sie bieten den Mitgliedern Leistungen, die Transaktionen erleichtern und in einigen Fällen erst ermöglichen. Konflikte können meistens im Vorfeld eines Transfers ausgeräumt werden. Sowohl die sichere Durchsetzung der Rechte mittels der Nutzerorganisationen als auch eine ausreichende Flexibilität sind in Chile zentrale Voraussetzungen für das Funktionieren des Marktes. Auch die Trinkwasserversorgung und die Abwasserentsorgung sind in Chile in privater Hand.⁴ Die privaten Unternehmen besitzen Konzessionen für ihr Versorgungsgebiet und sind verpflichtet, alle Wassernutzer in ihrem Gebiet zu versorgen. Sie unterliegen einer staatlichen Preisregulierung. Die Wasserrechte wurden ihnen von den zuvor staatlichen

¹ Vgl. Hearne (1998), S.142.

² Vgl. Gazmuri-Schleyer (1994), S.70.

³ Vgl. Hearne (1998), S.144.

⁴ Vgl. Gazmuri-Schleyer (1994), S.73.

Unternehmen übertragen, doch haben viele Wasserversorger in der Zwischenzeit zusätzliche Rechte auf dem privaten Markt erworben.

Der Handel mit Wasserrechten ist in Chile nicht besonders aktiv, die Anzahl der Transaktionen eher gering.¹ Am Rio Elquis fanden von 1986 bis 1993 insgesamt 47 dauerhafte Transaktionen von Wasserrechten statt. Die Rechte wurden innerhalb des landwirtschaftlichen Sektors gehandelt, aber auch von der Landwirtschaft zur öffentlichen Trinkwasserversorgung transferiert.² Im Limary Valley waren die Handelsaktivitäten insgesamt aktiver, was darauf zurückgeführt wird, dass eine moderne Bewässerungsinfrastruktur den Transfer mit geringen Transaktionskosten erleichtert.³ Am häufigsten ist allerdings nicht der Verkauf der Wasserentnahmerechte, sondern die zeitweise Überlassung gegen Entgelt, also ein Leasing bzw. die Vermietung eines Wasserrechts. Im Azpa Valley hat ein staatlicher Wasserversorger Grundwassernutzungsrechte von einem privaten Rechteinhaber gemietet. Der Wasserversorger hat Brunnen und Pumpen installiert, die er selbst betreibt und mit denen er auch dem Besitzer des Wasserrechts das benötigte Wasser liefert. Auf diese Weise können kurzfristig auftretende Engpässe überbrückt werden, und der Kauf von teuren Wasserrechten konnte unterbleiben.⁴

Durch den Handel mit Wasserrechten konnten in Chile Wohlfahrtsgewinne erzielt werden.⁵ Die Vorteilhaftigkeit fiel größer aus, wenn Wasser intersektoral, also z.B. von der landwirtschaftlichen Bewässerung hin zur Trinkwasserversorgung transferiert wurde.⁶ Es gibt keinerlei Anzeichen, dass die Wassermärkte zu einer Belastung der Umwelt oder einer verminderten Wasserqualität geführt haben. Durch die Möglichkeit, Wasserechte zu kaufen, konnte auf den Bau eines lange Jahre geplanten und sehr umstrittenen Staudammprojektes verzichtet werden. Mit dem „National Water Code“ wurde ein umfassender Rechtsrahmen für die Wasserwirtschaft und den Handel mit Wasserentnahmerechten geschaffen. Die Gewässer befinden sich in staatlichem Eigentum, der Staat bestimmt den Gesamtumfang der

¹ Vgl. Hearne (1998), S.167 ff., Bauer (1998), S.56 ff.

² Vgl. Gazmuri-Schleyer (1994), S.68.

³ Vgl. Hearne/Easter (1997), S.169.

⁴ Der Wasserversorger hat Brunnen und Pumpen installiert, die er betreibt. Dem privaten Rechteinhaber wird das Wasser für den eigenen Gebrauch geliefert.

⁵ Vgl. Easter/Hearne (1994), S.87 ff.

⁶ Vgl. Hearne (1998), S.165.

Ressourcennutzung. Die zentrale Behörde vergibt auf Antrag Wassernutzungsrechte, die kostenlos vergeben werden und bei mehreren Interessenten auf einer offiziellen Auktion versteigert werden. Die Nutzungsrechte für Wasser können als Eigentumsrechte auf Märkten gehandelt werden. Ein umfassender Rechtsrahmen bestimmt die Möglichkeiten eines Handels und sichert die Interessen Dritter, die nicht unmittelbar am Transfer beteiligt sind. Die Wassermärkte sind insgesamt nicht sehr aktiv. Regional sind deutliche Unterschiede im Umfang der Handelsaktivitäten festzustellen. Die geringe Anzahl von Transaktionen mit einem dauerhaften Transfer von Wassernutzungsrechten wird auf hohe Transaktionskosten und nicht hinreichende Knappheit zurückgeführt. Sehr viel häufiger erfolgt eine zeitweise Überlassung von Rechten durch Leasing oder Miete. Durchweg positiv werden die Flexibilität und die Möglichkeit zum legalen Handel mit Wasser beurteilt.¹

V. Unterscheidungsmerkmale von Wassermärkten

Markttransaktionen sind das Ergebnis von veränderten Knappheiten. Märkte ermöglichen den Akteuren, sich schneller und flexibler den veränderten Knappheitsrelationen anzupassen, als dies staatlichen Institutionen möglich ist. Eine staatlich administrative Zuteilung von Wasser hat den gravierenden Nachteil, dass die staatlichen Entscheider nicht über die notwendigen Informationen verfügen, um die Ressource an den Ort der höchsten Nutzenstiftung zu lenken. Ein funktionierender Marktmechanismus transferiert Wasser automatisch durch ökonomische Anreize in die bestmögliche Verwendungsalternative. Transaktionen finden immer dann statt, wenn sie für den Käufer und den Verkäufer vorteilhaft sind. Wassermärkte müssen die besonderen Eigenschaften von Wasser und die essentielle Bedeutung von Wasserressourcen für Mensch und Natur gebührend berücksichtigen. Multifunktionalität und Nutzungsvielfalt kennzeichnen den Umgang mit Wasser und unterscheiden Wassermärkte von anderen Märkten. Howe, Schurmeier und Shaw² haben wünschenswerte Charakteristika für einen effizienten Allokationsmechanismus für Wasser

¹ Vgl. Bauer (1998), S.71.

² Vgl. Howe/Schurmeier/Shaw (1986), S.440.

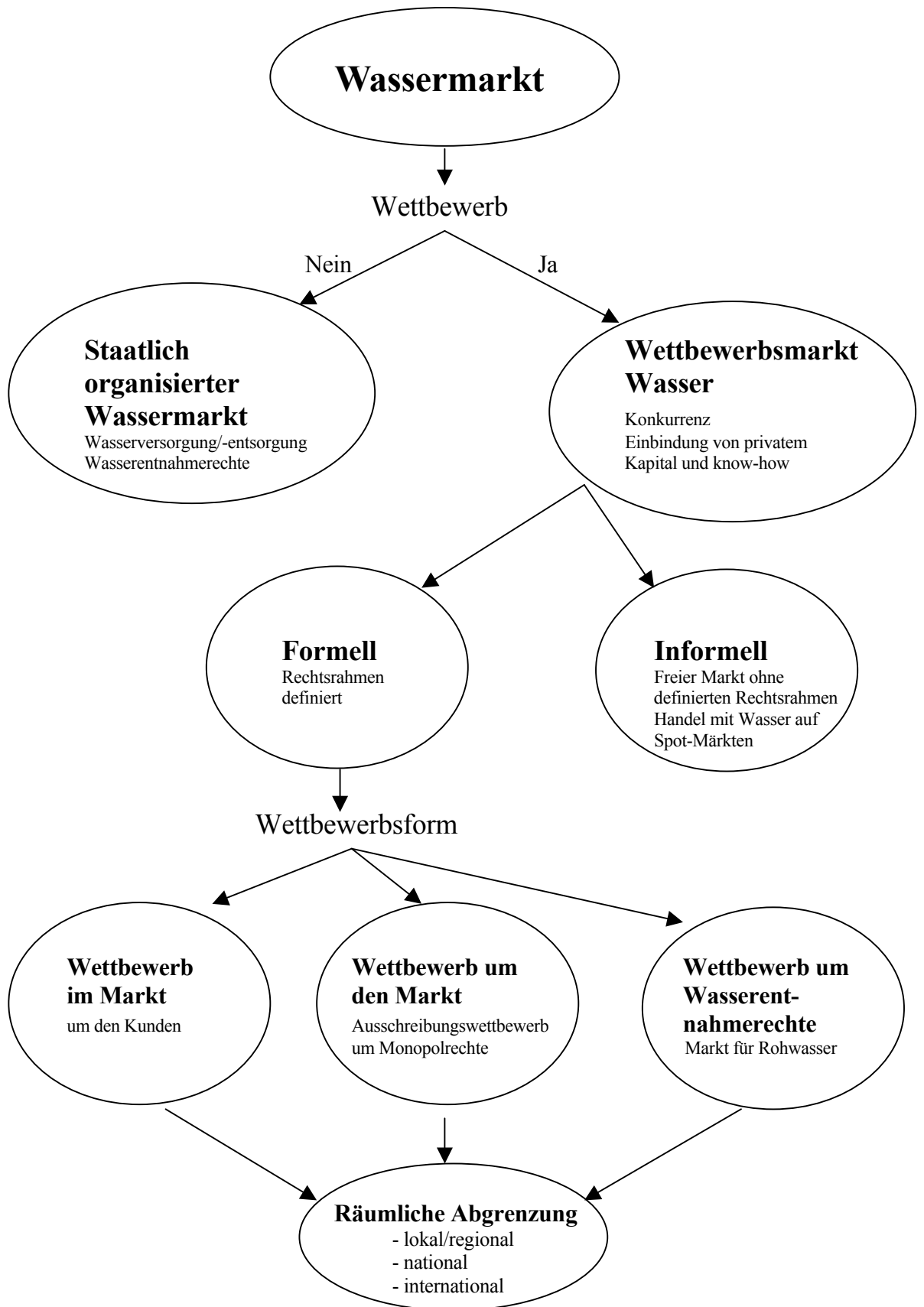
formuliert. Sie gehen davon aus, dass Wassermärkte die meisten Charakteristika besser erfüllen, als alternative Allokationsmechanismen:

- *Flexibilität*: Die Verteilung von Wasser auf die konkurrierenden Verwendungsalternativen sollte in der Lage sein, sich den ändernden Knappheiten flexibel anzupassen;
- *Sicherheit*: Die Verfügbarkeit von Wasser sollte für die Wassernutzer sicher sein und langfristige Planungen und Investitionen ermöglichen;
- *Opportunitätskosten*: Die Kosten des Wassergebrauchs sollten dem Nutzer in vollem Umfang angelastet werden und den Nutzenentgang in alternativen Verwendungsmöglichkeiten einbeziehen. Wassernutzungen, die über den lebensnotwendigen Bedarf hinausgehen, sollten Kosten-Nutzen-Überlegungen zu Grunde liegen;
- *Internalisierung*: Positive oder negative externe Effekte sollten internalisiert werden; die Eigenschaften von Wasserressourcen als öffentliche Güter sollten ausreichend berücksichtigt werden;
- *Vorhersagbarkeit*: Die Entwicklung der Marktergebnisse sollte in einem gewissen Rahmen vorhersehbar sein und den Nutzern die Anpassungen an die veränderten Gegebenheiten ermöglichen. Die Handlungsregeln sollen deshalb klar und stabil sein;
- *Fairness*: Dritten sollten keine unkompensierten Kosten auferlegt werden, d.h. die Interessen aller Beteiligten sollen berücksichtigt werden.

Eine entscheidende Rolle für die Zielerreichung spielt der institutionelle Rahmen.¹ Die Analyse der Wassermärkte in Deutschland, Pakistan und Chile hat gezeigt, dass Wassermärkte in den unterschiedlichsten Formen existieren. Die rechtlichen und institutionellen Rahmenbedingungen bestimmen die Handlungsmöglichkeiten und die Handlungsgrenzen auf einem Wassermarkt und letztlich das Marktergebnis. Zwischen einem vollkommen freien Markt ohne staatliche Eingriffe und einem staatlich organisierten Wassermarkt, der Wettbewerb und privates Engagement ausschließt, besteht ein weites Spektrum von denkbaren Organisationsformen. Wassermärkte lassen sich wie in Abbildung XVII auf der folgenden Seite dargestellt kategorisieren.

¹ Vgl. Marino/Kemper (1999).

Abbildung XVII: Unterscheidungsmerkmale von Wassermärkten



Wassermärkte können rein staatlich organisiert sein und Wettbewerbsprozesse ausschließen. Dies entspricht weitgehend dem Modell des Wassermarktes in Deutschland. Die Trinkwasserversorgung und die Abwasserentsorgung sind überwiegend in staatlicher Hand und schließen ein privates Engagement und Konkurrenz aus. Die Vergabe der Rechte für die Wassernutzung ist durch ein bürokratisches Verfahren bestimmt. Behörden entscheiden über die Zuteilung von knappen Ressourcen auf konkurrierende Verwendungsmöglichkeiten. Die Nutzungsrechte werden kostenlos vergeben, die Wassernutzung selbst ist meistens kostenlos. Wassermärkte mit Wettbewerb sind für privates Engagement und Konkurrenz offen. Sie ermöglichen, privates Kapital und know-how in die Wasserwirtschaft einzubinden. Wettbewerbsmärkte können nach ihrem Formalisierungsgrad unterschieden werden. Informelle Wassermärkte, wie z.B. in Pakistan, sind vollkommen freie Märkte ohne staatliche Restriktionen. Ein Rechtsrahmen für den Handel mit Wasser ist nicht definiert, der Verkauf und der Kauf von Wasser erfolgen ohne abgesicherte rechtliche Grundlage. In Ermangelung einer rechtlichen Absicherung wird nur Wasser in mehr oder weniger genau spezifizierten Mengen und in einmaligen Transaktionen auf Spot-Märkten gehandelt. Formelle Wassermärkte verfügen dagegen über einen staatlich definierten Rechtsrahmen, der die Rechte der Marktteilnehmer, die Marktregeln und die Handlungsgrenzen klar definiert. Ökonomische Regulierungen bestimmen den Rahmen für privates Engagement und Wettbewerb. Die Konkurrenz kann sich auf einen Wettbewerb um den Kunden beziehen und ist dann ein Wettbewerb im Markt. Ein Wettbewerb um den Markt findet in Form eines Ausschreibungswettbewerbs statt, bei dem zeitlich befristete Monopolrechte für die Erfüllung einer Dienstleistung unter Übernahme des wirtschaftlichen Risikos vergeben werden. Ein Wettbewerb um Wasserentnahmerechte ist ein Markt für Rohwasser und ein Rohstoffmarkt. Gehandelt wird das Recht, Wasser einer bestimmten Ressource zu entnehmen. Die konkrete Ausgestaltung der Wasserentnahmerechte bestimmt die Handlungsmöglichkeiten und die Handlungsgrenzen für die Aktivitäten auf dem Markt.

D. Schlußbetrachtung

Zehn Jahre nach der Konferenz von Rio wurde Frischwasser auf dem Nachhaltigkeitsgipfel von Johannesburg im Jahr 2002 stärker als in früheren Jahren in den Blickpunkt der Nachhaltigkeitsdebatte gestellt. Wenn eine krisenhafte Verknappung von Frischwasser in Regionen, die bereits heute unter Wasserknappheit leiden, abgewendet werden soll, müssen rechtzeitig Maßnahmen eingeleitet werden. In Johannesburg wurde das Ziel formuliert, bis zum Jahr 2015 die Anzahl der Menschen, die ohne eine ausreichende Menge Trinkwasser und sanitäre Einrichtungen leben müssen, zu halbieren. Damit ist die Herausforderung verbunden, in etwas mehr als einem Jahrzehnt für gut eine halbe Milliarde Menschen eine Trinkwasserversorgung und für weit über eine Milliarde Menschen sanitäre Anlagen zu errichten. Staatliche Institutionen werden aus eigener Kraft dazu kaum in der Lage sein. Ohne privates Kapital und know-how und eine Öffnung der nationalen Wassermärkte für privatwirtschaftliches Engagement ist die Aufgabe voraussichtlich nicht zu bewältigen. Das Thema dieser Arbeit „Grundwasser und Nachhaltigkeit“ und die Frage, ob Wassermärkte mit einer nachhaltigen Grundwassernutzung vereinbar sind, sollen abschließend zusammengefasst werden.

1. In der *Nachhaltigkeitsdebatte* hat Frischwasser zunächst nur eine untergeordnete Rolle gespielt. Die wissenschaftliche Forschung hat sich auf globale Umweltprobleme konzentriert. Mit der Übertragung des Leitbildes auf nationale und regionale Ebene gelangen Ressourcen mit einem regionalen Bezug wie das Grundwasser stärker in den Blickpunkt. Aus dem interdisziplinären Anspruch von Nachhaltigkeit haben sich spezielle Sichtweisen auf das Problem und verschiedene Nachhaltigkeitskonzeptionen aus Sicht der jeweiligen Fachdisziplinen etabliert. Eine nachhaltige Entwicklung ist ethisch begründet und fordert gleiche Lebenschancen für die heute und die erst in der Zukunft lebenden Menschen. Die langfristige Perspektive und die Forderung, Natur mit nachfolgenden Generationen in fairer Weise zu teilen, stehen im Mittelpunkt von Nachhaltigkeit. In der ökonomischen Theorie hat sich die ökologische Ökonomie als neue Forschungsrichtung neben der traditionellen Umwelt- und Ressourcenökonomie etabliert. Sie versteht sich als Gegenposition zur anthropozentrisch orientierten Neoklassik und nimmt eine ökologisch orientierte Sichtweise ein, die gesellschaftliche Interessen jenseits ökonomischer Effizienzbetrachtungen betont.

2. *Intergenerative Gerechtigkeit* wird in der Nachhaltigkeitsdebatte mit einem mindestens konstanten gesellschaftlichen Kapitalstock gleichgesetzt. Die Operationalisierung eines *konstanten Kapitalstocks* stößt auf bislang ungelöste Probleme. Aus der Forderung nach einer Konstanz des Kapitalstocks kann nicht abgeleitet werden, die heutigen Bestände des Grundwassers müssten erhalten bleiben. Eine Bewahrung der heutigen Bestände natürlicher Ressourcen wäre willkürlich und kann aufgrund bestehender Substitutionsmöglichkeiten und den Chancen des technischen Fortschritts nicht überzeugen. Selbst in mehreren Perioden sinkende Grundwasserbestände sind nicht zwangsläufig mit einer Verletzung des Ziels Nachhaltigkeit verbunden. Im langfristigen Trend sinkende Grundwasserbestände und eine zunehmende Verschmutzung des Grundwassers sind mit einer nachhaltigen Entwicklung dagegen nicht vereinbar. Abbau und Verschmutzung des Grundwassers sind weitgehend irreversibel, mit Unsicherheit über die langfristigen Folgen verbunden und stehen im Widerspruch zu dem Ziel, nachfolgenden Generationen keine unkompensierten Kosten aufzuerlegen.

3. Die ökonomischen Nachhaltigkeitsparadigmen von „*schwacher*“ und „*starker*“ *Nachhaltigkeit* sind theoretisch nicht widerlegbar und empirisch nur unzureichend überprüfbar. Sie markieren extreme Positionen eines denkbaren Spektrums von Substitutionsmöglichkeiten natürlicher Ressourcen. Die Frage der Substituierbarkeit von natürlichen Ressourcen kann nicht pauschal beantwortet werden und muss mit Bezug auf die spezielle Bedeutung der Ressource im jeweiligen Kontext beurteilt werden. Wasser ist im häuslichen Gebrauch, in der industriellen Produktion und in der landwirtschaftlichen Nutzung auf unterschiedliche Weise durch natürliche Ressourcen, Arbeit oder Kapital substituierbar. Die Substituierbarkeit in einzelnen Verwendungszwecken lässt dennoch keine Aussage darüber zu, ob auch das Grundwasser als natürliche Ressource substituierbar ist. Nur ein Teil der natürlichen Regeneration kann als „*blaues*“ Wasser für den Menschen nutzbar gemacht werden. Der überwiegende Teil wird als „*grünes*“ Wasser direkt von dem Boden und den Pflanzen aufgenommen. Ausgangspunkt für die ökonomische Analyse eines nachhaltigen Managements von Grundwasserressourcen muss die Beantwortung der Frage sein, inwieweit Grundwasser als „*grünes*“ Wasser ökologische Funktionen erfüllt, für die es keine technischen Substitute gibt, und welcher Teil des Grundwassers „*blaues*“ Wasser ist, das ohne Beeinträchtigung der ökologischen Funktionen genutzt werden kann.

4. Die Idee eines „*kritischen Naturvermögensbestandes*“ postuliert ein positives Bestandsniveau natürlicher Vermögenskomponenten, dessen Unterschreiten mit der Verletzung des Ziels einer nachhaltigen Entwicklung verbunden ist. Schwache und starke Nachhaltigkeit geben unterschiedliche Antworten auf die Frage, ob ein solcher kritischer Vermögensbestand existiert. Eine realistische Nachhaltigkeitskonzeption muss als Kompromissformel akzeptieren, dass kritische Bestände des natürlichen Kapitals erhalten bleiben müssen, oberhalb der kritischen Bestände aber Substitutionsmöglichkeiten bestehen. Für Grundwasserressourcen ist ein kritisches Bestandsniveau nicht immer eindeutig zu bestimmen. Das legt einen vorsichtigen Umgang mit der Ressource und die Erhaltung eher großer Bestände nahe.

5. Die *funktionenorientierte Betrachtung* hat gezeigt, dass nicht der physische Bestand an natürlichen Ressourcen und auch nicht monetär bewertete Größen entscheidend für eine Konstanz des Kapitalstocks sind. Ausschlaggebend ist, welche Funktionen natürliche Ressourcen für den Menschen und im Naturhaushalt erfüllen. Geht man bei dem Begriff des natürlichen Kapitals von den Funktionen aus, die natürliche Ressourcen erfüllen, dann ist dies durchaus vereinbar mit abnehmenden physischen Beständen und Beeinträchtigungen der Umweltqualität, solange die Funktionen erhalten bleiben. Mit der Sicherung von Funktionen kann die Notwendigkeit verbunden sein, die Bestände natürlicher Ressourcen zu vergrößern oder Maßnahmen zur Verbesserung der Umweltqualität einzuleiten. Die lebenserhaltenden Funktionen der Natur definieren den kritischen Naturvermögensbestand, dessen Unterschreiten unweigerlich mit der Verletzung des Ziels einer nachhaltigen Entwicklung verbunden ist. Substitute für natürliche Ressourcen sollten Substitute in einem umfassenden Sinn sein, die jedem Menschen zugänglich, tatsächlich und nicht nur potentiell verfügbar sind und alle Ressourcenfunktionen ersetzen.

6. Ein nachhaltiger Umgang mit Grundwasser muss die *Besonderheiten der Ressource* berücksichtigen und im Einklang mit den allgemeinen Forderungen einer nachhaltigen Entwicklung stehen. Grundwasser sind in den hydrologischen Kreislauf eingebunden. Der regenerative Charakter resultiert aus der Stellung im hydrologischen Kreislauf und ist nicht unmittelbar abhängig vom Bestand. Neben der Niederschlagshäufigkeit sind die Durchlässigkeit und Aufnahmefähigkeit des Bodens von entscheidender Bedeutung für die *Grundwasserneubildung*. Die natürliche Regeneration ist im Verhältnis zum Bestand gering. Grund- und Oberflächenwasser stehen in ständigen Austauschbeziehungen. Die Entnahme von Grundwasser geht letztlich immer auch auf Kosten der Verfügbarkeit von Oberflächen-

wasser. Eine Gefährdung der Grundwasserbestände durch Entnahmen muss empirisch in einer Bestandsaufnahme vor Ort ermittelt werden. In küstennahen Regionen und bei fragilen geologischen Formationen ist das Gefährdungspotential höher.

7. Grundwasser sind im natürlichen, anthropogen unbelasteten Zustand von unterschiedlicher *Qualität*. Sie weisen regional deutlich abweichende Belastungsempfindlichkeiten auf. Die überdeckenden Bodenschichten entfalten unterschiedliche Schutzwirkungen. Angestrebtes Qualitätsziel für das Grundwasser ist in Deutschland die natürliche Beschaffenheit. Eine regional differenzierte Grundwasserschutzkonzeption, die nur in Wasserschutzgebieten erhöhte Schutzanforderungen für das Grundwasser vorschreibt, hat dazu geführt, dass nur die für die Trinkwasserversorgung genutzten Vorkommen ausreichend geschützt sind. Flächendeckend ist es zu einem deutlichen Anstieg der anthropogenen Belastungen gekommen. Immissionsstandards für den maximalen Eintrag von Schadstoffen sind für das Grundwasser nicht definiert. Das Qualitätsziel der natürlichen Beschaffenheit sollte aus der Perspektive Nachhaltigkeit trotz anthropogener Belastungen beibehalten und flächendeckend angestrebt werden. Überzeugende alternative Qualitätsstandards gibt es bislang nicht. Anthropogene Belastungen des Grundwassers sind wegen des langfristigen Wirkungshorizonts weitgehend irreversibel. Unsicherheiten über die Wirkungszusammenhänge anthropogener Stoffe im Untergrund verleihen dem vorsorgenden Grundwasserschutz ein besonderes Gewicht. Der Raum für ökonomische Abwägungen im Sinne alternativer Qualitätsstandards ist für das Grundwasser eingengt. Das einheitliche Umweltqualitätsziel der natürlichen Beschaffenheit kann mit einem regional differenzierten Schutzaufwand erreicht werden, der sich an der jeweiligen Belastungsempfindlichkeit orientiert. Als Ressource für die Versorgung mit qualitativ hochwertigem Frischwasser kann dauerhaft nur ein funktionsfähiges Biotop Grundwasser mit intakten Organismengemeinschaften dienen. Grundwasser muss als integrierter Teil des hydrologischen Kreislaufs und des Managements von Wasserressourcen betrachtet werden. Veränderungen im System Grundwasser wirken sich langfristig immer auf andere Wassersysteme aus und umgekehrt.

8. *Nachhaltigkeitsindikatoren* sollen Aussagen ermöglichen, ob die am Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung orientierten Ziele erreicht sind oder nicht. Mit Bezug auf die Ressource Wasser wird oft der von Falkenmark entwickelte Wasserknappheits-Index als Nachhaltigkeitsindikator genannt. Der Index spiegelt letztlich nur die sich abzeichnende quantitative Frischwassersituation als Reflex einer wachsenden Bevölkerung wider. Auch in

einer erweiterten Version ist der Falkenmark-Index nur bedingt als Nachhaltigkeitsindikator geeignet. Ein Nachhaltigkeitsindikator für die Wassernutzung sollte potentielle Nutzungsmöglichkeiten und ökologische Aspekte der Ressourcennutzung einbeziehen sowie das Verhältnis von anthropogener Wassernutzung zur natürlichen Regeneration berücksichtigen. Letztlich ist für die Beurteilung der wasserwirtschaftlichen Situation nicht die absolute Verbrauchsmenge entscheidend, sondern wie stark ein nutzbares Potential bereits ausgeschöpft ist und ob ökologische Beeinträchtigungen mit der Ressourcennutzung verbunden sind.

9. Das entwickelte *Modell einer nachhaltigen Grundwassernutzung* beinhaltet ein integriertes Ressourcenmanagement, die Verwirklichung des Menschenrechts auf Wasser und die Betrachtung von Wasser als ökonomisches Gut. Ein *integriertes Ressourcenmanagement* ist durch eine ganzheitliche, holistische Sichtweise gekennzeichnet und berücksichtigt das komplexe Wirkungsgefüge der Grundwassernutzung in allen Zusammenhängen. Eine integrierte Sichtweise bezieht die ökologische, die ökonomische und die soziale Dimension der Ressourcennutzung in die Nutzungsentscheidung ein, den Zusammenhang zwischen Grundwassermenge und Grundwasserqualität und die Interdependenzen zwischen Grund- und Oberflächenwasser. Eine integrierte Sichtweise steht auch für die Überwindung der angebotsseitig orientierten ingenieurwissenschaftlichen Perspektive der Grundwassernutzung und die Ergänzung durch Instrumente der Nachfragesteuerung.

10. Die essentielle Bedeutung von Wasser in einzelnen Verwendungen erfordert eine klare Prioritätensetzung für bestimmte Nutzungen. Die Verwirklichung des *Menschenrechts auf Wasser* wird als Ziel schon seit längerem angestrebt. Trotz intensiver Bemühungen konnte es bislang nicht für alle Menschen verwirklicht werden. Für die heute lebenden Menschen kann die erforderliche Menge Frischwasser zur Befriedigung der Grundbedürfnisse relativ genau bestimmt werden. Über die Präferenzen der in Zukunft lebenden Menschen sind wir auf Vermutungen angewiesen. Man kann aber davon ausgehen, dass die Grundbedürfnisse sich nicht wesentlich von den heutigen unterscheiden werden. Eine nachhaltige Ressourcennutzung sollte auf die Befriedigung der Grundbedürfnisse mit Frischwasser für die heute lebenden Menschen ausgerichtet sein, ohne die Möglichkeiten dazu für die erst in Zukunft lebenden Menschen einzuschränken. Um dauerhaft die Verfügbarkeit einer ausreichenden Menge Frischwasser sicherzustellen, müssen natürliche Grenzen für die Ressourcennutzung akzeptiert werden.

11. *Wasser als ökonomisches Gut* zu betrachten ist damit verbunden, die Knappheit der Ressource und den ökonomischen Wert in konkurrierenden Verwendungsalternativen zu berücksichtigen. Frischwasser ist eine regionale Ressource, die Lösung des Allokationsproblems muss im regionalen Kontext erfolgen. Die Frage der Gutseigenschaft von Wasser kann nicht eindeutig beantwortet werden. Wasser durchläuft im Laufe seiner Nutzbarmachung unterschiedliche Gutseigenschaften. Ob Wasser ein privates oder ein öffentliches Gut ist, hängt letztlich davon ab, welche der vielfältigen Funktionen man betrachtet. Wasser als ökonomisches Gut und die Verwirklichung des Menschenrechts auf Wasser stehen nicht in einem unlösbaren Widerspruch. Die unerwünschten Folgen hoher Wasserpreise können z.B. durch Gewährung eines Wassergeldes in ökonomisch effizienter Weise abgefedert werden.

12. In einer ökonomischen Perspektive ist die Wassernutzung ein *Allokationsproblem*. Solange Wasser in ausreichenden Mengen vorhanden ist, spielt ein Markt für den Rohstoff Wasser nur eine untergeordnete Rolle. Erst bei Knappheit von Wasser müssen Entscheidungen getroffen werden, wie die knappe Ressource auf konkurrierende Nutzungsansprüche verteilt werden soll. Wo Wasser einen limitierenden Faktor für die gesellschaftliche Wohlfahrt darstellt, ist die Zuteilung der knappen Mengen auf konkurrierende Verwendungen und die Effizienz der Ressourcennutzung von entscheidender Bedeutung. Als *Wassermarkt* wird oft pauschal die Trinkwasserversorgung und die Abwasserentsorgung eines Landes oder einer Region bezeichnet. Im Vordergrund der ökonomischen Analyse steht dann die Effizienz der Leistungserstellung. Wassermärkte können also sowohl Rohstoff- als auch Dienstleistungsmärkte sein.

13. Die Wassernutzung ist in Deutschland durch eine öffentliche Benutzungsordnung geregelt. Die *Trinkwasserversorgung* ist überwiegend staatlich organisiert und schließt Wettbewerb bislang aus. Die staatlichen Wasserversorgungsmonopole sind vor privatwirtschaftlicher Konkurrenz gut geschützt. Im Vergleich zu anderen Staaten weist die kleinteilige und zersplitterte Struktur darauf hin, dass Größenvorteile nur unzureichend ausgeschöpft werden. Deutsche Wasserversorger sind in den bestehenden Strukturen nur unzureichend international konkurrenzfähig und dem Vorwurf der Ineffizienz ausgesetzt. Durch den Zuschnitt der Versorgungsgebiete nach den Verwaltungsgrenzen wird die optimale Betriebsgröße allenfalls zufällig erreicht. Für die öffentlichen Unternehmen in geschützten Monopolen besteht aufgrund des fehlenden Konkursrisikos und der Möglichkeit, ein überhöhtes

Kostenniveau auf den Verbraucher abzuwälzen, nur eingeschränkt der Anreiz zur Optimierung der Versorgungsgebiete nach ökonomischen Kriterien.

14. Die *Wasserpreise* sind in Deutschland in einem internationalen Vergleich hoch und weisen die stärksten Wachstumsraten auf. Sie stehen in der öffentlichen Kritik. Von einem pauschalen Vergleich der Kubikmeterpreise kann jedoch nicht auf die Effizienz der Anbieter geschlossen werden. Bei internationalen Wasserpreisvergleichen müssen Faktoren wie Versorgungsqualität und Versorgungssicherheit sowie Gesundheits- und Umweltschutzvorschriften berücksichtigt werden. Stärker als in früheren Jahren hat die Diskussion über die Wasserpreise die Aufmerksamkeit der Wasserversorger auf die Kostenseite der Leistungserstellung gelenkt. Die als „Quasi-Wettbewerb“ bezeichneten Faktoren können allerdings einen Wettbewerbsmärkten vergleichbaren Druck zu Kostendisziplin nicht ausüben. Nicht genutzte Rationalisierungs- und Kosteneinsparpotentiale führen zu überhöhten Wasserpreisen, binden volkswirtschaftliche Ressourcen und stellen die internationale Konkurrenzfähigkeit der deutschen Wasserwirtschaft in Frage. Die Einbindung von privatem Kapital und know-how gewinnt in der Wasserwirtschaft weltweit an Bedeutung. Trotz des hohen technischen Niveaus läuft die deutsche Wasserwirtschaft Gefahr, vom Wachstum des internationalen Wassermarktes nicht zu profitieren.

15. *Kostendeckende Wasserpreise* nach einem volkswirtschaftlichen Kostenbegriff müssen über die betriebswirtschaftlichen Kosten hinaus Umwelt- und Ressourcenkosten beinhalten. Bislang geschieht dies allenfalls in Ansätzen. Mit der Wasserrahmenrichtlinie geht von europäischer Ebene ein bedeutender Anstoß zur systematischen Einbeziehung der Umwelt- und Ressourcenkosten in die Wasserpreise aus. Bis zum Jahr 2010 sollen die Mitgliedsstaaten kostendeckende Wasserpreise für Wasserdienstleistungen einschließlich der Umwelt- und Ressourcenkosten erheben. Das erfordert eine systematische Erfassung und Monetarisierung von Gewässernutzungen und gewässerbelastenden Aktivitäten, die bislang nur eingeschränkt möglich sind. Das umweltökonomische Instrumentarium muss im Hinblick auf eine Operationalisierung für die Wasserwirtschaft und die Entwicklung von praktikablen Verfahren mit einem konkreten Anwendungsbezug weiterentwickelt werden.

16. *Liberalisierung und Privatisierung* der Wasserwirtschaft zielen darauf ab, staatliche Eingriffe in das Marktgeschehen zu reduzieren und die *Effizienz* der Leistungserstellung zu erhöhen. Privatisierung ist mit der Übertragung einer öffentlichen Aufgaben auf Private oder mit veränderten Eigentumsverhältnissen verbunden. Durch eine Liberalisierung wird ein

bisher vor Wettbewerb geschützter Markt für Konkurrenz geöffnet. Wettbewerb soll zu einer Optimierung der Versorgungsgebiete nach ökonomischen Kriterien führen. Die Erfahrungen mit der Liberalisierung und Privatisierung anderer leitungsgebundener Industrien können nur bedingt auf die Wasserwirtschaft übertragen werden. Die Wasserwirtschaft weist eine Reihe von Besonderheiten auf, die sie von anderen leitungsgebundenen Industrien unterscheidet. Gesundheits- und umweltpolitische Ziele, die berücksichtigt und gesichert werden müssen, stehen aber nicht in einem Widerspruch zu Wettbewerb in der Wasserversorgung. Die Ziele müssen unabhängig von der Organisationsform der Wasserversorgung formuliert und mit den für die Zielerreichung am besten geeigneten Instrumenten verwirklicht werden. Defizite im Bereich des Gewässerschutzes können nicht als Argument gegen eine Liberalisierung des Wassermarktes herangezogen werden. Die Kosten von freiwillig wahrgenommenen Umweltschutzaufgaben durch Wasserversorger werden bei einer Aufgabenerfüllung durch Private erstmals transparent.

17. Die in Deutschland diskutierten *Wettbewerbsmodelle* unterscheiden sich im Ausmaß der erforderlichen Veränderungen bestehender Strukturen. Wettbewerb oder wettbewerbsähnliche Elemente können auch im heute bestehenden Ordnungsrahmen eingeführt werden. Einzelne Vorschläge setzen allerdings weitreichende Veränderungen des institutionellen Rahmens voraus. Bei einem „*Wettbewerb im Markt*“ handelt es sich um einen Wettbewerb verschiedener Anbieter um den Kunden und einen Kostenwettbewerb mit Preis- und Leistungsvergleichen. Voraussetzungen für einen Wettbewerb im Markt sind die Streichung der wettbewerbslichen Ausnahmeregelung des GWB sowie der Verzicht der Gemeinden auf die Verhängung von Anschluss- und Benutzungszwängen. Der Kunde wählt die für ihn kostengünstigste Versorgungslösung entsprechend seiner individuellen Präferenzen. Die höchste Wettbewerbsintensität wird von einem Durchleitungswettbewerb („*common carriage*“) erwartet. Von Seiten der Wasserwirtschaft werden Bedenken bezüglich der Mischbarkeit von Wässern geäußert, die allerdings nicht überzeugen können. Die Einspeisung und Durchleitung von Wasser ist bereits tägliche Praxis in der Wasserversorgung. Die wirkliche Neuerung eines Durchleitungswettbewerbs wäre, dass regionale Wasserversorger Konkurrenten den Zugang zum eigenen Leitungsnetz auch gegen die eigenen Interessen ermöglichen müssen. Neben dem bereits bestehenden technischen Regelwerk für die Einspeisung und Durchleitung von Wasser müssten Wettbewerbsregeln für einen diskriminierungsfreien Zugang zu den Netzen und die dafür in Rechnung gestellten Kosten definiert werden. Dies hat sich als schwierige und bislang ungelöste Aufgabe herausgestellt, weil

Wasserversorger kein Interesse haben, Konkurrenten den Zugang zum eigenen Versorgungsnetz und damit den Weg zum Kunden leicht zu machen. Ohne geeignete Wettbewerbsregeln sind die Chancen für einen funktionierenden Wettbewerb im Wassermarkt gering.

18. Ein „*Wettbewerb um den Markt*“ ist eine in Deutschland bereits mögliche und teilweise auch praktizierte Form des Wettbewerbs. Mit der Vergabe von Konzessionen werden befristete Monopole für ein Versorgungsgebiet in einem auktionsähnlichen Verfahren vergeben. Diese Form des Wettbewerbs ist realisierbar unter Beibehaltung der Gebietsmonopole und des Anschluss- und Benutzungszwangs und setzt den Gebietsschutz bis zu einem Grad sogar voraus. Die Erfahrungen mit einem Wettbewerb um den Markt im Ausland sind überwiegend positiv und zeigen, dass ein Ausschreibungswettbewerb private Unternehmen hinsichtlich der Qualität der Leistung sowie der Preissetzung disziplinieren kann. Problematisch ist die geringe Zahl der Bieter, was Absprachen begünstigt. Durch die enge Bindung zwischen Gemeinde und Unternehmen findet die Ablösung eines Unternehmens bei einer Folgeausschreibung durch einen Konkurrenten kaum statt. In Deutschland können die Gemeinden frei über die Form der Aufgabenerfüllung entscheiden. Ein Wettbewerb um den Markt könnte forciert werden, indem eine Ausschreibungspflicht für die Gemeinden eingeführt wird, die entweder generell besteht oder immer dann greift, wenn offensichtliche Wirtschaftlichkeitsdefizite bestehen.

19. *Handelbare Wasserentnahmerechte* und ein Wettbewerb um den Rohstoff Wasser wurden in Deutschland schon vor einiger Zeit in die Diskussion gebracht. Die Vorschläge zielen auf eine effizientere Allokation von Wassernutzungsrechten gegenüber dem bestehenden System einer staatlichen Zuteilung. Handelbare Wasserentnahmerechte wurden in jüngster Zeit auch als Instrument für eine nachhaltige Wassernutzung vorgeschlagen. Durch eine Reallokation der genutzten Mengen kann auf die Erschließung neuer Quellen mit ökologisch negativen Auswirkungen verzichtet werden. Ein flexibles Ressourcenmanagement mit der Möglichkeit zum Handel auf Märkten ermöglicht Wohlfahrtssteigerungen gegenüber einem staatlichen Verteilungssystem. *Reine Marktlösungen* mit einem sich selbst überlassenen Marktmechanismus scheiden jedoch aus. Auf einem Markt wird auch bestimmt, in welchem Umfang Ressourcen genutzt werden. Marktlösungen, die weder für den Eintrag von Schadstoffen noch für die entnommenen Mengen Grenzen vorgeben, führen wegen der Eigenschaften von Wasserressourcen als öffentliche Güter zu suboptimalen Lösungen. Das aus dem Leitbild Nachhaltigkeit abgeleitete Ziel, Gewässer dauerhaft in

Menge und Qualität zu sichern, erfordert Grenzen für die Nutzung und schließt reine Marktlösungen mit einem sich selbst überlassenen Markt ohne staatliche Interventionen als Allokationsmechanismus aus.

20. Eine höhere Effizienz der Ressourcennutzung gegenüber einer staatlichen Verteilung kann durch *marktanaloge Verfahren* und einem an Mengenzielen ausgerichteten Einsatz ökonomischer Instrumente erzielt werden. Der Staat bestimmt den Umfang der Ressourcennutzung. Mit dem Ziel der Nachfragesteuerung kann eine Steuer erhoben werden, die den Umfang der Ressourcennutzung auf die angestrebte Menge begrenzt (*Preislösung*). Die in Deutschland erhobenen Wasserentnahmeentgelte sind kein Allokationsinstrument im Sinne einer „reinen“ Abgabenslösung. Sie orientieren sich nicht an den jeweiligen Knappheiten vor Ort und sind nicht auf regionale Mengenziele ausgerichtet. Grundlegendes Bewirtschaftungsprinzip ist trotz der Erhebung von Wasserentnahmeentgelten ein staatlich bürokratisches Zuteilungsverfahren. Die Wasserentnahmeentgelte sind lediglich eine flankierende Maßnahme.

21. Alternativ kann der Staat Zertifikate bzw. Lizenzen für die Ressourcennutzung ausgeben, die auf Märkten handelbar sind (*Mengenlösung*). Handelbare Zertifikate sollen die Erreichung eines umweltpolitischen Mengenziels mit minimalen Kosten ermöglichen. Zertifikate für Schadstoffemissionen werden heute vorwiegend als Instrument für den globalen Klimaschutz diskutiert. Der Staat legt ein Immissionsziel fest und ermittelt die damit vereinbare maximale Emissionsmenge. In diesem Umfang werden Emissionsrechte in Umlauf gebracht. Für die Sicherung der Grundwasserqualität kommt ein Zertifikatesystem nicht in Frage, weil für das Grundwasser Immissionsstandards nicht definiert sind und eine hinreichende Kenntnis der Diffusionsbeziehung zwischen Emission und Immission nicht besteht. Auf den Bereich der quantitativen Wassernutzung ist das Modell handelbarer Zertifikate dagegen gut übertragbar und ermöglicht die Etablierung eines Marktes für handelbare Grundwasserentnahmerechte. Der Staat bestimmt die maximale Entnahmemenge und überlässt die Verteilung auf die rivalisierenden Nutzungsmöglichkeiten dem Markt. Ein Zertifikat verbrieft z.B. das Recht, in einer Periode eine bestimmte Menge Grundwasser einer Ressource oder einem Brunnen zu entnehmen. Ökologische Belange einer Region können in die Entscheidung über die Entnahmemenge und die konkrete Ausgestaltung der Nutzungsrechte einfließen. Der wesentliche Unterschied gegenüber dem heute bestehenden administrativen Verfahren für die Wassernutzung ist die Transferierbarkeit des Nutzungs-

rechts. Die Rechte können veräußert und auf Märkten gehandelt werden, wo sie einen Preis erzielen.

22. Von besonderer Bedeutung für einen Zertifikatemarkt sind das Verfahren der erstmaligen *Vergabe* und die *Gültigkeitsdauer*. Für ein „Grandfathering“ nach den bestehenden Rechten sprechen bei handelbaren Grundwasserentnahmerechten eine Reihe von Gründen. Eingriffe in bestehende Rechte nach dem Wasserhaushaltsgesetz und Entschädigungspflichten können vermieden werden. Für Unternehmen, die auf das Grundwasser als essentielle Ressource angewiesen sind, entstehen keine Kostenbelastungen, die sie in ihrer Existenz gefährden könnten. Eine langfristige Gültigkeitsdauer der Nutzungsrechte ist für den Bereich der Grundwassernutzung gegenüber einer kurzfristigen Laufzeit zu bevorzugen, weil der Aspekt Planungssicherheit im Bereich der Grundwassernutzung aufgrund der erforderlichen Investitionen in Anlagen mit einer langen Amortisationsdauer von großer Bedeutung ist.

23. Die *regionale Abgrenzung* des Marktes für handelbare Wasserentnahmerechte erfordert eine differenzierte Vorgehensweise im jeweiligen regionalen Kontext. Ein regionaler Wassermarkt sollte sich an den naturräumlichen Gegebenheiten orientieren. Die Grundwasserentnahmerechte werden durch Fachbehörden definiert und beziehen sich auf konkrete Entnahmestellen. Als Anbieter der Entnahmerechte kommen neben den Fachbehörden auch regionale oder lokale Behörden in Frage. Grundsätzlich sollte jeder Grundwassernutzer zum Kauf eines Zertifikats verpflichtet sein. Die Freistellung von Kleinstentnahmen kann aus Kosten-Nutzen-Überlegungen allerdings sinnvoll sein. Die Transferierbarkeit des entnommenen Wassers in andere Regionen kann eingeschränkt werden, indem nur ein Teil des Nutzungsrechts als vollständiges Konsumrecht ausgestaltet ist. Auf dem Markt für Wasserentnahmerechte können Rechte dauerhaft übertragen werden oder temporär zur Überbrückung von Engpässen. Die Anzahl der Marktteilnehmer sollte möglichst groß sein, damit ein ausreichendes Angebot besteht und kein Marktteilnehmer über Marktmacht verfügt. Auf einem Konkurrenzmarkt verhalten sich die Akteure als Preisnehmer. Sie bieten Nutzungsrechte an, wenn der Marktpreis über den eigenen Einspar- und Substitutionskosten liegt und fragen Rechte nach, wenn die Kosten höher als der Marktpreis sind. Bei einem funktionierenden Marktmechanismus steht der Inhaber von Zertifikaten regelmäßig vor der Entscheidung, die Ressource zu nutzen oder das Zertifikat am Markt zu verkaufen und in Einspar- bzw. Substitutionsmöglichkeiten zu investieren. Die Marktpreise spiegeln die Opportunitätskosten der Ressourcennutzung wider.

24. *Wassermärkte* sind ein Instrument, die Effizienz der Wassernutzung zu steigern und eine Reallokation der genutzten Mengen hin zu höherwertigen Verwendungszwecken herbeizuführen. Markttransaktionen finden immer dann statt, wenn Käufer und Verkäufer den Transfer als vorteilhaft gegenüber der aktuellen Situation betrachten und ökonomische Gewinne aus einer Neuverteilung erwarten. Fehlende oder falsche Preissignale führen zu allokativ verzerrten Strukturen in der Wassernutzung und wirken sich negativ auf die Effizienz der Ressourcennutzung aus. In Regionen mit extremer Wasserknappheit gibt es eine lange Tradition mit Wassermärkten. Auf erfolgreichen Wassermärkten wurden Regeln für den Handel entwickelt, die auf die Sicherstellung öffentlicher Belange ausgerichtet sind und die Befriedigung privater Bedürfnisse ermöglichen.

25. Nutzungskonflikte um die Ressource Wasser dürfen nicht auf Kosten des Gewässerschutzes ausgetragen werden. *Wettbewerb in der Wasserwirtschaft* ist nicht zwangsläufig mit der Preisgabe bestehender Ziele verbunden. Wassermärkte bedürfen eines geeigneten Regulierungsrahmens, der gesellschaftliche Ziele sichert. Neben den traditionellen Zielen des Umwelt- und Gesundheitsschutzes müssen mit dem Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung langfristige Erhaltungsziele für Wasserressourcen formuliert werden. Dies gilt sowohl für die Belastung von Gewässern mit Schadstoffen als auch für Wasserentnahmen. Wassermärkte stehen insofern im Einklang mit den Zielen einer nachhaltigen Entwicklung, als sie einen effizienten Umgang mit der knappen Ressource Wasser fördern. Effizienz ist zwar keine hinreichende Bedingung für eine nachhaltige Wassernutzung. Generell kann man aber davon ausgehen, dass eine ineffiziente Nutzung von Wasser nicht mit den Zielen einer nachhaltigen Wasserwirtschaft zu vereinbaren ist.

Literaturverzeichnis

- Acker-Widmaier, G.* (1999): Intertemporale Gerechtigkeit und nachhaltiges Wirtschaften: Zur normativen Begründung eines Leitbildes, Dissertation, Tübingen.
- Agenda 21* (1992): Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung, Rio de Janeiro im Juni 1992. Hrsg. vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit in der Reihe - Dokumente -, Bonn.
- Aguilera-Klink, F.* (1994): Some Notes on the Misuse of Classic Writings in Economics on the Subject of Common Property, in: *Ecological Economics* 9, S.221-228.
- Aguilera-Klink, F., Perez-Moriana, E., Sanchez-Garcia, J.* (2000): The Social Construction of Scarcity. The Case of Water in Tenerife (Canary Islands), in: *Ecological Economics* 34, S.233-245.
- Alley, W.M., Reilly, T.E., Franke, O.L.* (1999): Sustainability of Ground-Water Resources, Denver.
- Anderson, T.L.* (1983): Water Rights; Scarce Resource Allocation, Bureaucracy, and the Environment, San Francisco.
- Anderson, T.L.* (1985): The Market Alternative for Hawaiian Water, in: *Natural Resources Journal*, Vol. 25, October, S.893-910.
- Anderson, T.L., Leal, D.R.* (1991): Free Market Environmentalism, San Francisco.
- Anderson, T.L. (ed.)* (1994): Continental Water Marketing, Pacific Research Institute for Public Policy, San Francisco.
- Anderson, T.L., Burt, O.R., Fractor, D.T.* (1983): Privatizing Groundwater Basins, A Model and its Application, in: Anderson, T.L.: Water Rights; Scarce Resource Allocation, Bureaucracy, and the Environment, San Francisco.
- Arneson, R.J.* (1989): Equality and Equal Opportunity for Welfare, in: *Philosophical Studies*, Vol. 56, S.77-93.
- Arneson, R.J.* (1990): Liberalism, Distributive Subjectivism, and Equal Opportunity for Welfare, in: *Philosophy & Public Affairs*, Vol. 19, Nr. 1, S.158-194.
- Arrow, K.J., Chang, S.* (1982): Optimal Pricing, Use, and Exploration of Uncertain Natural Resource Stocks, in: *Journal of Environmental Economics and Management*, No. 9, S.1-10.
- Asheim, G.B., Buchholz, W.* (2000): The Hartwick Rule: Myths and Facts, Oslo/Regensburg.

- Asheim, G.B., Buchholz, W., Tungodden, B.* (2001): Justifying Sustainability, in: *Journal of Environmental Economics and Management* No. 41, S.252-268.
- Atkinson, G. et al.* (1997): *Measuring Sustainable Development: Macroeconomics and the Environment*, Cheltenham/Lyme.
- Bals, H., Nölke, A.*(1990): Volkswirtschaftliche Kosten und kommunale Gebühren, in: *Kommunale Steuerzeitschrift*, Heft 11/12, 39. Jahrgang, S.201-225.
- Barbier, E.B.* (1999): Endogenous Growth and Natural Resource Scarcity, in: *Environmental and Resource Economics* 14, S.51-74.
- Barraqué, B.* (1998): Europäische Antwort auf John Briscoes' Bewertung der deutschen Wasserwirtschaft, *GWf Wasser/Abwasser* 139, Nr.6, S.360-366.
- Bauer, C.J.* (1998): *Against the Current: Privatization, Water Markets, and the State in Chile*, Boston.
- Baumgartner, A., Liebscher, H.-J.* (1996): *Allgemeine Hydrologie, Quantitative Hydrologie*, 2. Auflage, Berlin.
- Baumol, W.J., Oates, W.E.* (1971): The Use of Standards and Prices for the Protection of the Environment, in: *Swedish Journal of Economics*, Vol. 73, S.42-54.
- Baumol, W.J., Panzar, J.C., Willig, R.D.* (1982): *Contestable Markets and the Theory of Industry Structure*, New York.
- Beckenbach, F. et al.(Hrsg.)* (1999): *Jahrbuch ökologische Ökonomik, Band 1, Zwei Sichtweisen auf das Umweltproblem: Neoklassische Umweltökonomik versus Ökologische Ökonomik*, Marburg.
- Bergmann, E., Kortenkamp, L.* (1988): *Ansatzpunkte zur Verbesserung der Allokation knapper Grundwasserressourcen*, Opladen.
- Berkes, F. (ed.)* (1989): *Common Property Resources, Ecology and Community-Based Sustainable Development*, London.
- Beudt, J. (Hrsg.)* (1997): *Grundwasser-Management: Schutz - Reinigung - Sanierung*, Berlin/Heidelberg.
- Beudt, J. (Hrsg.)* (1998): *Präventiver Grundwasser- und Bodenschutz. Europäische und nationale Vorgaben*, Berlin/Heidelberg.
- BGW (Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft)* (1997): *Grenzen des Wassersparens*, in: *Wasser & Boden*, August, Sonderdruck, Bonn.
- BGW (Bundesverband der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft)* (1999): *Wasserstatistik*, Bonn.

- Binswanger, M.* (1995): Sustainable Development: Utopie in einer wachsenden Wirtschaft?, in: ZfU 1, S.1-19.
- Birnbacher, D.* (1988): Verantwortung für zukünftige Generationen, Stuttgart.
- Birnbacher, D., Schicha, C.* (1996): Vorsorge statt Nachhaltigkeit - Ethische Grundlagen der Zukunftsverantwortung, in: Kastenholz, H.G., Erdmann, K.-H., Wolf, M. (Hrsg.): Nachhaltige Entwicklung, Zukunftschancen für Mensch und Umwelt, Berlin.
- Biswas, A.K. (ed.)* (1997): Water Resources: Environmental Planning, Management and Development, New York.
- Biswas, A.K.* (1998): Deafness of Global Water Crisis: Causes and Risks, in: Ambio Vol. 27, No. 6, S.492-493.
- Biswas, A.K.* (2000): The Water Crisis, Current Perceptions and Future Realities, in: Development and Cooperation, S.16-18.
- Bjornlund, H., McKay, J.* (1998): Factors Affecting Water Prices in a Rural Water Market: A South Australian Experience, in: Water Resources Research, Vol. 34, June, S.1563-1570.
- Blankart, C.B.* (1980): Ökonomie der öffentlichen Unternehmen, München.
- Blankart, C.B.* (1998): Öffentliche Finanzen in der Demokratie, 3. Auflage, München.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.)* (1998): Wasserwirtschaft in Deutschland, Berlin.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.)* (2002): Der Wassersektor in Deutschland, Methoden und Erfahrungen, Berlin.
- Börner, A.R.* (1999): Die Strom- und Gasversorgung im XII. Hauptgutachten der Monopolkommission, in: ZögU, Band 22, Heft 3, S.231-255.
- Bös, D.* (1982): Wohlfahrtstheoretische Grundlegung der Preisbildung öffentlicher Unternehmen, in: Blankart, C.B., Faber, M. (Hrsg.): Regulierung öffentlicher Unternehmen, Königstein.
- Bohley, P.* (1977): Gebühren und Beiträge, in: Handbuch der Finanzwissenschaft, Band 2, Tübingen.
- Bonus, H.* (1990): Preis- und Mengenlösungen in der Umweltpolitik, in: Jahrbuch für Sozialwissenschaften, Jg. 41, S.343-358.
- Bonus, H., Häder, M.* (1998): Zertifikate und Neue Institutionenökonomik, in: Bonus, H. (Hrsg.): Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, ZAU, Sonderheft 9, S.32-44.

- Bonus, H., Niebaum, H.* (1998): Voraussetzungen für Umweltzertifikate in Deutschland, in: Bonus, H. (Hrsg.): Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, ZAU, Sonderheft 9, S.225-234.
- Borrmann, J.* (1999): Die Ausschreibung von Monopolstellungen - Probleme und Lösungsansätze, in: ZögU, Band 22, Heft 3, S.256-272.
- Bosold, M.* (1994): Ökologisch orientierte Preisbildung in öffentlichen Unternehmen, Dissertation, Hamburg.
- Brackemann, H. et al.* (2000): Liberalisierung der deutschen Wasserversorgung: Auswirkungen auf den Gesundheits- und Umweltschutz, Skizzierung eines Ordnungsrahmens für eine wettbewerbliche Wasserwirtschaft. Hrsg. durch das Umweltbundesamt, Berlin.
- Brajer, V., Church, A., Cummings, R., Farah, P.* (1989): The Strengths and Weaknesses of Water Markets as they affect Water Scarcity and Sovereignty Interests in the West, *Natural Resource Journal*, Vol. 29, Spring, S.489-509.
- Brenck, A.* (1992): Moderne umweltpolitische Konzepte: Sustainable Development und ökologisch-soziale Marktwirtschaft, in: *ZfU* 4, S.379-413.
- Bretschger, L.* (1999): *Growth Theory and Sustainable Development*, Northampton.
- Briscoe, J.* (1992): Armut und Wasserversorgung: Der Weg voran, in: *Finanzierung & Entwicklung*, S.16-19.
- Briscoe, J.* (1995): Der Sektor Wasser und Abwasser in Deutschland, *GWF Wasser/Abwasser* 136, Nr.8, S.422-432.
- Briscoe, J.* (1996): *Water as an Economic Good: The Idea and What it Means in Practice*, World Bank, Washington D.C.
- Briscoe, J.* (1997): *Managing Water as an Economic Good: Rules and Reformers*, World Bank, Washington D.C.
- Brösse, U.* (1980): Ein Markt für Trinkwasser, in: *ZfU* 3, S.737-755.
- Brösse, U.* (1986): Wasserzins statt Wasserpfeffig, in: *Wirtschaftsdienst*, November, S.566-569.
- Brösse, U., Lohmann, D.* (1994): Nachhaltige Entwicklung und Umweltökonomie, ZAU, Jg.7, S.456-465.
- Bromley, D.W. (ed.)* (1986): *Natural Resource Economics*, Cambridge/Oxford.
- Bromley, D.W.* (1986): Markets and Externalities, in: Bromley, D.W. (ed.), *Natural Resource Economics*, Cambridge/Oxford.

- Bromley, D.W. (ed.)* (1995): *The Handbook of Environmental Economics*, Cambridge/Oxford.
- Brown, G.M.* (2000): Renewable Natural Resource Management and Use without Markets, in: *Journal of Economic Literature*, Vol. XXXVIII (December), S.875-914.
- Brown, G., Deacon, R.* (1972): Economic Optimization of a Single-Cell Aquifer, in: *Water Resources Research*, Vol. 8, June, S.557-564.
- Bundesministerium des Innern (Hrsg.)* (1982): *Wasserversorgungsbericht*, Bonn.
- Burt, O.R.* (1964): Optimal Resource use over Time with an Application to Ground Water, in: *Management Science*, Vol. 11, No. 1, S.80-93.
- Büscher, E. (Hrsg.)* (2001): *Wasserwirtschaft im Aufbruch*, Köln.
- Busch-Lüty, C.* (1995): Nachhaltige Entwicklung als Leitmodell einer ökologischen Ökonomie, in: Fritz, P., Huber, J., Levi, H.G. (Hrsg.): *Nachhaltigkeit in naturwissenschaftlicher und sozialwissenschaftlicher Perspektive*, Stuttgart.
- Butler, D.K.* (2000): Groundwater Resource Assessment, in: *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, September, S.173-188.
- Cabeza Gutez, M.* (1996): The Concept of Weak Sustainability, *Ecological Economics* 19, S.147-156.
- Calder, I.* (1999): *The Blue Revolution – Land Use and Integrated Water Resources Management*, London.
- Cansier, D.* (1981): Umweltschutz und Eigentumsrechte, in: Wegehenkel, L. (Hrsg.): *Marktwirtschaft und Umwelt*, Tübingen.
- Cansier, D.* (1995): Nachhaltige Umweltnutzung als neues Leitbild der Umweltpolitik, in: *Hamburger Jahrbuch für Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik*, Sonderdruck, Hamburg.
- Cansier, D.* (1996a): *Umweltökonomie*, 2. Auflage, Stuttgart.
- Cansier, D.* (1996b): Ökonomische Indikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung, in: Kastenholz, H.G., Erdmann, K.H., Wolff, M. (Hrsg.): *Nachhaltige Entwicklung, Zukunftschancen für Mensch und Umwelt*, Berlin.
- Cansier, D.* (1996c): Umweltschutz und Marktprinzip: Der verfassungsrechtliche Rahmen aus ökonomischer Sicht, in: *ZAU, Sonderheft 8*, S.175-190.
- Cansier, D.* (1997): *Volkswirtschaftliche Grundlagen der Nachhaltigkeit*, Tübinger Diskussionsbeitrag Nr.98, Tübingen.

- Cansier, D.* (1998): Ausgestaltungsformen handelbarer Emissionsrechte und ihre politische Durchsetzbarkeit, in: Bonus, H. (Hrsg.): Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, ZAU, Sonderheft 9, S.97-112.
- Cansier, D., Richter, W.*(1995): Nicht-Monetäre Aggregationsmethoden für Indikatoren der nachhaltigen Umweltnutzung, in: ZAU, Jg.8, S.326-337.
- Cansier, D., Bayer, S.* (1998): Ethische Aspekte der Umwelt- und Ressourcenökonomie, Tübinger Diskussionsbeitrag Nr.140, Tübingen.
- Cansier, D., Bayer, S.* (2003): Einführung in die Finanzwissenschaft, München.
- Chadwick, E.* (1859): Results of Different Principles of Legislation and Administration in Europe; of Competition for the Fields, as compared with Competition Within the Field of Service, in: Journal of the Royal Statistical Society, 22, London, S.381-420.
- Challen, R.* (2000): Institutions, Transaction Costs and Environmental Policy, Institutional Reform for Water Resources, Cheltenham.
- Chan, A.H.* (1989): To Market or Not to Market: Allocation of Interstate Waters, in: Natural Resources Research, Vol. 29, Spring, S.529-547.
- Ciriacy-Wantrup, S.* (1952): Resource Conservation, Economics and Policies, Berkeley.
- Clarke, R.* (1994): Wasser – Die politische, wirtschaftliche, ökologische Katastrophe – und wie sie bewältigt werden kann, München.
- Colby, B.G.* (1995): Regulation, Imperfect Markets, and Transaction Costs: The Elusive Quest for Efficiency in Water Allocation, in: Bromley, D.W. (ed.): The Handbook of Environmental Economics, Cambridge/Oxford.
- Colby, B.G.* (1989): Estimating the Value of Water in Alternative Uses, in: Natural Resources Journal, Vol. 29, Spring, S.511-527.
- Colby, B.G.* (1990): Transaction Costs and Efficiency in Western Water Allocation, in: American Journal of Agricultural Economics 72, S.1184-1192.
- Common, M., Perrings, C.* (1992): Towards an Ecological Economics of Sustainability, in: Ecological Economics 6, S.7-34.
- Costanza, R. (ed.)* (1991): Ecological Economics: The Science and Management of Sustainability, New York.
- Costanza, R. et al.* (1998): The Value of the World's Ecosystem Services and Natural Capital, in: Ecological Economics 25, S.3-15.
- Crocker, K.J., Masten, S.E.* (2000): Prospects for Private Water Provision in Developing Countries: Lessons from 19th Century America, o.O.

- Crouter, J.P.* (1987): Hedonic Estimation Applied to a Water Rights Market, in: *Land Economics*, Vol. 63, No. 3, August, S.259-271.
- Cummings, R.G., Winkelman, D.L.* (1970): Water Resource Management in Arid Environs, in: *Water Resources Research*, Vol. 6, No. 6, December, S.1559-1568.
- Daiber, H.* (1996): Wasserpreise und Kartellrecht, Zur Missbrauchsaufsicht über Wasserversorgungsunternehmen in: *Wirtschaft und Wettbewerb*, Heft 5, S.361-371.
- Daily, G.C.* (1997): *Natures Services, Societal Dependence on Natural Ecosystems*, Washington D.C.
- Idales, J.H.* (1968): Land, Water, and Ownership, *Canadian Journal of Economics*, Reprinted in: Dorfman, R., Dorfman, N.S. (eds.): *Economics of the Environment, Selected Readings*, New York 1993, S.225-240.
- Dally, A.* (1997): *Der Boden, das Wasser und der Mensch*, Wiesbaden.
- Daly, H.E.* (1990): Towards Some Operational Principles of Sustainable Development, in: *Ecological Economics* 2, S.1-6.
- Damrath, H., Cord-Landwehr, K.* (1998): *Wasserversorgung, Leitfaden der Wasserversorgungstechnik für Studium und Praxis*, Stuttgart.
- Dandy, G., Nguyen, T., Davies, C.* (1997): Estimating residential Water Demand in the Presence of Free Allowances, in: *Land Economics* 73(4), November, S.125-139.
- Das Gupta, A.* (1993): Strategic Approach Towards Sustainable Groundwater Resources Development and Management, in: *Water Resources Journal*, March, S.1-7.
- Dasgupta, P., Heal, G.* (1974): The Optimal Depletion of Exhaustible Resources, in: *The Review of Economic Studies*, S.3-28.
- Dasgupta, P.* (1982): *The Control of Resources*, Oxford.
- DaSilva Matos, I., Hofmann, M.* (1997): Wasser und Nachhaltigkeit, *ZAU*, Jg.10, S.230-244.
- DeGroot, R.D.* (1994): Environmental Functions and the Economic Value of Natural Ecosystems, in: Jansson et al. (ed.), *Investing in Natural Capital*, Washington.
- Demsetz, H.* (1964): The Exchange and Enforcement of Property Rights, in: *The Journal of Law and Economics*, Vol. 6, S.11-26.
- Demsetz, H.* (1967): Toward a Theory of Property Rights, in: *The American Economic Review, Papers and Proceedings*, Vol. 52, S.347-359.

- Demsetz, H.* (1968): Why Regulate Utilities? in: The Journal of Law and Economics, Vol. 11, S.55-66.
- Demsetz, H.* (1969): Information and Efficiency: Another Viewpoint, in: The Journal of Law and Economics, Vol. 12, S.1-22.
- Demsetz, H.* (1970): The Private Production of Public Goods, in: The Journal of Law and Economics, Vol. 13, S.293-306.
- Devarajan, S., Fisher A.C.* (1981): Hotelling's „Economics of Exhaustible Resources“: Fifty Years Later, in: Journal of Economic Literature, Vol. XIX, March, S.65-73.
- Dieter, H.* (1994): Trinkwasser, in: Wichmann, H.E. et al., Handbuch der Umweltmedizin, Landsberg.
- Dinar, A.* (2000): The Political Economy of Water Pricing Reforms, Oxford.
- Dinar, A.* (2001): Reforming Ourselves Rather than Our Water Resources, German Development Institute (GDI), Bonn.
- Dinar, A., Rosegrant, M.W., Meinzen-Dick, R.* (2001): Water Allocation Mechanisms – Principles and Examples, World Bank, Washington D.C.
- Dinar, A., Subramanian A. (eds.)* (o.J.): Water Pricing Experiences, An International Perspective, World Bank International Paper No. 386, Washington D.C.
- Dombrowsky, I., Gottschalk, N., Mazouz, N.* (1996): Recht auf Wasser? In: Prokla 102, Zur politischen Ökonomie des Wassers.
- Doppler, S.* (2000): Ökosystem-Funktionen als Kriterium einer Operationalisierung ökologischer Aspekte von Nachhaltigkeit? Dissertation, Stuttgart.
- Dorfman, R.* (1993): Some Concepts from Welfare Economics, in: Dorfman, R., Dorfman, N.S. (eds.): Economics of the Environment, Selected Readings, New York, S.79-96.
- Dosi, C., Easter, W.K.* (2000): Water Scarcity: Institutional Change, Water Markets and Privatization, FEEM 102, o.O.
- Dublin-Statement* (1992): The Dublin-Statement on Water and Sustainable Development, Dublin.
- Dubourg, W.R.* (1992): The Sustainable Management of the Water Cycle. A Framework for Analysis, CSERGE Discussion Paper WM 92-07, London.
- Dubourg, W.R.* (1997): Reflections on the Meaning of Sustainable Development in the Water Sector, in: Natural Resources Forum, Vol. 21, No. 3, S.191-200.

- Dudley, N.J.* (1992): Water Allocation by Markets, Common Property and Capacity Sharing: Companions or Competitors? in: *Natural Resources Journal*, Vol. 32, Fall, S.757-778.
- Dzurik, A. A.* (1996): *Water Resources Planning*, Second Edition, Langham.
- Easter, K.W., Becker, N., Tsur, Y.* (1997): Economic Mechanisms for Managing Water Resources: Pricing, Permits, and Markets, in: *Biswas, A.K. (ed.), Water Resources: Environmental Planning, Management and Development*, New York.
- Easter, K.W., Rosegrant, M.W., Dinar, A. (eds.)* (1998): *Markets for Water, Potential and Performance*, Boston.
- Easter, K.W., Rosegrant, M.W., Dinar, A.* (1999): Formal and Informal Markets for Water: Institutions, Performance, and Conditions, in: *The World Bank Research Observer*, Vol. 14, No. 1, February, S.99-116.
- Easter, K.W., Feder, G.* (1996): *Water Institutions and Economic Incentives to Ameliorate Market and Government Failures*, Washington D.C.
- Easter, K.W., Hearne, R.* (1994): *Water Markets and Decentralized Water Resource Management*, Washington D.C.
- Edwards, S.F.* (1988): Option Prices for Groundwater Protection, in: *Journal of Environmental Economics and Management*, No. 15, S.475-487.
- Ehrlich, P.R.* (1989): The Limits to Substitution: Meta-Resource Depletion and a New Economic-Ecological Paradigm, in: *Ecological Economics* 1, S.9-16.
- Ellwein, T., Buck, L.* (1995): *Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung: Öffentliche und private Organisation*, Landsberg.
- Emel, J.L.* (1987): Groundwater Rights: Definition and Transfer, in: *Natural Resources Journal*, Vol. 27, S.653-673.
- Endres, A.* (1993): A Sketch in 'Sustainability', in: *ZfU* 2, S.177-183.
- Endres, A., Querner, I.* (2000): *Die Ökonomie natürlicher Ressourcen*, 2. Auflage, Stuttgart.
- Endres, A., Radke, V.* (1998): *Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung - Elemente ihrer wirtschaftstheoretischen Fundierung*, Berlin.
- Endres, A., Schwarze, R.* (1998): Zertifikate im Klimaschutz, in: *Bonus, H. (Hrsg.): Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft*, ZAU, Sonderheft 9, S.166-181.
- Endres, A., Rehbinder, E., Schwarze, R.* (1994): *Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht*, Berlin.

- Engelman, R., Dye, B., LeRoy, P.* (2000): Mensch, Wasser! Report über die Entwicklung der Bevölkerung und die Zukunft der erneuerbaren Wasservorräte, Stuttgart.
- Enquete-Kommission* (1994): Die Industriegesellschaft gestalten, Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages, Perspektiven für einen nachhaltigen Umgang mit Stoff- und Materialströmen, Bonn.
- Enquete-Kommission* (1998): Konzept Nachhaltigkeit, Vom Leitbild zur Umsetzung, Enquete-Kommission „Schutz des Menschen und der Umwelt“ des Deutschen Bundestages, Ziele und Rahmenbedingungen einer nachhaltig zukunftsverträglichen Entwicklung, Bonn.
- Europäische Union* (2000): Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie - WRR), Richtlinie 2000/60/EC vom 23. Oktober 2000, verkündet im Amtsblatt L327/1 vom 22.12.2000.
- European Environment Agency (EPA)* (2001): Sustainable Water Use in Europe, Part 2: Demand Management, Copenhagen.
- Ewers, H.-J., Botzenhart, K., Jekel, M., Salzwedel, J., Kraemer, R.A.* (2001a): Optionen, Chancen und Rahmenbedingungen einer Marktöffnung für eine nachhaltige Wasserversorgung, Endbericht, Juli 2001, BMWi-Forschungsvorhaben (11/00), Berlin.
- Ewers, H.-J., Botzenhart, K., Jekel, M., Salzwedel, J., Kraemer, R.A.* (2001b): Optionen, Chancen und Rahmenbedingungen einer Marktöffnung für eine nachhaltige Wasserversorgung, Vorläufiges Thesenpapier, Februar 2001, BMWi-Forschungsvorhaben (11/00), Berlin.
- Ewers, H.-J., Tegner, H.* (2000): Entwicklungschancen der privaten Realisierung von Fernstrassen in Deutschland, o.O.
- Ewringmann, D., Gawel, E., Hansmeyer, K.H.* (1993): Die Abwasserabgabe vor der vierten Novelle, Finanzwissenschaftliches Forschungsinstitut an der Universität zu Köln.
- Falkenmark, M.* (1989): Rapid Population Growth and water scarcity: The Predicament of Tomorrow's Africa, in: Population and Development Review 16.
- Falkenmark, M., Lindh, G.* (1993): Water and Economic Development, in: Gleick, P.H. (ed.): Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources, New York.
- Falkenmark, M.* (1997): Water Scarcity - Challenges for the Future, in: Brans, E. et al.: The Scarcity of Water, Emerging Legal and Policy Responses, London.

- Faucheux, S., Noël, J.F.* (2001): Ökonomie natürlicher Ressourcen und der Umwelt, Marburg.
- Feder, G., LeMoigne, G.* (1994): Umweltverträgliche Wasserwirtschaft, in: Finanzierung & Entwicklung, S.24-27.
- Feess, E.* (1995): Umweltökonomie und Umweltpolitik, München.
- Fehl, U., Oberender, P.* (1992): Grundlagen der Mikroökonomie, 5. Auflage, München.
- Fiedler, K.* (1994): Naturwissenschaftliche Grundlagen natürlicher Selbstreinigungsprozesse in Wasserressourcen, in: ZfU 3, S.323-355.
- Fiedler, K.* (1997): Effizientes Gewässergütemanagement, Dissertation, Siegen.
- Finsinger, J.* (1985): Die Ausschreibung, in: Jahrbuch für Sozialwissenschaft 36, S.302-321.
- Fischer, W., Freytag, M.* (2001): Wassermarkt aus Sicht der Banken, in: Büscher, E. (Hrsg.): Wasserwirtschaft im Aufbruch, Köln.
- Fisher, A.C.* (1981): Resource and Environment Economics, Cambridge.
- Fisher, A.C., Krutilla, J.V.* (1974): Valuing Long Run Ecological Consequences and Irreversibilities, in: Journal of Environmental Economics and Management 1, S.96-108.
- Franke, G.* (2001): Die Sicht inländischer privatwirtschaftlicher Unternehmen, in: Büscher, E. (Hrsg.): Wasserwirtschaft im Aufbruch, Köln.
- Fritsch, M., Wein, T.* (1994): Marktversagen infolge von Unteilbarkeiten, in: WiSt. Heft 7, S.336-341.
- Fritsch, M., Wein, T., Ewers, H.-J.* (1999): Marktversagen und Wirtschaftspolitik, Mikroökonomische Grundlagen staatlichen Handelns, 3. Auflage, München.
- Frederick, K.D.* (1998): Marketing Water, the Obstacles and the Impetus, in: Resources for the Future, Summer, Issue 132.
- Fürst, D.* (1995): Nachhaltige Entwicklung und kommunalpolitische Gestaltungsspielräume, in: Ritter, H. (Hrsg.): Stadtökologie: Konzeptionen, Erfahrungen, Probleme, Lösungswege, Berlin.
- Gardner, R., Moore, M.R., Walker, J.M.* (1997): Governing a Groundwater Commons: A Strategic and Laboratory Analysis of Western Water Law, in: Economic Inquiry, Vol. 35, April, S.218-234.
- Gawel, E.* (1995a): Ökologisch orientierte Kommunalabgabepolitik, in: DIfU, Wasserwirtschaftspolitik in den Kommunen – Ansätze für eine nachhaltige Entwicklung, 10/95, S.83-112.

- Gawel, E.* (1995b): Ökologische Kalkulation in der kommunalen Daseinsvorsorge, in: ZögU, Band 18, Heft 4, S.416- 436.
- Geisendorf, S.* (2001): Evolutorische Ökologische Ökonomie, Dissertation, Kassel.
- Georgescu-Roegen, N.* (1979): Comments on the Papers by Daly and Stiglitz, in: Smith, K.: Scarcity and Growth Reconsidered, Baltimore.
- Gerhard, M.* (2000): Theorie und Praxis einer nachhaltigen Umweltpolitik mit handelbaren Emissionsrechten. Eine theoretische und empirische Analyse der Anwendungsbedingungen und Erfolgsfaktoren mengensteuernder Allokationsverfahren in der Umweltpolitik, Dissertation, Berlin.
- Getches, D.H.* (1984): Water Law, St.Paul/Minnesota.
- Gibbons, D.C.* (1986): The Economic Value of Water, Washington D.C.
- Gisser, M., Sanchez, D.A.* (1980): Competition Versus Optimal Control in Groundwater Pumping, in: Water Resources Research, Vol. 16, August, S.638-642.
- Gleick, P.H. (ed.)* (1993): Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources, New York.
- Gleick, P.H.* (1998): The Human Right to Water, in: Water Policy 1, S.487-503.
- Gleick, P.H.* (2000): The Changing Water Paradigm, in: Water International, Volume 25, Number 1, March, S.127-138.
- Gleick, P.H., Wolff, G., Chalecki, E.L., Reyes, R.* (2002): The New Economy of Water, the Risks and Benefits of Globalisation and Privatisation of Fresh Water, Pacific Institute, San Francisco.
- Global Water Partership* (1998): Integrated Water Resources Management, TAC Background Papers No. 4, Sweden.
- Golubev, G.N.* (1993): Sustainable Water Development: Implications for the Future, in: Water Resources Development, Vol. 9, S.127-154.
- Gordon, H.S.* (1993): The Economic Theory of a Common-Property Resource: The Fishery, in: Dorfman, R., Dorfman, N.S. (eds.): Economics of the Environment, Selected Readings, New York, S.97- 108
- Gröner, H.* (1983): Property-Rights-Theorie und staatlich regulierte Industrien, in: Schüller, A. (Hrsg.): Property-Rights und ökonomische Theorie, München.
- Grombach, P. et al. (Hrsg.)* (2000): Handbuch der Wasserversorgungstechnik, 3. Auflage, München/Wien.

- GWB* (Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen) (1999): Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen in der Fassung der Bekanntmachung vom 26.8.1998, BGBl. I S.2521 ff., in Kraft getreten am 1.1.1999.
- Haarmeyer, D., Moody, A.* (1997): Privates Kapital in der Wasserversorgung, in: Finanzierung & Entwicklung, S.32-35.
- Haber, W.* (1994): Nachhaltige Entwicklung - aus ökologischer Sicht, in: ZAU, Jg. 7, S.9-13.
- Hackl, F.* (2000): Der Wahnsinn der Ökonomie oder der Unsinn der Ökologie – eine epistemologische Analyse, in: ZfU 2, S.165-185.
- Hall, D.* (2001): The Public Sector Water Undertaking – a Necessary Option, Public Services International Research Unit (PSIRU), London.
- Hamann, R.* (1993): Ökonomische Bewertung der gegenwärtigen Ordnung der Wasserwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland unter Berücksichtigung neuerer Allokationsverfahren, Dissertation, Oldenburg.
- Hampicke, U.* (1992): Ökologische Ökonomie, Opladen.
- Haneman, W.M.* (1989): Information and the Concept of Option Value, in: Journal of Environmental Economics and Management, Nr.16, S.23-37.
- Hansjürgens, B.* (1992): Umweltabgaben im Steuersystem: Zu den Möglichkeiten einer Einführung von Umweltabgaben in das Steuer- und Abgabensystem der Bundesrepublik Deutschland, Dissertation, Marburg.
- Hansmeyer, K.-H.* (1988): Marktwirtschaftliche Elemente in der Umweltpolitik, ZfU 3, S.231-241.
- Hansmeyer, K.-H.* (1992): Das Spektrum umweltpolitischer Instrumente, in: König, H. (Hrsg.), Umweltverträgliches Wirtschaften als Problem von Wissenschaft und Politik, Berlin.
- Hansmeyer, K.-H., Schneider, H.K.* (1990): Umweltpolitik, Ihre Fortentwicklung unter marktsteuernden Aspekten, Göttingen.
- Hardin, G.* (1993): The Tragedy of the Commons, in: Dorfman, R., Dorfman, N.S. (eds.): Economics of the Environment, Selected Readings, New York, S.5-19.
- Harris J.M. et al.* (2001): A Survey of Sustainable Development, Washington.
- Hartwick, J.M.* (1977a): Investing Returns from Depleting Renewable Resource Stocks and Intergenerational Equity, in: Economic Letters 1, S.85-88.
- Hartwick, J.M.* (1977b): Intergenerational Equity and the Investing of Rents from Exhaustible Resources, in: American Economic Review, 67, S.972-974.

- Hartwick, J.M.* (1978): Substitution Among Exhaustible Resources and Intergenerational Equity, in: *Review of Economic Studies*, Vol. 45, S.347-354.
- Hauff, V. (Hrsg.)* (1987): *Unsere gemeinsame Zukunft – Der Brundtland-Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung*, Greven.
- Heal, G.* (1986): The Intertemporal Problem, in: *Bromley, D.W. (ed.): Natural Resource Economics*, Cambridge/Oxford.
- Hearne, R.R., Easter, K.W.* (1997): The Economic and Financial Gains from Water Markets in Chile, in: *Agricultural Economics* 15, S.187-199.
- Hediger, W.* (1997): Elemente einer ökologischen Ökonomik nachhaltiger Entwicklung, in: *Rennings, K., Hohmeyer, O. (Hrsg.): Nachhaltigkeit*, Baden-Baden.
- Hein, A.* (1998): Privatisierung durch Ausschreibung: Ein effizientes Instrument zur Sicherung des öffentlichen Auftrags? in: *ZögU*, Band 21, Heft 3, S.397-412.
- Heins, B.* (1994): Nachhaltige Entwicklung - aus sozialer Sicht, in: *ZAU*, Jg. 7, S.19-25.
- Herdzina, K.* (2001): *Einführung in die Mikroökonomik*, 7. Auflage, München.
- Heymann, E.* (2000): *Wasserwirtschaft im Zeichen von Liberalisierung und Privatisierung*, Deutsche Bank Research, Aktuelle Themen Nr. 176, August, Frankfurt.
- Hoffmann, M., DaSilva Matos, I., Merkel, B.* (1999): Anthropogene Grundwasserbelastungen und nachhaltige Wasserversorgung, in: *Gesellschaft für UmweltGeowissenschaften (GUG) (Hrsg.), Ressourcen-Umwelt-Management*, Berlin.
- Hoffmann, V.H., Radke, V.* (2000): Indikatoren einer nachhaltigen Entwicklung: Eine kritische Würdigung des Ansatzes der 'Londoner Schule', in: *ZfU* 2, S.145-163.
- Hoekstra, A.Y.* (1998): Appreciation of water: four perspectives, in: *Water Policy* 1, S.605-622.
- Hörling, B.* (1996): *Hydrogeologie*, 5.Auflage, Stuttgart.
- Horsch, H.; Ring, I.* (1999): *Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung: Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeeinzugsgebiet*, UFZ-Bericht Nr.16, Leipzig.
- Howarth, R.B.* (1997): Sustainability as Opportunity, in: *Land Economics* 73(4), November, S.569-579.
- Howe, C.W.* (1979): *Natural Resource Economics*, New York.

- Howe, C.W., Easter, K.W.* (1971): *Interbasin Transfers of Water, Economic Issues and Impacts*, Baltimore.
- Howe, C.W., Schurmeier, D.R., Shaw, W.D.* (1986): *Innovative Approaches to Water Allocation: The Potential for Water markets*, in: *Water Resources Research*, Vol. 22, No. 4, April, S.439-445.
- Huckestein, B.* (1993): *Umweltlizenzen. Anwendungsbedingungen einer ökonomisch effizienten Umweltpolitik durch Mengensteuerung*, in: *ZfU* 16, S.1-29.
- Hug, C.:* (2001): *Die Sicht ausländischer privatwirtschaftlicher Unternehmen – Perspektiven internationaler Dienstleister*, in: *Büscher, E. (Hrsg.): Wasserwirtschaft im Aufbruch*, Köln.
- Hurwicz, L.* (1973): *The Design of Mechanisms for Resource Allocation*, in: *American Economic Review*, Vol. 62, S.1-30.
- Huter, O., Lahl, U., Zeschmar, B.* (1985): *Umweltpolitik und Tarifgestaltung*, in: *ZfU* 2, S.181-192.
- Iglesias, E., Garrido, A., Sumpsi, J., Varela-Ortega, C.* (1998): *Water Demand Elasticity: Implications for Water Management and Water Pricing Policies*, World Congress of Environmental and Resource Economists, Venice.
- Interwies, E., Kraemer, R.A.* (2001): *Ökonomische Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie*, Berlin.
- Jahresbericht der Wasserwirtschaft* (1997), Bonn.
- Jones, T.* (1998): *Recent Developments in the Pricing of Water Services in OECD Countries*, in: *Water Policy* 1, S.637-651.
- Just, R.E., Netanyahu, S. (eds.)* (1998): *Conflict and Cooperation on Trans-Boundary Water Resources*, Boston.
- Kahlenborn, W., Kraemer, R.A.* (1999): *Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland*, Berlin.
- Kaiser, R.A., Phillips, L.M.* (1998): *Dividing the Waters: Water Marketing as a Conflict Resolution Strategy in the Edwards Aquifer Region*, in: *Natural Resources Journal*, Vol. 37, Summer, S.411-444.
- Kallis, G., Nijkamp, P.* (2000): *Evolution of EU Water Policy: A Critical Assessment on a Hopeful Perspective*, in: *ZfU* 3, S.301-335.
- Kampe, H.J.* (2001): *Wirtschaftspolitische Rahmenbedingungen*, in: *Büscher, E. (Hrsg.): Wasserwirtschaft im Aufbruch*, Köln.

- Karl, H.* (1987a): Ökonomie des Grundwasserschutzes, in: *Wirtschaftsdienst*, 67. Jg., S.154-157.
- Karl, H.* (1987b): Property Rights als Instrument für eine umwelt- und grundwasser-schonende Landwirtschaft, in: *ZfU* 1, S.23-42.
- Karl, H.* (1989): Transaktionskosten privater Grundwassernutzungsrechte, Ein Kommentar zu Robert Linde, in: *ZfU* 1, S.73-78.
- Karl, H.* (1998): Die räumliche Dimension einer Umweltpolitik mit Hilfe von Zertifikaten, in: Bonus, H. (Hrsg.): *Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft*, ZAU, Sonderheft 9, S.82-96.
- Kasperk, G.* (1997): Deregulierung und Privatisierung des Elektrizitätssektors in Entwicklungsländern, Baden-Baden.
- Keil, T.* (1999): Ressourcenbeschränkungen und Wirtschaftswachstum, Theoretische Konzepte einer nachhaltigen Entwicklung, Dissertation, Stuttgart.
- Keil, T.* (2001): Substitution or Technical Progress: a Production Theoretic Perspective on the Sustainability Debate, Stuttgart.
- Kirchgässner, G.* (1997): Nachhaltigkeit in der Umweltnutzung, in: *ZfU* 1, S.1-34.
- Klauer, B.* (1998): Nachhaltigkeit und Naturbewertung, Dissertation, Heidelberg.
- Klauer, B.* (1999): Was ist Nachhaltigkeit und wie kann man eine nachhaltige Entwicklung erreichen? in: *ZAU*, Jg.12, S.86-97.
- Klein, M., Irwin, T.* (1996): *Regulating Water Companies*, World Bank, Note No. 77, Washington D.C.
- Klemmer, P.* (1994): Nachhaltige Entwicklung - aus ökonomischer Sicht, in: *ZAU*, Jg. 7, S.14-19.
- Kluge, T.* (2000): *Wasser und Gesellschaft*, Habilitation, Oldenburg.
- Kluge, T., Schramm, E., Vack, A.* (1995): *Wasserwende*, München.
- Knapp, K.C., Olson, L.J.* (1995): The Economics of Conjunctive Groundwater Management with Stochastic Surface Supplies, in: *Journal of Environmental Economics and Management*, No. 28, S.340-356.
- Köhn, J., Gowdy J. (Hrsg.)* (1997): Implikationen der Ökologischen Ökonomie für die Regionalökonomie, Rostocker Beiträge zur Regional- und Strukturforshung, Heft 10, Rostock.

- Kommission der Europäischen Gemeinschaften* (2000): Die Preisgestaltung als politisches Instrument zur Förderung eines nachhaltigen Umgangs mit Wasserressourcen, Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament und den Wirtschafts- und Sozialausschuss, KOM (2000) 477 vom 26.7.2000.
- Koundouri, P.* (2000): Dynamic Sectoral Adaption to Resource Depletion with Backstop Technology: Theory and Application to Groundwater Allocation, Cambridge.
- Kraemer, R.A. et al.* (1998): Vergleich der Trinkwasserpreise im europäischen Rahmen, Texte des Umweltbundesamtes Nr. 22/98, Berlin.
- Kraemer, R.A., Correia, F.N. (Hrsg.)* (1997a): Eurowater, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 1. Institutionen der Wasserwirtschaft in Europa, Berlin.
- Kraemer, R.A., Correia, F.N. (Hrsg.)* (1997b): Eurowater, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), 2. Dimensionen Europäischer Wasserpolitik, Berlin.
- Kraus, H.S.* (1997): Privatisierung öffentlicher Aufgaben – Perspektiven zur Gestaltung innovativer Organisationsformen, Wiesbaden.
- Kreibich, R. (Hrsg.)* (1996): Nachhaltige Entwicklung, Leitbild für die Zukunft von Wirtschaft und Gesellschaft, Weinheim.
- Kreuzburg, J.* (1999): Ökonomisches Effizienzkriterium und umweltpolitische Zielbestimmung, Dissertation, Hannover.
- Kuckshinrichs, W.* (1990): Zur ökonomischen Theorie der Grundwassernutzung, Volkswirtschaftliche Schriftenreihe Band 12, Dissertation, Oldenburg.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)* (1995): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit Nitrat, Stuttgart.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)* (1996): Nationale Grundwasserschutzkonzeption: aktuelle Schwerpunkte, Berlin.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)* (1997): Bericht zur Grundwasserbeschaffenheit, Pflanzenschutzmittel, Berlin.
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA)* (2000): EU-Wasserrahmenrichtlinie, Programm für die Zukunft im Gewässerschutz, Tagungsband eines Symposiums zur Einführung der Wasserrahmenrichtlinie in Schwerin am 13./14. Dezember 2000.
- Lafferty, M., Langhelle O. (eds.)* (1999): Towards Sustainable Development: On the Goals of Development - and The Conditions for Sustainability, London/New York.
- Lang, H.:* (1997) Options For a New Water Rights System, o.O.
- Lehn, H., Steiner, M., Mohr, H.* (1996): Wasser - eine elementare Ressource: Leitlinien einer nachhaltigen Nutzung, Berlin.

- Leisinger, G.* (2000): Die 6. Milliarde, Stuttgart.
- LeMoigne, G., Easter, K.W., Ochs, W.J., Giltner, S.* (1994): Water Policy and Water Markets, World Bank Technical Paper No. 249, Washington D.C.
- Lerch, A.* (1996): Die Tragödie des Gemeineigentums - Zur Fragwürdigkeit eines berühmten Paradigmas, in: Hamburger Jahrbuch für Wirtschafts- und Gesellschaftspolitik, S.255-270.
- Lichtenecker, R.* (1996): Elemente und Allokationsverfahren für die nachhaltige Entwicklung der Wasserressourcen, Dissertation, Linz.
- Linde, R.* (1989): Wasser als knappe Ressource, Eine Replik zu den Kommentaren von Helmut Karl und Martin Scheele/Günther Schmitt, in: ZfU 1, S.95-100.
- Linden, U.* (1996): Stellungnahme zur Veröffentlichung von J. Briscoe „Der Sektor Wasser und Abwasser in Deutschland“, in: GWF Wasser/Abwasser 137, Nr. 1, S.41-43.
- Lobina, E., Hall, D.* (2001): UK Water Privatisation - a Briefing, Public Services International Research Unit (PSIRU), London.
- Löffler, W.* (1987): Tendenzen der Preisgestaltung in der Wasserversorgung, in: ZögU, Band 10, Heft 4, S.403-414.
- Ludin, D., Rahmeyer, F., Wörner, D.* (2001): Nachhaltige Wasserwirtschaft durch Synergie - Mögliche Kooperationen bei der Wasserver- und -entsorgung, o.O.
- Ludwig, W., Schauwecker, H.* (1984): Strukturen und Probleme der Wasserversorgung, in: Püttner, G.: Handbuch der kommunalen Wissenschaft und Praxis, Band 5, Berlin/Heidelberg.
- Maass, A., Anderson R.L.* (1986): „...the Desert Shall Rejoice: Conflict, Growth and Justice in Arid Environments, Cambridge/Mass.
- Maier-Rigaud, G.* (1994): Umweltpolitik mit Mengen und Märkten: Lizenzen als konstitutives Element einer ökologischen Marktwirtschaft, Marburg.
- Majer, P.* (2001): Liberalisierung des Wassemarktes, Stuttgart.
- Mandel, S., Shifan, Z.L.* (1981): Groundwater Resources, Investigation and Development, New York.
- Mankel, B.* (2001): Wasserversorgung: Marktöffnungsoptionen umfassend nutzen, in: Wirtschaftsdienst, Januar, S.40-43.
- Mankel, B., Schwarze, R.* (2000): Wettbewerb in der Wasserversorgung - Konzepte, Modelle, Effekte, in: ZögU, Band 23, Heft 4.

- Manstetten, R., Faber, M.* (1999): Umweltökonomie, Nachhaltigkeitsökonomie und Ökologische Ökonomie, in: Beckenbach, F. et al. (Hrsg.): Jahrbuch ökologische Ökonomik, Band 1, Zwei Sichtweisen auf das Umweltproblem: Neoklassische Umweltökonomik versus Ökologische Ökonomik, Metropolis, S.53-97.
- Marino, M., Kemper, K.E.* (1999): Institutional Frameworks in Successful Water Markets, World Bank Technical Paper No. 427, Washington D.C.
- Mattheß, G.* (1994): Die Beschaffenheit des Grundwassers, 3. Auflage, Berlin.
- McCaffrey, S.* (1997): Water Scarcity: Institutional and Legal Responses, in: Brans, E. et al.: The Scarcity of Water, Emerging Legal and Policy Responses, London.
- Mehlhorn, H.* (2000): Infrastrukturelle Voraussetzungen und Möglichkeiten zur Umsetzung einer Wasserdurchleitung, IIR-Konferenz Durchleitung im Wassermarkt im Kontext der Liberalisierung vom 30.8. 2000, Frankfurt.
- Mehlhorn, H.* (2001): Strukturentwicklung in der Wasserwirtschaft, Aus der Sicht der Wasserversorgung, in: Wasser/Abwasser, Tagungsheft zur WAT 2001, 14/2001.
- Meinzen-Dick, R.* (1996): Groundwater Markets in Pakistan: Participation and Productivity; International Food Policy Research Institute, Research Report 105, Washington D.C.
- Meinzen-Dick, R.* (1998): Groundwater Markets in Pakistan: Institutional Development and Productivity Impacts, in: Easter, K.W., Rosegrant, M.W., Dinar, A. (Hrsg.): Markets for Water, Potential and Performance, Boston.
- Merrett, S.* (1997): Introduction to the Economics of Water Resources, An International Perspective, London.
- Meyer, B., Bockermann, A., Ewerhart, G., Lutz, C.* (1999): Marktkonforme Umweltpolitik. Wirkungen auf Luftschadstoffemissionen, Wachstum und Struktur der Wirtschaft, Heidelberg.
- Meyer, R., Jörissen, J., Socher, M.* (1995): Technikfolgen-Abschätzung 'Grundwasserschutz und Wasserversorgung', Band I und II, Berlin.
- Meyerhoff, J.* (1999): Ökonomische Bewertung ökologischer Leistungen, Studie im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz/Berlin.
- Michaelis, P.* (2001): Wasserwirtschaft zwischen Markt und Staat, in: ZögU, Band 24, Heft 4, S. 432-450.
- Mühlenkamp, H.* (1999): Eine ökonomische Analyse ausgewählter institutioneller Arrangements zur Erfüllung öffentlicher Aufgaben, Baden-Baden.

- Müller, J., Scheele, U.* (1993): Kosten und Preise in der europäischen Wasserwirtschaft, ZögU Band 16, Heft 4, S.409-428.
- Munasinghe, M.* (1994): Water Supply and Environmental Management, Boulder.
- Mutschmann, J., Stimmelmayer, F.* (1999): Taschenbuch der Wasserversorgung, 12. Auflage, Wiesbaden.
- Naughes, C., Thomas, A.* (1998): Privately-operated Water Utilities, Municipal Price Negotiation, and Estimation of Residential Water Demand: The Case of France, Toulouse.
- Negri, D.H.* (1989): The Common Property Aquifer as a Differential Game, in: Water Resources Research, Vol. 25, No. 1, January, S.9-15.
- Neumayer, E.* (1999): Weak versus Strong Sustainability: Exploring the Limits of Two Opposing Paradigms, Cheltenham.
- Noorgard, R.B.* (1990): Economic Indicators of Resource Scarcity: A Critical Essay, in: Journal of Environmental Economics and Management 19, S.19-25.
- Nutzinger, H.G. (Hrsg.)* (1995): Nachhaltige Wirtschaftweise und Energieversorgung: Konzepte, Bedingungen, Ansatzpunkte, Marburg.
- Nutzinger, H.G.* (1997): Nachhaltigkeit und Standardökonomik: komplementär oder substitutiv? in: Ökonomie und Gesellschaft, Jahrbuch 14: Nachhaltigkeit in der ökonomischen Theorie, Frankfurt.
- Nutzinger, H.G., Radke, V.* (1995): Das Konzept der nachhaltigen Wirtschaftsweise: Historische, theoretische und politische Aspekte, in: Nutzinger, H.G. (Hrsg.): Nachhaltige Wirtschaftweise und Energieversorgung: Konzepte, Bedingungen, Ansatzpunkte, Marburg, S.13-50.
- OECD* (1989): Water Resource Management, Integrated Policies, Paris.
- OECD* (1998): Sustainable Management of Water in Agriculture: Issues and Policies, The Athens Workshop, Paris.
- OECD* (1999): The Price of Water, Trends in OECD Countries, Paris.
- Opschoor, H., Reijnders, L.* (1991): Towards Sustainable Development Indicators, in: Kuik, O., Verbruggen, H. (eds.): In Search of Indicators of Sustainable Development, S.7-28.
- Oster, H.* (1972): Preis- und Tarifbildung für Wasser, in: Der Kaufmann in der Energie- und Wasserversorgung. Hrsg. von der Vereinigung Deutscher Elektrizitätswerke und dem Verband der Gas- und Wasserwerke, Bonn.

- Ostrom, E.* (1989): Institutionelle Arrangements und das Dilemma der Allmende, in: Glasgow, M., Willke H., Wiesenthal H. (Hrsg.): Gesellschaftliche Steuerungs-rationalität und partikulare Handlungsstrategien, Pfaffenweiler, S.199-234.
- Ostrom, E.* (1999): Die Verfassung der Allmende, Tübingen.
- Page, T.* (1977): Conservation and economic Efficiency, An Approach to Materials Policy, Baltimore/London.
- Page, T.* (1997): On the Problem of Achieving Efficiency and Equity, Intergenerationally, in: Land Economics 73(4), November, S.580-596.
- Pearce, D.W.* (1988): Economics, Equity and Sustainable Development, Futures 20, S.598-606.
- Pearce, D.W.* (1993): Measuring Sustainable Development, Blueprint 3, London.
- Pearce, D.W.* (1998): Economics and Environment, Essays on Ecological Economics and Sustainable Development, Cheltenham.
- Pearce, D., W., Atkinson, A.* (1993): Capital Theory and The Measurement of Sustainable Development: An Indicator of 'Weak' Sustainability, in: Ecological Economics 8, S.103-108.
- Pearce, D.W., Atkinson, A.* (1995): Measuring Sustainable Development, in: Bromley, D.W. (ed.): The Handbook of Environmental Economics, Cambridge/Oxford, S.166-181.
- Pearce, D.W., Barbier, E.B., Markandya, A.* (1990): Sustainable Development, London.
- Pearce, D.W., Markandya, A., Barbier, E.B.* (1989): Blueprint for a Green Economy, London.
- Pearce, D.W., Turner, R.K.* (1990): Economics of Natural Resources and the Environment, New York.
- Penn, J.* (1990): Towards an Ecologically-based Society: A Rawlsian Perspective, in: Ecological Economics 2, S.225-242.
- Perry, C.K., Rock, M., Seckler, D.* (1997): Water as an Economic Good: A Solution, or a Problem?, International Irrigation Management Institute, Research Report 14, Sri Lanka.
- Petersen, L.* (1994): Bodenschutz und Property Rights: Grundwasserprobleme durch Landwirtschaft in zwei amerikanischen Bundesstaaten, in: ZfU 2, S.133-157.
- Pethig, R.* (1989): Trinkwasser und Gewässergüte, in: ZfU 3, S.211-236.

- Pethig, R.* (1988): Ansatzpunkte einer ökonomischen Theorie konkurrierender Nutzungen von Wasserressourcen, in: Siebert, H. (Hrsg.): Umweltschutz für Luft und Wasser, Berlin.
- Pfaffenberger, W., Scheele, U.* (1989): Struktur, Niveau und Determinanten der Wasserpreise in der öffentlichen Wasserversorgung der Bundesrepublik Deutschland, in: ZögU, Band 12, Heft 2, S.235-242.
- Pfaffenberger, W., Scheele, U.* (1992): Environmental Aspects of Water Price Formation. An Empirical Investigation of the Cost of Ground Water Protection, in: Environmental Resource Economics 2, S.323-339.
- Postel, S.* (1993): Die letzte Oase, Frankfurt.
- Postel, S.* (1999): Der Kampf um das Wasser, Die Chancen einer bedarfsorientierten Verteilungspolitik, Schwalbach i.Ts.
- Postel, S., Carpenter, S.* (1997): Freshwater Ecosystem Services, in: Daily, G.C.: Natures Services, Societal Dependence on Natural Ecosystems, Washington D.C.
- Provencher, B.:* Issues in the Conjunctive Use of Surface Water and Groundwater, in: Bromley, D.W. (ed.): The Handbook of Environmental Economics, Cambridge/Oxford 1995.
- Provencher, B., Burt, O.* (1993): The Externalities Associated with the Common Property Exploitation of Groundwater, in: Journal of Environmental Economics and Management, Nr. 24, S.139-158.
- Putnoki, H.* (1990): Optimale Wasserpreise: Eine ökonomische Analyse zur Nutzung qualitativ knapper Wasserressourcen, Dissertation, München.
- Radke, V.* (1995): Sustainable Development - Eine ökonomische Interpretation, in: ZAU, Jg.8, S.532-543.
- Radke, V.* (1999): Nachhaltige Entwicklung, Konzept und Indikatoren aus wirtschaftstheoretischer Sicht, Habilitation, Hagen.
- Rahmeyer, F.* (1999): Preisbildung im natürlichen Monopol, WiSt 2/1999, S.69-75.
- Randall, A.* (1983): The Problem of Market Failure, in: Natural Resources Journal, Vol. 23, S.131-148.
- Randall, A.* (1987): Resource Economics, New York.
- Reichard, E.G.* (1987): Hydrologic Influences on the Potential Benefits of Basinwide Groundwater Management, in: Water Resources Research, Vol. 23, January, S.77-91.

- Renn, O., Kastenholz, H.G.* (1996): Ein regionales Konzept nachhaltiger Entwicklung, in: GAIA 5, S.86-102.
- Rennings, K.* (1994): Indikatoren für eine dauerhaft-umweltgerechte Entwicklung, Stuttgart.
- Rennings, K., Hohmeyer, O. (Hrsg.)* (1997): Nachhaltigkeit und ökologische Ökonomie, Nachhaltigkeit und ökonomische Globalisierung, Nachhaltigkeit und Innovationen, Baden-Baden.
- Rennings, K., Wiggering, H.* (1997): Steps Towards Indicators of Sustainable Development: Linking Economic and Ecological Concepts, in: Ecological Economics 20, S.25-36.
- Richter, W.* (1994): Monetäre Makroindikatoren für eine nachhaltige Umweltnutzung. Eine Diskussion theoretischer und praktischer Aspekte des Ökosozialproduktkonzeptes, Dissertation, Tübingen.
- Richter, W., Lillich, W.* (1975): Abriß der Hydrogeologie, Stuttgart.
- Richter, W.F., Wiegard, W.* (1993): Zwanzig Jahre 'Neue Finanzwissenschaft', Teil I, Überblick über die Theorie des Marktversagens, in: Zeitschrift für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften (ZWS) 113, S.169-224.
- Ripl, W.* (1995): Nachhaltige Bewirtschaftung von Ökosystemen aus wasserwirtschaftlicher Sicht, in: Fritz, P., Huber, J., Levi, H.G. (Hrsg.): Nachhaltigkeit in naturwissenschaftlicher und sozialwissenschaftlicher Perspektive, Stuttgart.
- Rogers, P., Bhatia, R., Huber, A.* (1998): Water as a Social and Economic Good: How to Put the Principle into Practice, Global Water Partnership, TAC Background Papers, No. 2, Sweden.
- Rose, M.T.* (1999): Überlegungen zur Berücksichtigung der ökologischen Ausgleichsfunktion ländlicher Räume im kommunalen Finanzausgleich - dargestellt am Beispiel des Landes Nordrhein-Westfalen, in: ZAU, Jg. 12, S.267-279.
- Rosegrant, M.W.* (1997): Water Resources in the Twenty-First Century: Challenges and Implications for Action, International Food Policy Research Institute; Food, Agriculture and the Environment Discussion Paper 20, Washington D.C.
- Rosegrant, M.W., Binswanger, H.P.* (1994): Markets in Tradable Water Rights: Potential for Efficiency Gains in Developing Country Water Resource Allocation, World Development, S.1613-1625.
- Rosegrant, M.W., Ringler, C.* (1998): Impact on Food Security and Rural Development of Transferring Water Out of Agriculture, in: Water Policy 1, S.567-586.
- Rott, U., Schlichtig, B.* (1994): Erstellung einer Literaturstudie zum Thema Regen- und Grauwassernutzung, Stuttgart.

- Rudolph, K.-H.* (1998): Organisatorische Entwicklungsstrategien der kommunalen Wasserwirtschaft, in: ZögU, Band 21, Heft 4, S.413-431.
- Rudolph, K.-H.* (2000): Umweltpolitische Implikationen der Deregulierung – Folgen und Verantwortlichkeit für die Wasserversorgung, IIR-Konferenz, Durchleitung im Wassermarkt im Kontext der Liberalisierung vom 30.8.2000, Frankfurt.
- Saleth, R.M., Braden, J.B., Eheart, J.W.* (1991): Bargaining Rules for a Thin Spot Water Market, in: Land Economics, Vol. 67, No. 3, August, S.326-339.
- Saliba, B.C.* (1987): Do Water Markets „Work“? Market Transfers and Trade-Offs in the Southwestern States, in: Water Resources Research, Vol. 23, No. 7, July, S.1113-1122.
- Saliba, B.C., Bush, D.B.* (1987): Water Markets in Theory and Practice - Market Transfers, Water Values, and Public Policy, Studies in Water Policy and Management No. 12, Boulder.
- Saliba, B.C., Bush, D.B., Martin, W.E., Brown, T.C.* (1987): Do Water Prices Appropriately Measure Water Values? in: Natural Resources Journal, Vol. 27, S.617-651.
- SAM (Sustainable Asset Management)* (2001): Kostbares Nass, Investitionschancen im Wassersektor, Sam Research, Zürich.
- Savenije, H.* (2001): Why Water is Not an Ordinary Economic Good, or Why the Girl is Special, Integrated Water Resources Management: Theory, Practice, Cases; 2nd WARFSA/WaterNet Symposium, Cape Town, S.340-344.
- Scheele, U.* (1994): Privatisierungsmodelle in der Wasserwirtschaft, Anmerkungen zu möglichen umweltpolitischen Implikationen, Oldenburg.
- Scheele, U.* (1997): Aktuelle Entwicklungen in der englischen Wasserwirtschaft, Ergebnisse der Privatisierung und Probleme der Regulierung, in: ZÖgU, Band 20, Heft 1, S.35-57.
- Scheele, U.* (2000a): Auf dem Weg zu neuen Ufern? Wasserversorgung im Wettbewerb, Wirtschaftswissenschaftliche Diskussionsbeiträge der Universität Oldenburg, Nr. V.-14-2000.
- Scheele, U.* (2000b): Zur Aussagefähigkeit internationaler Preisvergleiche in der Wasserwirtschaft, März 2000.
- Schenk, D., Kaupe, M.* (1998): Grundwassererfassungssysteme in Deutschland, Stuttgart.
- Scheumann, W., Klaphake, A.* (2001): Freshwater Resources and Transboundary Rivers an the International Agenda: From UNCED to RIO+10, Deutsches Institut für Entwicklungspolitik, Bonn.

- Schiffler, M.* (1998): *The Economics of Groundwater Management in Arid Countries; Theory, International Experience and a Case Study of Jordan*, London.
- Schleyer, R., Kerndorff, H.* (1992): *Die Grundwasserqualität westdeutscher Trinkwasserressourcen*, Weinheim.
- Schmid, A.A.* (1967): *Economic Analysis of Water Resource Problems, Non market Values and Efficiency of Public Investments in Water Resources*, in: *The American Economic Review, Papers and Proceedings*, Vol. 52, S.158-168.
- Schüller, A.* (1988): *Ökonomik der Eigentumsrechte in ordnungstheoretischer Sicht*, in: Cassel, D., Ramb, B.T., Thieme, H.J.: *Ordnungspolitik*, München.
- Schultz, S.D., Lindsay, B.E.* (1990): *The Willingness to Pay for Groundwater Protection*, in: *Water Resources Research*, Vol. 26, No. 9, September, S.1869-1875.
- Schumann, J.* (1984): *Grundzüge der mikroökonomischen Theorie*, Berlin.
- Schwarze, R.* (2001): *Wettbewerb in der Wasserwirtschaft*, in: *Wirtschaftsdienst* Juli, S.395-399.
- Seel, M.* (1991a): *Eine Ästhetik der Natur*, Frankfurt.
- Seel, M.* (1991b): *Ästhetische Argumente in der Ethik der Natur*, in: *Deutsche Zeitschrift für Philosophie* 7, S.901-913.
- Shah, T., Deb Roy, A., Qureshi, A.S., Wang, J.* (2001): *Sustaining Asia's Groundwater Boom: An Overview of Issues and Evidence*; German Development Institute (GDI), Bonn.
- Shah, T., Molden, D., Sakthivadivel, R., Seckler, D.* (2000): *The Global Groundwater Situation: Overview of Opportunities and Challenges*, International Water Management Institute, Sri Lanka.
- Shiklomanov, I.A.* (1993): *World Fresh Water Resources*, in: Gleick, P.H. (ed.): *Water in crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*, New York.
- Simpson, L.D.* (1994): *„Wassermärkte“: Ein gangbarer Weg?* in: *Finanzierung & Entwicklung*, Juni, S.30-32.
- Simpson, L.D., Ringskong, K.* (1997): *Water Markets in the Americas*, Washington D.C.
- Singer, B.A.* (1988): *An Extension of Rawls' Theory of Justice to Environmental Ethics*, in: *Environmental Ethics*, Vol. 10, S.217-231.
- Solanes, M., Gonzalez-Villarreal, F.* (1999): *The Dublin Principles for Water as Reflected in a Comparative Assessment of Institutional and Legal Arrangements for Integrated Water Resources Management*, Global Water Partnership, TAC Background Papers, No. 3, Sweden.

- Solow, R.M.* (1974a): The Economics of Resources or the Resources of Economics; Richard T. Ely Lecture, in: *American Economic Review*, Vol. 64, S.1-14.
- Solow, R.M.* (1974b): Intergenerational Equity and Exhaustible Resources, in: *The Review of Economic Studies*.
- Solow, R.M.* (1986): On the Intergenerational Allocation of Natural Resources, *Scandinavian Journal of Economics* 88, S.141-149.
- Solow, R.M.* (1993): Sustainability: An Economist's Perspective, in: Dorfman, R., Dorfman, N.S. (eds.): *Economics of the Environment, Selected Readings*, New York, S.179-187.
- Sophocleous, M.* (2000): From Safe Yield to Sustainable Development of Water Resources – the Kansas Experience, in: *Journal of Hydrology*, S.27-43.
- Spash, C.L., Hanley, N.D.* (1995): Preferences, Information, and Biodiversity Preservation, in: *Ecological Economics* 12, S.191-208.
- Spelthahn, S.* (1994): Privatisierung natürlicher Monopole, Theorie und internationale Praxis am Beispiel Wasser und Abwasser, Dissertation, Berlin.
- Spulber, N., Sabbaghi, A.* (1998): *Economics of Water Resources: From Regulation to Privatization*, 2nd ed., Boston.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen)* (1985): *Umweltprobleme der Landwirtschaft, Sondergutachten*, Wiesbaden/Bonn.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen)* (1994): *Jahresgutachten*, Wiesbaden/Bonn.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen)* (1996): *Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume, Sondergutachten*, Wiesbaden/Bonn.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen)* (1998): *Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz, Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung, Sondergutachten*, Wiesbaden/Bonn.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen)* (2000): *Jahresgutachten*, Wiesbaden/Bonn.
- SRU (Rat von Sachverständigen für Umweltfragen)* (2002): *Jahresgutachten*, Wiesbaden/Bonn.
- Stern, D.I.* (1997): Limits to Substitution and Irreversibility in Production and Consumption: A Neoclassical Interpretation of Ecological Economics, in: *Ecological Economics* 21, S.197-215.

- Steurer, R.* (2001): Paradigmen der Nachhaltigkeit, in: ZfU 4, S.537-566.
- Stevenson, G.G.* (1991): Common Property Economics: A General Theory and Land Use Applications, Cambridge.
- Stiglitz, J.E.* (1979): A Neoclassical Analysis of the Economics of Natural Resources, in: Smith, K.: Scarcity and Growth Reconsidered, Baltimore.
- Stiglitz, J.E.* (1999): Volkswirtschaftslehre, Oldenburg.
- Stihl, H.* (1998): Liberalisierung der Märkte, Wettbewerb auch in der Wasserwirtschaft? in: Der Städtetag, 4/1998, S.331-336.
- Ströbele, W.* (1987): Rohstoffökonomik, München.
- Ströbele, W.* (1989): Handelbare Zertifikate und natürliche Ressourcen? in: Bonus, H. (Hrsg.): Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, ZAU, Sonderheft 9, S.182-193
- Struckmeier, P.H., Schulz, W.* (1976): Möglichkeiten zur Verbesserung der Wasserpreisstruktur in der Bundesrepublik Deutschland, München.
- Stüber, L.* (1984): Determinanten und Funktionen des Wasserpreises, Dissertation, Darmstadt.
- Sukopp, H., Wittig, R. (Hrsg.)* (1998): Stadtökologie, 2. Auflage, Stuttgart.
- Task Committee on Sustainability Criteria* (1997): Water Resources Planning and Management, Division American Society of Civil Engineers and Working Group of UNESCO: Sustainability Criteria for Water Resources Systems, o.O.
- Thobani, M.* (1995): Tradable Property Rights to Water, The World Bank, Note No. 34, Washington D.C.
- Thobani, M.* (1997): Formal Water Markets: Why, When, and How to Introduce Tradable Water Rights, in: The World Bank Research Observer, Vol. 12, No. 2, August, S.161-179.
- Thompson, E.A.* (1970): The Private Production of Public Goods: A Comment, in: The Journal of Law and Economics, Vol. 13, S.407-415.
- Tietenberg, T.* (1992): Environmental and Resource Economics, Third Edition, New York.
- Tietzel, M.* (1981): Die Ökonomie der Property Rights: Ein Überblick, in: Wirtschaftspolitische Chronik, 30. Jahrgang, S.207-243.
- Tisdell, C.A.* (1991): Economics of Environmental Conservation, Amsterdam.

- Toman, M.A., Pezzey, J., Krautkraemer, J.* (1995): Neoclassical Growth Theory and „Sustainability“, in: Bromley, D.W. (ed.): The Handbook of Environmental Economics, Cambridge/Oxford, S.139-162.
- Trinkwasserverordnung (TrinkwV)* (2000): Verordnung über Trinkwasser und über Wasser für Lebensmittelbetriebe in der Fassung vom 5. Dezember 1990, BGBl. I S.2612, zuletzt geändert durch BGBl. 2000 S.1045. Die Novellierung der Trinkwasserverordnung vom 21. Mai 2001 (BGBl. I vom 28.5.2001 S.959) tritt am 1.1.2003 in Kraft.
- Tsur, Y.* (1990): The Stabilization Role of Groundwater When Surface Water Supplies Are Uncertain: The Implications For Groundwater Development, in: Water Resources Research, Vol. 26., No. 5, May, S.811-818.
- Tsur, Y., Dinar, A.* (1991): The Relative Efficiency and Implementation Costs of Alternative Methods for Pricing Irrigation Water, in: The World Bank Economic Review, Vol. 11, No. 2, S.243-262.
- Tsur, Y., Graham-Tomasi, T.* (1991): The Buffer Value of Groundwater with Stochastic Surface Water Supplies, in: Journal of Environmental Economics and Management, Nr. 21, S.201-224.
- Tsur, Y., Zemel, A.* (1995): Uncertainty and Irreversibility in Groundwater Resource Management, in: Journal of Environmental Economics and Management, No. 29, S.149-161.
- Turner, R.K., Pearce, D.W., Bateman, I.* (1994): Environmental Economics, New York.
- Turowski, R.* (1984): Sichere Wasserversorgung braucht auskömmliche Preise, in: Städtetag Jg. 37, S.287-288.
- UBA (Umweltbundesamt)* (1996): Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele im Gewässerschutz - Sachstandsbericht und Ausblick, Texte 63/96, Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt)* (1997): Daten zur Umwelt, Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt)* (1999a): Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland - Zusammenfassung und Diskussion, Texte 14/99, Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt)* (1999b): Maßnahmenplan Nachhaltige Wasserwirtschaft, Handlungsschwerpunkte für einen zukunftsorientierten Umgang mit Wasser in Deutschland, Texte 25/99, Berlin.
- UBA (Umweltbundesamt)* (2001): Nachhaltige Wasserversorgung in Deutschland, Analyse und Vorschläge für eine zukunftsfähige Entwicklung, Berlin.
- Underwood, D.A., King, P.G.* (1998): On the Ideological Foundations of Environmental Policy, in: Ecological Economics 1, S.315-334.

- Unnerstall, H.* (1999): Rechte zukünftiger Generationen, Dissertation, Tübingen.
- Vajpeyi, D.H. (Hrsg.)* (1998): Water Resources Management: A Comparative Perspective, Westport.
- VKU (Verband kommunaler Unternehmen e.V.)* (2001): Stadtwerke im Wettbewerb: Liberalisierung der Wasserwirtschaft?, Juli 2001.
- Victor, P.A.* (1991): Indicators of Sustainable Development: Some Lessons from Capital Theory, *Ecological Economics* 4, S.191-213.
- Vickers, J., Yarrow, G.* (1988): Privatization: An Economic Analysis, Cambridge.
- Vierhuff, H.* (1999): Groundwater Withdrawals in Arid Areas, Sustainable Utilisation or Overexploitation? in: *Natural Resources and Development, Focus: Water – the Lifeline of our Future*, Vol. 49/50.
- Vogelsang, D.* (1998): Grundwasser, Berlin/Heidelberg.
- Vornholz, G.* (1993): Zur Konzeption einer ökologisch tragfähigen Entwicklung. Eine ökonomisch-theoretische Analyse der Bedingungen für die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen, Dissertation, Paderborn.
- Vornholz, G.* (1995): Die ökologischen Ziele im Sustainable Development-Konzept. Eine ökologische tragfähige Entwicklung, in: *Nutzinger, H.G. (Hrsg.): Nachhaltige Wirtschaftsweise und Energieversorgung: Konzepte, Bedingungen, Ansatzpunkte*, Marburg, S.81-116.
- Vornholz, G.* (1997): Die neue Sicht der Nachhaltigkeit und die neoklassische Ressourcen- und Umweltökonomie, in: *Ökonomie und Gesellschaft, Jahrbuch 14: Nachhaltigkeit in der ökonomischen Theorie*, Frankfurt.
- Wallacher, J.* (1999): Lebensgrundlage Wasser: dauerhaft umwelt-gerechte Wassernutzung als globale Herausforderung, Dissertation, München.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderung)* (1997): Welt im Wandel, Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser, Jahresgutachten, Bonn.
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderung)* (2000): Jahresgutachten, Bonn.
- Webb, M., Ehrhardt, D.* (1998): Improving Water Services through Competition, World Bank, Note No. 164, Washington D.C.
- Weikard, H.-P.* (1999): Wahlfreiheit für zukünftige Generationen - Neue Grundlagen für eine Ressourcenökonomie, Habilitation, Potsdam.
- Weimann, J.* (1995): Umweltökonomik: eine theorieorientierte Einführung, 3. Auflage, Berlin.

- Weimann, J.* (1998): Wettbewerbspolitische Aspekte von Zertifikaten, in: Bonus, H. (Hrsg.): Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, ZAU, Sonderheft 9, S.61-69.
- Weimann, J.* (1999): Wettbewerbspolitische Aspekte von Zertifikaten, in: Bonus, H. (Hrsg.): Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, ZAU, Sonderheft 9, S.61-69.
- Weimann, J.* (1999): Die Methodik der Umweltökonomik, in: Beckenbach, F. et al.(Hrsg.): Jahrbuch ökologische Ökonomik, Band 1, Zwei Sichtweisen auf das Umweltproblem: Neoklassische Umweltökonomik versus Ökologische Ökonomik, Metropolis, S.17-51.
- Weinberg, M., Kling, C.L., Wilen, J.E.* (1993): Water Markets and Water Quality, in: American Journal of Agricultural Economics 75, S.278-291.
- Weizsäcker, E.U. von (Hrsg.)* (1990): Gutes Trinkwasser - wie schützen? Konflikt um Wasserversorgung und Gewässerschutz, 2. Auflage, Karlsruhe.
- WHG (Wasserhaushaltsgesetz)* (2001): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG -) in der Fassung der Bekanntmachung vom 12. November 1996, BGBl. I S.1695 ff., zuletzt geändert durch BGBl. 2001 S.2331.
- WHO (World Health Organization) (Hrsg.)* (1998): Der Weltgesundheitsbericht 1998, Leben im 21. Jahrhundert, Washington D.C.
- Wicke, L.* (1993): Umweltökonomie, 4. Auflage, München.
- Wied-Nebbeling, S.* (1997): Markt- und Preistheorie, 3. Auflage, Berlin.
- Wiesch, G.* (1991): Ein marktwirtschaftlicher Ansatz zur Allokation von Wasserressourcen in den USA, in: ZAU, Jg. 4, S.358-372.
- Wienje D., Homann, H., Lühr, H.-P., Bütow, E.* (1991): Der Einfluß der Gewässerverschmutzung auf die Kosten der Wasserversorgung in Deutschland, Berlin.
- Windisch, R. (Hrsg.)* (1987): Privatisierung natürlicher Monopole im Bereich von Bahn, Post und Telekommunikation, Tübingen.
- Winpenny, J.* (1994): Managing Water as an Economic Resource, London.
- Wolff, P.* (1999): On the Sustainability of Water Use, in: Natural Resources and Development, Focus: Water – the Lifeline of our Future, Vol. 49/50.
- World Bank* (1995): Water Allocation and Water Markets, Technical Paper No. 315, Washington D.C.

- World Bank* (1999): Institutional Frameworks in Successful Water Markets, Brazil, Spain, and Colorado, USA, Technical Paper No. 427, Washington D.C.
- Worldwatch Institute* (2000): Deep Trouble: The Hidden Threat of Groundwater Pollution, Worldwatch Paper 154, Washington D.C.
- World Water Council* (2000): World Water Vision: A Water Secure World - Vision for Water, Life and the Environment, London.
- World Water Day* (1998): [<http://www.worldwaterday.org>].
- Worthington, V.E., Burt, O.R., Brustkern, R.* (1985): Optimal Management of a Confined Groundwater System, in: Journal of Environmental Economics and Management 12, S.229-245.
- WRI (World Resources Institute)* (2000/2001): World Resources, Washington D.C.
- WRR (Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union)* (2000): Richtlinie zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie), Richtlinie 2000/60/EC vom 23. Oktober 2000, verkündet im Amtsblatt L327/1 vom 22.12.2000.
- Yadav, S.N., Wall, D.B.* (1998): Benefit-Cost Analysis of Best Management Practices Implemented to Control Nitrate Contamination of Groundwater, in: Water Resources Research, Vol. 34, March, S.497-504.
- Yarrow, G.* (1999): A Theory of Privatization, or Why Bureaucrats are Still in Business, in: World Development, Vol. 27, No. 1, S.157-169.
- Yoskowitz, D.W.* (1999): Spot Market for Water along the Texas Rio Grande: Opportunities for Water Management, in: Natural Resources Journal, Vol. 39, Spring, S.345-355.
- Young, R.A.* (1986): Why Are There So Few Transactions among Water Users? in: American Journal of Agricultural Economics, Vol. 68, S.1143-1151.
- Young, R.A., Bredehoeft, J.D.* (1972): Digital Computer Simulation for Solving Management Problems of Conjunctive Groundwater and Surface Water Systems, in: Water Resources Research, Vol. 8, S.533-540.
- Young, R.A., Haveman, R.H.* (1985): Economics of Water Resources: A Survey, in: Kneese, A.V., Sweeney J.L. (eds.): Handbook of Natural Resource and Energy Economics, Vol. 11, S.465-529.
- Zimmermann, H., Hansjürgens, B.* (1998): Zertifikate im Instrumentvergleich aus ordnungspolitischer Sicht, in: Bonus, H. (Hrsg.): Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, ZAU, Sonderheft 9, S.47-60.