

## Aktuelle Entwicklung ökonomischer Steuerungsinstrumente einer integrierten Gewässerbewirtschaftung

Bernd Hansjürgens

UFZ, Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie

### 1 Fragestellung

Nach Artikel 12 der geplanten Wasserrahmenrichtlinie der EU (EU-WRR, vgl. Rat der Europäischen Union 1999) sollen von den Wassernutzern Preise erhoben werden, die auch Umwelt- und Ressourcenkosten widerspiegeln, die die Gewässer-„Dienstleistungen“ hervorrufen. Dieser in der EU-WRR enthaltene Ansatz steht in Einklang mit der ökonomischen Forderung, daß die Nutzer von Umweltressourcen – in diesem Fall: die Nutzer von Gewässer-„Dienstleistungen“ – gemäß ihrem Nutzen bzw. gemäß den von ihnen verursachten Kosten der Ressourceninanspruchnahme einen Finanzierungsbeitrag leisten sollen, damit es zu einer bestmöglichen Allokation von Ressourcen kommt. Damit wird der von Ökonomen erhobene Forderung nach einer Bepreisung von Umweltnutzungen (*getting the prices right*) entsprochen.

Auf den ersten Blick scheint sich damit anzudeuten, daß die Grundlagen für die Anwendung ökonomischer Steuerungsinstrumente durch die EU-WRR verbessert worden sind und in der Gewässerbewirtschaftung eine instrumentelle Umorientierung möglich ist. Bisher erfolgt die Gewässerbewirtschaftung – nicht nur in Deutschland – überwiegend durch *ordnungsrechtliche Vorgaben*. Dabei wird der Spielraum für gewässerbezogene Nutzungen dadurch begrenzt, daß bestimmte Handlungen untersagt oder vorgeschrieben werden. Der Handlungsspielraum der Wassernutzer wird somit bipolar (in erlaubte und nichterlaubte Handlungen) unterteilt (Gawel 1999). Dies geschieht im Bereich der Gewässerbewirtschaftung z. B. durch die Ausweisung von Wasserschutzgebieten, die mit spezifischen Nutzungsbeschränkungen für die Wassernutzer (z. B. die Landwirtschaft) einhergehen, denen insofern Opportunitätskosten entstehen.

Bei den als Alternative anzusehenden *ökonomischen Steuerungsinstrumenten* wird demgegenüber versucht, durch das Setzen preislicher Anreize bei den Wassernutzern einen Lenkungseffekt zu bewirken. Der im Vergleich zum bestehenden Ordnungsrecht entscheidende Vorteil, der hierdurch bewirkt werden soll, liegt in der größeren *Kosteneffizienz*: Bei ökonomischen Steuerungsinstrumenten können sich die Wassernutzer entscheiden, ob sie dem ökonomischen Steuerungsimpuls folgen und eine Reduzierung ihrer Wassernutzung (Nutzung des Wassers als Ressource oder als Aufnahmemedium für Schadstoffe) vornehmen, oder ob sie ihre Gewässerinanspruchnahme fortsetzen, für die sie dann aber einen entsprechenden (Knappheits-)Preis entrichten müssen. Dieser Mechanismus bewirkt, daß die Wassernutzer ihre Entscheidung je nach Dringlichkeit ihrer Nutzung fällen. Sie machen die Entscheidung damit von einer Kosten-Nutzen-Abwägung abhängig. Dies führt dazu, daß im Ergebnis diejenigen Wassernutzer eine Reduktion ihrer Wasserinanspruchnahme vornehmen, bei denen dies am kostengünstigsten möglich ist. Dies hat zur Folge, daß Gewässerschutz zu minimalen

volkswirtschaftlichen Kosten betrieben wird. Dieser Tatbestand ist gemeint, wenn Ökonomen von Kosteneffizienz sprechen.

Zu den ökonomischen Steuerungsinstrumenten zählen vor allem *Abgaben* auf die Wassernutzung, *Zertifikate*, die einen Handel mit Verschmutzungsrechten beinhalten, sowie *Kompensationen*. Letztere erfolgen zumeist zur Honorierung ökologischer Leistungen. Sie nehmen im Spektrum der ökonomischen Steuerungsinstrumente insofern eine Sonderrolle ein, als sie in aller Regel nicht auf einen eigenständigen Anreiz – und damit einen Steuerungseffekt – setzen, sondern als Ausgleich für ein Unterlassen, das mit Opportunitätskosten einhergeht, gewährt werden (SRU 1996; Bizer et al. 1998, S. 52). Eine Sonderrolle kommt im Gewässerschutz schließlich auch *Verhandlungslösungen* zu, bei denen rivalisierende Wassernutzer unmittelbar die Zuteilung von Nutzungsrechten aushandeln.

Im vorliegenden Beitrag sollen einige Probleme bei der Anwendung und Umsetzung ökonomischer Steuerungsinstrumente in der Gewässerbewirtschaftung aufgezeigt werden. Zugleich soll der Forschungsbedarf skizziert werden, der sich bei der Analyse der Einsatzmöglichkeiten ökonomischer Steuerungsinstrumente in der Gewässerbewirtschaftung im Kontext der Umsetzung der EU-WRR ergibt.

Fragt man aus einer instrumentenspezifischen Perspektive nach den Möglichkeiten und Problemen einer Einführung ökonomischer Steuerungsinstrumente im Bereich der Gewässerbewirtschaftung, so kann man drei Ebenen ausmachen, die für die weiteren Überlegungen als Strukturierung zugrundegelegt werden:

- die umweltbezogene Zielformulierung,
- instrumentenspezifische Besonderheiten, die generell, d.h. für alle ökonomischen Steuerungsinstrumente gleichermaßen, und unabhängig von den Besonderheiten des Gewässerschutzes gelten,
- instrumentenspezifische Besonderheiten bezogen auf einzelne Instrumente im Gewässerschutz.

## 2 Zielformulierung und Bewertung im Gewässerschutz aus instrumentenbezogener Perspektive

### 2.1 Ermittlung regionaler mengen- und qualitätsbezogener Knappheiten

Der Einsatz ökonomischer Steuerungsinstrumente setzt voraus, daß die Ziele eines integrierten Gewässerschutzes bezogen auf einzelne Flußeinzugsgebiete klar definiert und vorgegeben sind. Dazu müssen *flußeinzugsgebietsbezogene Knappheiten* ermittelt werden. Diese Knappheiten müssen zudem regional abgestuft sein. Die gewässerbezogenen Zielsetzungen am Unterlauf eines Flusses können (und werden in aller Regel) von denen am Oberlauf differieren. Die festgestellten Knappheiten sind Grundlage für die Bepreisung der Umweltnutzung. Wo keine Knappheit vorliegt, ist ein Preis von Null festzulegen. Die Nutzer sollen ihre Nutzungsentscheidung an den Knappheitspreisen ausrichten. Sie sollen z. B. prüfen, ob sie auf andere Wasserdarangebote ausweichen (Wasserbezug aus einem anderen Gebiet; Ausweichen von tieferliegendem Grundwasser auf Oberflächenwasser oder auf Uferfiltrate usw.) oder nicht.

Mit der Frage der Erfassung von gewässerbezogenen Knappheiten, die sich aus den Gewässerfunktionen ergibt, ist die Frage nach der *Bewertung* dieser Knappheiten aufs engste verknüpft. „*Multifunktionalität und Bewertungsvielfalt sind ... untrennbar miteinander verbunden ...*“ (WBGU 1998, S. 308). An dieser Stelle ist auf die gesamte Bewertungsproblematik, die in der ökonomischen Literatur ausgiebig behandelt wird, zu verweisen (s. beispielhaft den Beitrag von Meyerhoff in diesem Band). Diese Fragen zur Bewertung sowie der damit zusammenhängende Forschungsbedarf sind somit integraler Bestandteil der umweltbezogenen Zielformulierung im Gewässerschutz, und sie bilden auch die Grundlage und gleichzeitig die Voraussetzung für den Einsatz ökonomischer Steuerungsinstrumente.

Die Festlegung von flüßeneinzugsgebietsbezogenen Knappheiten und ihre Bewertung sind keinesfalls eine triviale Aufgabe. Insbesondere die Erfassung der ökologischen Funktionen von Gewässern ist unterentwickelt und findet in den Preisen bisher nur unzureichend Ausdruck (SRU 1998). Sie ist neben den anderen nutzungsbezogenen Funktionen der Gewässer (als Brauchwasser oder Trinkwasser) zu berücksichtigen, wenn gewässerbezogene Knappheiten ermittelt werden. Gerade für die ökologische Funktion von Gewässern und ihre „Übersetzung“ in Knappheitspreise besteht ein Forschungsbedarf. Es gilt, für die verschiedenen Inanspruchnahmen von Wasser (für industrielle Zwecke, für landwirtschaftliche Zwecke, als Trinkwasser usw.) geeignete Knappheitsindikatoren – und damit Preise – festzulegen.

## 2.2 Trennung in mengen- und qualitätsbezogene Zielsetzungen

Aus instrumentenspezifischer Sicht ist zudem eine Trennung in *mengen- und qualitätsbezogene Zielsetzungen* sinnvoll. Diese Trennung ist auch in der EU-WRR angelegt. Der Grund liegt darin, daß ein Instrument in aller Regel nicht verschiedene Zielsetzungen gleichzeitig erfüllen kann. Unterschiedliche Zielsetzungen erfordern vielmehr unterschiedliche Instrumente. Wenn also über die Einsatzmöglichkeiten eines spezifischen Instruments nachgedacht wird, ist eine Zuordnung dieses Instruments zu einer Zielsetzung erforderlich. Wasserknappheit in quantitativer Hinsicht erfordert in einigen Mitgliedsstaaten der EU (etwa in den Mittelmeerländern) andere Instrumente als die Wahrung oder Herstellung eines qualitativ guten Gewässerzustandes bei ausreichenden Quantitäten. Im ersten Fall geht es um die Reduktion der nachgefragten Menge, im letzteren Fall um die Reduktion schadstoffbezogener Einträge. Mengen- und Qualitätssteuerung erfordern also unterschiedliche Instrumente bzw. eine unterschiedliche Ausgestaltung eines Instruments (s. auch Bizer et al. 1998, S. 51 f.).

Diese aus instrumentenspezifischer Sicht bestehende Anforderung ist bisweilen schwierig zu erfüllen, weil Mengen- und Qualitätsanforderungen sich überlagern. Als Beispiel kann der Grundwasserschutz genannt werden: Hier gehen von einer quantitativen Bewirtschaftung durch Knappheitspreise *gleichzeitig* qualitative Wirkungen aus. So ist der Qualitätszustand des Grundwassers auch von der Größe des Grundwasservorkommens abhängig. Grundwasserkörper mit großem Dargebot weisen in der Regel eine bessere Qualität auf, da Schadstofffrachten dort besser verdünnt werden können als in Grundwasservorkommen mit kleinem

Dargebot. Als spezieller *Forschungsbedarf* kann in diesem Zusammenhang die Erfassung der Wechselwirkungen zwischen mengen- und qualitätsbezogenen Zielen angeführt werden.

### 2.3 Aufschlüsselung nach Verursacherbereichen

Bei den qualitätsbezogenen Zielen ist aus instrumentenspezifischer Sicht schließlich eine *Aufschlüsselung der Schadstoffeinträge nach Verursacherbereichen* erforderlich. Eine solche Aufschlüsselung ist deshalb sinnvoll, weil ökonomische Steuerungsinstrumente auf spezifische Verursacher als Akteure abzielen, deren Verhalten einer Lenkung unterworfen werden soll. Anhand der Erfassung der Hauptverschmutzer und ihrem jeweiligen Beitrag zum Problem der Gewässerverschmutzung ist zu fragen, wo die akteursbezogenen Anknüpfungspunkte für instrumentelles Eingreifen liegen.

Die Verunreinigung der Gewässer erfolgt nicht allein durch punktbezogene Einträge, sondern zunehmend auch durch flächenbezogene sowie diffuse Stoffeinträge (SRU 1998). Diese Emissionen stellen ein besonderes Problem dar, das bisher im Rahmen des Gewässerschutzes nur unzureichend berücksichtigt wird. Zwar fordert die EU-WRR in Artikel 6 die Erfassung von Einträgen aus diffusen Quellen. Jedoch sind in der EU-WRR keine *Strategien* gegen die Verschmutzung aus diffusen Quellen erkennbar (SRU 1998, Tz. 319). Die in der WRR angeordneten Strategien beziehen sich vielmehr lediglich auf das Medium Wasser. Gerade eine integrierte Betrachtung der Gewässerbewirtschaftung erfordert hier die Einbeziehung von Strategien, die aufzeigen, wie mit den Einträgen aus diffusen Quellen umzugehen ist. Diese Aspekte stellen einen spezifischen *Forschungsbedarf* dar, der zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht gedeckt ist (s. auch WBGU 1998, S. 102).

## 3 Instrumentenspezifische Besonderheiten I: Allgemeine Einsatzbedingungen ökonomischer Steuerungsinstrumente

### 3.1 Spezifische gutsbezogene Voraussetzungen

Nicht alle Emissionen sind in gleicher Weise für eine marktsteuernde Lösung geeignet. Ökonomische Steuerungsinstrumente sind dann gut geeignet, wenn es sich um homogene Güter handelt, die einer Bepreisung unterworfen werden. Besonders gut läßt sich dies am Beispiel der *Zertifikate* verdeutlichen. Der Handel mit Umweltnutzungsrechten, wie er mit Zertifikaten angestrebt wird, erfordert eine hohe Fungibilität der Zertifikate. Das bedeutet z. B., daß bei Zertifikaten, die auf eine bestimmte Wassermenge (ohne Berücksichtigung der Qualitätseigenschaften) ausgestellt sind, ein solcher Handel möglich erscheint, da die Zertifikate als Äquivalent für eine homogene Einheit „Wasser“ angesehen werden. Wenn jedoch in einem Flußgebietsabschnitt unterschiedliche Anforderungen an das Wasser gestellt werden, bedeutet dies, daß die Zertifikate einen unterschiedlichen Wert aufweisen müßten, der diese Anforderungen widerspiegelt. Die Zertifikate, die aus Gründen der Kosteneffizienz gehandelt werden sollen, sind dann nicht mehr homogen und entsprechend nur begrenzt tauschbar (Sorrell und Skea 1999).

Ähnlich können Anwendungsbedingungen für *Abgabenlösungen* untersucht werden. So ist der Lenkungseffekt mittels einer Abgabe nicht zu erreichen, wenn die Allokationsentscheidung bereits gefällt ist (Hansjürgens 1993). Auch sind punktförmige Schadstoffeinträge, etwa aus Altlasten oder Kanalisation oder Bergbaufolgeprobleme, einer ökonomischen Steuerung wenig zugänglich (Bizer et al. 1998, S. 53). Abgaben sind auch dann ungeeignet, wenn es das erklärte Ziel der Gewässerschutzpolitik ist, eine konkrete Verhaltensweise – und nur diese – bei den Normadressaten zuzulassen. Es ist im Gegensatz dazu gerade das Kennzeichen von Abgabenlösungen wie ökonomischen Steuerungsinstrumenten allgemein, die Verhaltensoption der Normadressaten offenzulassen. Für einen instrumentellen Zugriff über Abgabenlösungen besser geeignet erscheinen demgegenüber großflächige Schadstoffeinträge aus der Landwirtschaft, insbesondere der Stickstoffeintrag (SRU 1985).

### 3.2 Möglichkeiten der räumlichen Differenzierung

Ein weiteres Problem ökonomischer Steuerungsinstrumente ist darin zu sehen, daß eine räumliche Differenzierung zumeist schwierig umsetzbar ist. Dies dürfte für den Gewässerschutz besondere Relevanz haben, weil hier zu erwarten ist, daß in einem Flußeinzugsgebiet in den einzelnen Flußabschnitten unterschiedliche Knappheiten bestehen. Unterschiedliche Zielsetzungen erfordern jedoch – wie gezeigt – differenzierte Instrumente. Zwar ist weder bei Umweltzertifikaten noch bei -abgaben eine regionale Differenzierung unmöglich. Es gibt hierzu in der Literatur für beide Instrumenttypen Überlegungen. So kann beispielsweise für Umweltzertifikate durch Handelsrestriktionen dafür gesorgt werden, daß sie in eine bestimmte Region nicht verkauft werden. Oder für jedes Unternehmen an einem Flußabschnitt oder für eine bestimmte Region kann eine Höchstmenge an Emissionen zugestanden werden (Tietenberg 1985, S. 22-27). Derartige Regelungen führen aber zu einer Verkomplizierung des Zertifikatsystems und zu einer Beeinträchtigung der Marktfunktionen. Im Ergebnis dürfte daher die Forderung nach räumlicher Differenzierung eine weitere Restriktion für den Einsatz ökonomischer Steuerungsinstrumente darstellen.

### 3.3 Ökonomische Steuerungsinstrumente im Policy Mix

Zur Analyse der generellen Einsatzfelder für ökonomische Steuerungsinstrumente gehört auch die Frage, ob und inwieweit hier eine Funktionsteilung zwischen dem bestehenden Ordnungsrecht und den marktsteuernden Instrumenten sinnvoll und möglich ist (Gawel 1999). Für eine Beeinflussung der Wassernachfrage dürfte ein einzelnes Instrument häufig unzureichend sein. Gerade bei der Steuerung der Wassernachfrage ist vielmehr eine sorgsame Abstimmung mehrerer Instrumente erforderlich (WBGU 1998, S. 296 ff.). Für die konkrete institutionelle Abstimmung zwischen Instrumententypen besteht hier ein grundsätzlicher Forschungsbedarf, und zwar sowohl für die Abgabenlösung als auch für die Zertifikatelösung. Bisherige Arbeiten dazu (z. B. Gawel 1991; Zimmermann und Hansjürgens 1993; Hansjürgens 1999) können lediglich als erste Ansätze gewertet werden.

### 3.4 Analyse der Rahmenbedingungen in anderen EU-Ländern

Zur Erfassung der Rahmenbedingungen für ökonomische Steuerungsinstrumente gehört auch eine Analyse der umweltbezogenen sowie institutionellen Voraussetzungen in anderen Ländern. So dürften in der EU viele Probleme im Gewässerschutz in den Mittelmeerländern von anderer Natur sein als etwa in Deutschland (Wasserknappheitsprobleme versus Wasserqualitätsprobleme). Ebenso sind die institutionellen Voraussetzungen anders. Dies kann sich etwa in der Kompetenzverteilung für gewässerschutzbezogene Maßnahmen, in prozeduralen Regelungen bei der Lösung von Gewässerschutzproblemen zeigen. In diesem Bereich ist ein erheblicher Forschungsbedarf gegeben, allein schon um zu einer systematischen Auswertung von Erfahrungen zu gelangen, die auch für die eigene nationale Vorgehensweise wichtige Anhaltspunkte liefern kann.

## 4 Instrumentenspezifische Besonderheiten II: Voraussetzungen ökonomischer Steuerungsinstrumente im Gewässerschutz

Erst im Anschluß an die gewässerschutzbezogene Zieldefinition (einschließlich der Bewertungsfrage) sowie die Erfassung der allgemeinen Einsatzbedingungen für ökonomische Steuerungsinstrumente kann in einem dritten Schritt geprüft werden, ob und inwieweit einzelne ökonomische Steuerungsinstrumente einen adäquaten Beitrag zur Lösung der Probleme des quantitativen und qualitativen Gewässerschutzes leisten können. Vor diesem Hintergrund kommen als Instrumente in Frage:

- (1) die Abwasserabgabe,
- (2) das Wasserentnahmeentgelt (einschließlich Grundwasserabgabe),
- (3) Abgaben auf mineralischen Dünger und/oder Wirtschaftsdünger („Gülleabgabe“),
- (4) Subventionen zur Honorierung ökologischer Leistungen,
- (5) Kompensationslösungen sowie
- (6) Verhandlungslösungen.

Grundsätzlich ist bei allen genannten Instrumenten ein *Forschungsbedarf* vorhanden. Da jedoch die Abwasserabgabe in der Literatur bereits sehr intensiv erörtert worden ist und auch Vorschläge und Analysen zu Abgaben auf mineralischen Dünger und/oder Wirtschaftsdünger (Bizer et al. 1998; Wätzold 1998) sowie zu Kompensationslösungen (van Mark/Gawel/Ewringmann 1992) bestehen, sollen sich die folgenden Anmerkungen zum Forschungsbedarf auf das Wasserentnahmeentgelt, Subventionen zur Honorierung ökologischer Leistungen sowie Verhandlungslösungen beziehen.

### 4.1 Wasserentnahmeentgelt (Grundwasserabgabe)

Im Bereich des Wasserentnahmeentgeltes tauchen Fragen auf, die zuvor im Zusammenhang mit der umweltbezogenen Zielformulierung bereits angesprochen worden sind. So ist eine Frage, für welche Problembereiche das Wasserentnahmeentgelt überhaupt einen Beitrag leisten kann? Für welche Gewässerfunktionen ist der Preis zu erheben (Horsch 1999, S. 221)?

Inwieweit spiegelt der Preis für die Wasserentnahme die Knappheiten wider? Ist eine regionale Differenzierung der Abgabensätze nach den Nutzungskonkurrenzen vor Ort sinnvoll und möglich? Soll eine Differenzierung nach der Belastungsempfindlichkeit des Gewässerabschnittes erfolgen? Weitere Fragen zur konkreten Ausgestaltung der *Bemessungsgrundlage* und des *Tarifs* der Abgabe schließen sich hier an.

Desweiteren sind auch Fragen zu berücksichtigen, die auf andere institutionelle Aspekte der möglichen Ausgestaltung eines solchen Wasserentnahmeentgeltes abzielen. So ist beispielsweise zu prüfen, welche Ebene das Entgelt erheben soll und darf? Hier steht man vor dem Problem, daß die administrativen Abgrenzungen der Gebietskörperschaften bzw. der zuständigen Wasserwirtschaftsverbände zumeist nicht mit den entsprechenden Flußeinzugsgebieten übereinstimmen. Die meisten Flußeinzugsgebiete betreffen nicht nur einzelne Kommunen oder Bundesländer, sondern gehen darüber hinaus. Oft wird sogar die nationale Kompetenz überschritten, so daß eine Abstimmung zwischen verschiedenen Nationalstaaten erforderlich ist (siehe zum Problem am Beispiel der Elbe den Beitrag von Reincke in diesem Bericht). In diesem Zusammenhang stellt sich auch die Frage, wem das Aufkommen aus dem Wasserentnahmeentgelt zufließt und für welche Zwecke es zu verwenden ist.

#### **4.2 Subventionen (Honorierung ökologischer Leistungen)**

Subventionen werden im Gewässerschutz zumeist zur Honorierung ökologischer Leistungen eingesetzt. Solche Leistungen werden z. B. von Landwirten erbracht, wenn sie besondere Maßnahmen zugunsten des Gewässerschutzes unternehmen. Oft liegt die „Leistung“ jedoch in einem Verzicht auf landwirtschaftliche Intensivdüngung oder den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. In diesem Zusammenhang stellt sich insbesondere die Frage, welche spezifischen Leistungen überhaupt zu honorieren sind. Nach welchen Kriterien soll die Honorierung erfolgen? Welche Abstufungen sind sinnvoll usw. (SRU 1996, S. 88 ff.; Horsch 1999, S. 220 ff.)? Diese Frage ist nicht allein aus der Perspektive des Gewässerschutzes zu beantworten, sondern sie betrifft den größeren Zusammenhang der Ausrichtung der Landwirtschaft in einem Europäischen Agrarmarkt, der Sicherung der Einkommenssituation von Landwirten usw.

#### **4.3 Verhandlungslösungen**

Ein weiteres Instrument in der Gewässerschutzpolitik kann in Verhandlungslösungen gesehen werden. Sie dürften prinzipiell nur für spezifische Konstellationen der Umweltproblematik in Frage kommen. Dies ergibt sich daraus, daß es sich bei Verhandlungslösungen um einen überaus voraussetzungsvollen Prozeß handelt. So darf es sich nur um eine geringe Zahl von beteiligten Nutzern handeln, die in einer Nutzungskonkurrenz stehen, die Transaktionskosten des Verhandlungsprozesses müssen gering sein, es darf keine machtpolitische Einflußnahme einzelner Interessengruppen (auf Kosten jeweils anderer Interessengruppen) vorhanden sein usw. Die meisten dieser Voraussetzungen sind im Zusammenhang mit dem Coase-Theorem in der ökonomischen Literatur ausführlich erarbeitet worden.

In der Gewässerschutzpolitik sind die Erfahrungen mit Verhandlungslösungen jedoch bisher noch nicht systematisch ausgewertet worden. Dies betrifft zum einen die Kooperation zwischen der Wasserwirtschaft und der Landwirtschaft in Nordrhein-Westfalen (Bizer et al. 1998, S. 58), zum anderen aber auch die Erfahrungen in anderen Ländern, so etwa in Frankreich (WBGU 1998, S. 318). In diesem spezifischen Bereich ist ein Forschungsbedarf zu den spezifischen Erfolgsaussichten von Verhandlungslösungen unter Einbeziehung der konkreten institutionellen Bedingungen im Gewässerschutz gegeben.

## 5 **Schlußbemerkung: Zur Rolle ökonomischer Steuerungsinstrumente in der Gewässerbewirtschaftung**

Die genannten Probleme bei der Anwendung ökonomischer Steuerungsinstrumente, die sich zum Teil aus ökologischen Zusammenhängen, zum Teil aber auch aus institutionellen Bedingungen ergeben, dürften für ihre Anwendungsmöglichkeiten ein großes Hindernis darstellen. Entgegen den in der EU-WRR bekundeten Forderungen nach einer stärkeren Bepreisung von Gewässer-„Dienstleitungen“ dürften sich die tatsächlichen Einsatzmöglichkeiten ökonomischer Steuerungsinstrumente daher auch in Zukunft in engen Grenzen halten. Die beschriebenen Probleme dürfen jedoch nicht zum Anlaß genommen werden, auf den Einsatz ökonomischer Steuerungsinstrumente von vornherein zu verzichten und (weiterhin) nahezu ausschließlich auf das bestehende ordnungsrechtliche Instrumentarium zu setzen. Dies würde nichts anderes bedeuten, als daß die mit ökonomischen Steuerungsinstrumenten verbundenen Kosteneffizienzpotentiale leichtfertig verschenkt würden. Es geht vielmehr um eine sorgfältige Analyse der Möglichkeiten und Grenzen derartiger Instrumente im Rahmen einer integrierten Gewässerbewirtschaftung. Hierbei kommt begleitender wissenschaftlicher Forschung angesichts der Neuartigkeit der Fragestellung und angesichts der mangelnden bisherigen Erfahrungen im Umgang mit diesen Instrumenten eine überragende Rolle zu.

### **Literatur**

- Bizer, K.; Linscheidt, B.; Ewringmann, D. (1998): Umweltabgaben in Nordrhein-Westfalen. Berlin
- Gawel, E. (1991): Umweltpolitik durch gemischten Instrumenteneinsatz. Berlin
- Gawel, E. (1999): Umweltordnungsrecht - ökonomisch rational? In: Gawel, E., Lübke-Wolff, G. (Hg.): Rationale Umweltpolitik – Rationales Umweltrecht. Konzepte, Kriterien und Grenzen rationaler Steuerung im Umweltschutz. Baden-Baden, im Erscheinen
- Hansjürgens, B. (1993): Affinität zwischen Umweltabgaben und Typen von Umweltproblemen. In: Zimmermann, H. (Hg.): Umweltabgaben - Grundsatzfragen und abfallwirtschaftliche Anwendung. Bonn, S. 35-71
- Hansjürgens, B. (1999): Effizienz durch Policy Mix: Umweltzertifikate und Ordnungsrecht. In: Gawel, E. (Hg.): Effizienz im Umweltrecht. Baden-Baden, in Vorbereitung
- Horsch, H. (1999): Ökonomische Instrumente zur Förderung eines nachhaltigen Gewässerschutzes. In: Horsch, H.; Ring, I. (Hg.): Naturressourcenschutz und wirtschaftliche Entwicklung. Nachhaltige Wasserbewirtschaftung und Landnutzung im Elbeinzugsgebiet. UFZ-Bericht 16/1999, S. 217-244
- Mark, M. van; Gawel, E.; Ewringmann, D. (1992): Kompensationslösungen im Gewässerschutz. Heidelberg
- Rat der Europäischen Union (1999): Geänderter Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - gemeinsamer Standpunkt. Dokument 6404/99 ENV 68 PRO-COOP vom 2.3.99, Brüssel
- Sorrell, S.; Skea, J. (1999): Introduction. In: Sorrell, S.; Skea, J. (Hg.): Pollution for Sale. Emissions Trading and Joint Implementation. Edward Elgar, Cheltenham, S. 1-24

- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen) (1985): Umweltprobleme der Landwirtschaft. Sondergutachten. Metzler-Poeschel, Stuttgart
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen)(1996): Konzepte einer dauerhaft-umweltgerechten Nutzung ländlicher Räume. Metzler-Poeschel, Stuttgart
- SRU (Sachverständigenrat für Umweltfragen)(1998): Flächendeckend wirksamer Grundwasserschutz. Ein Schritt zur dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Metzler-Poeschel, Stuttgart
- Tietenberg, T. (1985): Emissions Trading. An Exercise in Reforming Pollution Policy. Washington, D.C.
- Wätzold, F. (1998): Konzeption und Wirkungsweise einer Abgabe auf Wirtschaftsdünger. In: Zeitschrift für Angewandte Umweltforschung 11(1), S. 104-114
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen)(1998): Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser. Jahresgutachten 1997. Berlin u. a.
- Zimmermann, H.; Hansjürgens, B. (1993): Umweltpolitische Einordnung verschiedener Typen von Umweltabgaben. In: Zimmermann, H. (Hg.): Umweltabgaben - Grundsatzfragen und abfallwirtschaftliche Anwendung. Bonn, S. 1-34

---

**Flußeinzugsgebietsmanagement und Sozioökonomie:  
Konfliktbewertung und Lösungsansätze**

---

Ergebnisse des Workshops  
vom 1. und 2. Juli 1999  
am UFZ-Umweltforschungszentrum  
Leipzig-Halle GmbH

Helga Horsch<sup>1</sup>, Frank Messner<sup>1</sup>, Sigrun Kabisch<sup>1</sup>, Michael Rode<sup>2</sup> (Hrsg.)

UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

<sup>1</sup> Abteilung Ökologische Ökonomie und Umweltsoziologie

<sup>2</sup> Projektbereich Fluß- und Seenlandschaften