ECONSTOR
Make Your Publications Visible.

A Service of
ZBW
Leibniz-Informationszentrum Wirtschaft
Leibniz Information Centre for Economics

Pethig, Rüdiger

Working Paper

Trinkwasser und Gewaesserguete. Ein Plaedoyer fuer das Nutzerprinzip in der Wasserwirtschaft

Volkswirtschaftliche Diskussionsbeiträge, No. 2-89

Provided in Cooperation with:
Fakultät III: Wirtschaftswissenschaften, Wirtschaftsinformatik und Wirtschaftsrecht, Universität Siegen

Suggested Citation: Pethig, Rüdiger (1989) : Trinkwasser und Gewaesserguete. Ein Plaedoyer fuer das Nutzerprinzip in der Wasserwirtschaft, Volkswirtschaftliche Diskussionsbeiträge, No. 2-89, Universität Siegen, Fakultät III, Wirtschaftswissenschaften, Wirtschaftsinformatik und Wirtschaftsrecht, Siegen

This Version is available at:
https://hdl.handle.net/10419/118702

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.

WWW.ECONSTOR.EU

Mitglied der Leibniz-Gemeinschaft

VOLKSWIRTSCHAFTLICHE DISKUSSIONSBEITRÄGE

UNIVERSITÄT - GESAMTHOCHSCHULE - SIEGEN
FACHBEREICH WIRTSCHAFTSWISSENSCHAFTEN

TRINKWASSER UND GEWÄSSERGÜTE

Ein Plädoyer für das Nutzerprinzip in der Wasserwirtschaft

Rüdiger Pethig

Diskussionsbeitrag Nr. 2 – 89

Anschrift des Autors:

Fachbereich Wirtschaftwissenschaften
Universität - Gesamthochschule - Siegen
Hölderlinstraße 3
5900 Siegen

ZUSAMMENFASSUNG

Früher waren Assimilationsdienste von Gewässern wie andere natürliche Ressourcen freie Güter in dem Sinn, daß ihr Angebot trotz unentgeltlicher Nutzung die Nachfrage überstieg; die Nutzung zum Nullpreis war effizient. Die zunehmende konkurrierende Nutzung als unbezahlter Produktionsfaktor durch den Landwirtschafts- und den Wasserwerkssektor ließ die Assimilationsdienste zu einem knappen Gut werden, für das die Landwirte als Verursacher von Gewässergüteminderungen und die Wasserwerke als Nutznießer unterlassener Güteminderungen denselben positiven Knappheitspreis zahlen müssen, wenn man sich eine effiziente Marktlösung vorstellt. Zu einem solchen Allokationsverfahren ist der neu einzuführende umweltpolitische Grundsatz des Nutzerprinzips kompatibel, dem zufolge es notwendig ist, die sich im Nullpreis der Assimilationsdienste darstellenden Subventionstatbestände zu beseitigen.

DRINKING WATER AND WATER QUALITY: PLEADING FOR THE USER PRINCIPLE IN THE MANAGEMENT OF WATER RESOURCES

ABSTRACT

Historically, assimilative services of water resources had been a free good. Without any remuneration their supply exceeded the demand and their utilization at zero price was efficient. But in recent time the assimilative services have become scarce because they were increasingly used as a costless productive resource by both the agricultural sector and by the waterworks. An efficient "market allocation" would require the agricultural sector to pay the same scarcity price as the waterworks for their respective uses of the assimilative capacity. The environmental directive compatible with this fictitious market solution is the user-pays principle requiring to remove all subsidies which are implicitly implied by zero-price uses of assimilative services.

Trinkwasser und Gewässergüte

– Ein Plädoyer für das NUTZERPRINZIP in der Wasserwirtschaft –

Rüdiger Pethig, Universität – GH – Siegen

1. Die Trinkwasserversorgung in historischer Perspektive

Daß wir unseren Planeten "Erde" nennen, gibt mehr Aufschluß über uns als Namensgeber als über dessen Geographie, weil sein entscheidenes Merkmal nicht Erde, sondern **Wasser** ist (Price 1986, S. 1). Das Leben ist bekanntlich im Wasser entstanden und hat sich im Laufe der Evolution nur zum Teil aus diesem Element gelöst. Organismen wie die Spezies Mensch, die außerhalb des Wassers leben, sind von diesem weiterhin essentiell abhängig. Schon relativ kleine Unterbrechungen in der Wasserversorgung sind lebensbedrohend, und dabei kommt es nicht nur auf die kontinuierliche Zuführung einer Mindest**menge** von Wasser an, sondern auch auf dessen hohen Reinheitsgrad – auf die Trinkwasser**qualität**.

Die Kultur– und Wirtschaftsgeschichte der Menschheit ist fundamental mit der Lösung des Problems der Trinkwasserversorgung verknüpft. Schon die antiken Hochkulturen der ariden Zonen hatten das **Mengen**problem der Wasserversorgung mit ingeniöser Wasserbautechnik bewältigt. Die wasserwirtschaftlichen und bautechnischen Leistungen, zum Teil heute noch erhalten, sind eindrucksvoll. Es gab zwar sehr früh auch schon in einigen "Ballungsgebieten" lokale Wasser**qualitäts**probleme, aber diese konnten stets durch Rückgriff auf noch unbelastete Wasservorräte der Umgebung überwunden werden.

Das mittelalterliche Europa vernachlässigte und verlernte die antike Wasserbautechnik und begnügte sich bei der Wasserversorgung aus Brunnen, Quellen und Flüssen mit einer Technik, die nicht selten primitiver als in der fernen Zeit vor Griechen und Römern war. In den größeren Städten des nördlichen Europa wirkten zahlreiche Faktoren bei der starken Verunreinigung von Brunnen und Quellen zusammen: das feuchte Klima, schlechte und schlammige Straßen, das freie Herumlaufen des Viehs und das Fehlen jeglicher Kanalisation. Mit England in der Pionierrolle brachte erst das 19. Jahrhundert einen nachhaltigen Aufschwung systematischer Trinkwasserversorgungssysteme in den Städten, aber nicht etwa die wirtschaftliche Entwicklung begleitend oder ihr gar vorauseilend,

sondern typischerweise immer erst dann, wenn gravierende Engpässe bei qualitativ hochwertigem Wasser entstanden waren. Die anthropogene Gewässergüteverschlechterung spielte eine zunehmende Rolle. Im London der 1850er Jahre wurden Sitzungen des Parlaments und des Hohen Gerichtshofs regelmäßig wegen des Eindringens unerträglicher, ekelerregender und stechender Gerüche vertagt (Smith 1985, S. 184). Es waren aber nicht etwa diese kaum vorstellbaren Gewässerbelastungen, die in England und auf dem Kontinent Mitte des vorigen Jahrhunderts Taten auslösten, sondern die sich häufenden Epidemien von Cholera und Typhus und die sich zur Gewißheit verdichtende medizinische Erkenntnis, daß diese Epidemien auf bakteriell verseuchtes Trinkwasser zurückzuführen waren.

Durch große Fortschritte der Bakteriologie in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts gelang es, die bakterielle Reinheit des Trinkwassers sicherzustellen, aber nicht ohne abermals auf bisher ungenutzte Vorräte guten Rohwassers zurückzugreifen. Zunehmend wurde Rohwasser nicht aus Flüssen, sondern aus dem Grundwasser zur Trinkwasseraufbereitung verwendet. Parallel dazu wurden schrittweise bis in die Gegenwart hinein die Wasserbehandlungstechniken so verfeinert, daß auch die physikalische und chemische Reinheit als gewährleistet angesehen werden kann. In der Bundesrepublik Deutschland ist Trinkwasser vermutlich das am besten und intensivsten geprüfte Lebensmittel. Vom technischen Standpunkt aus betrachtet wird man wohl auch sagen können, daß es heute möglich ist, aus jedem noch so verschmutzten Wasser einwandfreies Trinkwasser herzustellen.

"Aha", so mag der Zeitgenosse angesichts dieser erfreulichen wissenschaftlich–technischen Entwicklung zu sich sagen, "also kann man die Kassandra–Rufe der zunehmenden Grundwasserbelastung mit Nitraten, Pestiziden und anderen persistenten Schadstoffen gelassen ignorieren, denn die Technik wird ja damit fertig". Doch dieses Argument zu akzeptieren hieße die Rechnung ohne den Wirt – und zwar ohne den Volkswirt – gemacht zu haben. Dies empfiehlt sich nur dann, wenn es sich um ein freies Gut handelt, um eine Ressource, deren Nutzungs**potential** die Gesamtheit der Nutzungs**ansprüche** übersteigt. Liegen aber Knappheiten vor, müssen die Einzelansprüche in ihrer Gesamtheit auf das Maß des Angebots reduziert werden. Aber wessen Ansprüche sind in welchem Maß zu reduzieren? Wer wird dann zu den Verlierern, und wer zu den Gewinnern zählen? Welche institutionellen Regelungen, welche Allokationsverfahren sind zur Lösung dieses Anspruchsreduktionsproblems empfehlenswert, und welche werden von Akteuren der Wasserpolitik implementiert?

Die folgenden Ausführungen zielen darauf ab, diese Fragen – zumindest ansatzweise – zu beantworten. Dabei ist zunächst zu präzisieren, welcher Art die Knappheiten im Um-

gang mit Wasser sind. Danach soll das Allokationsproblem mit seinen Lösungsmöglichkeiten aus der **theoretischen** Perspektive beleuchtet werden. Ferner werden den aus theoretischen Erwägungen "**empfehlenswerten**" Lösungskonzepten die tatsächlich durchgeführten wasserwirtschaftlichen Strategien gegenübergestellt, um abschließend zu fragen, worauf Diskrepanzen zwischen dem Soll und Ist zurückzuführen sind.

2. Konkurrierende Nutzungen von Wasserressourcen

Nach Ökonomen wird immer dann gerufen – oder sie bringen sich selbst dann ins Gespräch – wenn Knappheiten entstanden sind, wenn also "gewirtschaftet" werden muß. In welchem Sinne ist Wasser denn aber eigentlich knapp geworden? Für unsere Breiten muß man **mengenmäßige** Knappheit insgesamt sicherlich verneinen. Richtig ist jedoch, daß das Dargebot von **Rohwasser guter Qualität** rückläufig ist, zumal viele Grundwasserressourcen in jüngster Zeit starke chemische Belastungen aufweisen, insbesondere Rückstände aus Dünge–, Pflanzenschutzmitteln und chemischen Lösungsmitteln. Auch wenn es technisch möglich ist, wie schon erwähnt, solche Verunreinigungen im Trinkwasserproduktionsprozeß zu beseitigen, ist dies mit erheblichen Kosten verbunden, so daß sich derart aufbereitetes Trinkwasser deutlich verteuern muß. Es gibt sogar schon Befürchtungen, die Trinkwasserherstellung werde bald so aufwendig sein wie das Bierbrauen (SPIEGEL vom 8.8.1988). Die Zusatzkosten würden dann zu Preisaufschlägen für Trinkwasser führen und, so folgert der Ökonom, mit dem Preisanstieg eine vergrößerte Knappheit des Gutes "Trinkwasser" signalisieren. Daß sich veränderte Kostenbedingungen in entsprechende Preissignale umsetzen, ist im Sinne der Informations– und Lenkungsfunktion von Preisen äußerst wünschenswert. Denn je besser veränderte Knappheiten in Relativpreisänderungen umgesetzt werden, desto flexibler reagiert die Wirtschaft auf strukturelle Anpassungszwänge.

Mit einer solchen Feststellung könnte sich der Ökonom nun doch noch selbstzufrieden aus der Diskussion des Themas "Trinkwasser und Gewässergüte" zurückziehen, wenn nicht der Kostenfaktor Rohwasserqualität **politischen** statt **marktwirtschaftlichen** Entscheidungsprozessen unterworfen wäre. Es könnte ja sein, daß eine verbesserte Rohwasserqualität größere Kostenreduktionen bei der Trinkwasserproduktion auslöst als sie an Zusatzkosten bei all denen verursacht, die zur Verminderung der Gewässergüte beitragen. Außerdem ist folgendes zu bedenken: Man mag zwar überzeugt davon sein, auch in Zukunft mit genügend einwandfreiem Trinkwasser versorgt zu werden, aber dem Ökonomen geht es nicht darum, dieses zweifellos hochrangige Ziel "**um jeden Preis**" zu erreichen, sondern mit kleinstmöglichem Mitteleinsatz.

Um die damit angesprochenen Zusammenhänge systematischer zu analysieren, ist es nützlich, ein wenig auszuholen. Wir machen uns zunächst klar, daß Wasserressourcen auf vielfältige Art nutzbar sind (Pethig 1988). Es gibt Nutzungen zu konsumptiven und zu produktiven Zwecken sowie Nutzungen, die mit einer Wasserentnahme verbunden sind (offstream uses) und Nutzungen ohne Wasserentnahme (instream uses). Für den Zusammenhang zwischen Trinkwasser und Gewässergüte genügt es, die folgenden beiden Nutzungsarten zu betrachten: einerseits die **Rohwasserentnahme zur Trinkwasserproduktion** und auf der anderen Seite die Nutzung der **Wasserressource als Aufnahmemedium für Schadstoffe** aus Produktionsprozessen. Diese Nutzungsarten stehen in folgendem Sinne **in Konkurrenz miteinander**: Je intensiver eine gegebene Wasserressource für die Schadstoffaufnahme genutzt wird, umso geringer ist die Gewässergüte, umso teurer wird die Trinkwasserproduktion, umso preiswerter allerdings auch die schadstoffemittierende Produktion.

Diese Nutzungskonkurrenz kann historisch weit zurückverfolgt werden. Auf lokaler Ebene bestand schon immer die Gefahr der Beeinträchtigung der Trinkwasserversorgung durch anthropogene Gewässerverunreinigungen. Doch in unseren Breiten brauchte man keine besonderen institutionellen Regelungen zum Ausgleich von Nutzungskonflikten, solange die zusätzlichen Kosten des Ausweichens auf weiter entfernte Gewässer mit guter Wasserqualität gering waren. Für diesen systematischen "Rückzug" der Rohwasserbeschaffung ist die Entwicklung in Berlin typisch: Bis zur Mitte des vorigen Jahrhunderts gab es gar keine Trinkwasseraufbereitung; ab 1856 wurden die damaligen Abnehmer des ersten Berliner Wasserwerkes mit gefiltertem Oberflächenwasser aus der Spree beliefert und heute "... beliefern die Berliner Oberflächengewässer die Medien mit Schlagzeilen wegen der selbst für Ballungsgebiete ungewöhnlich starken Verschmutzung" – so jedenfalls wird die gegenwärtige Situation von Hampicke (1985, S. 306) gesehen. In Berlin wie anderswo bestand die letzte große Ausweichbewegung in der systematischen Erschließung der Grundwasservorräte für die Trinkwassergewinnung.

Unter umweltökonomischen Effizienzgesichtspunkten ist diese historische Entwicklung durchaus folgerichtig. Es erscheint zweckmäßig, noch ungenutzte, qualitativ hochwertige Grundwasserressourcen für die Trinkwassergewinnung zu erschließen, wenn dies volkswirtschaftlich weniger kostet als Wasser aus Oberflächengewässern "trinkwasserfähig" zu machen[1]. Doch muß man ebenfalls feststellen, daß nunmehr die jahrhundertelang ange-

[1]Zu beachten ist jedoch, daß dies nicht gleichzeitig als ein Votum für extreme Schadstoffbelastungen von Oberflächengewässern gewertet werden kann, falls diese Belastungen aufgrund anderer (hier nicht erörterter) Nutzungskonkurrenzen ihrerseits wieder volkswirtschaftliche Kosten verursachen.

wandte Ausweichstrategie an ihre Grenzen gestoßen ist. Die jüngsten weiträumigen chemischen Grundwasserbelastungen haben schon zur Schließung vieler Brunnen geführt, ohne daß die gegenwärtige Tendenz zur Rohwasser–Fernversorgung in großen Verbundsystemen eine langfristige Lösung sein kann: Die Nutzungs**konkurrenz** hat nun endgültig zu einem scharfen Nutzungs**konflikt** geführt.

In vieler Hinsicht erinnert diese Problematik an die historische Entwicklung der Nutzung einer anderen natürlichen Ressource, des **Bodens**. Zur Zeit der Germanen war der für die Jagd und Landwirtschaft nutzbare Boden reichlich vorhanden, also ein freies Gut. Noch weit über das Mittelalter hinaus gab es in dörflichen Gemeinschaften die Allmende, d.h. gemeinschaftlich genutzte Wiesen und Wälder. Doch mit zunehmender Bevölkerung kam es zur Übernutzung, zur "**Tragödie der Allmende**" – so die freie Übersetzung des Titels "The Tragedy of the Commons", eines sehr einflußreichen Aufsatzes von G. Hardin (1968). Wie die damit verbundenen Allokationsineffizienzen historisch beseitigt worden sind, ist bekannt: Das Gemeineigentum an landwirtschaftlichem Boden wurde zunehmend durch exklusive Nutzungsrechte einzelner verdrängt. Zweifellos war dieser Prozeß von gravierenden Verteilungswirkungen begleitet, denn die Zuordnung von Rechten zu einzelnen Personen ging häufig mit einer "Entrechtung" anderer einher. Unbestritten ist aber, daß diese Neuordnung der Nutzungsrechte zu einer Effizienzsteigerung geführt hat.

Dieser kleine Exkurs legt es nahe, auch die konkurrierenden Nutzungen von Wasserressourcen unter einer **nutzungsrechtlichen Perspektive** zu betrachten. Dabei versteht man im Sinne der Lehre von den Verfügungsrechten, dem "property rights approach", unter Nutzungsrechten nicht nur die durch Gesetz begründeten Rechte, sondern auch solche, die auf Gewohnheit, Sitte und Moral beruhen und die für jeden einzelnen seine Möglichkeiten der Aneignung, Nutzung und Übertragung von Ressourcen gegenüber anderen Personen abstecken.

Solange das Dargebot qualitativ hochwertigen Rohwassers die Nachfrage überstieg, war die Zuordnung von Nutzungsrechten nicht notwendig. Dennoch sind schon im BGB des Jahres 1900 dem Gesetzestext nach ausschließliche Verfügungsrechte am Grundwasser eingeführt worden, indem die Grundwassernutzung zum Recht der Grundstückseigentümer gemacht worden ist (§ 905 BGB). Faktisch war dieses Nutzungsrecht aber nicht exklusiv, weil das Grundwasser und dessen Schadstoffbelastung an den Grundstücksgrenzen natürlich nicht Halt machen. Diese Regelung konnte also wachsenden Nutzungsansprüchen und einem zunehmenden Gefährdungspotential der öffentlichen Trinkwasserversorgung nicht standhalten. Daher wurde im Wasserhaushaltsgesetz von 1957 eine vollständige Neuregelung der Rechte vorgenommen, und zwar eine "**Sozialisierung aller Grundwasserrechte**" (Blankart 1988, S. 4) in dem Sinne, daß die öffentliche Wasserver-

sorgung den alleinigen Rechtsanspruch am Grundwasser erhielt.

Nach § 1 a, Abs. 1, Wasserhaushaltsgesetz sind die Gewässer so zu bewirtschaften, "...daß sie dem Wohl der Allgemeinheit und im Einklang mit ihm auch dem Nutzen einzelner dienen und daß jede vermeidbare Beeinträchtigung unterbleibt." In dieser Formulierung kann man den unbestimmten Rechtsbegriff "**Wohl der Allgemeinheit**" nahezu gleichsetzen mit dem "**öffentlichen Interesse**" **einer gesicherten Trinkwasserversorgung**. Damit hätte die öffentliche Wasserversorgung auch den durch Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts bekräftigten Anspruch auf Unterlassung aller vermeidbaren Grundwasserbeeinträchtigungen, insbesondere der durch die Landwirtschaft verursachten. Auf der anderen Seite stellt die sogenannte Landwirtschaftsklausel des Bundesnaturschutzgesetzes (§ 1, Abs. 3 und § 8, Nr. 7) fest, daß die im Sinne dieses Gesetzes **ordnungsmäßige** land– und forstwirtschaftliche Bodennutzung **nicht** als Eingriff in Natur und Landschaft anzusehen sei. Darin kommt die Vermutung des Gesetzgebers zum Ausdruck, die ordnungsgemäße Landwirtschaft werde den Erfordernissen des Grundwasserschutzes gerecht. Doch es war schon seit Jahren erkennbar, daß diese Vermutung angesichts der intensiven Verwendung von Dünger und Pestiziden in der Landwirtschaft nicht aufrechterhalten werden konnte (Kölble 1980, S. 47).

Als es deshalb in einer fünften Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes 1986 die übermäßige Grundwasserbelastung durch die Landwirtschaft einzuschränken galt, gelang es der landwirtschaftlichen Interessenvertretung, ein Recht auf intensive Verwendung von Dünger und Pestiziden durchzusetzen, und damit einen Anspruch auf Ausgleichszahlungen, falls die Ausübung dieses Rechts eingeschränkt werden soll (§ 19, Abs. 4 der 5. Novelle des WHG). Blankarts (1988) Vermutung erscheint plausibel, daß nämlich nach diesem politischen Erfolg der Landwirtschaft jetzt auch andere Interessengruppen versuchen werden, Wassernutzungsrechte im politischen Prozeß zu erlangen, indem sie für unterlassene Umweltbelastungen Entschädigung fordern. Wir stellen zusammenfassend fest, daß die Grundwassernutzungsrechte in der Bundesrepublik auf dem **politischen Markt** festgelegt werden. Gegenwärtige Inhaber solcher Rechte können sich ihrer Rechtspositionen für die Zukunft nicht sicher sein, und für Nutzer–Interessengruppen lohnt sich der Einsatz von Ressourcen, um politische Entscheidungen zu ihren Gunsten zu beeinflussen.

Soviel zur Darstellung des für unsere Problemstellung relevanten rechtlichen Rahmens der Grundwassernutzung. Nun ist es an der Zeit, die **theoretische** Perspektive der Allokation konkurrierender Grundwassernutzungen zu beleuchten, um die Bedingungen für Allokationseffizienz zu präzisieren und um einen Maßstab zur Beurteilung der Alloka-

tions– und Verteilungswirkungen alternativer Strategien der "Grundwasserbewirtschaftung" zu erarbeiten.

3. Trinkwasser und Gewässergüte in einem einfachen Externalitätenmodell

Wasserressourcen sind **erneuerbar**, und zwar sowohl in quantitativer als auch in qualitativer Hinsicht. Da das Mengenproblem hierzulande unbedeutend ist, konzentrieren wir uns auf die Fähigkeit der Gewässer, sich **qualitativ** zu erneuern, also auf ihre Selbstreinigungskraft oder – wie wir im folgenden sagen wollen – auf ihre **Assimilationsfähigkeit**. Allgemein handelt es sich dabei um einen mehr oder weniger Zeit beanspruchenden Prozeß des Schadstoffabbaus im Gewässer, der vor allem auf biologischen, aber auch auf chemischen und/oder physikalischen Vorgängen beruht. Wir betrachten ein Grundgewässer gegebener Größe, dessen Wasserqualität mit q bezeichnet wird. Die Veränderung der Qualität in der Zeit wird durch die Gleichung[2]

$$\frac{dq}{dt} = E(q) - e \tag{1}$$

angegeben, wobei e die von der Landwirtschaft ins Grundwasser emittierten Schadstoffe sind. Setzt man $dq/dt = 0$, so gibt $e = E(q)$ diejenige Menge der Schadstoffemissionen an, die bei herrschender Gewässergüte q unter Aufrechterhaltung dieser Gewässergüte assimiliert werden. Abbildung 1 spezifiziert die Eigenschaften dieser Erneuerungsfunktion E (Fiedler 1988)[3].

Abbildung 1: **Die qualitative Veränderung eines Gewässers in Abhängigkeit des Schadstoffeintrags**

Für unsere weiteren Überlegungen ist die folgende Eigenschaft der Erneuerungsfunktion wichtig: Es gibt eine Obergrenze für Schadstoffmengen, die auf Dauer emittiert werden können, ohne daß sich die Wasserqualität kontinuierlich verschlechtert. Formal ist diese Obergrenze gegeben durch $e_0 = E(q_0)$, wobei wir e_0 als das **Assimilationspotential** der betrachteten Wasserressource bezeichnen. Offensichtlich ist der aufsteigende Ast der Funktion E für wirtschaftliche Nutzungen nicht von Interesse. Den Teil der Funktion E mit negativer Steigung beschreiben wir durch die zugehörige Umkehrfunktion

---

[2]Zu den folgenden Gleichungen (1) bis (4) vgl. Pethig (1988, 1989).

[3]Im Falle fließender Gewässer ist die Argumentation komplexer, weil für ein betrachtetes Gewässersegment neben der Assimilation auch Schadstoffimporte und –exporte berücksichtigt werden müssen. Der grundlegende Sachverhalt bleibt dadurch jedoch unverändert.

(2) $$q = Q(e),$$

wobei $(Q(e),e) = (q,E(q))$ für $e \in [0,e_0]$. Außerdem setzen wir zur weiteren Vereinfachung $Q(e_0) = 0$.

Im nächsten Schritt sind die Trinkwasser– und Agrargüterproduktion zu spezifizieren. Wir begnügen uns hier mit dem partialanalytischen Ansatz, daß in beiden Produktionsprozessen der Faktoreinsatz (Arbeit, Kapital usw.) völlig konstant gehalten wird, so daß der landwirtschaftliche Output, y, nur noch von der Höhe der Schadstoffemissionen abhängt:

(3) $$y = Y(e)$$

mit $Y(0) \geq 0$, $Y_e > 0$ und $Y_{ee} < 0$ sowie[4] $e \in [0,e_{max}]$. Entsprechend wird das produzierte Trinkwasser, w, nur noch von der Qualität des verwendeten Rohwassers bestimmt:

(4) $$w = W(q)$$

mit $W(0) \geq 0$, $W_q > 0$ und $W_{qq} < 0$. Wir vervollständigen das Modell durch die partialanalytische, aber verallgemeinerungsfähige Annahme, daß beide Produkte zu konstanten, der Einfachheit halber auf Eins normierten Preisen verkauft werden. Dann sind die technischen Beziehungen (3) und (4) gleichzeitig Erlösfunktionen, welche überdies auch den Gewinn repräsentieren, weil alle Kosten annahmemäßig konstant sind. Unter der Voraussetzung, daß die Outputpreise die gesamtwirtschaftlichen Knappheiten richtig widerspiegeln, ist

(5) $$e^* := \arg \max_{e \in [0,e_0]} W[Q(e)] + Y(e)$$

das effiziente Externalitätenniveau. Sieht man von Randlösungen ab, erfüllt e^* die Marginalbedingung

(6) $$Y_e(e^*) = -W_q[Q(e^*)]Q_e(e^*).$$

---

[4]Bei gegebenem Input gibt es nicht nur für das gewünschte Produkt (Y) eine Höchstgrenze, sondern auch ein Maximum e_{max} für die Schadstoffproduktion.

Mit dieser Überlegung haben wir einen **Referenzpunkt** gewonnen, der uns das "Gelobte Land" der **Allokationseffizienz** beschreibt. Die Illustration dieses Sachverhalts in Abbildung 2 bedarf keiner weiteren Erläuterung.

Abbildung 2: **Externalität und Allokationseffizienz**

Im nächsten Schritt sind Erklärungsansätze dafür zu diskutieren, welche Allokation bei wasserpolitischer Abstinenz zu erwarten ist. Falls die Laissez–Faire–Situation zur Fehlallokation führen sollte, muß schließlich geprüft werden, welche Maßnahmen zur Erreichung des "Gelobten Landes" empfohlen werden können.

4. Nicht–exklusive Nutzungsrechte: freier Zugang und politischer Markt

Wir wollen zunächst annehmen, für das Assimilationspotential eines Grundgewässers gäbe es **keine** exklusiven Nutzungsrechte und niemand könne von anderen verlangen, die Nutzung der Ressource zu unterlassen. Dies kennzeichnet das Assimilationspotential als eine **Ressource im Gemeingebrauch** (common property resource) mit freiem Zugang. Ferner gehen wir davon aus, daß die (gewinn–)maximale Schadstoffemission der Landwirte mindestens so groß wie e_0 ist und daß die Schadstoffemission $e = e_0$ beträgt[5]. Folglich muß sich das Wasserwerk mit der Rohwasserqualität $Q(0) = 0$ begnügen. Wir konstatieren mithin eine übermäßige Grundwasserbelastung ($e = e_0 > e^*$), also eine **Fehlallokation** (Ineffizienz), denn die Vorteile der Emissionsaktivität e_0 gegenüber e^* bestehen, wie Abbildung 2 zeigt, aus den landwirtschaftlichen Erlösen e^*ECe_0, aber diese sind geringer als die Erlösausfälle des Wasserwerks, e^*EDe_0.

Gegen dieses herkömmliche Resultat des "Marktversagens" ist eingewendet worden, dem Analytiker sei ein schwerer Fehler unterlaufen. Zwar habe er in guter ökonomischer Tradition Gewinnorientierung als Verhaltensmaxime unterstellt, aber eben nicht konsequent genug. Zum Beispiel könnte das Wasserwerk den Landwirten den Geldbetrag EFe_0e^* (in

[5]Wenn die landwirtschaftliche Schadstoffemission $e > e_0$ wäre, dann würde im "laissez–faire" die Wasserressource mit Schadstoffen so überlastet, daß auf Dauer kein ökologisches Gleichgewicht mehr aufrechterhalten werden könnte. Da wir dieses derzeit möglicherweise zutreffende Scenario nicht weiterverfolgen wollen, sei unterstellt, daß es bei $e = e_0$ eine "wasserpolitische Notbremse" gibt.

Abb. 2) anbieten, wenn diese als Gegenleistung ihr Emissionsniveau von e_0 auf e^* zurücknähmen. Ein solches Geschäft wäre für beide vorteilhaft, und es ist doch sonst die klassische Rolle der Ökonomen darauf hinzuweisen, daß rationale Wirtschaftssubjekte nicht rasten und ruhen werden, bis alle wechselseitig vorteilhaften Tauschgeschäfte durchgeführt worden sind. Ließe man also die Kontrahenten des Externalitätenspiels gewähren, würde die Adam Smith'sche unsichtbare Hand abermals triumphieren, und es gäbe keinen Grund für wasserpolitische Aktivitäten des Staates.

Mit einer Bestechung des Schädigers durch den Geschädigten – man nennt dies heute eine Lösung nach dem **Nutznießerprinzip** – ist allerdings nur zu rechnen, wenn die (erwarteten) Transaktionskosten des Aushandelns einer solchen Vereinbarung relativ gering sind. Sollten diese jedoch höher als die Brutto–Vorteile des Geschäfts sein, dann kommen Verhandlungen gar nicht erst zustande, und dies ist auch volkswirtschaftlich wünschenswert, um eine Vergeudung von Ressourcen zu vermeiden. Wir halten somit als Resultat fest, daß die Allokation im Falle des Gemeingebrauchs am Assimilationspotential des Grundgewässers **relativ** effizient ist, wobei sich das Attribut relativ auf den institutionellen Rahmen bezieht, innerhalb dessen der Allokationsprozeß abläuft.

Die historische Entwicklung des letzten Jahrhunderts läßt sich dahingehend interpretieren, daß die bei Gewinnorientierung wünschenswerten Emissionen e_{max} erst über e^* und dann vermutlich auch über e_0 hinauswuchsen. Bestechungen der Schädiger wurden nicht in nennenswertem Umfang beobachtet. Stattdessen nahm, wie oben skizziert, der Staat – zunächst zögernd, dann immer umfassender – seine Kompetenzkompetenz wahr, um mit legislativen Mitteln der **Regulierung** Nutzungsrechte zu erteilen und einzuschränken. Eine erste Konsequenz dieses **Nutzungsrechtsrégimes des politischen Marktes** ist freilich, daß es nun erst recht nicht mehr zu Allokationsverbesserungen durch privatwirtschaftliche Vereinbarungen kam, da **Unsicherheit** bezüglich künftiger Rechtspositionen besteht und da sich die Akteure größere Vorteile davon versprechen, die eigenen Nutzungsinteressen über eine schlagkräftige Interessenorganisation **direkt** im politischen Entscheidungsprozeß durchzusetzen. Die bestehenden Nutzungsrechte sind nicht immer vollständig spezifiziert, teilweise nicht–exklusiv oder "verdünnt", und können sich durch neue Gesetze, Verordnungen oder Ermessensentscheidungen verändern.

In ihrer Rolle aals Politikberater haben Ökonomen den Politikern immer wieder Ratschläge erteilt, wie das politische Nutzungsrechtsrégime in der Wasserwirtschaft **konkret** geordnet und ausgestaltet werden sollte. Eine heute schon klassisch zu nennende, aber aus verschiedenen Gründen, auf die noch zurückzukommen sein wird, auch recht naive Empfehlung ist die **Pigousche Strategie** zur Internalisierung von Externalitäten. Sie geht

davon aus, daß sich der staatliche Regulator die relevanten Informationen (die zum Zeichnen der Abbildung 2 notwendig sind) ohne nennenswerte Kosten beschaffen kann. Der Regulator erhebt dann eine **Pigou–Steuer** mit Steuersatz p_e pro Einheit emittierter Schadstoffe, wobei $p_e = p_e^*$ so zu setzen ist, daß die Bedingung

$$(7) \qquad e^* := \arg\max_{e \in [0, e_0]} Y(e) - p_e^* e$$

erfüllt ist. Alternativ kann eine **Pigou–Subvention** mit Subventionssatz p_e auf jede Einheit **unterlassener** Schadstoffemissionen gezahlt werden. Wird e_0 als Schadstoffemissionsniveau **vor** Subventionszahlung festgelegt, so führt die Pigou–Subvention ebenfalls zur Internalisierung der negativen Externalität, wenn $p_e = p_e^*$, wobei p_e^* so gewählt wird, daß die Bedingung

$$(8) \qquad e^* := \arg\max_{e \in [0, e_0]} Y(e) + p_e^*(e_0 - e)$$

erfüllt ist. Man sieht, daß auf dem abstrakten Analyseniveau unseres Externalitätenmodells sowohl die Steuer als auch die Subvention konzeptionell zur Wiederherstellung der Allokationseffizienz geeignet sind, und dies, obwohl die Pigou–Subvention nicht wie die Pigou–Steuer dem **Verursacherprinzip**, sondern dem **Gemeinlastprinzip** zuzurechnen ist[6]. Ein detaillierter Vergleich beider Instrumente zeigt jedoch wichtige Asymmetrien mit der Konsequenz, daß die Steuer zwar ihre vorteilhaften Effizienzeigenschaften beibehält, daß aber die These der Effizienzäquivalenz von Subventionen unhaltbar ist (Hartwick und Olewiler 1986, S.411ff.). Da Subventionen das Übel nicht an der Wurzel packen, sind sie als Instrumente der Umweltpolitik "in der Umweltökonomie nicht sonderlich populär" (Endres 1985, S 50).

Dennoch steht das Schattendasein der Subventionen in der umweltökonomischen Theorie und der Lehrbuchwelt in krassem Widerspruch zur ihrer großen Bedeutung in der wasserpolitischen Praxis. Denn die 5. Novelle des Wasserhaushaltsgesetzes von 1986 hat ja den zahlreichen schon bestehenden Subventionstatbeständen in § 19, Absatz 4 einen weiteren hinzugefügt, der "tendenziell" der oben diskutierten Pigou–Subvention entspricht: Den Landwirten in Wasserschutzgebieten ist das Recht auf ein hohes durch

---

[6]Zu unterstellen ist dabei, daß das Pigousteueraufkommen allokationsneutral verwendet bzw. (Steuer–)Mittel zur Finanzierung der Pigousubvention allokationsneutral aufgebracht werden.

"**ordnungsgemäße Landwirtschaft**" verursachtes Emissionsniveau zugesprochen worden[7], so daß Forderungen der Emissionsreduktion im Interesse der öffentlichen Wasserversorgung nur gegen angemessene Ausgleichszahlungen durchsetzbar sind. Wir wollen im folgenden die Sonderproblematik des Gemeinlastprinzips und der Subventionen nicht vertiefen, sondern stattdessen die allgemeinere kritische Frage stellen, worin die Probleme des Pigou–Paradigmas bestehen.

Den ersten, kaum mehr kontroversen Einwand betrachten Puristen als den Todesstoß für die Pigou–Strategie, während ich mich zu jenen zähle, die ihn durch eine Verringerung des Anspruchsniveaus für behebbar halten. Dieser Einwand kritisiert, daß die Pigou–Welt der Internalisierung von Externalitäten einen **Nirwana–Ansatz** (Demsetz) darstelle, weil die Voraussetzung nicht haltbar sei, daß die Informations– und Transaktionskosten der staatlichen Regulatoren vernachlässigbar gering sind (Monissen 1980). Zweifellos gibt es objektiv noch viele Informationsdefizite über die komplexen umweltökonomischen Zusammenhänge, aber es ist kaum plausibel anzunehmen, Wasserpolitiker könnten bessere Informationen als die beteiligten Akteure haben. Denn für ihre Information sind die Wasserpolitiker auf diese Akteure angewiesen, so daß ein Prinzipal–Agent–Problem bei der Informationsbeschaffung vorliegt. Aus diesen Gründen ist die Umweltökonomik dazu übergegangen, das anspruchsvolle Konzept der Internalisierung von Externalitäten zugunsten des bescheideneren Anspruchs der Implementierung eines **Preis–und–Standard–Ansatzes** (Baumol und Oates 1971) aufzugeben: Im politischen Prozeß wird eine Gewässergüte bzw. ein Schadstoffemissionsniveau als Zielgröße festgelegt, um dieses Ziel dann mithilfe eines Preises für Emissionen "anzusteuern". Wird als Preis für Emissionen eine Emissionssteuer eingesetzt, so wollen wir diese Strategie eine **Pigousteuer–Lösung im weiteren Sinne** nennen. Diese kommt der aus Informationsgründen unerreichbaren Pigousteuer–Lösung (im engeren Sinne) umso näher, je näher der politisch festgelegte Gewässergütestandard an die effiziente Gewässergüte ($Q(e^*)$ in unserem Modell) heranreicht.

Wir halten fest, daß durch Herabsetzung des Anspruchsniveaus der Nirwana–Vorwurf zurückgewiesen werden kann. Doch ist ebenfalls festzustellen, daß sich die Wasserpolitik

---

[7]Zur politischen Auseinandersetzung in der bundesdeutschen Wasserpolitik gehört(e) der Streit der beteiligten Gruppen um den Inhalt des schwer zu konkretisierenden Rechtsbegriffs der "Ordnungsmäßigkeit". Während die Landwirtschaft auf "hinreichende Wirtschaftlichkeit" pocht, also eigentlich die vorzufindende Wirtschaftsweise als ordnungsgemäß bestätigt haben möchte, hält die Wasserwirtschaft nur für ordnungsgemäß, was keine wesentlichen Gefährdungen der Gewässer erwarten läßt. In Baden–Württemberg wurde durch die Festlegung von Kriterien für die landwirtschaftlichen Ausgleichszahlungen implizit der Begriff der Ordnungsmäßigkeit durch Gesetz festgeschrieben – und zwar relativ landwirtschaftsfreundlich.

keineswegs wohldefinierte Gewässergüteziele vorgegeben hat. Sollten die staatlichen Akteure etwa nicht an einer "rationalen Politik" interessiert sein, welche von der traditionellen wirtschaftswissenschaftlichen Politikberatung ebenso unermüdlich wie erfolglos seit langem eingefordert wird?[8]

Diesen Verdacht präzisiert ein zweiter Einwand, der fundamentaler als der erste ist, aber auch kontroverser in der Einschätzung seiner Relevanz. Haben wir bisher die implizite Annahme der **Allwissenheit** der Regulatoren im Pigou–Paradigma kritisiert, so richtet sich die Kritik nun gegen die (impliziten) Vermutungen, die Regulatoren seien **benevolent** sowie **immun gegen jegliche politische Einflußnahme** von Interessengruppen und Verteilungskoalitionen. Ohne uns im Detail dieser vielschichtigen Problematik verlieren zu wollen, betrachten wir einmal die Entstehung und das Schicksal der bundesdeutschen Abwasserabgabe zur Illustrierung dieses Einwands: Im Zuge des Gesetzgebungsverfahrens des Abwasserabgabengesetzes (wie übrigens auch beim Entwurf des Wasserhaushaltsgesetzes) war erwogen worden, eine Mindestgewässergüte als Zielvorgabe festzuschreiben, doch ist davon im Gesetz lediglich wiederzufinden, daß **vermeidbare** Beeinträchtigungen zu unterbleiben haben (§ 1 a, Abs. 1 Wasserhaushaltsgesetz; auch z.B. § 2, Abs. 1, Satz 1 Wassergesetz für das Land Nordrhein–Westfalen). Dies läßt sehr große Spielräume für Wasserbehörden und Rechtsprechung, aber auch für Lobby–Aktivitäten von Interessengruppen.

Immerhin **ist** bekanntlich eine Abwasserabgabe per Gesetz in der Bundesrepublik eingeführt worden, und zwar unter lautem Beifall vieler Ökonomen. Einflußreiche ausländische Ökonomen rühmen die deutsche Abwasserabgabe geradezu enthusiastisch als beinahe "...the only economic incentive system for pollution control ever successfully legislated" (Bohm und Russell 1985, S. 405), andere empfahlen sie dringend der amerikanischen Umweltpolitik. Trotz einiger Vorbehalte (Pethig und Fiedler 1989) zähle ich mich selbst grundsätzlich auch zu den Befürwortern einer solchen Abgabe. Aber aufgrund vieler institutioneller Details, die hier nicht erörtert werden können, muß man sich in der Bewertung wohl der Auffassung Hansmeyers (1988b, S. 34) anschließen, nach dessen Meinung die Abwasserabgabe ihre Lenkungsfunktion (fast) völlig eingebüßt habe und nur noch ein **Anhängsel** der Auflagenpolitik des Wasserhaushaltsgesetzes geworden sei. Weil Emissionswerte nicht mit Immissionszielen verklammert worden sind, hält Hansmeyer eine Erhöhung der Abgabe für bloßen Aktionismus.

---

[8]Giersch (1961, S.22) nennt eine Politik dann rational, wenn diese "... planmäßig auf die Verwirklichung eines umfassenden, wohldurchdachten und in sich ausgewogenen Zeilsystems gerichtet ist und dabei den höchsten Erfolgsgrad erreicht, der unter den jeweiligen Umständen möglich ist.

Ist der politische Markt überhaupt (noch) in der Lage, Gesichtspunkten der Allokationseffizienz Geltung zu verschaffen, oder wird er von pessimistischen Vertretern der Public–Choice–Schule zutreffend als ein **Schlachtfeld für antagonistische Verteilungsfeldzüge** beschrieben, auf dem effizienzssteigernde Strategien keine Chance haben? Mein Eindruck ist, daß alle Diskussionsteilnehmer, welche eine einfache Antwort auf diese schwierige Frage bereithalten, ein großes Maß subjektiver Überzeugung oder Ideologie zu ihrer Entscheidungsfindung herangezogen haben. Es gibt immerhin empirische Beispiele und auch theoretische Argumente (Becker 1983) dafür, daß Effizienzgesichtspunkte im politischen Wettbewerb der Interessengruppen doch zum Zuge kommen können, so daß der Ökonom die Flinte der Politikberatung vielleicht noch nicht ins Korn werfen sollte. Mit diesem – zugegebenermaßen skeptischen – Optimismus schlage ich vor, den Institutionenvergleich fortzusetzen, und zwar dadurch, daß den bisher diskutierten Nutzungsarrangements das Régime des Rechts der exklusiven Nutzung des Assimilationspotentials gegenübergestellt wird.

5. Exklusive Nutzungsrechte: Verhandlungen und Märkte

Mit der Zuweisung des **exklusiven** Nutzungsrechts an ein privates Wirtschaftssubjekt betreten wir die (bisher noch) fiktive Welt des Privateigentums an Wasserressourcen. Für den Eigentümer ist das Assimilationspotential ein (Real–)Vermögensobjekt, dessen Ertrag es zu maximieren gilt. Wir stellen uns zunächst vor, eine der beiden Nutzergruppen, die Wasserwerke oder die Landwirte, habe das exklusive (und kostenlos durchsetzbare) Nutzungsrecht und zwischen beiden Gruppen gäbe es keine Kommunikation über die Nutzung des Assimilationspotentials. Es läßt sich leicht zeigen, daß die Allokation unter diesen Bedingungen ineffizient ist unabhängig davon, welche Gruppe das exklusive Nutzungsrecht besitzt. Aber dieses Resultat verträgt sich nicht mit der Hypothese der Vermögensertragsmaximierung, so daß wir nunmehr in die **Coase'sche Welt des Verhandelns** eintreten.

Sind die Verhandlungskosten vernachlässigbar niedrig und haben die Landwirte das Nutzungsrecht, so kann zum beiderseitigen Vorteil Allokationseffizienz durch eine Bestechungsstrategie erreicht werden, z.B. wenn die Wasserwerke den Landwirten den Betrag $p_e^*(e_o - e^*)$ dafür zahlen, daß die Schadstoffemission von e_o auf e^* reduziert wird. Haben die Wasserwerke dagegen das exklusive Nutzungsrecht, dann sind die Landwirte z.B. bereit, ihnen den Betrag $p_e^* e^*$ dafür zu zahlen, daß sie Schadstoffe bis zum Niveau e^* emittieren dürfen. Auch hier könnte man von einer Bestechung der Wasserwerke durch

die Landwirte sprechen. Es ist jedoch üblich, den ersten Fall als Anwendung des **Nutznießerprinzips** (pollutee–pays principle) und den zweiten Fall als Anwendung des **Verursacherprinzips** (polluter–pays principle) zu kennzeichnen. Wichtig ist festzuhalten, daß in der Coase–Welt ohne Transaktionskosten in jedem Fall Allokationseffizienz erreicht wird.

Sollten die Transaktionskosten jedoch nicht vernachlässigbar klein sein, gibt es keine einfachen Schlußfolgerungen mehr. Zwar ist die Allokation immer noch effizient **relativ** zur jeweils gegebenen Nutzungsrechtslage, auch dann, wenn (aus Kostengründen) gar keine Verhandlungen stattfinden. Aber nun ist es nicht unerheblich, welcher Partei die exklusiven Nutzungsrechte zugesprochen werden. Eine sorgfältige empirische komparative Institutionenanalyse **könnte** überdies ergeben, daß die günstigste Zuordnung des exklusiven Nutzungsrechts zu einer Allokation führt, die ineffizienter als das gegenwärtige Nutzungsrechtsrégime des politischen Marktes ist[9].

Informations– und Transaktionskosten steigen in der Coase–Welt des Verhandelns mit der Zahl der Verhandlungspartner. Bei ganz normalen Gütern mit vielen Anbietern und Nachfragern sind deshalb ja auch nicht bi– oder multilaterale Verhandlungen an der Tagesordnung, sondern es entwickelt sich ein dezentrales Allokationsverfahren, der **Markt**. Im folgenden soll der Markt für Assimilationsdienste modellmäßig dargestellt werden[10], wobei es nützlich (aber nicht unbedingt notwendig) ist anzunehmen, daß weder die Landwirte noch die Wasserwerke, sondern ein Dritter die exklusiven Nutzungsrechte besitzt.

Das **Angebot** auf diesem Markt ist gleich dem Assimilationspotential[11]

---

[9]Kompromißlose Verfechter der privatwirtschaftlichen Lösung haben meines Erachtens die Beweislast dafür, daß dieser Fall aufgrund der Größenordnung der jeweiligen Transaktionskosten empirisch nicht relevant ist.

[10]Zur allgemeinen Problematik vgl. Wegehenkel (1981), Anderson (1983) und Karl (1987). Wir thematisieren im folgenden aber nicht, wie z.B. Brösse (1980), einen Wassermarkt im Sinne eines interregionalen Handels mit Rohwasser zu Knappheitspreisen, obwohl dies auch eine wichtige Erweiterung der hier vorgetragenen Überlegungen ist.

[11]Beachtenswert ist, daß e_0 zur Ressourcenausstattung der Ökonomie gehört, also keine politisch gesetzte Emissionshöchstgrenze darstellt, wie typischerweise bei Vorschlägen der Einführung eines Marktes für Emissionslizenzen. Es trifft zwar zu, daß der Ressourceneigentümer kurzfristig Emissionen zulassen könnte, die über e_0 hinausgehen. Aber auf mittlere Sicht würde er damit die Ertragsmöglichkeiten seines Vermögensobjekts gegen seine eigenen Interessen verringern.

(9) $$x_o := e_o$$

Auf der **Nachfrageseite** des Marktes stehen die Land– und Wasserwirte. Wie schon oben dargestellt, läßt sich die Schadstoffemission der Landwirtschaft als Nachfrage der Landwirte nach Assimilationsdiensten interpretieren:

(10) $$x_y := e$$

Bis jetzt haben wir nur Symbole redefiniert, aber nun führen wir die **neue Annahme** ein, daß auch die Wasserwerke Assimilationsdienste nachfragen. Wird diese Nachfrage mit x_w bezeichnet, so lautet die Ressourcenrestriktion

(11) $$x_o \geq x_w + x_y.$$

Halten die Wasserwerke die Assimilationsdienste für knapp, d.h. glauben sie, daß $x_w + x_y > x_o$ beim Nullpreis gilt, so müssen sie sich darauf einstellen, daß das Größerzeichen in (11) irrelevant ist. Unter Berücksichtigung von (2), (4) und (11) können sie daher ihre Trinkwasserproduktion in Abhängigkeit des von ihnen nachgefragten Assimilationsdienstes ausdrücken:

(12) $$w = W[Q(x_o - x_w)] =: \tilde{W}(x_w),$$

wobei $\tilde{W}$ eine ansteigende und streng konkave Funktion ist.

Mit diesen einfachen algebraischen Operationen haben wir unser ursprüngliches **Externalitätenmodell** in ein traditionelles neoklassisches **Zwei–Sektoren–ein–Faktor–Modell** transformiert, dessen Angebotsseite aus den Gleichungen (3), (11) und (12) besteht und dessen Transformationskurve in Abbildung 3 abgeleitet wird. Wenn wir die volkswirtschaftliche Güternachfrage wiederum zur Vereinfachung als völlig preiselastisch annehmen und überdies die Absatzpreise auf Eins normieren, repräsentieren die Punkte G,G' und G" in Abbildung 3 die gesamte Markträumungsallokation $(w_g, y_g, x_{wg}, x_{yg})$ mit $x_{wg} + x_{yg} = x_o$ sowie $y_g = Y(x_{yg})$ und $w_g = W[Q(x_o - x_{wg})]$. Außerdem erfüllt der Gleichgewichtspreis p_{xg} für Assimilationsdienste die Bedingung

(13) $$p_{xg} = \tan \alpha = \tan \beta = Y_e(x_{yg}) = W_q[Q(x_o - x_{wg})]\, Q_e(x_o - x_{wg}).$$

Abbildung 3: **Produktionsmöglichkeitskurve für Trinkwasser und Agrargüter**

Der Vergleich von (13) mit (6) zeigt, daß $x_{yg} = e^*$, so daß die **Marktlösung allokationseffizient** ist. Aus den Bedingungen erster Ordnung für Gewinnmaximierung lassen sich die sektoralen Nachfragen nach Assimilationsdiensten in Abhängigkeit des Preises (p_x) für diese Dienste wie folgt formal bestimmen:

$$x_w = X^w(p_x) \quad \Leftrightarrow \quad p_x = W_q[Q(x_o - x_w)]\,Q_e(x_o - x_w), \tag{14}$$

$$x_y = X^y(p_x) \quad \Leftrightarrow \quad p_x = Y_e(x_y). \tag{15}$$

Die Gesamtnachfrage ist demnach gegeben durch

$$x = X(p_x) = X^w(p_x) + X^y(p_x). \tag{16}$$

Abbildung 4: **Der Markt für Assimilationsdienste**

Abbildung 4 illustriert diese Zusammenhänge sowie das Marktgleichgewicht $x_o = X(p_x)$ nach Art herkömmlicher Lehrbuchdarstellungen und führt uns zu folgenden grundlegenden Feststellungen:

(i) Assimilationsdienste sind knapp, weil bzw. falls ihr Markträumungspreis p_{xg} positiv ist. Im Falle der Knappheit ist der Ertragswert des Vermögensobjekts Assimilationspotential positiv: $p_{xg}x_o > 0$.

(ii) Die Landwirte sind zwar durch ihre Nutzung der Assimilationdienste die Verursacher der Schadstoffbelastung des Wassers $[Q(x_{yg}) < Q(0)]$, aber es wäre irreführend, sie auch als Verursacher der Knappheit von Assimilationsdiensten aufzufassen.[12] Abbildung 4 ist so gezeichnet worden, daß die Nachfrage einer Gruppe allein keine Knappheit der Assimilationsdienste auslösen würde. Erst das Zusammentreffen aller Ansprüche läßt die Knappheit entstehen.

(iii) Die Marktlösung ist unter keines der umweltpolitischen Prinzipien eindeutig zu subsummieren. Das Verursacherprinzip kommt insofern zum Zuge, als die Verursacher von Gewässergüteminderungen zahlen müssen. Aber auch die Wasserwerke müssen zahlen, so daß insoweit das Nutznießerprinzip greift.

---

[12]Darauf hat Bonus (1986) zu Recht hingewiesen in einem Beitrag, welcher in der gleichen Zeitschrift zu einem hitzigen Schlagabtausch zwischen verschiedenen Autoren führte.

6. Wasserpolitische Schlußfolgerungen

Die vorstehenden Argumente haben bedeutsame Konsequenzen, die meinem Eindruck nach in ihrer Tragweite in Politik und Umweltökonomik häufig nicht richtig gewürdigt worden sind: Keines der umweltpolitischen Prinzipien, auch nicht das national und international so viel beschworene Verursacherprinzip, ist als Grundlage einer künftigen wasserpolitischen Konzeption empfehlenswert. All diese Prinzipien geben zwar je einen Weg an, auf welchem die Internalisierung negativer Externalitäten in der Wasserwirtschaft vorgenommen werden kann. Zweifellos sind sie sehr unterschiedlich, wie ein Vergleich unter den Gesichtspunkten der Ethik, Effizienz und Ordnungspolitik zeigen würde. Aber das Prädikat **marktwirtschaftlich** hat sich keines von ihnen **vollständig** verdient, wie die obige Analyse des Marktes für Assimilationsdienste gezeigt hat.

Die Marktperspektive des Externalitätenproblems wird schon von Heller und Starrett (1978, S. 10) betont, die zu dem Ergebnis gekommen sind, daß "... one can think of externalities as nearly synonymous with nonexistence of markets." Greift man diesen Ansatzpunkt auf, so muß man zunächst präzisieren, welches denn das Gut ist, für das, aus welchen Gründen auch immer, kein Markt existiert. Manche Diskussionsbeiträge sind in dieser Hinsicht nicht sehr hilfreich, wenn etwa die Umwelt, die Gewässergüte oder das saubere Wasser als knapp identifiziert werden. Wir haben die Assimilationsdienste eines gegebenen Gewässers als dasjenige Gut identifiziert, für welches es keinen Markt gibt. Nachdem wir dann mit Standardargumenten der Mikroökonomik einen Markt "etabliert" oder besser: **simuliert** hatten (graphisch durch die Abbildungen 4 dargestellt) zeigte sich, daß das ursprüngliche Externalitätenproblem verschwunden war – eben **weil** Externalitäten im vorliegenden Problemzusammenhang **synonym** zur Nichtexistenz eines Marktes für Assimilationsdienste sind[13].

Wir haben also den einfachen Sachverhalt zu konstatieren, daß der Nutzungskonflikt zwischen Trinkwasserversorgung und Landwirtschaft darin besteht, daß beide Sektoren eine natürliche Ressource als **unbezahlten Produktionsfaktor** benutzen, obwohl die Nutzungsansprüche zum Nullpreis das Angebot der Ressource übersteigen. Wie bei zahlrei-

---

[13]Ebenso selbstverständlich, wie wir davon ausgehen, daß in vielen Bereichen der Wirtschaft Wettbewerbsmärkte existieren, ist uns die Vorstellung, daß es keine Märkte für Assimilationsdienste gibt. Dieser Vorstellung entspricht ja auch die Konstruktion des Externalitätenmodells, so daß Dahlman (1979, S. 154) gar nicht so Unrecht hat mit seiner Feststellung, daß eine im Modell konstatierte Abweichung zwischen privaten und sozialen Kosten "... is never proved to exist, but always initially assumed to exist."

chen anderen natürlichen Ressourcen waren in früheren Zeiten die Assimilationsdienste der Gewässer tatsächlich freie Ressourcen in dem Sinne, daß ihr Angebot trotz unentgeltlicher Nutzung allen Ansprüchen genügte. Während dieser Zeit war die Nutzung zum Nullpreis auch effizient. Doch nachdem die steigende Nachfrage bei unverändertem Angebot die natürliche Resssource von einem freien in ein knappes Gut verwandelt hat, sollte von allen Nachfragern ein einheitlicher positiver Nutzungspreis, und zwar der Markträumungspreis, bezahlt werden. Dies ist eine Forderung nach der Beseitigung von **Subventionstatbeständen**, die bisher als solche weder von Politikern noch von Ökonomen registriert worden sind.

Setzt man nach diesem Höhenflug in die ökonomische Abstraktion zur (Bauch–)Landung in die wasserpolitische Praxis an, tut sich eine deprimierende Diskrepanz auf: In der Sprache der öffentlichen Verwaltung versteht man unter der Wasserwirtschaft "... die zielbewußte Ordnung aller menschlichen Einwirkungen auf das ober– und unterirdische Wasser zum Zwecke des Schutzes der Gewässer, der Gewährleistung der Gewässergüte sowie der Wasserversorgung ..." (Kölble 1980, S. 6). Knappe natürliche Ressourcen werden in der Bundesrepublik Deutschland mithilfe von Auflagen, Ge– und Verboten **verwaltet**, ohne daß das Allokationslenkungspotential der tatsächlichen Knappheitspreise in nennenswertem Umfang ausgenutzt wird. Unter Berufung auf das "Wohl der Allgemeinheit" werden knappe Güter durch Zuteilung "bewirtschaftet" – koste es, was es wolle! Dieser Weg der Zurückdrängung von Nachfrage auf das Maß des Angebots bringt erhebliche Allokationsverzerrungen mit sich, eine Vergeudung volkswirtschaftlicher Ressourcen.

Marktwirtschaftler sollten eigentlich wissen, wie unentbehrlich die Lenkungsfunktion von Preisen zur Bewältigung struktureller Anpassungen sind. Ein Beispiel dafür – übrigens zugleich ein Beispiel für schnellen technischen Wandel und Verhaltensänderungen zugunsten der Umwelt – war das weltweite "Experiment" der Verzehnfachung des Erdölpreises nach 1973. Haaf (1988, S. 33) nennt die OPEC–Krise das erfolgreichste Umweltschutzprogramm aller Zeiten. Den vergleichsweise bescheidenen Anfang der pretialen Lenkung in der Wasserwirtschaft durch die Abwasserabgabe kann man aus dieser Sicht trotz aller oben genannten Einschränkungen gar nicht hoch genug einschätzen. Hat dieser "ökonomische Hebel" doch immerhin bewirkt, daß die kommunalen Klärwerke nicht mehr ausschließlich die zuständigen Ingenieure und Tiefbaudezernenten, sondern nun auch den Finanzchef interessieren. "Damit haben sich die Prioritäten deutlich verschoben" (Hansmeyer 1988b, S. 35).

Nachdem nun die vorteilhaften allokativen Eigenschaften der marktwirtschaftlichen Allokation ausführlich hervorgehoben worden sind, läge es nahe, das "Hohe Lied des

Marktes" weiter zu singen und die Marktlösung zur generellen wasserpolitischen Maxime der Zukunft zu erklären. Doch hieße dies nicht nur, sich aus der praxisrelevanten Diskussion in den Elfenbeinturm zurückzuziehen, weil die wasserwirtschaftliche Ist–Situation vom idealtypischen Soll **viele Lichtjahre entfernt** ist, sondern auch, die Leistungsfähigkeit des Marktes im wasserwirtschaftlichen Bereich zu unkritisch zu betrachten. Denn unseres Erachtens gibt es eine Reihe sehr ernstzunehmender Gründe, warum in der Wasserwirtschaft regulatorische politische Allokationsverfahren dominieren und kaum Ansätze zur Bewältigung der Knappheiten mit marktwirtschaftlichen Mitteln zu erkennen sind:

(i) Die Assimilationsdienste der Gewässer sind erst seit vergleichsweise kurzer Zeit wirklich knapp geworden, nämlich seit die Grundgewässer systematisch für die Trinkwasserversorgung erschlossen worden sind, sich deren Qualität verschlechtert, und kein Ausweichpotential mehr vorhanden ist. Es ist denkbar, daß sich die Knappheit erst noch erheblich verschärfen muß, ehe sich exklusive Nutzungsrechte durchsetzen, wie Jahrhunderte früher beim landwirtschaftlich genutzten Boden[14].
(ii) Die Zuordnung und Durchsetzung exklusiver Verfügungsrechte am Assimilationspotential von Grundgewässern ist äußerst schwierig und kann sehr teuer sein. Zum einen sind Grundgewässer nicht eindeutig regional voneinander abzugrenzen, so daß mit schwer nachzuweisenden Spillover–Effekten von Verunreinigungen zu rechnen ist. Außerdem ist es sehr aufwendig zu überwachen, daß die Landwirte die Assimilationsdienste nicht in größerem Maße als nachgefragt in Anspruch nehmen.[15].
(iii) Der Markt als Allokationsverfahren für Assimilationsdienste stößt dann auf große Schwierigkeiten, wenn es im Einzugsgebiet des betrachteten Grundgewässers mehr als ein unabhängiges Wasserwerk gibt. Denn die Inanspruchnahme der Assimilationsdienste ist für die Wasserwerke ein **öffentliches Gut**[16], und es ist bekannt, daß die Marktalloka-

---

[14]Die Analogie ist nicht ganz tragfähig, da im Wasserbereich die Schwierigkeiten der Definition und des Schutzes von Nutzungsrechten erheblich größer als beim Boden sind. Andererseits wird der Einsatz knapper Ressourcen zur Überwindung dieser Schwierigkeiten in dem Maße steigen, in dem die Nutzungsrechte wertvoller werden. Vgl. Maloney und Yandle (1983) sowie die Argumente des nachfolgenden Textes.

[15]Diese Kontrollproblematik stellt sich jedoch bei jeder Art zielorientierter Wasserpolitik; es verdient in diesem Zusammenhang darauf hingewiesen zu werden, daß einige Bundesländer zur Zeit mit dem Aufbau eines landesweiten Grundwassergütemeßnetzes beschäftigt sind.

[16]Zur Begriffsklärung vgl. Blümel, Pethig und von dem Hagen (1986), wo auch gezeigt wird, daß die Kollektivgüterproblematik für alle Externalitätenprobleme zentral ist. Aus diesem Grunde müßte es für manche der Güter, deren nicht existierender Markt zur Externalität führt, zur Wiederherstellung von Effizienz sog. Lindahl–Märkte geben – die jedoch eine theoretische Fiktion darstellen.

tion solcher Güter zu Ineffizienzen führt. Im vorliegenden Externalitätenproblem dürfte diese Schwierigkeit empirisch gesehen nicht unüberwindlich sein, entweder weil es nur ein Wasserwerk gibt oder weil die wenigen Wasserwerke sich wegen guter Information über die Kostensituation unschwer auf eine für alle akzeptable Kostenaufteilung einigen können.

(iv) Der Markt könnte zu "dünn" sein, da es ja nur einen oder wenige Anbieter, und möglicherweise nur eine geringe Anzahl von Nachfragern gibt. In diesem Fall ist das oben unterstellte Mengenanpasserverhalten nicht zu erwarten. Dann könnte man jedoch mit Verhandlungen rechnen, und wegen der kleinen Zahl der Beteiligten wäre es auch nicht unplausibel anzunehmen, daß die Transaktionskosten des Verhandelns niedrig genug sind, um nach der Vorstellung von Coase annähernd Allokationseffizienz zu erreichen. Zu berücksichtigen ist außerdem, daß ein interregionaler Markt für Rohwasser (Brösse 1980), gegebenenfalls für unterschiedliche Qualitäten (ähnlich wie beim Erdöl), die regionalen Monopolpositionen der Anbieter von Assimilationspotential relativiert.

Auch wenn die nutzungsrechtlichen Probleme eine privatwirtschaftliche Lösung nicht in absehbarer Zeit – oder nie – zum Zuge kommen lassen, plädieren wir mit Nachdruck dafür, das Marktmodell zum zentralen Referenzpunkt für die Lösung der wasserwirtschaftlichen Allokationsprobleme zu machen. Will man sich auf praktikable Vorschläge einlassen, kann es freilich nur darum gehen, im Sinne eines "piecemeal engineering" den wasserwirtschaftlichen Ordnungsrahmen schrittweise umzugestalten, **weg** von der Mengenrationierung einer häufig subventionierten Zuteilung unbezahlter Produktionsfaktoren (und Konsumgüter) der Natur und **hin** zur pretialen Lenkung knapper natürlicher Ressourcen. Ein bescheidener Anfang würde ja schon darin bestehen, daß versteckte Preissubventionen für Umweltgüter offengelegt würden. Unser Vorschlag hat die keineswegs triviale Implikation, daß weder das Gemeinlast– noch das Nutznießerprinzip das tragende Fundament künftiger Wasserpolitik bilden dürften, aber auch nicht das in nationaler wie internationaler Rhetorik für diese Rolle vorgesehene Verursacherprinzip. Den umweltpolitischen Grundsatz, der diese Rolle übernehmen muß, möchte ich hier als **Nutzerprinzip** bezeichnen: Sowohl Nutznießer von unterlassenen Umweltbelastungen sind Nutzer von Umweltdiensten (hier:Assimilationsdiensten der Wasserressourcen) als auch die Verursacher von Umweltbelastungen, und als Nutzer eines knappen Gutes müssen beide ein und denselben positiven Preis, nämlich den Knappheitspreis zahlen.

Leider scheint das Verständnis für die hier vorgetragene Sicht des Zusammenspiels von Ökonomie und Ökologie zur Zeit noch sehr gering zu sein, wie an zwei Beispielen gezeigt werden soll.

(1) In § 9, Abs. 5 und 6 der 1986 novellierten Fassung des Abwasserabgabengesetzes ist vorgesehen, daß für die trotz Einhaltung der Mindestanforderung nicht vermiedenen

Schadstoffemissionen (Restverschmutzung) keine Abgabe mehr zu zahlen ist. Damit ist der Gesetzgeber offensichtlich der – meines Erachtens unzutreffenden – Argumentation des BDI (laut BDI–Pressemitteilung vom 8.9.1986) gefolgt, die Abgabe vermittele keine zusätzlichen Anstöße zur Verbesserung der Gewässergüte und gebe den Betrieben keinen Anreiz, die Abgabe durch ökologische Innovationen ganz zu vermeiden. Wer könnte sich die Forderung eines Betriebes vorstellen, die ersten tausend Einheiten eines herkömmlichen Produktionsfaktors kostenlos zu bekommen, um die Chance zu haben, bei genügend sparsamem Einsatz schließlich gar nichts bezahlen zu müssen?
(2) Der Baden–Württembergische "Wasserpfennig", welcher in Öffentlichkeit und Wissenschaft äußerst kontrovers diskutiert worden ist, wurde in einigen offiziellen Verlautbarungen der Landesregierung Baden–Württemberg unter anderem auch als ein notwendiger **Einstieg in die Ressourcenbesteuerung** gerechtfertigt (Hansmeyer 1988b, S. 14). Sofern überhaupt mit dem Einstieg in die Ressourcenbesteuerung von der Landesregierung (zumindest auch) eine Lenkungsfunktion beabsichtigt werden soll, könnte diese sich nur darauf beziehen, die gegenüber dem Wasserdargebot zu großen Ansprüche der Wasserentnahme**mengen** effizient zurückzudrängen. Solche Mengenprobleme, z.B. der Grundwasserabsenkung, sind aber in der Bundesrepublik eher die Ausnahme. Sie sind jedenfalls nicht systematisch mit dem durch die Ausgleichszahlungen an die Landwirte zu lösenden Problem der chemischen Verunreinigung des Grundwassers verknüpft. Der Wasserpfennig erfüllt daher zwar die sicherlich auch beabsichtigte Finanzierungsfunktion, aber er ist leider kein Beitrag zu der hier empfohlenen Umstrukturierung der Wasserwirtschaft.[17]

In der Regierungserklärung des Bundeskanzlers vom März 1987 wird gefordert, daß knappe Güter wie sauberes Wasser und reine Luft einen Preis haben müssen, der ihrem Wert entspricht. Die bundesrepublikanische Wirklichkeit einer "auflagengeprägten, mit wenigen marktwirtschaftlichen Einsprengseln dekorierten Umweltpolitik" (Endres 1988, S. 12) kann kaum in einem schärferen Kontrast zu dieser Absichtserklärung stehen![18] Zweifellos gibt es wichtige Gründe dafür, warum die Nutzung des Wasserressourcen auf absehbare Zeit oder für immer nicht vorbehaltlos dem Markt überlassen werden kann. Doch geht es nun darum, den Marktkräften in einem geeigneten wasserpolitischen Korsett eine Chance zu geben. Die bisherige Wasserpolitik hat kein solches Korsett bereitge-

---

[17]Nach dem hier empfohlenen Nutzerprinzip müßten Wasserentnehmer als Nutzer von Assimilationsdiensten zwar auch zahlen, aber die Bemessungsgrundlage für das zu zahlende Entgelt dürfte nicht, wie beim Wasserpfennig, die Wasserentnahmemenge sein, sondern wäre der Teil des Assimilationspotentials, der von der Nutzung zum Schadstoffabbau freigehalten worden ist.

[18]Unter dem (von mir frei übersetzten) Titel "Saubere Sonntagsreden, aber schmutziges Wasser" haben Freeman und Haveman (1972) schon vor längerer Zeit eine ähnliche Diskrepanz in den USA beschrieben. Vgl. auch Haveman (1980).

stellt, und nichts deutet darauf hin, daß diese Aufgabe ernsthaft in Angriff genommen wird. Deshalb ist das dringend zu diskutierende Problem nicht das bekannte "Versagen des Marktes", sondern das **Politikversagen**, "... weil der Staat keine adäquaten Rahmenbedingungen, die für eine optimale Ressourcennutzung unerläßlich sind, geschaffen hat" (Hansmeyer 1988a, S. 233).

Literatur

Anderson, Terry (Hrsg.) (1983), **Water Rights**, Pacific Institute for Public Policy Research, San Francisco

Baumol, W.J., und Oates, W.E. (1971), "The use of standards and prices for protection of the environment", **Swedish Journal of Economics** 73, 42 – 54

Becker, Gary S. (1983), "A theory of competition among pressure groups for political influence", **Quarterly Journal of Economics** 98, 371 – 400

Blankart, Charles B. (1988), "Umweltschutzorientierte Sonderabgaben und ihre Alternativen. A. Der Wasserpfennig aus ökonomischer Sicht", in: Schmidt, Kurt (Hrsg.), **Öffentliche Finanzen und Umweltpolitik I**, Duncker & Humblot, Berlin, 51 – 65

Blümel, Wolfgang, Pethig, Rüdiger, und vom dem Hagen, Oskar (1986), "The theory of public goods: A survey of recent issues", **Journal of Institutional and Theoretical Economics**, Zeitschrift für die gesamte Staatswissenschaft 142, 241 – 309

Bohm, P., und Russell, C.S. (1985), "Comparative analysis of alternative policy instruments", in: Kneese, A.V., und Sweeny, J.L. (Hrsg.), Handbook of Natural Resource and Energy Economics, Bd. 1, Amsterdam u.a.

Bonus, Holger (1986), "Eine Lanze für den Wasserpfennig – Wider die Vulgärform des Verursacherprinzips", **Wirtschaftsdienst** 66, 451 – 455

Brösse, Ulrich (1980), "Ein Markt für Trinkwasser", **Zeitschrift für Umweltpolitik**, 737 – 755

Dahlman, Carl J. (1979), "The problem of externality", **Journal fo Law and Economics** 12, 141 – 162

Endres, Alfred (1985), **Umwelt– und Ressourcenökonomie**, Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt

Endres, Alfred (1988), "Ansätze und Erfahrungen reglementierter Umweltpolitik", Referat auf der Jahrestagung 1988 des Vereins für Socialpolitik

Fiedler, Klaus (1988), "Naturwissenschaftliche Grundlagen natürlicher Selbstreinigungsprozesse in Wasserressourcen", Manuskript

Freeman, A.M., und Haveman, Robert H. (1972), "Clean Rhetoric and Dirty Water", **The Public Interest** 28, 51 – 65

Giersch, Herbert (1961), **Allgemeine Wirtschaftspolitik – Grundlagen –**, Betriebswirtschaftlicher Verlag Dr. Th. Gabler, Wiesbaden

Haaf, Günter (1988), "Wir – die Brunnenvergifter", Zeitschrift GEO Nr. 2/88

Hampicke, Ulrich (1985), **Die volkswirtschaftlichen Kosten des Naturschutzes in Berlin**, Universitätsbibliothek der TU Berlin, Berlin

Hansmeyer, K.–H. (1988 a), "Marktwirtschaftliche Elemente in der Umweltpolitik – Eine Zusammenfassung der Argumente", **Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht** 11, 231 – 24

Hansmeyer, K.–H. (1988 b), "Fallstudie: Finanzpolitik im Dienste des Gewässerschutzes", Manuskript

Hardin, Garrett (1986), "The tragedy of the commons", **Science** 162, 1234 – 1248

Hartwick, John M., und Olewiler, Nancy D. (1986), **The Economics of Natural Resource Use**, Harper & Row, Cambridge u.a.

Haveman, Robert H. (1980), "Public choice and public economics: The case of collective failure in U.S. water quality policy", in: Roskamp, Karl W. (Hrsg.), **Public Choice and Public Finance**, Editions Cujas, Paris, 137 – 154

Heller, Walter P., und Starrett, David A. (1976), "On the nature of externalities", in: Lin, S.A.Y. (Hrsg.), **Theory and Measurement of Economic Externalities**, New York, 9 – 22

Karl, Hartmut (1987), "Property Rights als Instrument für eine umwelt– und grundwasserschonende Landwirtschaft", **Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht** 10, 23 – 42

Kölble, Josef (1980), **Gewässerschutz in der Gesetzgebung**, Schriftenreihe der Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e.V. Bd. 44, Bonn

Linde, Robert (1988), "Wasser als knappe Ressource. Überlegungen zur Diskussion um den Wasserpfenning", **Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht** 11, 65– 80

Maloney, M.T., und Yandle, Bruce (1983), "Building markets for tradable pollution rights", in: Anderson, Terry (Hrsg.), **Water Rights**, Pacific Institute for Public Policy Research, San Francisco, 283 – 320

Monissen, Hans Georg (1980), "Externalitäten und ökonomische Analyse", in: Streißler, E., und Watrin, C. (Hrsg.), **Zur Theorie marktwirtschaftlicher Ordnungen**, J.C.B. Mohr (Paul Siebeck), Tübingen, 342 – 355

Pethig, Rüdiger (1988), "Ansatzpunkte einer ökonomischen Theorie konkurrierender Nutzungen von Wasserressourcen", in: Siebert, Horst (Hrsg.), **Umweltschutz für Luft und Wasser** (Studies in Contemporary Economics), Springer–Verlag, Berlin u.a., 197 – 240

Pethig, Rüdiger (1989), "Efficiency versus self–financing in water quality management", **Journal of Public Economics**, erscheint demnächst

Pethig, Rüdiger, und Fiedler, Klaus (1989), "Effluent charges on municipal waste water treatment facilities", **Journal of Economics**/Zeitschrift für Nationalökonomie", erscheint demnächst

Price, Kent A. (1986), "A water cricis?", **Resources** 83

Smith, Norman (1985), **Mensch und Wasser**, Udo Pfriemer Verlag, München

Wegehenkel, Lothar (Hrsg.) (1981), **Marktwirtschaft und Umwelt**, J.C.B. Mohr (Paul Siebeck), Tübingen

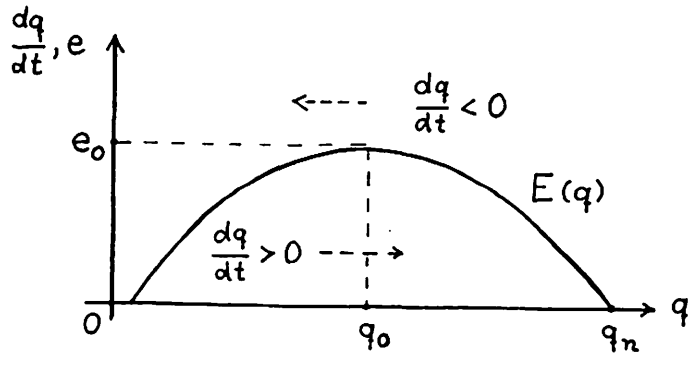

Abbildung 1: **Die qualitative Veränderung eines Gewässers in Abhängigkeit des Schadstoffeintrags**

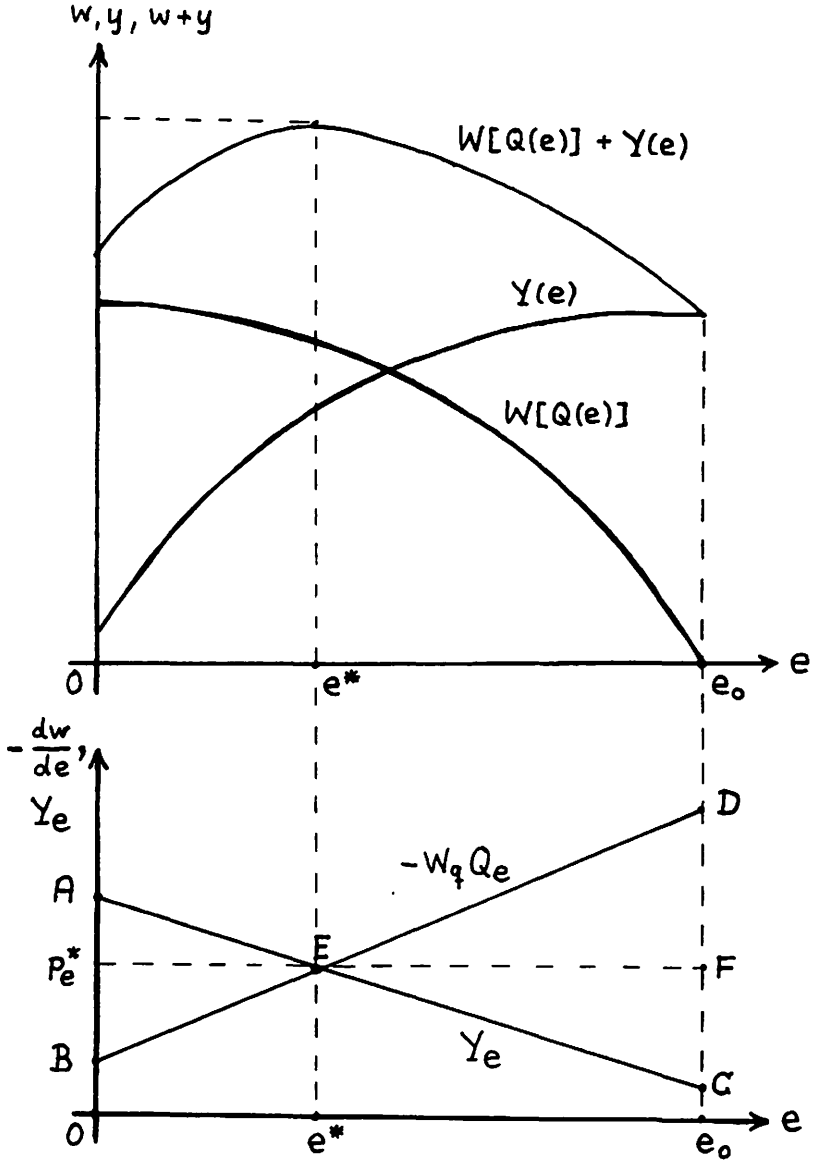

Abbildung 2: **Allokationseffizienz und Externalität**

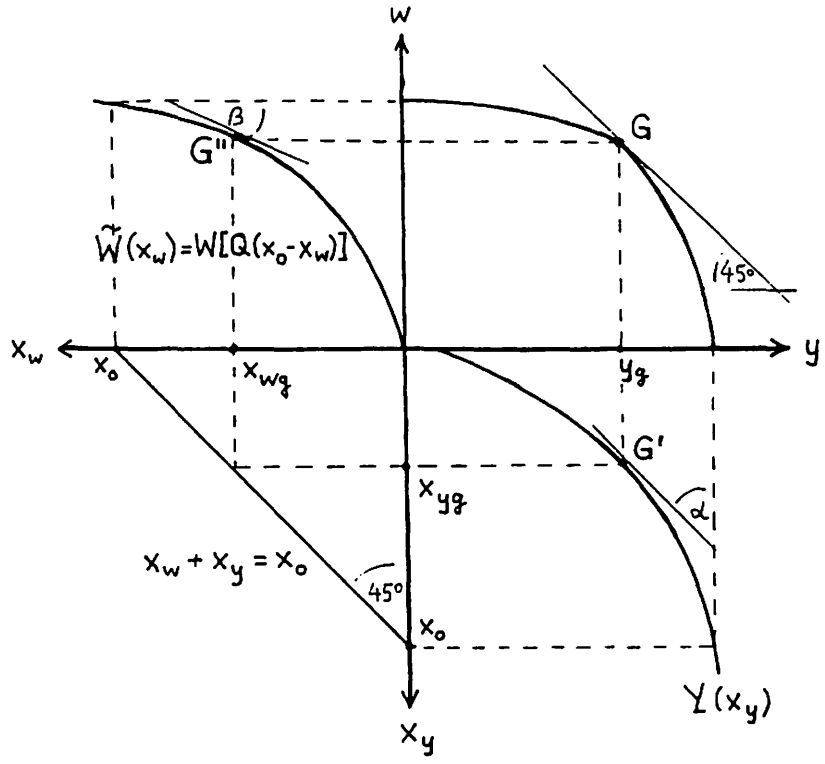

Abbildung 3: **Produktionsmöglichkeitskurve und Marktgleichgewicht für Trinkwasser und Agrargüter**

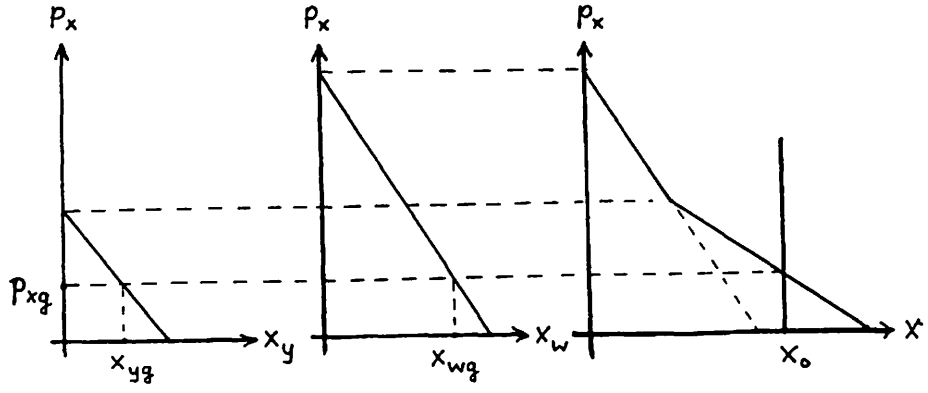

Abbildung 4: **Der Markt für Assimilationsdienste**

Seit 1989 erschienene Diskussionsbeiträge:
Discussion papers released as of 1989:

1-89: **Klaus Schöler**, Zollwirkungen in einem räumlichen Oligopol

2-89 **Rüdiger Pethig**, Trinkwasser und Gewässergüte. Ein Plädoyer für das Nutzerprinzip in der Wasserwirtschaft