

UFZ Discussion Papers

Department of Economics

8/2013

Angemessene Berücksichtigung von Umwelt- und Ressourcenkosten nach Art. 9 WRRL in der Praxis

**Replik auf den Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe
„Ökonomische Aspekte der WRRL“
in Korrespondenz Abwasser 4/2011**

Erik Gawel, Herwig Unnerstall

Juni 2013

Angemessene Berücksichtigung von Umwelt- und Ressourcenkosten nach Art. 9 WRRL in der Praxis

Replik auf den Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe „Ökonomische Aspekte der WRRL“ in KA 4/2011

Erik Gawel, Herwig Unnerstall

Zusammenfassung

Bei dem Bemühen, die Berücksichtigung von Umwelt- und Ressourcenkosten (URK) gemäß Art. 9 WRRL praktisch umzusetzen, werden im Schrifttum immer wieder zwei „Vereinfachungen“ angesprochen, um die als außerordentlich schwierig eingeschätzte URK-Ermittlung und -Anlastung praxistauglich zu machen. So hat unlängst eine DWA-Arbeitsgruppe abermals vorgeschlagen, die URK-Anlastung erstens an die Notwendigkeit von Maßnahmen zum Erreichen der jeweiligen wasserkörperbezogenen Ziele zu koppeln, d. h. bei Zielerreichung guter Zustände zu suspendieren, und zweitens dabei anstelle von URK die Maßnahmenkosten der WRRL als Ersatzgröße heranzuziehen. Für beide Überlegungen bietet allerdings die WRRL rechtlich keine tragfähige Stütze. Zudem verkennt die URK-Suspendierung „bei Zielerfüllung“ die zentrale ökonomische Funktionalität einer URK-Berücksichtigung. Der Ersatz von schwer ermittelbaren URK durch Maßnahmenkosten der WRRL ist nicht nur methodisch und gewässerschutzpolitisch hochproblematisch, er ist schlicht gar nicht erforderlich, zieht man die in der Umweltökonomik seit über 40 Jahren diskutierten pragmatischen Konzepte einer URK-Berücksichtigung heran. Demeritorisierende Abgaben wie die Abwasserabgabe demonstrieren seit Jahrzehnten, wie grundsätzlich in pragmatischer Weise mit URK angemessen verfahren werden kann.

1 Problemstellung: Praktische Umsetzung der Kostendeckung nach Art. 9 WRRL

Nach Art. 9 Abs. 1 UAbs. 1 WRRL „berücksichtigen“ die Mitgliedsstaaten „insbesondere unter Zugrundelegung des Verursacherprinzips den Grundsatz der Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten“. Dies gilt nach Ansicht mancher Autoren als bloße „Berücksichtigungspflicht“[1], d. h. der Belang sei lediglich in Abwägungsentscheidungen aufzunehmen. Art. 9 Abs. 1 UAbs. 2 WRRL verlangt aber darüber hinaus im 1. Sps. von den Mitgliedstaaten, bis 2010 dafür zu sorgen, „dass die Wassergebührenpolitik angemessene Anreize für die Benutzer darstellt, Wasserressourcen effizient zu nutzen und somit zu den Umweltzielen dieser Richtlinie beiträgt“ („Erfüllungspflicht“[2]). Diese Pflicht zur Entwicklung von Effizianzanreizen ist zunächst völlig unabhängig vom Vorhandensein von Umwelt- und Ressourcenkosten.[3]

Bereits der konkrete Begriffsgehalt von „Umwelt- und Ressourcenkosten“ (URK) ist außerordentlich schwierig zu erfassen [4]. Eine vertiefte Betrachtung sei hier ausgeklammert zugunsten des auch von der DWA gewählten Verständnisses als Begriffspaar [5], das jedenfalls externen Werteverzehr jenseits der rein betriebswirtschaftlichen Nutzungs- und Bereitstellungskosten ebenso umgreift wie eine Bewertung des Werteverzehrs jenseits bloß pagatorischer Ausgaben (Opportunitätskostenprinzip).

Bei der Frage der konkreten „Berücksichtigung“ von URK, also des „Wie?“, befassen sich weiße Teile der Literatur mit dem Ansatz einer Erfassung, Monetarisierung und exakten Zurechnung externer Umweltfolgen („Internalisierungsansatz“), der jedoch in der Praxis scheitern muss. Kaum ernsthaft erörtert werden hingegen andere Formen der „Berücksichtigung“, wie sie sich insbesondere aus der jahrzehntelangen Befassung der umweltökonomischen Literatur mit der Thematik ergeben: Dogmengeschichtlich wurden in der Umweltökonomik verschiedene Stufen der „Berücksichtigung“ von URK diskutiert, auf die die Debatte um Art. 9 zurückgreifen sollte: An die Stelle des auf „Optimalität“ abzielenden Internalisierungskonzeptes trat schon 1971 der Standard-Preis-Ansatz [6], gefolgt von einem noch einfacheren zielfreien Minderungsansatz („Demeritorisierung“) in der Praxis der lenkenden Umweltabgaben.[7] Die Berücksichtigung der URK in diesen Konzepten stellt sich höchst unterschiedlich dar (Tab. 1): Während der Internalisierungsansatz eine exakte Ermittlung, Bewertung und Anlastung von URK verfolgt, will der Standard-Preis-Ansatz nur noch ein politisch formuliertes Ziel kosteneffizient erreichen, ohne im Sinne eines Kosten-Nutzen-Abgleichs noch optimal sein zu wollen. Der Demeritorisierungsansatz schließlich verzichtet auch auf eine Punktzielformulierung und belastet nach politischem Ermessen mit dem Ziel einer fortwährenden Mindernutzung. Die in der bundesdeutschen Praxis anzutreffenden Wassernutzungsabgaben (Abwasserabgabe, Wasserentnahmeabgaben) unterfallen diesem dritten Typus.

Tab. 1: Modi der Berücksichtigung von URK nach umweltökonomischen Lenkungskonzepten (Quelle: verändert nach [8])

Lenkungskonzept	Ressourcenpolitisches Ziel	Bemessung der angelasteten URK	Rolle der Umwelt- und Ressourcenkosten (URK)
Internalisierungsansatz	offen (wird dezentral als Ergebnis der Internalisierung bestimmt)	exakt nach externalisiertem Werteverzehr	Rechtfertigung der Belastung + Anleitung der Bemessung
Standard-Preis-Ansatz	politisch definiertes Punktziel	im Ausmaß wie gerade zur Punktziel-Erreichung nötig	(ergänzende) Rechtfertigung der Belastung
Demeritorisierungsansatz	Strukturwandel (allgemeine Mindernutzung ohne Punktziel)	nach politischem Ermessen	

Die DWA-Arbeitsgruppe „Ökonomische Aspekte der WRRL“ u. a. zwei pragmatische Ansätze vorgelegt,[9] um Art. 9 für die Praxis handhabbar zu machen und die jeweils erreichte Kos-

tendeckung zu überprüfen:[10] Zum einen sei das Erfordernis der Einbeziehung von URK auf die Bereich bis zur Erfüllung der wasserkörperbezogenen Ziele der WRRL begrenzt; jenseits erreichter Ziele könne die Berücksichtigung entfallen (Zielerfüllung als „Abschneidekriterium“). Zum anderen sollen die schwer ermittelbaren URK kurzerhand durch Kosten der jeweils notwendigen Maßnahmen approximiert werden können.[11]

Diese Interpretationen lösen sich jedoch in kaum vertretbarer Weise von den zugrundeliegenden ökonomisch-konzeptionellen Grundlagen einer URK-Berücksichtigung, auf die Art. 9 erkennbar Bezug nimmt (Abschnitte 2.1, 2.2 und 3). Zudem finden diese Interpretationen auch rechtlich keine Stütze in der WRRL selbst (2.3 bis 2.5).

2 Irrelevanz von Umwelt- und Ressourcenkosten bei bereits erfolgter Erreichung der Ziele?

2.1 Überblick

Ob die URK-Anlastung bei „Erreichung der Ziele“ entfallen kann, ist einerseits ökonomisch zu prüfen, da das Konzept erkennbar der Wirtschaftstheorie entnommen ist und da die Frage zu klären ist, ob URK-Anlastung in diesem Fall funktionslos wird. Zudem muss juristisch geklärt werden, ob diese Interpretation durch Art. 9 WRRL überhaupt gedeckt ist. Dabei wird auf das Ergebnis der ökonomischen Analyse zur Funktionalität von URK zurückzugreifen sein. Denn soweit der Text der WRRL einen Interpretationsspielraum lässt, kann unterstellt werden, dass die am Gesetzgebungsprozess Beteiligten nicht willentlich hinter den Stand der ökonomischen Erkenntnis zurückfallen, sondern eher daran anknüpfen wollten.

Nicht ganz klar wird bei dem vorgeschlagenen „Abschneidekriterium“, ob die URK-Anlastung jenseits der Zielmarken dem Umfang nach (aber jederzeit) entfallen können soll (Freibetrag: mengenmäßiges Abschneiden) oder aber lediglich dem Zeitpunkt nach (also ab Zeitpunkt der Erreichung der jeweiligen Ziele: zeitliches Abschneiden). Denkbar wäre auch ein Entfallen nach Maßgabe der jeweils örtlich vorgefundenen Knappheit bzw. regionalen Zielerreichung (örtliches Abschneiden).

Im Bereich der Abwassereinleitung bedeutet URK-Irrelevanz „bei Zielerreichung“ eine entgeltfreie Restverschmutzungsmenge, soweit diese nur mit einem bestimmten „Ziel“ vereinbar sei (mengenmäßiges Abschneiden). Dies ist etwa für die Abwasserabgabe seit Jahrzehnten vorgetragen worden, indem der Abgabe kurzerhand ein dem Abwasserabgabengesetz nicht zu entnehmendes Ziel (meist: Gewässergüteklasse II) unterlegt wurde.[12] Daher ist es wenig überraschend, dass die Idee für diejenigen Wasserkörper, für die gute Zustände bereits erreicht sind, auf die Erhebung von URK-anlastenden Abgaben zu verzichten (örtliches Abschneiden), bereits von Einleiter-Verbänden dankbar aufgegriffen wurde.[13]

Ohne auf diese Begriffsunschärfen näher eingehen zu können, stellen sich bei einer Überprüfung dieser Argumente nachfolgend im Wesentlichen drei Fragen:

1. Ist die Anlastung von URK bei einer – wie auch immer definierten – „Zielerfüllung“ ökonomisch funktionslos und könnte somit bereits konzeptionell entfallen (Abschnitt 2.2)? Welche Rolle spielen dabei immissions- und emissionsorientierte Steuerungskonzepte?
2. Sind die Berücksichtigungs- und Erfüllungspflichten aus Art. 9 WRRL strikt instrumentell auf die Erfüllung der Ziele in Art. 4 und auf die Finanzierung von Maßnahmen ausgerichtet (Abschnitt 2.3)?
3. Kann das komplexe Zielsystem der WRRL auf die Erreichung eines „guten Zustandes“ bzw. eines „guten Potenzials“ reduziert werden? Führt insbesondere die Adjustierung von Zielanforderungen durch Ausnahmeregime auch zu einer korrespondierenden Verkürzung des aus Art. 9 Gebotenen? (Abschnitt 2.4)?
4. Gibt es negative Umweltwirkungen durch die Bereitstellung von Wasserdienstleistungen, die aus dem Anwendungsbereich von Art. 9 herausfallen (müssen) (Abschnitt 2.5)?

2.2 Ökonomische Funktionen von URK „bei Zielerfüllung“

2.2.1 Emissionsperspektive: Zustandsunabhängige Durchschnittsbewertung von URK

Geht man zunächst einmal davon aus, es gebe ein punktuelles Umweltziel, das zur Erreichung auch durch „Berücksichtigung“ von URK anstehe. Gehen wir ferner zunächst davon aus, dass die Steuerungsperspektive der URK-Anlastung emissionsorientiert sei, d. h. es gelte, auf die Umweltnutzungen mindernd einzuwirken, ohne den resultierenden Umweltzustand explizit in die Betrachtung einzubeziehen – kurz: es werde ein Emissionsziel verfolgt. Dann ist die Anlastung von URK bei den Verursachern sowohl in dem über das Punktziel hinausgehenden Umfange nach als auch dauerhaft über den Zeitpunkt erstmaliger Zielerreichung hinaus ökonomisch keineswegs funktionslos – und zwar aus fünf Gründen:[14]

1. Effiziente Strukturierung unmittelbarer Anstrengungen zur Minderinanspruchnahme: Die URK-Anlastung bezweckt nicht nur eine beliebige, globale Mindernutzung von Wasserressourcen bis zum Zielwert, sondern gerade eine *effiziente* Zusammensetzung der Einzelanstrengungen zur Zielerreichung. Das bedeutet, dass z. B. Emissionen gerade dort vermieden werden, wo dies am billigsten möglich ist. URK-Anlastung trägt systematisch dazu bei, einen Zielzustand zu minimalen volkswirtschaftlichen Kosten (z. B. bei der Abwassereinleitung) zu erreichen. Bei Wegfall der URK-Anlastung veränderten sich erneut die Preisrelationen, die Zusammensetzung der Verzichtbeiträge erfolgte nicht mehr kostenorientiert, und der diesbezügliche Effizienzauftrag könnte hinfort nicht mehr erfüllt werden.

2. Effizienter Strukturwandel der Volkswirtschaft über Markt- und Preiseffekte:[15] Die URK-Anlastung bezweckt nicht nur unmittelbar (technische) gewässerbezogene Maßnahmen bei den direkt Belasteten, sondern auch eine Weiterwälzung der Preiskorrektur in der Wertschöpfungskette: Spürbare URK bewirken eine Rentabilitätsbelastung des in einer wasserintensiven Produktion eingesetzten Kapitals, möglicherweise auch – je nach Überwälzungsgrad – erhöhte Produktpreise. Ob dies auf der Konsumentenseite zu Mindernachfragen oder auf der Angebotsseite zu Produktionseinschränkungen, Produktionsumstellungen, Produkt- oder Verfahrensinnovationen oder zum Abzug des Kapitals in volkswirtschaftlich ergiebigere Ver-

wendungen mit höherer Renditechance führt, bleibt den marktlichen und betrieblichen Entscheidern überlassen. Diese Markt- und Preiseffekte auf vorgelagerten Faktormärkten (z. B. Kapitalmarkt) und nachgelagerten Absatzmärkten tragen langfristig tendenziell zu einem ökologischen Strukturwandel bei, der ebenfalls von Mindernutzungen des Wasserhaushaltes begleitet ist. Diese Markt- und Preiseffekte sind erwünschter Bestandteil der ökonomischen Funktionalität von URK und dürfen nicht einfach abgeschaltet werden, weil ein Ziel erreicht sei: Ihre Anlastung sichert eine effiziente Restrukturierung aller wasserbezogenen Produktions- und Konsumprozesse unter Beachtung der wahren Faktorkosten der Wasserinanspruchnahme. Zwar kann ein ökologisches Ziel auch anderweitig (nämlich ineffizient) erreicht werden, die dauerhafte URK-Anlastung sichert aber gerade den Effizienz-Mehrwert bei der Zielerreichung.

3. Beibehaltung des Zielzustandes: Bei Wegfall der über URK bewirkten Preiskorrektur wird eine dauerhafte Zielerreichung gefährdet, die annahmegemäß nur deshalb erreicht werden konnte, weil die relativen Preise zuungunsten der Wassernutzung verschoben wurden. Werden die alten Preisrelationen, d. h. jene ohne Berücksichtigung der URK, wieder hergestellt, dürfte das erreichte Zielniveau mittel- und langfristig kaum zu halten sein. Die URK-Anlastung muss ein erreichtes Zielniveau *dauerhaft* durch ihre Anreizwirkung zum neuen ökonomischen Optimum bei den Nutzern machen können und damit die Zielerreichung nachhaltig in das Eigeninteresse der Wassernutzer stellen.

4. Automatische Anpassung an veränderte Rahmenbedingungen (dynamische Effizienz): Dauerhaft angelastete URK konfrontieren die Nutzer mit den verbleibenden Opportunitätskosten ihrer Gewässerinanspruchnahme und halten sie zu einer permanenten Überprüfung an, ob sich der individuelle Nutzen ihrer Wassernutzung angesichts der durch URK angezeigten gesellschaftlichen Kosten dieser Inanspruchnahme noch „rentiert“. Datenänderungen bei den Kosten, bei Technologien und Marktbedingungen, die eine veränderte ökonomisch rationale Nutzung nahelegen, werden dezentral und daher transaktionskostenarm durchgeführt, ohne auf gegendruckanfällige und verzögerte ordnungsrechtliche Implementation von „Stand der Technik“ angewiesen zu sein. Auch Rejustierungen der Nutzungsansprüche durch Newcomer (z. B. neue Einleiter) oder Strukturwandel wird so geräuschlos und ohne Wettbewerbsverzerrung verarbeitet.

5. Innovation: Das permanente Nachdenken über den angemessenen Ressourcenverbrauch schließt auch den Anreiz zu Innovationen ein, die zu einer Kostenminderung und zugleich zu einer Minderinanspruchnahmen der Gewässer beitragen können.

Aus ökonomischer Sicht ist daher die URK-Zahllast, die auf nicht vermiedene „Restnutzungen“ anfällt, essentieller Bestandteil der Ressourcenlenkung: Nur sie vermittelt den nötigen vollständigen Kaufkraftentzug, der die Rentabilität wasserintensiver Produktionsprozesse entsprechend den sozialen Kosten der Ressourcennutzung belastet, die Preise der hieraus hervorgegangenen Produkte auf ihr „kostenwahres“ Niveau anhebt, alle Ressourcennutzer wettbewerbsneutral anhand „ökologisch wahrheitsgetreuer“ Preise entscheiden lässt und permanent zu Innovationen zwecks Kostenminderung und weiterer Ressourcenmentlastung

anhält. Die URK-Anlastung ist daher auch bei „Zielerreichung“ mitnichten überflüssig, sondern vermittelt vielmehr den aus Effizienzgründen notwendigen Kaufkraftentzug als Entgelt für die Faktornutzung. Der explizite Effizienzauftrag bei der Nutzung von Wasserressourcen aus Art. 9 Abs. 1 UAbs. 2 1. Sps. WRRL kann mithin nicht (mehr) erfüllt werden, wenn die Anlastung der URK bei Zielerfüllung ausgesetzt oder gar in Höhe des Übererfüllungsbetrages von vorneherein als Freibetrag ausgereicht würde.

Diese Argumente gelten ebenso im Falle, dass es das bis hierher unterstellte Punktziel gar nicht gibt, sondern es um die Beeinflussung der Richtung der ökonomischen und technischen Fortentwicklung hin zu weniger Ressourceninanspruchnahme geht: Denn im Berücksichtigungsmodus der „Demeritorisierung“ (z. B. bei der Abwasserabgabe) zielt die URK-Anlastung gerade auf einen permanenten ökologischen Strukturwandel ab – ohne ein punktuell festgelegtes Ziel: Vorgegeben wird lediglich eine Richtung der Mindernutzung, deren konkrete Ausgestaltung dezentralen Entdeckungsverfahren überlassen wird, die in ihrem aggregierten „Lenkungserfolg“ wiederum politisch bewertet werden müssen.

2.2.2 Immissionsperspektive: Lokale Knappheitsbewertung von URK

Eine etwas andere Perspektive auf das Problem ergäbe sich, wenn die URK-Anlastung jeweils spezifische lokale Knappheiten von Wasserkörpern abbilden sollte (und nicht mehr pauschalisierte Emissionsbewertungen überbringt).[16] Lokale Knappheitspreise im Rahmen einer regional differenzierten Bewirtschaftungsperspektive fallen entsprechend gering aus, wenn kein lokales Knappheitsproblem (mehr) besteht. Wohlgemerkt: Die URK-Anlastung würde dann nicht etwa gleichsam politisch „abgeschaltet“, sondern im Gegenteil bestehen bleiben. Nur führte sie lokal schlicht zu differenzierten URK-Niveaus je nach Belastungssituation, was im Einzelfall rein theoretisch sogar praktisch verschwindende URK bedeuten könnte.

Eine solche Perspektive ist durch die WRRL durchaus angelegt: Denn Art. 9 Abs. 1 eröffnet im Rahmen der Kostendeckungspflicht auch besondere Möglichkeiten einer regionalen Differenzierung, und zwar sowohl hinsichtlich der Höhe der einzubeziehenden, aber regional unterschiedlich ausfallenden URK als auch hinsichtlich der zulässigen Abweichungen nach UAbs. 3 unter geographischen und klimatischen Gegebenheiten sowie den sozialen, ökonomischen und ökologischen Anforderungen, welche oftmals gerade regionalspezifisch ausgeprägt sein dürften.

Da Gewässer einerseits über unterschiedliche Assimilationskapazitäten verfügen, andererseits abweichenden Nutzungsansprüchen unterliegen, ist ihre gewässergütebezogene Knappheit ebenfalls heterogen.[17] Die erheblichen Zustandsunterschiede der Wasserkörper in Deutschland [18] erfordern ein differenziertes Vorgehen in den Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen. Zwar gebietet Art. 9 WRRL keine regionale oder wasserkörperbezogene Differenzierung, soll die URK-Anlastung aber über den Grundauftrag des Art. 9 WRRL die spezifische Zielerreichung in den Wasserkörpern befördern, könnten entsprechende Differenzierungen unterstützend wirken, sofern unerwünschte Verlagerungseffekte abgaben- oder ordnungsrechtlich vermieden werden können. Eine ökologische Differenzierung

hätte dabei sowohl am Zustand der Wasserkörper als auch am spezifischen Verursacherbeitrag des Wassernutzers anzusetzen oder an weiteren Nutzungsbedürfnissen Dritter. Sie müsste so konzipiert sein, dass sie Wassernutzungen bei deutlich überlasteten Wasserkörpern (Zustandsklassen unbefriedigend bis schlecht) signifikant reduzieren. Dabei können auch Verlagerungs- und Auffüllungseffekte zu Lasten der anderen Wasserkörper entstehen, deren gesellschaftliche Erwünschtheit sehr zweifelhaft ist. Dies bringt grundsätzlich auch das Verschlechterungsverbot (Art. 4 Abs. 1 lit. a, i WRRL) zum Ausdruck. Eine ökologische Differenzierung der URK-Anlastung dürfte dem nicht zuwiderlaufen.

Eine immissionsorientierte Betrachtung stößt hier konzeptionell an Grenzen des kombinierten Ansatzes: Aus ökonomischer Sicht beinhaltet die Vorgabe eines Qualitätsziels den Ausweis einer für Einleitungen oder Entnahmen nutzbaren Menge an aquatischen Ökosystemdienstleistungen; wo im Einzelnen und durch wen diese zugestandenen Nutzungen innerhalb eines Bewirtschaftungsraumes sowie zwischen diesen Räumen tatsächlich erfolgen (räumliche und individuelle Allokation), soll bei Preissteuerung gerade nach Maßgabe ökonomischer Kostenkriterien frei vom Markt gefunden werden. Ist nur das übergeordnete Qualitätsziel zu sichern, können sowohl *hot spots* als auch „Verschlechterungen“ Platz greifen. Soll dies – zusätzlich zur Qualitätssicherung – verhindert werden, z. B. durch ergänzende „Verschlechterungsverbote“, so ist der Allokationsmechanismus behindert, da er zugleich als Nebenbedingung der Verhaltens- und Standortsteuerung die historische Qualitäts- oder Mengenverteilung beachten muss. Hierzu ist er aber konzeptionell gar nicht in der Lage. URK-Anlastungsinstrumente könnten daher von vorneherein nur weitergehende, immissionsseitig begründete Anforderungen zwischen den Nutzern kosteneffizient allozieren, während die Sicherung der historischen Gewässersituationen dem Ordnungsrecht überantwortet bleibt. In dieser Funktion können aber URK-Anlastungen gerade nicht entfallen.

Zudem darf bei Fließgewässern eine Immissionsorientierung nicht nur am Gewässerzustand am Einleitungs- oder Entnahmepunkt ausgerichtet werden. Wegen der Auswirkungen entlang des Unterlaufs (unterliegende Wasserkörper) und insbesondere auch auf Küstengewässer und das Meer als Senke landseitiger (flussbezogener) Einträge erscheint es ökologisch nicht ausreichend, Knappheitssignale bei Fließgewässernutzungen nur anhand des lokalen Gewässerzustands zu bestimmen. Eine einfache Immissionsorientierung stößt hier bereits aus gewässerökologischen Gründen an ihre Grenzen.

Eine regional differenzierte URK-Berücksichtigung anhand lokaler Knappheiten von Wasserkörpern ist damit zusammenfassend nicht nur bei weitem anspruchsvoller und noch weniger praxistauglich als eine schlichte emissionsbezogene Anlastung, sondern sie setzt zudem voraus, dass das Verschlechterungsverbot beachtet wird und dass es keine spill-overs vom lokalen Nutzungspunkt aus gibt (Unterlieger, Meeresschutz). Vor allem aber gilt auch in einer solchen Perspektive: Ein bloßes (und einseitiges) Abschalten bei Zielerreichung ansonsten standardisierter URK entspricht dem Konzept differierender Knappheitspreise gerade nicht und ist keine Bewirtschaftung nach regionaler Knappheit! Diese würde regional im Einzelfall eben auch deutlich höhere Rationierungspreise erfordern und erhebliche politische Wider-

stände auslösen: Explizite Standortsteuerung und räumlich differenzierte Knappheitssignale rufen gegenüber einheitlicher Handhabung von Anforderungen zusätzliche Widerstände gegen den Gewässerschutz hervor. Immissionsseitig begründete, erhöhte URK-Lasten und Differenzierungen statt einheitlicher Anforderungen an alle Nutzer geraten so unter zusätzlichen Rechtfertigungsdruck und laden zu politischen Aushandlungsprozessen zwischen Interessengruppen ein. Es dürfte daher nicht zu weitgehend sein, wenn man festhält, dass die Beachtung des Immissionsprinzips im Rahmen der URK-Berücksichtigung Gewässerschutzbelange in politischen Arenen tendenziell schwächt. Es ist daher insgesamt höchst fraglich, ob ein solches Konzept für die „Berücksichtigung“ von URK nach Art. 9 Abs. 1 WRRL geeignet sein kann - und selbst von den Protagonisten der „Abschaltung“ bei gutem Zustand wirklich in einer knappheitsorientierten Form (also auch mit Knappheitszuschlägen und massiven regionalen Reallokations- und Umverteilungswirkungen) gewollt würde.

2.3 Die Funktion von Art. 9 in der WRRL

Unabhängig von der zuvor beschriebenen ökonomischen Dysfunktionalität einer Suspendierung von URK bei der Erfüllung der Ziele fragt sich, ob eine „Abschneidegrenze“ in der WRRL überhaupt eine rechtliche Stütze findet. Zwar betont das juristische Schrifttum, dass die WRRL nicht etwa ein bestimmtes ökonomisches Konzept verbindlich macht, sondern naturgemäß eine eigenständige, der Auslegung bedürftige Normierung des Problemkreises vornimmt.[19] Gleichwohl müssten sich die DWA-Interpretationen gerade auch dieser juristischen Auslegung entnehmen lassen.

Die DWA-Arbeitsgruppe stellt an den Anfang ihrer Überlegungen die Behauptung, Art. 9 WRRL sei kein eigenständiges Element der Richtlinie, sondern solle zur Erreichung der Umweltziele beitragen und diene neben der Finanzierung der langfristigen Bereitstellung von Wasserdienstleistungen nur der Finanzierung von Gewässerschutzmaßnahmen. Diesen Thesen ist zu widersprechen. Zunächst einmal schließen sich der Charakter als ein eigenständiges Instrument und die Funktion, auch zu etwas beizutragen, nicht aus. Nur wenn man die ausschließliche Funktion in der Unterstützung der Erreichung der Ziele sähe,[20] käme eine eigenständige Funktion in der Tat abhanden. Die analoge Systematik von Art. 9 WRRL und Art. 10 WRRL spricht freilich gegen eine solche reduzierte Funktion. Im Maßnahmenprogramm ist über Maßnahmen nach Art. 10 und Art. 9 WRRL zu berichten. Niemand ist bislang auf die Idee gekommen, den kombinierten Ansatz nur als Instrument zur Erreichung der Ziele von Art. 4 WRRL ansehen. Nach der textlichen Anordnung von Art. 9 und Art. 10 ist nicht zu sehen, warum Art. 9 hier eine andere Position einnehmen soll als Art. 10. Bei beiden „Instrumenten“ spricht gegen ein rein funktionelles Verständnis auch die Einordnung als „Basismaßnahmen“ und nicht als nur „ergänzende Maßnahmen“. Diese Maßnahmen sind auf jeden Fall zu ergreifen, auch wenn die Ziele des Art. 4 WRRL schon erreicht sind. Die Anforderungen z. B. der Kommunalabwasserrichtlinie entfallen nicht bei Zielerreichung. Alle in Art. 11 Abs. 3 aufgezählten Maßnahmen sind grundlegend, weil sie in allen Wasserkörpern unabhängig von deren Zustand zu ergreifen sind, etwa die Etablierung von Genehmigungspflichten in Abs.3 lit. e, f, j u. a. Eine funktionelle Einschränkung auf die Ziele des Art. 4 WRRL

findet sich allenfalls in Abs. 3 lit. c. Daraus ist aber zu schließen, dass es keine solche Einschränkung bei den anderen Maßnahmen gibt.

Entsprechendes gilt hinsichtlich der Beschränkung der Funktion des Art. 9 WRRL auf die Erhebung von Mitteln zur Finanzierung von Maßnahmen. Im Text des Art. 9 findet sich kein Bezug auf Maßnahmen, und die WRRL insgesamt hat die Frage der Finanzierung gar nicht behandelt. Auch in der Entstehungsgeschichte war zu keinem Zeitpunkt Art. 9 ausschließlich als Finanzinstrument für Maßnahmen gedacht. Wenn dies beabsichtigt gewesen wäre, dann hätte man dies viel deutlicher in Art. 9 oder in Art. 11 formulieren können. Dass mit Maßnahmen nach Art. 9 ohnehin nicht die Kosten aller notwendigen Maßnahmen gedeckt werden können, war den Autoren der WRRL bewusst, als sie in Art. 9 Abs. 3 formulierten: „Dieser Artikel steht der Finanzierung besonderer Vorbeuge- oder Abhilfemaßnahmen zur Verwirklichung der Ziele dieser Richtlinie in keiner Weise entgegen.“ Schließlich ist darauf hinzuweisen, dass die WRRL eben nicht eine reine Wasserökologierichtlinie ist, sondern auch das Ziel einer nachhaltigen Nutzung von Wasser verfolgt (Art. 1 lit. b; Erwägungsgrund 23; Art. 11 Abs. 3 lit. c). Aus kompetenzrechtlichen Gründen war die Bedeutung quantitativer Bewirtschaftungsfragen im Verhandlungsprozess sensibel, weil nach Art. 175 Abs. 2 S. 1 Sps. 2 EGV (jetzt Art. 192 Abs. 2 lit. b Sps. 2 AEUV) für Fragen der mengenmäßigen Bewirtschaftung Einstimmigkeit erforderlich war. Um die Einstimmigkeit (erfolgreich) zu sichern, wurden Regelungen der Wassermengensteuerung im Entstehungsprozess zurückgedrängt, aber nicht komplett ausgeklammert, wie die Definition des mengenmäßigen Zustandes bei Grundwasserkörpern zeigt, ebenso wie die Zielbestimmung einer effizienten und nachhaltigen Wassernutzung.[21]

Schließlich lässt sich auch aus der Wendung in Art. 9 Abs. 1 UAbs. 2 1.Sps WRRL („und somit zu den Umweltzielen dieser Richtlinie beiträgt“) nichts anderes entnehmen. Zunächst bezieht sich der Halbsatz nur auf die Verpflichtung des UAbs. 2 1. Sps. und nicht auf UAbs. 1 oder UAbs. 2 2.Sps., also nur eine anreizsetzende Wassergebührenpolitik und nicht auf die Einbeziehung von URK. Es ist auch nicht klar, ob der eher indikativisch formulierte Halbsatz als normative Einschränkung gemeint ist, wie letzteres bei den Verweisen auf die „Angemessenheit“ oder das Verursacherprinzip in z. B. UAbs. 1 der Fall ist. Auch aus Text des Art. 9 Abs. 2 WRRL („Schritte zur Durchführung von Absatz 1, die zur Verwirklichung der Umweltziele dieser Richtlinie beitragen werden“) ergibt sich nichts anderes, da im nächsten Halbsatz („sowie über den Beitrag der verschiedenen Wassernutzungen zur Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen“) die Kostendeckung nicht funktional auf einen Beitrag reduziert wird.

2.4 Das Zielsystem der Wasserrahmenrichtlinie

Die Funktion des Art. 9 WRRL erschöpft sich nicht in der Erhebung von Mitteln für Maßnahmen zur Erreichung des „guten Zustandes“. Auch sind die Umweltziele in Art. 4 WRRL nicht auf die Herstellung eines „guten Zustandes“ oder „guten Potenzials“ begrenzt: Als Ziele sind dort auch der Erhalt von – soweit noch vorhanden – sehr guten Zuständen (Art. 4 Abs. 7 WRRL), die Vermeidung von Verschlechterungen von Gewässerzuständen etc. anzuerken-

nen. Als weitergehendes spezielles Umweltziel, das jenseits des guten Zustandes wichtig ist, wären noch die Verpflichtungen in Art. 7 WRRL zu erwähnen: Abs. 2 normiert: „Die Mitgliedstaaten stellen sicher, dass jeder Wasserkörper gemäß Absatz 1 nicht nur die Ziele des Artikels 4 gemäß den Anforderungen dieser Richtlinie für Oberflächenwasserkörper, ..., erreicht, sondern dass das gewonnene Wasser unter Berücksichtigung des angewandten Wasseraufbereitungsverfahrens [...] auch die Anforderungen der Richtlinie 80/778/EWG in der durch die Richtlinie 98/83/EG geänderten Fassung erfüllt.“ Abs. 3 ergänzt: „Die Mitgliedstaaten sorgen für den erforderlichen Schutz der ermittelten Wasserkörper, um eine Verschlechterung ihrer Qualität zu verhindern und so den für die Gewinnung von Trinkwasser erforderlichen Umfang der Aufbereitung zu verringern. Die Mitgliedstaaten können Schutzgebiete für diese Wasserkörper festlegen.“ Ähnliches gilt für die Gewässerqualität die für eine Nutzung als Badegewässer verlangt wird. Sie gelten als Schutzgebiete nach Art. 6 und ihre Anforderungen gehen ebenfalls potentiell über den „guten Zustand“ hinaus. Schließlich wird man im Übrigen auch alles, was in Art. 1 der WRRL genannt wird, als Ziele der WRRL ansehen können, die noch durch Aussagen über Ziele in der Präambel/den Erwägungsgründen zu ergänzen wären.

Besonders problematisch an der Reduktion der Einbeziehung von URK bei Art. 9 UAbs. 1 auf die Funktion, die nach der WRRL notwendigen Maßnahmen zu finanzieren, ist die Konsequenz in den Fällen von abgeschwächten Umweltzielen. Bei hydromorphologischen Veränderungen, die für eine Trinkwasserversorgung notwendig sind, so dass eine HWMB-Ausweisung als erheblich verändertes oder künstliches Gewässer gerechtfertigt ist, sind evtl. keine Maßnahmen mehr notwendig, um ein gutes ökologisches Potenzial zu erreichen. Die verbleibenden Umweltschäden, der Verlust an unbeeinträchtigten aquatischen Ökosystemen und den damit verbundenen Nutzungsoptionen sind, weil die Wasserversorgung eine höherwertige Nutzung sind, plötzlich keine Umweltschäden mehr. Analog verschwinden Maßnahmenkosten und damit URK, wenn sie unverhältnismäßig hoch sind, (fast) in Gänze. Es bleibt nur die Verpflichtung, den bestmöglichen Zustand zu erreichen, also auch entsprechende Maßnahmen zu ergreifen.

In den Artikeln, in dem der DWA-Ansatz vorgestellt wird, finden sich Formulierungen, die daraufhin deuten, dass eine enge räumliche Beschränkung der Einbeziehung von URK erfolgen könne, d. h. zur Finanzierung von Maßnahmen könnten nur Wasserdienstleistungen in dem von ihr unmittelbar betroffenen Wasserkörper herangezogen werden, also z. B. jener Wasserkörper, in den eingeleitet wird. Für eine solche weitergehende räumliche Einschränkung gibt die WRRL indes keinen Anhaltspunkt her. Denn gerade die Belastung durch Abwasser endet bei Fließgewässern nicht an der Wasserkörpergrenze. Ist die Wirkung faktisch nicht begrenzt, dann ist nicht einzusehen, warum bei einer kumulativen Überschreitung der relevanten Grenzwerte in einem unterliegenden Wasserkörper nur der Folge-Emittent als Verursacher gelten soll, der Maßnahmen zu ergreifen und bei dessen als Wasserdienstleistung zu qualifizierenden Aktivität die Berücksichtigung der URK zu erfolgen habe. Hier eine Verantwortung auf den Bereich eines oberliegenden Wasserkörpers zu begrenzen, ist aufgrund der realen Verursachung nicht zu rechtfertigen und auch ökonomisch nicht sinnvoll, da die Ver-

meidungskosten des Oberliegigers niedriger sein können als beim Unterlieger. Insbesondere unter Berücksichtigung des Meeresschutzes (Erwägungsgrund 27 und Art. 1 lit. e WRRL) ist eine räumlich beschränkte Betrachtung nicht angemessen.

Die WRRL bietet damit weder dem Wortlaut des Art. 9 nach noch bei teleologischer oder systematischer Auslegung einen Anhaltspunkt für den systematischen Wegfall der URK-Anlastung „bei Zielerreichung“.

2.5 URK jenseits des Zielsystems der WRRL

Das Zielsystem der WRRL deckt überdies nicht alle bekannten Belastungsfaktoren für aquatische Ökosysteme ab. Neue Stoffe, wie Mikrokontaminanten oder Arzneimittelrückstände und -abbauprodukte haben negativen Einfluss auf die chemische Qualität von Gewässern und der Nutzbarkeit als Rohwasser für die Trinkwasserversorgung und werden, soweit sie nicht die ökologische Qualität von Oberflächengewässern mittelbar beeinträchtigen, nicht durch das regulatorische Instrumentarium aus ordnungs- und planungsrechtliche Vorgaben erfasst. Ebenso ist die mikrobiologische/ökologische Situation des Grundwassers kein Aspekt der Qualitätskriterien der WRRL. Auswirkungen von Wasserdienstleistungen, etwa die Versalzung von Böden durch Bewässerungsmaßnahmen, die Inanspruchnahme von Flächen oder die Folgen des Energieverbrauchs bei der Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung für das Klima stehen ebenso nicht im Fokus des ordnungs- und planungsrechtlichen Instrumentariums der WRRL. Und schließlich beschränkt die Erlaubnis z. B. einer Wasserentnahme die Möglichkeit, eine andere Wasserentnahme zu genehmigen, wenn die Genehmigungen kumulativ negativen Einfluss auf die Gewässerqualität hätten.

Fraglich ist, ob diese Aspekte und Wirkungsstrukturen über URK erfasst werden können oder sollen. Hinsichtlich chemischer Stoffe, die noch nicht in zu den prioritären Stoffen zählen und für die auch kein Stand der Technik definiert ist, wäre zumindest eine Berücksichtigung bei den URK möglich und sinnvoll. Hinsichtlich der negativen Wirkungen einer Wasserdienstleistung auf terrestrische Ökosysteme oder das Klima ist eine Berücksichtigung eher problematisch, weil damit quasi in andere Politikbereiche wie Bodenschutzpolitik und Klimaschutz- bzw. Energiepolitik übergegriffen wird, die ggf. anderen kompetenzrechtlichen Anforderungen unterliegen. Zwar wäre von einem ökonomischen Standpunkt aus *alle* Umweltwirkungen für eine optimale Allokation der knappen Ressourcen einzubeziehen, aber dieses Übergreifen wäre kompetenzrechtlich eingehend zu prüfen. Schließlich bleibt die Frage, ob auch die Verdrängung bestimmter Wasserdienstleistungen durch gleichartige Inanspruchnahmen wegen Ausschöpfens des Zielwertes Berücksichtigung bei den URK finden kann. Damit ist die Frage des Verständnisses von URK und die Frage der Einbeziehung der Opportunitätskosten angesprochen. Unabhängig von den Antworten ist aus der Perspektive des Ziels der WRRL, auch einen Rahmen für eine nachhaltige und effiziente Nutzung von Wasserressourcen zu setzen (Art. 1), die Berücksichtigung der Opportunitätskosten unerlässlich.

3 Approximation der URK durch Maßnahmenkosten?

3.1 Der Lösungsvorschlag der DWA-Arbeitsgruppe

Da der Versuch einer exakten Feststellung, Bewertung und Anlastung von URK entsprechend einem ambitionierten Internalisierungsansatz in der Praxis nicht leistbar ist, schlagen die DWA-Autoren – unter Ausklammerung der von der Umweltökonomik dazu entwickelten pragmatischen Ansätze – kurzerhand vor, die (vergleichsweise leicht ermittelbaren) Maßnahmenkosten der Umsetzung der WRRL als Näherungswert heranzuziehen. Diese fallen entweder bei der öffentlichen Hand an (und könnten ggf. „verursacherbezogen“ überwältigt werden) oder werden privaten Akteuren der Wasserwirtschaft vom Staat direkt regulatorisch auferlegt. Zur Begründung wird die angebliche Aussage aus der ökonomischen Lehre zur Bewertung von Umweltgütern bemüht, dass hilfsweise auch eine kostenbasierte Abschätzung einer Untergrenze für URK anhand von „Vermeidungskosten“ vorgenommen werden könne. Diese Vermeidungskosten werden als die Maßnahmenkosten der Umsetzung der WRRL identifiziert. Die DWA-Autoren folgern daraus: „URK lassen sich in der Praxis am besten durch kostenorientierte Bewertungsansätze der ökonomischen Theorie ermitteln. URK entsprechen dann mindestens den Maßnahmenkosten zur Erreichung guter Zustände. [...] Die Kosten dieser Maßnahmenprogramme können als monetärer Anhaltswert für den Umfang der Gewässerbelastung angesehen werden.“[22]

3.2 Probleme und Unzulänglichkeiten

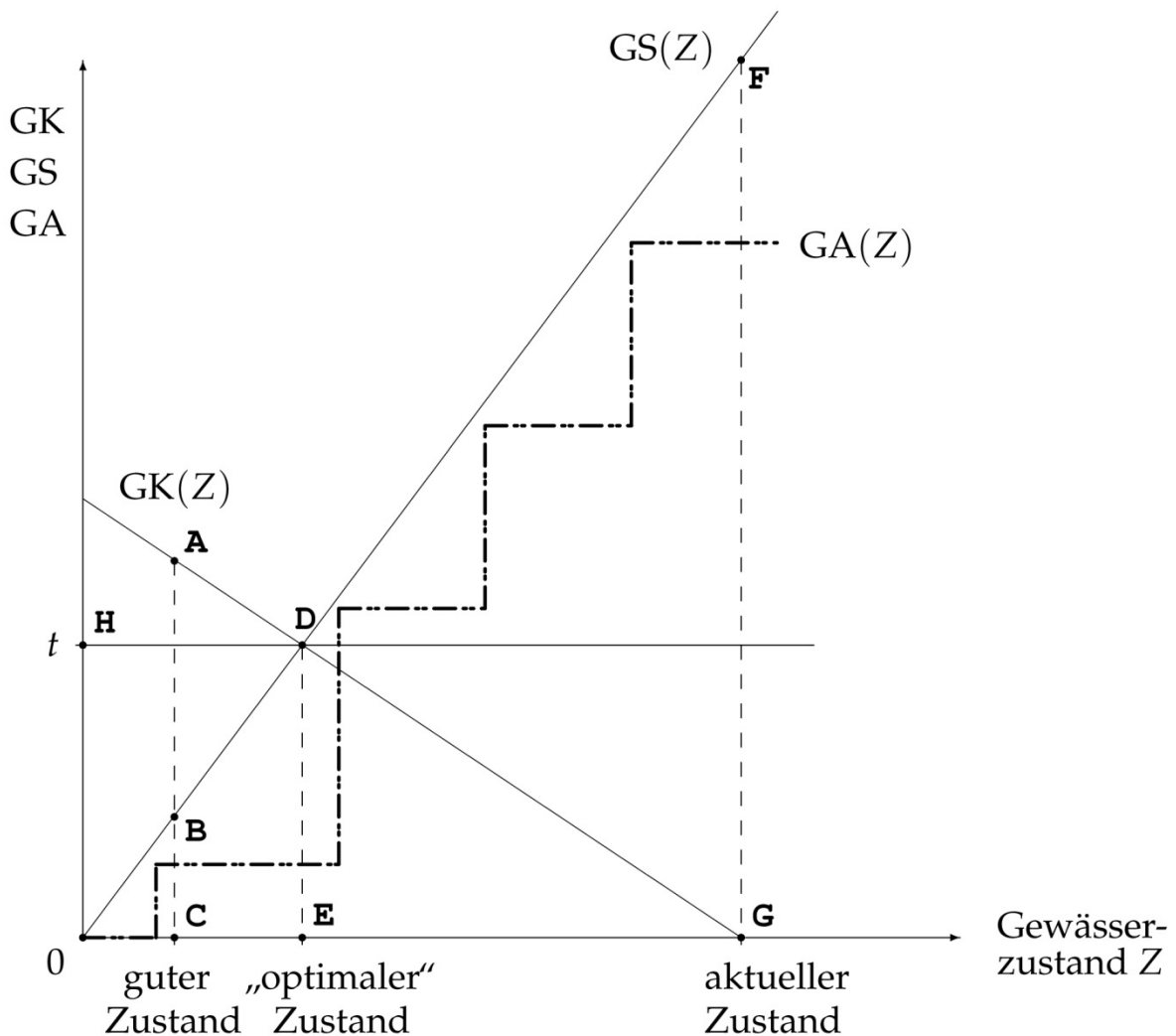
Die zuvor beschriebene Vorgehensweise ist methodisch äußerst fragwürdig.[23] Zugleich kann sie sich nicht auf die ökonomische Bewertungstheorie berufen, sondern unterliegt einem folgenschweren, wenngleich nicht ganz unüblichen Missverständnis über sog. kostenbasierte Bewertungsverfahren für Umweltgüter. Betrachten wir dazu die Abb. 1: In Abhängigkeit vom Gewässerzustand Z sind hier einerseits die Grenzkosten der Zustandsverbesserung (Grenzvermeidungskosten GK) und andererseits die marginalen Schäden (Grenzschäden GS) abgetragen. Ausgehend vom aktuellen Gewässerzustand betragen dann nach DWA-Arbeitsgruppe die URK approximativ GAC, d. h. die Maßnahmenkosten der Zustandsverbesserung bis zum „guten Zustand“. Es wird unmittelbar deutlich, dass dies mit den ökologischen Schäden in Höhe von OFG im aktuellen Zustand gar nichts zu tun hat. Methodisch aber noch wichtiger: Für die Approximation des Schadens durch die Vermeidungskosten lässt sich die ökonomische Bewertungstheorie überhaupt nicht in Anspruch nehmen! Dort wird nämlich als Näherungsgröße für den nicht messbaren Wert des Schadens der beobachtbare *freiwillige Mitteleinsatz der Geschädigten selbst zur Abwehr oder zur Begrenzung der Schäden* herangezogen [24] – und zwar als Untergrenze, da man davon ausgehen kann, dass bei rationalen Entscheidern die privaten Abwehrkosten den gefühlten Schaden nicht übersteigen, ggf. aber hinter diesem zurückbleiben können.[25]

Ein Beispiel mag dies verdeutlichen:[26] Leiden Anwohner eines Flughafens unter Fluglärm, so können sie sich aus eigenen Mitteln Dreifachverglasung zulegen. Falls dies auch wirklich geschieht, können die Kosten hierfür als Anhalt (Untergrenze) für die erlittenen Lärmschä-

den gelten. Auch diese besser als „Abwehrkosten“ zu bezeichnenden „Vermeidungskosten“ sind präferenzbasierter Ausdruck einer individuellen Bewertung von Schäden. Sie sind umso größer, je höher der Schaden (d. h. je schlechter der Umweltzustand) ist, nicht umgekehrt! Relevant wäre daher die Kurve der marginalen Zahlungsbereitschaft für die Abwehr von Schäden, gemessen in beobachteten Ausgaben zur Schadensvermeidung und -begrenzung durch die Geschädigten selbst (in Abb. 1 gestrichelt als Grenzausgaben-Kurve GA). Hier stehen die Kosten zur Schadensbegrenzung als – weiterhin präferenzbasierte – Proxy-Variable für den nicht beobachtbaren Wert der Schädigung. Diese Abwehrkosten besitzen in der 1. Ableitung das gleiche Vorzeichen wie die Schadenskosten: Sie steigen nämlich mit sich verschlechterndem Zustand.[27] Mit den Grenzvermeidungskosten als Maßnahmenkosten hat dies ersichtlich wenig zu tun: Die Maßnahmenkosten nämlich steigen mit *verbessertem* Zustand und sind insoweit kategorial ungeeignet als Proxy, weil sie den falschen Gradienten besitzen; sie können darüber hinaus nicht für sich die ökonomische Schadensbewertungslehre in Anspruch nehmen, da sie gerade nicht auf individuelle Bewertungsakte zurückgehen, sondern auf politisch angemessene Maßnahmenprogramme.

Endres/Holm-Müller sprechen mit Blick auf die Deformation der vielfach missverständlich „Vermeidungskostenansatz“ betitelten Methode (besser: Ansatz der individuellen Schadensabwehraufwendungen) von „äußerst problematischen“ „Verletzungen“ des Grundkonzepts in der Praxis durch hilfswise Verwendung von staatlichen Aufwendungen, Aufwendungen der Verursacher oder bloß hypothetischen Kosten als Ersatz für die Kosten individuell beobachtbaren Abwehrverhaltens der Geschädigten. Die Autoren resümieren: „Die Analyse politischen Entscheidungsverhaltens [i. S. v. staatlich festgesetzten Maßnahmenkosten; d. Verf.] kann nur als Notlösung akzeptiert werden, deren Ergebnisse deshalb nur geringe Überzeugungskraft besitzen.“[28]

Abb. 1: Marginale URK (Grenzschäden GS), Grenzvermeidungskosten (GK) und Grenzausgaben zur Schadensabwehr (GA)
 (Quelle: eigene Darstellung; vgl. aber auch [29])



Betrachten wir nochmals Abb. 1: Dass im gleichsam politisch relevanten Bereich, d. h. rechts vom „Optimum“ (Ziel noch nicht erreicht) die Grenzvermeidungskosten niedriger liegen als die Grenzschäden bzw. im Optimum beide Marginalgrößen übereinstimmen, wie oft rechtfertigend angeführt wird,[30] hat mit der gesuchten Approximation der Schäden durch eigene Abwehrausgaben der Betroffenen kategorial nichts zu tun: Wie man in Abb. 1 sieht, sind GK und GA zwei Graphen zu verschiedenen Sachverhalten: Die kostenbasierte ökonomische Bewertungsmethode auf der Basis von „beobachteten Opfer-Ausgaben zur Abwehr von Schäden“ darf nicht mit Vermeidungskosten der Verursacher oder des Staates verwechselt werden.[31] Auch impliziert die Übereinstimmung von Marginalgrößen mathematisch bekanntlich nicht die analoge Übereinstimmung der Werte der Stammfunktion. Maßnahmenkosten werden aber in der Praxis niemals als Grenzkosten ermittelt, insofern muss sich die Approximation in absoluten Beträgen gegenüber den korrespondierenden Schäden rechtfertigen.

tigen. Genau dies gelingt so aber nicht: Wie beispielhaft in Abb. 1 deutlich wird, sind im volkswirtschaftlich „optimalen“ Zustand (definitionsgemäß) Grenzschäden und Grenzvermeidungskosten identisch, hinsichtlich der absoluten Größen gilt jedoch – je nach Funktionsverlauf – Nicht-Übereinstimmung: Im Beispiel sind die verbleibenden Schäden (ODE) deutlich kleiner als die zur Erreichung des Optimums eingesetzten Vermeidungskosten (EDG), die im Optimum vermiedenen Schäden (DEGF) sind größer als die Vermeidungskosten (EDG), und die zusätzlichen Vermeidungskosten zum Erreichen des Zustandes 0 sind höher als die noch vorhandenen Schäden. Die zur Rechtfertigung bemühte Analogie zu marginalen Kostengrößen (und deren annähernder Übereinstimmung) ist methodisch und mathematisch schlicht falsch.

Im Übrigen zeigt die Abb. 1 nochmals klar, dass es im Ausgangszustand gerade nicht darum gehen kann, den *aktuellen* Schaden OFG möglichst genau zu beziffern und den Verursachern anzulasten. Selbst wenn das gelänge, wären ökonomische Verwüstungen und massenhafte Marktaustritte die Folge. Vielmehr müssen ökonomische Entscheider die *jeweiligen* Schäden in Abhängigkeit vom Zustand, d. h. die Schadensfunktion selbst „spüren“, um nämlich den Optimalzustand in D aufzufinden. Nur um diesen geht es. Nun stellt sich die entscheidende Frage: Mit Hilfe welchen Mechanismus' kann dies auch in der Praxis gelingen? Eine Internalisierungsabgabe (nach dem Erstbeschreiber auch „Pigou-Abgabe“ genannt) in Höhe des Grenzschadens im Optimum (in Abb. 1: Abgabesatz t) sorgt exakt dafür, dass die Entscheider freiwillig Zustand E, d. h. den optimalen Zustand auswählen. Selbst diese Internalisierungsabgabe lastet, wie man sieht, nicht den verbleibenden Schaden ODE an, sondern eine demgegenüber abstrakte Zahllast OHDE auf Basis eines festen Faktorpreises t - und zwar deshalb, weil es im Modell entscheidend auf den resultierenden Zustand ankommt.[32] In der Praxis sind sowohl t als auch E unbekannt, so dass ein politisch definierter „guter“ Zustand angestrebt wird, dessen Verhältnis zum „optimalen“ Zustand unklar ist.

Die Approximation der Schadenskosten durch Maßnahmenkosten ist daher nicht nur methodisch hochfragwürdig,[33] sondern geht auch an der eigentlichen Herausforderung der URK-Anlastung vorbei, an die Wassernutzern geeignete Informationssignale auszusenden, die diese veranlassen, bestimmte Zustandsverbesserungen dezentral effizient ins Werk zu setzen. Mit einer zweifelhaften Schätzung der URK allein ist hier noch nicht viel gewonnen.

3.3 Gewässerschutzbezogene Hilfestellung?

Nun könnte man einwenden, die zuvor aufgezeigten methodischen Mängel seien schlicht der Preis für eine notwendig pragmatische Handhabung – schließlich entfernten sich ja auch die unter 1. vorgestellten umweltökonomischen Konzepte ganz erheblich vom Gedanken einer unmittelbaren Internalisierung der Umweltfolgen. Dem ist allerdings zweierlei entgegen zu halten:

- Art. 9 Abs. 1 gebietet eine schlichte preispolitische „Berücksichtigung“; das unbedingte Festhalten an dem Versuch, die URK auch in der Praxis quantitativ zu fassen, und sei es durch (fragwürdige) Approximationen, überzeugt vor diesem Hintergrund nicht. Es helfe

weiter, sich von einem zwingenden quantitativen Approximationsanspruch schlicht zu verabschieden.

- Die in diesem Zusammenhang zugleich beobachtbare Fixierung auf Maßnahmenkosten hat in der Folge auch gewässerschutzpolitisch fragwürdige Effekte, die den Ansatz zusätzlich in Frage stellen:
 - Sind die URK faktisch identisch mit den Maßnahmenkosten, so drängt sich das unter Abschnitt 2. dargelegte Missverständnis über die Funktionalität von URK geradezu auf: Denn wo Zielzustände erreicht wurden, sind unmittelbar keine weiteren Maßnahmen erforderlich, ergo scheint es auch an den (durch Maßnahmenkosten indizierten) URK zu fehlen.[34] Die Zielsicherungs- und Effizienzleistungen der URK werden so aber verkannt.
 - Das „Maßnahmenkostenkonzept“ ist deswegen auch geeignet, über die Additivität von Anpassungslast (bis Zielzustand) und Zahllast (für nicht-vermiedene Nutzungen) beim Ressourcengebrauch zu desorientieren, indem die Maßnahmenkosten gleichsam zweimal gezählt werden: Als tatsächlich geschulterte Anpassungslast und – dank Approximation – zugleich auch als angerechnete (und überwälzte) Schadenskosten. Volkswirtschaftlich wird aber die Anpassungslast (in Abb. 1 die Fläche EDG) auch bei Nutzerüberwälzung nur einmal getragen. Aus ökonomischen Gründen sind hingegen beide Lasten zu tragen: Ein Internalisierungsansatz mit Hilfe einer Pigou-Abgabe (Abb. 1) bedeutet sowohl eine Anpassungslast für die Gesellschaft, nämlich die Kosten einer Verhaltens- und damit auch einer Gewässerzustandsänderung (= Maßnahmenkosten EDG) bis zum Optimum, und zusätzlich eine Zahllast in Höhe von OHDE für die verbleibenden Gewässerinanspruchnahmen: Gewässer erhalten hier wie alle übrigen Güter in einer Marktwirtschaft ihren Knappheitspreis für die nicht vermiedenen Nutzungen.
 - Werden als URK-Proxy die Maßnahmenkosten der WRRL herangezogen, bleibt es im Wesentlichen bei der Unterverteilung einer politisch bestimmten Ausgaben-summe; dies hat mit der Schadens-Approximation durch Selbstoffenbarung ebenso wenig zu tun wie mit der Effizienzwirkung eines Faktorpreises für die Gewässernutzung auf sämtliche wasserintensiven Produktions- und Konsumprozesse in der Volkswirtschaft. Die URK-Anlastung denaturiert dann zu einem Finanzierungsinstrument für erforderlichen Maßnahmenkosten, dessen verbleibende Effizienzleistung von einer verursachergerechten Anlastung abhängt: Werden dann nämlich – abermals pragmatisch – „irgendwelche“ Konsumenten oder Produzenten von WDL pauschaliert zur Refinanzierung herangezogen, bleibt vom Effizienzanspruch nichts mehr übrig.
 - Gelten die Maßnahmenkosten als Proxy für URK, so wäre die Berücksichtigung der Kostendeckung stets definitorisch gesichert – und zwar unter Verweis auf die jeweils getätigten Maßnahmenprogramme: Deren Ausgaben sollen ja annahmegermäÙ zugleich den URK entsprechen. Auf diese Weise wird das URK-Problem gleichsam definitorisch gelöst, da die nach Maßgabe der Bewirtschaftungspläne zu un-

ternehmenden Maßnahmenprogramme die URK-Frage gleich mit zu erledigen scheinen.

- Ein weiteres Problem tritt bei der Prüfung „unverhältnismäßiger Kosten“ nach Art. 4 Abs. 3 lit. b, Abs. 5, Abs. 7 lit. d WRRL auf: Hierbei sollen ersichtlich zwei unabhängige Größen in Relation gesetzt werden, nämlich Maßnahmenkosten im Vergleich zu den Erträgen der Zustandsverbesserung, die wohl gerade in den reduzierten Schäden (also den URK) bestehen dürften. Wenn aber nun der Ertrag einer Schadensreduktion betraglich gleichzeitig per Definition in den ersparten Maßnahmenkosten bestünde, dann könnte es nie in irgendeinem Sinne ein Missverhältnis zwischen beiden Größen geben - es sei denn, man betrachtete insoweit URK jenseits von Art. 9.

Es fragt sich daher, was durch ein solches Konzept – methodische Bedenken einmal hintangestellt – eigentlich für den Gewässerschutz gewonnen ist, der doch das eigentliche Ziel der WRRL verkörpert? Die URK-Berücksichtigung verdünnt sich hier offensichtlich im Wesentlichen zur Rechtfertigung einer Refinanzierung von WRRL-Ausgaben bei „den“ (welchen?) Produzenten/Konsumenten von Wasserdienstleistungen. Vollkostendeckung der Nutzung von Gewässern als Konsum- und Produktionsgut einschließlich der Kosten verbleibender Inanspruchnahmen wird auf diese Weise gerade verfehlt, ja sogar absichtlich ausgeschlossen, wenn das Abschneidekriterium zur Anwendung kommt. Daher erscheinen staatlich definierte Maßnahmenkosten der WRRL zur Approximation der URK nicht nur aus methodischen, sondern vor allem aus gewässerschutzpolitischen Gründen zur Lösung der preispolitischen Herausforderungen aus Art. 9 WRRL wenig geeignet.

3.4 Restnutzungsveranlagende Abgaben als Alternative

Statt weiterhin nach in der Praxis notwendig zum Scheitern verurteilten Schätzungen oder ungeeignete Approximationen von Schadenskosten zu suchen, sollte sich die Diskussion vielmehr dem eigentlichen Auftrag aus Art. 9 Abs. 1 WRRL zur Klärung der Methode der „Berücksichtigung“ zuwenden: Wie unter Abschnitt 1 aufgezeigt wurde, hat die Umweltökonomik verschiedene Verfahren zur „Berücksichtigung“ von URK mit abgestuften Informationsanforderungen für den staatlichen Regulator vorgelegt. Dabei kann sich die „Berücksichtigung“ bis hin zur bloßen Legitimation eines politisch definierten Faktorpreises verdünnen. Diese etablierten Vereinfachungen sollten, etwa im Rahmen von demeritorisierenden Umweltabgabenlösungen, zur Umsetzung von Art. 9 genutzt werden. Zur Finanzierung der Maßnahmenkosten tragen sie bei Zweckbindung auf diese Weise automatisch bei. Dem widerspricht auch keineswegs der Effizienzauftrag aus UAbs. 2, wie mitunter eingewendet wird.[35] Auch der Effizienzbegriff ist auslegungsbedürftig und wird in der Ökonomik ausdrücklich abgegrenzt von „Optimalität“ bei perfekter Internalisierung.[36] Im Übrigen eröffnet UAbs. 3 wohl auch in Bezug auf die effizienzbezogene Erfüllungspflicht nach UAbs. 2 („dabei“) abwägende Spielräume der Verhältnismäßigkeit. Schließlich ist zweifelhaft, ob ein unbestimmtes Zuwarten auf die Lösung methodischer Internalisierungsprobleme oder ein sich tautologisch selbst erfüllender Maßnahmenkostenansatz mehr für effiziente Wassernut-

zung oder die Zielerreichung guter Zustände bewirken können als eine zugegebenermaßen politisch definierte Abgabenlast, die freilich explizit auch auf Restnutzungen erhoben wird, und zwar hier und heute.

Den Versuch einer konkreten Quantifizierung und Zurechnung von URK im Rahmen von Internalisierungsansätzen hat die Umweltökonomik mit dem bahnbrechenden Beitrag von Baumol/Oates [37] schon seit über 40 Jahren verabschiedet. Es besteht kein Anlass, bei der Auslegung von Art. 9 hinter diesen Erkenntnisstand zum Problem der „Berücksichtigung“ externer Lasten im Rahmen der Umweltpolitik zurückzufallen. Nicht „pragmatische URK-Schätzung“ (mit der Gefahr gravierender Methodenfehler, struktureller Überforderung und gewässerschutzpolitischer Defizite[38]), sondern „pragmatische Berücksichtigung der URK“ tut daher für die Praxis Not. Die Debatte sollte hier dringend grundlegend neu ausgerichtet werden.

4 Fazit

Die Empfehlung, URK bei „Zielerfüllung“ kurzerhand „abzuschneiden“, unterliegt einem doppeltem Missverständnis - sowohl hinsichtlich der komplexen Zielperspektive der WRRL selbst und der Stellung von Art. 9 im Instrumentengefüge der WRRL als auch mit Blick auf die ökonomischen Funktionen von URK. Hier besteht die Gefahr einer Desorientierung über das durch die WRRL preispolitisch Intendierte.

Eine dauerhafte, zustandsunabhängige URK-Anlastung in Form von Abgaben sichert nicht nur den nachhaltigen Fortbestand zuvor initiiert Substitutionsreaktionen zugunsten des Gewässerschutzes, sondern gewährleistet über den permanenten Kaufkraftentzug wesentliche Effizienzfunktionen:

- Dauerhaft angelastete URK bieten in *dynamischer* Hinsicht einen stetigen Vermeidungsanreiz, soweit durch exogene Datenänderungen oder Innovationen eine verminderte Umwelt-Inanspruchnahme lukrativ wird. Dadurch setzt der durch URK statuierte Preis auch für nicht vermiedene Nutzungen diese verbleibenden Ressourceninanspruchnahmen unter ständigen Überprüfungsvorbehalt, ob die eigene Nutzung angesichts der durch die URK ausgedrückten gesellschaftlichen Dringlichkeit alternativer Nutzungen (Opportunitätskostenkonzept) jeweils noch bestehen kann.
- In *statischer* Hinsicht bewirken angelastete URK den erforderlichen Mittelentzug („Einkommenseffekt“), um die Weiterwälzung der auf dem Umweltgebrauch lastenden Kosten auf nach- bzw. vorgelagerte Güter- und Faktormärkte sicherzustellen. So wird insbesondere die Rentabilität des Faktoreinsatzes „Wasser“ herabgesetzt, und es tritt auf nachgelagerten Märkten eine Verschiebung relativer Preise zu Lasten (ab-)wasserintensiv gefertigter Produkte ein – jeweils mit der Folge des Ausscheidens von Grenzanbietern bzw. der Reallokation von Ressourcen auf Güter- und Faktormärkten in Richtung auf weniger (ab-) wasserintensiver Produktions- und Konsumstrukturen. Zudem werden Wettbewerbsverzerrungen auf Märkten korrigiert, auf denen einzelne (ab-) wasserintensiv produzierende Anbieter bislang nicht die vollen Faktorkosten der Produktion tragen mussten und so überdies zu einer verzerrten Nachfrage nach (ab-)wasserintensiven Gütern beitrugen.

Das Entfallen von URK oder der Verzicht auf Anlastung an verursachende Wasserdienstleistungen „bei Zielerreichung“ kann der WRRL im Übrigen auch rechtlich nicht entnommen werden.

Eine Approximation von URK durch Maßnahmenkosten überzeugt nicht und ist in ihrer Berufung auf ökonomische Bewertungstheorien fehlerhaft. Stattdessen sollte die Frage geklärt werden, in welcher praxistauglichen Form eine „Berücksichtigung“ von URK möglich und zielführend ist. Die umweltökonomische Theorie weist hier seit Jahrzehnten gangbare Wege auf, ohne sich in der flächendeckenden Ermittlung etwa von Existenz- und Optionswerten für Fischpopulationen zu verstricken; die Abwasserabgabe demonstriert bereits seit 1976, wie eine Berücksichtigung von URK in der Praxis aussehen kann, ohne an übermächtigen Informationsanforderungen zu scheitern oder die Berücksichtigung von URK gar zu suspendieren, bis eine perfekte Internalisierung auch in der Praxis möglich erscheint, mithin zum Nimmermehrstag, wie mitunter gefordert wurde. Die bisher wenig produktiv auf Monetarisierung und Internalisierung fixierte URK-Debatte muss dringend den im Begriff der „Berücksichtigung“ offensichtlich eröffneten weiten Gestaltungsspielraum der Mitgliedsstaaten zur Kenntnis nehmen und darf dabei durchaus auf jahrzehntelange Befassung der Umweltökonomik mit der Problematik zurückgreifen. Lenkende Umweltabgaben weisen hier den pragmatischen Weg.[39] Die bisweilen geäußerte Besorgnis, rein politisch definierte URK fielen hinter den Anspruch von Art. 9 zurück,[40] greift dagegen kaum durch: Die Umsetzung des Art. 9 ist eine rechtlich vorgegebene, aber mit politisch-administrativen Entscheidungsspielräumen versehene Aufgabe und wird durch ein in der Praxis unmögliches Internalisierungskonzept ebenso wenig „gezügelt“ wie durch pragmatisch deformierte Konzepte, die den Nachweis der URK-Anlastung schlicht an den Verweis auf die Kosten durchgeführter Maßnahmen erledigen wollen. Die Implementation von Restnutzungsabgaben ohne „abgeschnittene“ URK vermag hier in der Praxis weitaus mehr zur Kostendeckung, zum Rückgang von Gewässerbelastungen und zur Erreichung guter Zustände beizutragen als eine fruchtlose Endlos-Diskussion um „noch bessere“ Internalisierungskonzepte oder eine durch Hinweis auf Maßnahmenkosten bewirkte definitorische Schein-Lösung – selbst wenn die Höhe der Abgabe dabei letztlich eben „nur politisch“ definiert ist und nicht auf genauer Kenntnis der URK beruhen mag. Dieser Ansatz wird von Art. 9 WRRL gleichberechtigt eröffnet. Eine politische Bestimmung der URK, doch mit voller Restnutzungsveranlagung, dürfte jedenfalls deutlich weniger Abweichungen von perfekter, aber unmöglicher Internalisierung bringen als die durch Maßnahmenkosten willkürlich approximierten URK, die noch dazu bei Zielerreichung gleich ganz entfallen sollen.

Literatur / Anmerkungen

- [1] Köck, W.: Die Vorgaben des Art. 9 WRRL für die Erhebung von Wassernutzungsabgaben, in: Durner, W. (Hrsg.): Wasserrechtlicher Reformbedarf in Bund und Ländern, Köln 2011, S. 65 ff. Dagegen Unnerstall, H.: Die Kostendeckung für Wasserdienstleitungen als neues Instrument der Europäischen Umweltpolitik – Einordnung, Gehalt und Umsetzung, ZfU 2006, 29 (4), S. 458.
- [2] Köck, Fn. [1].
- [3] Unnerstall, Fn. [1].
- [4] Siehe nur die entsprechenden Auslegungsbemühungen im juristischen Schrifttum: Desens, S.: Wasserpreisgestaltung nach Art. 9 WRRL, Berlin 2008; Kolcu, S.: Der Kostendeckungsgrundsatz für Wasserdienstleistungen nach Art. 9 WRRL, Berlin 2008; Unnerstall, H.: Ökonomische Elemente in der WRRL und ihre Umsetzung, in: Lauterbach, F. R. u. a. (Hrsg.): Handbuch zu den ökonomischen Anforderungen der europäischen Gewässerpolitik, Stuttgart 2012, S. 87 ff., mit jeweils weiteren Nachweisen.
- [5] Dazu Gawel, E.: Art. 9 EG-WRRL: Wo bleibt die Reform des Kommunalabgabenrechts?, Kommunale Steuer-Zeitschrift 2011, 61 (1), S. 1-9.; ders.: Sind die Preise für Wasserdienstleistungen der Ver- und Entsorgung in Deutschland wirklich kostendeckend?, ZögU 2012, 35 (3), S. 243 ff.
- [6] Grundlegend Baumol, W. J./Oates, W. E.: The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment, Swedish Journal of Economics 1971, 73, S. 42-54.
- [7] Ewringmann, D./Schafhausen, F.: Abgaben als ökonomischer Hebel in der Umweltpolitik, Berlin, 1985; Gawel, E.: Der Lenkungserfolg von Wassernutzungsabgaben - ein interdisziplinäres Missverständnis?, Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht 2011, 34 (2), S. 213-240.
- [8] Gawel, E.: Das neue nordrhein-westfälische Wasserentnahmeentgeltgesetz auf dem Prüfstand. Zugleich ein Beitrag zur Dogmatik von Lenkungsabgaben, Nordrhein-Westfälische Verwaltungsblätter 2012, 26 (3), S. 90 ff, hier: S. 98.
- [9] DWA-Arbeitsgruppe WI-1.4 „Ökonomische Aspekte der WRRL“: Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen nach Artikel 9 WRRL – Teil 1: Angemessene Berücksichtigung von Umwelt- und ressourcenkosten, KA 2011, 58 (4), 362-369.
- [10] Zu diesem Anliegen auch Ammermüller, B.: Assessing Cost Recovery : A New Comparative Framework in Line with WFD Article 9, Frankfurt/M. u. a. O., 2011
- [11] Beide Überlegungen finden sich im Übrigen bereits in Fries, S./Nafo, I. I.: Das Kostendeckungsprinzip und die unbeantwortete Frage nach der richtigen Methodik, KA 2006, 53 (2), S. 154 ff, hier: S. 156 f. Die Approximation von URK durch Maßnahmenkosten wird u. a. bereits in DG Eco 2, Drafting Group Eco 2: Assessment of Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive, 2004, und Görlach, B./Interwies, E.: Die Ermittlung von Umwelt- und Ressourcenkosten nach der Wasserrahmenrichtlinie: die Situation in Deutschland, UBA-Gutachten, 2004, S. 19 f., angesprochen.
- [12] Dies ist schon deshalb verfehlt, weil mit den Gewässergüteklassen nur der Belastungszustand von Fließgewässern mit organisch abbaubarem Material anhand eines Saprobienindex' ermittelt werden kann, die Abwasserabgabe aber auch z. B. Schwermetalle und Fischeigiftigkeit bewertet, mithin ein weiter gefächertes Zielsystem aufweist. Zudem hat die AbwA gerade kein Punktziel, sondern ist eine „Demeritorisierungsabgabe“ – dazu Gawel, Fn. [7]. Die Abwehr von Zahllasten bei angeblicher Zielerreichung ist daher ein wohlbekanntes Motiv aus der deutschen Abgabendiskussion. Analog wird den Wasserentnahmeabgaben fälschlich entgegen gehalten, bei fehlendem Wassermangel in Deutschland gebe es auch keine ökonomische Knappheit und mithin kein Anlastungsbedarf von URK – dazu kritisch Gawel, E./Fälsch, M.: Wasserentnahmeentgelte zwischen Wassersparen und Wasserdargebot. Ist Ressourcenschonung eine sinnvolle Zielsetzung für Wasserentnahmeentgelte?, gwf – Wasser/Abwasser 2011, 152 (9), S. 838-845.

- [13] VKU: Abwasserabgabe: Einseitige Belastung der Abwasserwirtschaft muss abgeschafft werden, Berlin, www.kommunale-wasserwirtschaft.de/de/Rechte_Seite/090218_VKU_Positionspapier_Ab-wfinal.pdf (abgerufen am 16.12.2009), 2008, S. 4.
- [14] Dazu auch bereits Gawel, Fn. [7], S. 224 ff.
- [15] Siehe hierzu auch eingehend – mit Blick auf Umweltabgaben - Ewringmann/Schafhausen, Fn. [7], S. 45 ff.
- [16] Hierzu im Überblick Gawel, E./Möckel, St.: Regionalisierung von Wassernutzungsabgaben, Raumforschung und Raumordnung 2011, 69 (5), S. 333-345. Die Idee wurde bereits in den 70er Jahren für die Abwasserabgabe diskutiert, siehe Ewringmann, D./Irmer, H./Rincke, G.: Raumordnerische und gewässergütemirtschaftliche Aspekte zur Abwasserabgabe, Informationen zur Raumentwicklung 1976, 8, S. 373-381, in jüngerer Zeit erneut Ewringmann, D.: Die Emanzipation der Abwasserabgabe vom Ordnungsrecht im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie und eines Umweltgesetzbuches, in: Bohne, E. (Hrsg.): Perspektiven für ein Umweltgesetzbuch, Berlin 2002, S. 265-293; zustimmend SRU: Umweltgutachten 2004, Tz. 479 ff.
- [17] Müller, A./Kramer, D.: Marktwirtschaftliche Instrumente in der Abwasserentsorgung, 2010, S. 8. www.ecoplan.ch/download/spp_ber_de.pdf (letzter Zugriff am 17.08.2011).
- [18] BMU: Die Wasserrahmenrichtlinie – Auf dem Weg zu guten Gewässern – Ergebnisse der Bewirtschaftungsplanung 2009 in Deutschland, Berlin 2010.
- [19] Desens, Fn. [4], S. 110; Kolcu, Fn. [4], S. 88, sieht gar einen „diktatorischen Anspruch“ der ökonomischen Theorie, den es natürlich abzuwehren gelte.
- [20] An einer Stelle beschränkt die DWA-AG die Ziele der WRRL auf die „ökologischen Ziele“. „Ökologische Ziele gibt es aber nur dort, wo es einen ökologischen Zustand gibt, also nur bei Oberflächengewässern. Dies wird wohl nicht ernsthaft gemeint sein, sondern ist wohl eher einer alltagssprachlichen Begriffsverwendung geschuldet.
- [21] Brockmann, Ch.: Die Handlungsfähigkeit der Europäischen Union – untersucht am Beispiel der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Heidelberg 2003 (<http://archiv.ub.uni-heidelberg.de/volltextserver/4950/1/Publikation.pdf>)
- [22] DWA-Arbeitsgruppe [Fn. 9], S. 365. Im Ergebnis ebenso bereits Fries/Nafo [11], S. 156: „Die vereinfachte Bewertung der externen URK über die Umweltschutzkosten geht davon aus, dass die Schadenskosten mindestens so hoch sind wie die Umweltschutzkosten.“
- [23] Görlach/Interwies, Fn. [11], S. 19, sehen die hilfswise Heranziehung von Maßnahmenkosten trotz klar benannter Unterschiede und Hinweise auf Kritik hinsichtlich der Aussage, dass „Schadenskosten *mindestens so hoch* sind wie die Schutzkosten“ als „im Einklang mit den Annahmen der Umweltökonomie“. Hier liegt allerdings eine Verwechslung von Kosten und Grenzkosten vor und hat mit der Aussage aus der Bewertungstheorie nichts zu tun; zudem müssen die Autoren sogleich einräumen, dass dies selbst für Grenzkosten nur im Teil-Bereich suboptimaler Gewässerzustände (im ökonomischen Sinne eines Optimums als Ausgleich von Grenzscha-den und Grenzvermeidungskosten) gilt. Maßnahmenkosten werden in der Praxis niemals als Grenzkosten ermittelt, insofern muss sich die Approximation in absoluten Beträgen gegenüber den korrespondierenden Schäden rechtfertigen. Die Übereinstimmung marginaler Kosten ist bekanntlich von der Übereinstimmung der Gesamtkostengrößen vollkommen unabhängig. Auch Das Informationspapier der DG Eco 2, Fn. [11], S. 14, äußert sich zur Anwendung angeblich kostenorientierter Ansätze zurückhaltend wohlwollend: Es wird die Ansicht vertreten, dass „im Hinblick auf zusätzliche Maßnahmen die Kosten dieser zusätzlichen Maßnahmen *unter gewissen Umständen* stellvertretend für die externen Umweltkosten verwendet werden können“ (Übersetzung nach Görlach/Interwies, Fn.[11], S. 19; eigene Hervorh.). Zu den „gewissen Umständen“ äußert sich DG Eco2 allerdings nicht mehr.
- [24] Hanley, N./Spash, C. L.: Cost-Benefit Analysis and the Environment, 1993, S. 99 f., definieren den Ansatz wie folgt: “The value of an improvement of environmental quality can be inferred directly

from reductions in [households'] expenditures on defensive activities; that is, from reductions in averting expenditure". Siehe dazu auch Courant, P./Porter, R.: Averting expenditures and the cost of pollution, *Journal of Environmental Economics and Management* 1981 (8), S. 321-329.

[25] Siehe Bartik, T.: Evaluating the benefits of non-marginal reductions in pollution using information on defensive expenditures, *Journal of Environmental Economics and Management* 1988, 15, S. 111-127. Ebenso Harrington, W./Portney, P.: Valuing the benefits of health and safety regulation, *Journal of Urban Economics* 1987, 22, S. 101-112; Shortle, J./Roach, B.: A diagrammatic analysis of defensive expenditures, Staff Paper 171, Department of Agricultural Economics, Pennsylvania State Univ., 1989.

[26] Konkrete Studien für den Wasserbereich nach der Methode der "Abwehrkosten" wurden u. a. vorgelegt von Abdalla, C. W.: Measuring economic losses from ground water contamination: An investigation of household avoidance cost, *Water Resources Bulletin* 1990, 26 (3), S. 451-463; Abdalla, C. W./ Roach, B. A./Epp, D. J.: Valuing environmental quality changes using averting expenditures: An application to groundwater contamination, *Land Economics* 1992, 68 (2), S. 163-169.

[27] Ob die Schadenskosten progressiv zunehmen (2. Ableitung >0), wie in Abb. 1 zur Illustration unterstellt, bleibt eine empirische Frage. Die beiden Funktionen, die ökonomisches Handeln beschreiben (Vermeidungskosten und Abwehrkosten), sind hingegen stets progressiv, da zunächst immer die günstigeren Maßnahmen ergriffen werden.

[28] Endres, A./Holm-Müller, K.: Die Bewertung von Umweltschäden. Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren, 1998.

[29] Eine ähnliche Abbildung – wenngleich ohne Grenzausgaben – findet sich bei Fries/Nafo, Fn. [11], S. 156.

[30] Siehe nur Görlach/Interwies, Fn. [11], und Fries/Nafo, Fn. [11], S. 156.

[31] Dies gilt auch dann, wenn – wie im Fluglärmbeispiel – die Vermeidungskosten der Verursacher ebenfalls in der Anschaffung von Dreifachverglasungen für die Lärmopfer bestünden. Dann hätten GVK- und GA-Kurven denselben, jedoch gespiegelten Verlauf: Ihre Werte unterscheiden sich bei (fast) jedem beliebigen Umweltzustand.

[32] Siehe zum Ganzen Endres, A.: Die pareto-optimale Internalisierung externer Effekte, 1976.

[33] Gleichwohl wird sie als „Wiederherstellungskosten- bzw. Ersatzkostenansatz“ durchaus angewandt (Abdalla, Fn. [26]): Hierbei geht man nicht von individuellen Reaktionen aus, sondern betrachtet (fiktive) Maßnahmen, sog. Schattenprojekte, zur vollständigen Wiederherstellung von Umweltbeeinträchtigungen. Um daraus relevante Wohlfahrtsausgaaen zu gewinnen, sind zahlreiche restriktive Annahmen erforderlich – siehe dazu Dixon, J., et al.: *Economic Analysis of Environmental Impacts*, 2. Aufl., London 1996, S. 58 ff.; Gren, I.-M., et al.: *Primary and Secondary Values of Wetland Ecosystems*, *Environmental and Resource Economics* 1994, 4, S. 55 ff., sehen die Eignung bei indirekten Nutzenstiftungen von Naturleistungen.

[34] So schon – insoweit zutreffend – Kolcu, Fn. [4], S. 70.

[35] So etwa Desens, Fn. [4], S. 207 f.

[36] Baumol, W. J./Oates, W. E.: *The Theory of Environmental Policy*, 2. Aufl., Cambridge, Mass., 1988, S. 159 ff., sprechen hier von „efficiency without optimality“.

[37] Baumol/Oates, Fn. [6].

[38] Aus diesen übermächtigen Herausforderungen ist sogar die problematische Schlussfolgerung gezogen worden, die URK-Berücksichtigung gänzlich auszusetzen, bis Methodenfragen und Umsetzbarkeit geklärt seien – so wohl Desens, Fn. [4], S. 207 f.

[39] So wohl auch das Fazit bei Kolcu, Fn. [4] S. 90 f., der bei ähnlicher Abwägung Abgaben als pragmatische Lösung sieht.

[40] So etwa Desens, Fn. [4], S. 208: Eine rein politische URK-Festlegung sei unter Verweis auf die Entstehungsgeschichte „nicht gewollt“. Dabei dürfte aber eher die Besorgnis einer unzureichenden Umsetzung verbunden gewesen sein, nicht methodische Einwände.

Autoren

Univ.-Prof. Dr. rer. pol. Erik Gawel
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Department Ökonomie
Permoser Str. 15, 04318 Leipzig
Email: erik.gawel@ufz.de

Dr. jur. Herwig Unnerstall
Studienleiter der Evangelischen Akademie Hofgeismar
Postfach 1205, 34362 Hofgeismar
Email: herwig.unnerstall@ekkw.de

Die Autoren danken Dr. Johannes Schiller für wertvolle Anregungen und Hinweise.