

H₂O

**Wasser: Ökonomie und Management einer
Schlüsselressource**

Water: Economics and Management of a Key Resource

Impressum

Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung
German Institute for Economic Research

Mohrenstr. 58 · 10117 Berlin
Deutschland

Tel. +49 (0) 30 8 97 89-0
Fax +49 (0) 30 8 97 89-200

kundenservice@diw.de
www.diw.de

Redaktion/Editing: Ute Figgel-Dietrich
Konzeption und Gestaltung: da vinci design GmbH

Berlin, Februar 2010

Inhalt

Vorwort /Preface	5
Globale Aspekte und Innovation	9
Sauberes Wasser: Millenniumsziel kaum zu schaffen – Privatisierungsdebatte entspannt sich	11
Innovationen in der Abwasserwirtschaft – Perspektiven für Entwicklungs- und Industrieländer	21
Innovation in Membrane Filtration – A Survey of Patent Data from OECD-Countries ...	29
Nationale Aspekte der Wasserwirtschaft	43
Scenario Planning: Managing the Effects of Demographic Change on East German Wastewater Companies	45
Szenarien zur Prognose der Nachfrage in Ostthüringen bis zum Jahr 2050	65
Fallende Preise in der Wasserwirtschaft – Hessen auf dem Vormarsch	75
Benchmarking	85
Quo Vadis Efficiency Analysis of Water Distribution? – A Comparative Literature Review	87
Effizienzanalyse in der Wasserversorgung – Internationale Erfahrungen und Schlussfolgerungen für Deutschland	103
Ineffizienz und Strukturunterschiede in der Deutschen Wasserversorgung	115
The Performance of German Water Utilities: A Semi Parametric Analysis	129
Autorenverzeichnis	149

Sehr geehrte Damen und Herren,

herzlich willkommen zu diesem Sammelband zum Thema „Wasserökonomie und –management“.

Fragestellungen und Lösungsansätze zur Wasserproblematik gewinnen in Forschung und Politik zunehmend an Bedeutung. Aufgrund der spezifischen Besonderheiten des Wassersektors ist ein ganzheitlicher und multidisziplinärer Ansatz erforderlich. Folgende Randbedingungen sind in der Analyse des Wassersektors zu berücksichtigen: Wasser ist ein lebensnotwendiges Nahrungsmittel; es existieren eine Vielzahl ökologischer Wechselwirkungen und externe Effekte; die Wasserversorgung und Abwasserentsorgung sind Netzwerkindustrien; Teile der Wertschöpfungskette der Wasserversorgung und Abwasserentsorgung sind natürliche Monopole; es gibt enge Verknüpfungen zwischen technischen, ökonomischen und institutionellen Rahmenbedingungen; und Wasser ist engstens mit Themen von Entwicklung und Nachhaltigkeit verbunden.

Angesichts der Aktualität des Themas erschien es uns angebracht, Forschungsaktivitäten zu clustern und ein gemeinsames Forschungsprogramm unter dem Namen „Wasserökonomie und -management“ aufzustellen. Kontakte mit Wissenschaftlern unterschiedlichster Disziplinen (Ingenieurwissenschaften, Naturwissenschaften, Sozialwissenschaften) sowie mit Mitarbeitern des Wasserwesens gewährleisteten eine realitätsnahe und anwendungsbezogene Forschung. Zu den Forschungsthemen gehören Industrie- und Mikroökonomik, Integriertes Wasser- und Ressourcenmanagement, numerische Modellierung und Ökonometrie als auch politökonomische und institutionelle Ansätze.

Das Forschungsprogramm ist eine gemeinsame Initiative der Technischen Universität Dresden (Lehrstühle für Betriebliche Umweltökonomie sowie für Energiewirtschaft und Public Sector Management), der Technischen Universität Berlin (Lehrstühle für Umweltökonomie sowie für Wirtschafts- und Infrastrukturpolitik) und dem DIW Berlin, welches auch für die Erstellung des Sammelbandes sorgte. Weitere Informationen und Arbeitspapiere finden sich unter:

► www.water.sc

Der Sammelband erscheint zum „Waterday“, dem Forschungsworkshop zu Wasserökonomie und -management. Dieser findet am 25. Februar 2010 erstmalig in Berlin statt. Ziel der Veranstaltung ist es, Ansätze der Wasserwirtschaft, Wasserökonomie und Wasserpolitik zu diskutieren, wie z. B. Anpassung institutioneller Rahmenbedingungen, Anreize für lang- und kurzfristige Bepreisung und Investitionen, Wege in Richtung nachhaltiger Wasserwirtschaft etc. Die Konferenz soll einen Beitrag dazu leisten, den Dialog zwischen Wissenschaft, Politik und Praxis auszubauen.

Zu diesem Zweck wurde der folgende Sammelband erstellt, welcher einige der Arbeitspapiere und Veröffentlichungen des Forschungsverbundes enthält. Er ist in drei Bereiche gegliedert:

- ▶ Internationale Aspekte des Wassersektors, insb. Millenium Development Goals und Innovationstätigkeit
- ▶ Nationale Aspekte des Wassersektors mit Fokus auf Deutschland (z. B. Szenarienanalyse und Nachfrageschätzung)
- ▶ Effizienzanalyse, Benchmarking und Regulierungsansätze des internationalen und deutschen Wassersektors

Dies ist ein wahrhaft interdisziplinäres und interinstitutionelles Projekt. Wir danken den Autoren und Koautoren für Ihr Engagement, Herrn Markus Siehlow für die Zusammenstellung des Bandes, Frau Ute Figgel und Herrn Alfred Gutzler für die Erstellung des Manuskripts, Herrn Carel Mohn für die Unterstützung des Projektes sowie – last but not least – Anne Neumann, die vor Urzeiten die Idee hierzu hatte ...

Wir freuen uns auf weitere Diskussionen und wünschen interessante Lektüre.

Mit freundlichen Grüßen

Klaus F. Zimmermann
Präsident des DIW Berlin

Edeltraut Günther
TU Dresden

Georg Meran
DIW Berlin

Christian von Hirschhausen
TU Berlin

Berlin, 24. Februar 2010

Dear Ladies and Gentlemen,

It is a pleasure to welcome you to this special issue of essays and papers from the research program on “Water Economics and Management”.

It is now well understood that water issues are as timely as can be, nationally, at European scale, and globally, and that water is a rising topic in economic and management research and policy. Water has several characteristics that make a mono-disciplinary approach difficult: it is a vital nutrient; has important ecological implications; is a network industry and in most cases a natural monopoly; and plays – for these and for other reasons – an important role for local, national, and international politics, in particular with respect to development and climate change.

It has been appropriate, therefore, to join forces and to approach these complex issues with an interdisciplinary approach. The research program “Water Economics and Management” wants to explore various aspects of the water sector, using economic and management theory and empirical methods, while keeping close contact with other approaches, such as engineering and political sciences. Among the research topics are the industrial organization and microeconomics, water and wastewater management, numerical modeling and econometrics, as well as institutional and policy issues. The research program is a joint initiative by TU Dresden (Chairs for Business and the Environment, and Chair of Energy Economics and Public Sector Management), TU Berlin (Chair of Environmental Economics, and Workgroup for Infrastructure Policy), and DIW Berlin, who lead the production of this special issue. For more information on the research program please refer to:

- ▶ www.water.sc

The issue includes selected publications and working papers that have emerged from the research program. It is organized in three parts:

- ▶ International aspects of water issues, in particular technology issues, a review about the millennium goals etc.
- ▶ National aspects, with a focus on Germany, including scenario planning and demand estimation
- ▶ Benchmarking analysis and regulatory issues for the international and national water sector

The issue accompanies the Workshop on Water Economics and Technology (“WATERDAY”), taking place on February 25, 2010 in Berlin. This event addresses new challenges for water management and policy, in particular the institutional design and the regulatory framework for short- and long-term sustainable water development. Emphasis is put on intensifying the dialogue between economic and technical issues in a dialogue between practitioners, poli-

cymakers, and academics. We look forward to interesting debates and thank you for your participation.

This is a truly inter-disciplinary and inter-institutional venture. We thank all authors and co-authors of this volume for their contribution, Markus Siehlow for editing this volume, Ute Figgel and Alfred Gutzler for preparing the manuscript, Carel Mohn for supporting the project, and, last but not least, Anne Neumann for having had the initial idea “long, long time ago”.

With best regards

Klaus F. Zimmermann
President DIW Berlin

Edeltraut Günther
TU Dresden

Georg Meran
DIW Berlin

Christian von Hirschhausen
TU Berlin

Berlin, 24 February 2010



Globale Aspekte und Innovation

Sauberes Wasser: Millenniumsziel kaum zu schaffen – Privatisierungsdebatte entspannt sich

Martin Jekel, Georg Meran, Christian Remy

Wochenbericht des DIW Berlin 75 (2008), 12/13, S. 143-148
www.diw.de

Die Vereinten Nationen haben das Jahr 2008 zum Internationalen Jahr der Sanitärversorgung ausgerufen. Der Weltwassertag am 22. März erhält damit eine besondere Bedeutung – nicht zuletzt, weil eines der zentralen Millenniumsziele der Vereinten Nationen verfehlt zu werden droht. Das Ziel, die Zahl jener Menschen, die keinen Zugang zu adäquaten Sanitäreinrichtungen haben, bis 2015 zu halbieren, hinkt dem Zeitplan deutlich hinterher. Dies hängt auch mit einer eher geringen „Popularität“ des Themas Wasser und Abwasser zusammen – verglichen etwa mit dem weltweiten Modethema Klimawandel. So sind abwasserpolitische Themen etwa aufgrund kulturell abgesteckter Tabuzonen öffentlich nur schwer zu vermitteln. Der folgende Bericht gibt einen Überblick über den Stand der weltweiten Sanitärversorgung, zeigt die wesentlichen Hindernisse zur Erfüllung des Millenniumsziels auf und skizziert Strategien zu ihrer Überwindung.

Im September 2002 hat die Vollversammlung der Vereinten Nationen die acht Millenniums-Entwicklungsziele (MEZ) ausgerufen, um unter der Anstrengung der gesamten Weltgemeinschaft Armut zu mindern und die Lebensverhältnisse der Menschen nachhaltig zu verbessern (Kasten).¹ Die acht Millenniumsziele sind in 18 Zielvorgaben unterteilt und in weiteren 48 Indikatoren operationalisiert. Damit wird ein nachprüfbares Raster der weltweiten Entwicklung aufgespannt, das eine disziplinierte und zielorientierte Diskussion erlaubt.²

Dabei spielt aus der Sicht der Wasserinfrastrukturpolitik das Ziel 7 – Sicherung der ökologischen Nachhaltigkeit – eine besondere Rolle. Dieses Ziel setzt sich aus drei Zielvorgaben (9–11) zusammen, die wiederum in acht Zielindikatoren aufgeschlüsselt werden. Zielvorgabe 10 bestimmt, „bis 2015 den Anteil der Menschen um die Hälfte zu senken, die keinen nachhaltigen Zugang zu einwandfreiem Trinkwasser und grundlegenden sanitären Einrichtungen haben“.³ Diese Zielvorgabe wurde auf dem Weltkongress „Nachhaltige Entwicklung“ in Johannesburg von den Vereinten Nationen verabschiedet. Unter Berücksichtigung neuester Prognosen zum Bevölkerungswachstum ergibt sich eine Zahl von 1,6 Milliarden Menschen, die im Zeitraum von 2005 bis 2015 an eine angemessene Sanitärversorgung angeschlossen

1 UN: Resolution Adopted by the General Assembly, A/RES/55/2, 2000; siehe hierzu die Homepage der Millennium Development Goals der UN, www.un.org/millenniumgoals/. Ein laufend aktualisiertes Monitorsystem findet man bei der Statistischen Abteilung der UN: mdgs.un.org.

2 Die Interagency and Expert Group IAEG ist für die Erhebung der Daten und ihre internationale Vermittlung zuständig. Die IAEG unterstützt auch weltweit Länder, die notwendigen Kapazitäten zur Messung und Ermittlung der Fortschritte aufzubauen. Die Überprüfung und Bewertung der Fortschritte erfolgt durch den Millennium Report und durch den Generalsekretär der UN.

3 Bundesministerium für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung (BMZ): Der Beitrag Deutschlands zur Umsetzung der Millenniums-Entwicklungsziele. Materialien 140, 2005.

Die Millenniums-Entwicklungsziele

Beseitigung der extremen Armut und des Hungers

1. Verwirklichung der allgemeinen Grundschulbildung
2. Förderung der Gleichstellung der Geschlechter und Ermächtigung der Frauen
3. Senkung der Kindersterblichkeit
4. Verbesserung der Gesundheit von Müttern
5. Bekämpfung von HIV/AIDS, Malaria und anderen Krankheiten
6. Sicherung der Ökologischen Nachhaltigkeit
7. Aufbau einer weltweiten Entwicklungspartnerschaft

werden müssen.⁴ Falls sich die aktuelle Anschlussrate nicht drastisch erhöht, so der neueste UN-Report, werden 600 Millionen Menschen ohne Zugang zu grundlegender Hygieneversorgung bleiben. Bei Betrachtung der regionalen Unterschiede zeigt sich, dass die Probleme nicht überall gleichermaßen drängend sind. Abbildung 1 zeigt, dass die Länder in West-, Ost- und Süd-Ost-Asien, Nord-Afrika und Lateinamerika (einschließlich der Karibik) auf dem Wege der Zielerreichung sind.

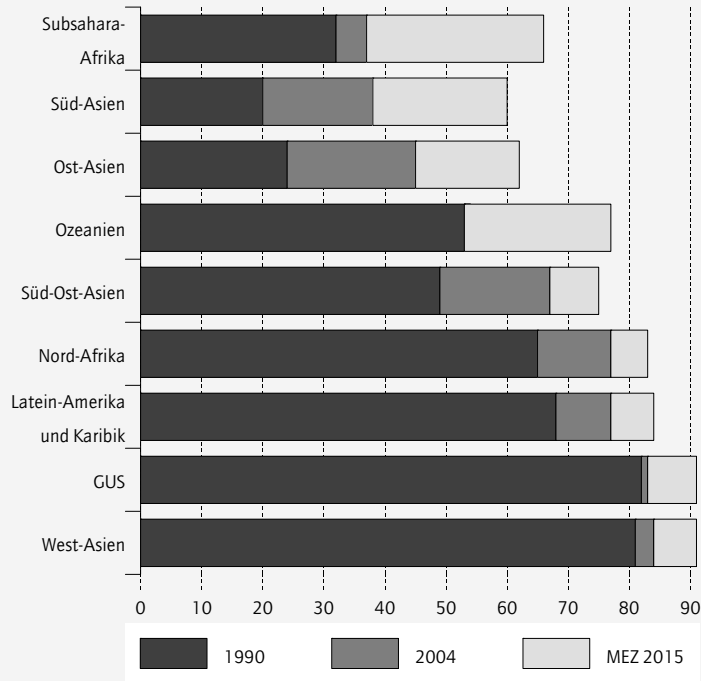
In Nord-Afrika, den GUS-Ländern, Latein-Amerika und Nordafrika ist die Zielerreichung auf die bereits hohe Versorgungsquote im Jahr 1990 zurückzuführen, in China, Süd-Asien und Süd-Ost-Asien dagegen auf den raschen Aufbau der Sanitär-Infrastruktur.

Auffallend sind die Disparitäten, die zwischen städtischen Ballungsräumen und ländlichen Zonen zu finden sind. Es besteht ein deutliches Stadt-Land-Gefälle. Urbane Zonen sind sanitär besser versorgt als der ländliche Raum (Tabelle 1).

Eine auf den ersten Blick plausible Erklärung führt diesen Unterschied auf die hohe Wohndichte des urbanen Raumes zurück. Konventionelle Abwasserentsorgungssysteme sind im ländlichen Raum aufgrund ihrer Leitungsgebundenheit und ihres hohen Wasserbedarfs sehr kostspielig. Hingegen sind leitungsgebundene Entsorgungssysteme in der Stadt aufgrund stark ausgeprägter Skalenvorteile der Wohndichte wirtschaftlich tragbar. In den letzten Jahrzehnten sind aber eine Vielzahl an kreislauforientierten und dezentralen Sanitärkonzepten entwickelt worden, die sich gerade für den ländlichen Raum und das städtische Umland eignen. Der mangelnde Anschlussgrad muss daher auch noch andere Gründe haben.

⁴ Vgl. UN: The Millennium Development Goals Report 2007. New York 2007. Einen umfangreichen Überblick bietet auch das Joint Monitoring Programm der WHO und der UNICEF: www.wssinfo.org.

Abbildung 1: Bevölkerung mit Sanitärversorgung nach Weltregionen In Prozent



Quelle: UN: The Millennium Development Goals Report 2007. DIW Berlin 2008

Tabelle 1

Stadt-Land-Gefälle der Sanitärversorgung in ausgewählten Ländern 1990 und 2004 Anteil der versorgten Bevölkerung in Prozent

		Stadt	Land
Brasilien	1990	82	37
	2004	83	37
China	1990	64	7
	2004	69	28
Indien	1990	45	3
	2004	59	22
Russland	1990	93	70
	2004	93	70

Quelle: UN Millenium Indicators.

DIW Berlin 2008

Steuerung und Management der Wasserinfrastruktur

Es ist inzwischen in der Fachwelt unbestritten, dass der mangelnde Zugang zu Trinkwasser und zu den sanitären Basiseinrichtungen nicht auf einen Mangel an der Ressource Wasser an sich zurückzuführen ist, sondern auf politökonomisch begründete Misswirtschaft. Die UNESCO lässt nichts an Deutlichkeit zu wünschen übrig, wenn sie in ihrem Weltwasserbericht schreibt: „A basic insightis that the insufficiency of water (particular for drinking water supply and sanitation) is primarily driven by an inefficient supply of services rather than water shortages“.⁵ Die Gründe für diesen Zustand künstlicher Wasserknappheit und sanitärer Unterversorgung liegen in Missständen, die auch in anderen Infrastruktursektoren anzutreffen sind.⁶ Missmanagement, Korruption, geringe institutionelle Strukturen zur Ausübung der erforderlichen Steuerung, bürokratische Trägheiten aufgrund mangelnder Verantwortungsstrukturen und ein geringes Bildungsniveau der Beteiligten sind Gründe dafür. Zu nennen sind aber auch wassersektorspezifische Faktoren:⁷

1. Geringe gesamtpolitische Bedeutung des Wassersektors bei vielen Zentralregierungen.
2. Kulturelle Tabuzonen, die den überkommenen Sanitärbereich dem Zugriff eines modernen Managements vorenthalten.
3. Politisch gestützte Wasserrechte insbesondere für den Landwirtschaftssektor, die eine effiziente Allokation der Wasserver- und -entsorgung verhindern.
4. Zu starke Förderung angebotsorientierter Wasserinfrastrukturprojekte, die nicht auf Verbrauchseffizienz der Nachfrageseite setzen.

Die UN hat Kriterien effizienter Steuerung und Managements (governance) entwickelt. Damit ist es möglich, Infrastrukturmaßnahmen in Hinblick auf ihren Erfolg zu evaluieren. Zu diesen Kriterien zählen die Partizipation auf allen Ebenen (lokal, national) und Mitbestimmung im Produktionsprozess (direkt oder durch intermediäre Interessenvertretungen), Transparenz (freier Informationsfluss), Gleichheit, Effektivität und Effizienz und vieles Andere. Zielkriterien aufzustellen, garantiert natürlich noch nicht ihre erfolgreiche Umsetzung in geeigneten Institutionen. Da sich die internationalen Organisationen dieses Umstands bewusst sind, haben sie sich mit politischen Umsetzungsproblemen beschäftigt. Den Fachleuten ist klar, dass die Infrastrukturentwicklung nicht schematisch top-down umgesetzt werden kann. Die Einbeziehung der verschiedenen (lokalen) Gruppierungen in den Investitionsentscheidungsprozess und in die spätere Betreiberphase ist unerlässlich, um Nachhaltigkeit zu gewährleisten. Obwohl diese Sichtweise in internationalen Organisationen inzwischen zum „common sense“ zu gehören scheint, trifft man auf Skepsis seitens nichtstaatlicher Organi-

5 UNESCO: Water, a Shared Responsibility. The United Nations' World Water Development Report 2, 2006. Lomberg, B.: The Skeptical Environmentalist. Measuring the Real State of the World. Cambridge MA 2001, 19 ff. und 152 ff. Lomberg kontrastiert auf amüsante Weise apokalyptische Szenarien der weltweiten Wasserknappheit aus dem Berichtswesen engagierter Umweltverbände und weltanschaulicher Think Tanks mit der statistischen Realität.

6 Eine übersichtliche Aufzählung befindet sich in Winpenney, J.: World Panel of Financing Water Infrastructure: Financing Water for All. 2003 (sogenannter Camdessus- Report).

7 Vgl. Falkenmark, M. et al.: On the Verge of a New Water Scarcity: A Call for Good Governance and Human Ingenuity. SIWI Policy Brief, 2007.

sationen (NGO), dass der Einbezug der betroffenen Bevölkerung „auf gleicher Augenhöhe“ wirklich erfolgt.⁸

Die Vorbehalte beziehen sich zumeist auf die Wohlfahrtsorientierung („welfare-based models of development“) des Entwicklungskonzepts der Millenniums-Entwicklungsziele, die Fragen der Menschenrechte und ihrer Durchsetzung im demokratischen Prozess als Paralleleffekt und nicht als Ursache für die Wohlstandsentwicklung zu sehen scheinen.

Nirgends zeigt sich das deutlicher als in der Debatte über Privatisierungen im Wassersektor: Der ungehinderte Zugang zu Wasser wird als unveräußerliches Menschenrecht angesehen. Kriterien der ökologischen und der wirtschaftlichen Effizienz können niemals die Einschränkung dieses Rechts legitimieren – so die Meinung der Vertreter vieler internationaler und lokaler Nichtregierungsorganisationen. In vielen praktischen Detailfragen kommt dieser grundsätzliche Unterschied zwischen wohlfahrtstheoretischen Ansätzen und Menschenrechtsorientierung zum Ausdruck, so zum Beispiel bei der Frage, ob die Bezahlung des Wasserkonsums durch Vorauszahlungen (pre-paid cards) gesichert werden darf.

Insgesamt kann man aber beobachten, dass sich die gegensätzlichen Lager aufeinander zu bewegen. Man kann heute nicht mehr behaupten, dass die relevanten internationalen Entwicklungsorganisationen und Geldgeber (zum Beispiel die Weltbank) grundsätzlich auf Privatisierung setzen und top-down Entwicklungsstrategien ungeachtet des politisch-kulturellen Umfeldes durchsetzen wollen.⁹

Investitionsbedarf und Finanzierung der Sanitär-Infrastruktur

Der Status quo einer in vielen Regionen weiterhin ungenügenden Wasser- und Sanitärversorgung führt nicht nur zu erheblichen Gesundheits- und Sterberisiken. Langfristig schadet er durch die Kontamination der Umwelt (Biosphäre, Grundwasser, Küstengewässer) auch der Produktivität der betroffenen Volkswirtschaften. Die volkswirtschaftlichen Schäden des status quo sind erheblich.¹⁰ Da die Umsetzung der Millenniumsentwicklungsziele jedoch politisch gesetzt ist, bleibt im folgenden ausschließlich die Frage nach den Kosten von Interesse. Es gibt hierzu eine Vielzahl von Studien, die in ihren Schätzungen weit auseinander liegen.¹¹ Dies liegt zu einem an unterschiedlichen Erhebungsmethoden, zum anderen an unterschiedlichen Annahmen in Hinblick auf den Investitionsbedarf.

Aus Tabelle 2 ist klar ersichtlich, dass die Gesamtkosten von der Art der ergriffenen sanitär-technischen Maßnahme abhängen. Eine genaue Prognose muss sich daher mit der Frage

8 In einem kürzlich erschienen Fachartikel untersucht P. Nelson die Unterschiede zwischen dem Politikansatz der MEZ und den stärker menschenrechtsorientierten Ansätzen von Nichtregierungsorganisationen. Nelson, P.: Human Rights, the Millennium Development Goals, and the Future of Development Cooperation. *World Development*, Vol. 35, 2007, 2041–2055. Die Skepsis gegenüber den MEZ speist sich auch aus der Geschichte ihrer Entstehung. Die MEZ sind aus einem Report des Development Assistance Committee (DAC) der OECD hervorgegangen.

9 Siehe beispielsweise die Ausführungen im Camdessus- Report, a. a. O., 9 ff.

10 Hutton, G., Haller, L.: Evaluation of the Costs and Benefits of Water and Sanitation Improvements at the Global Level. WHO, Genf 2004. Sie schätzen den monetarisierten Nutzen der Verwirklichung der MEZ in Abhängigkeit von verschiedenen Qualitätsszenarien der technischen Umsetzung auf 20 Milliarden US-Dollar bis zu 555 Milliarden US-Dollar pro Jahr.

11 Toubkiss, J.: Costing MDG Target 10 on Water Supply and Sanitation: Comparative Analysis, Obstacles and Recommendations. 2006, www.financingwaterforall.org.

Tabelle 2		
Kosten der WSSD-Ziele zur Sanitärversorgung nach Art der technischen Umsetzung		
in Milliarden US-Dollar		
	Jährlich	Gesamtkosten bis 2015
Sanitäroptionen für ländliche Gebiete		
(1) Verbesserte herkömmliche Praxis/Förderung der Sanitär- und Hygieneerziehung	0,8	11
(2) Einfache Grubenlatrine	4	48
(3) Belüftete Grubenlatrine	5	70
(4) Latrine mit Wasserspülung	6	76
(5) Sickergruben	13	174
Sanitäroptionen für städtische und randstädtische Gebiete		
(6) Förderung der Sanitär- und Hygieneerziehung	2	27
(7) Kanalanschluss mit Niedriglohnarbeit	12	150
(8) Anschluss an Kanalisation (Schätzung 1)	15	190
(9) Anschluss an Kanalisation (Schätzung 2)	25	325
(10) Anschluss an Kanalisation & Kosten für Abwasserbehandlung	38	490
(11) Weitergehende Abwasserreinigung	67	870

Quelle: UNEP 2004.

DIW Berlin 2008

beschäftigen, welches Sanitärkonzept in Abhängigkeit von den regionalen Eigenarten zum Einsatz kommen soll. Das Weltwasserforum hat in einer Veröffentlichung die wichtigsten Ergebnisse verschiedener Studien zusammengestellt und verglichen. Die Ergebnisse hängen stark von der Versorgungsqualität (zum Beispiel kommunales, regionales Abwassersystem oder in-situ Sanitärkonzept), der Definition von „Zugang zur Sanitärinfrastruktur“, der Abschätzung der variablen durchschnittlichen Betriebskosten, der Berücksichtigung der Investitionskosten, den Ersatzinvestitionen für bestehende Anlagen und regionaler Differenzierung und so weiter ab. In einer neuen Studie wird dem Umstand Rechnung getragen, dass zur Kostenabschätzung verschiedene Szenarien berücksichtigt werden, bei denen unterschiedliche Qualitätsgrade der Versorgung unterstellt werden. Sie gelangen auf Gesamtkosten zur Erfüllung des MEZ (Ziel 10) von etwa 800 Milliarden US-Dollar.¹² In diesen Gesamtwert sind auch die zukünftig erwarteten Kosten der Erhaltung der alten Infrastruktur mit einbezogen. Auffallend ist dabei, dass sich die Kostenstruktur der Wasserversorgung stark von jener der Sanitärinfrastruktur unterscheidet. Obwohl beide etwa gleich hoch sind (36 Milliarden US-Dollar pro Jahr), sind 80 Prozent der Kosten für die Trinkwasserversorgung für den Erhalt der vorhandenen Infrastruktur (15 Prozent Neuinvestitionen) aufzuwenden, während bei der Sanitärausstattung etwa 55 Prozent für die Ersatzinvestitionen (40 Prozent Neuinvestitionen) anfallen.

¹² Hutton, G., Bartram, J.: Regional and Global Costs of Attaining the Water Supply and Sanitation Target (Target 10) of the MDG. WHO/HSE/AMR/08/01, 2008, www.who.int/water_sanitation_health/economic/cba_interventions/en/index.html; siehe auch die Zusammenfassung im Bulletin of the World Health Organization, Januar, 2008, 86 (1).

Wegen des hohen Kapitalbedarfs ist der Aufbau der Sanitärinfrastruktur auf angepasste Finanzierungsinstrumente angewiesen. Dies ist umso wichtiger, als viele der Länder und Kommunen, in denen diese Investitionen durchgeführt werden müssen, keinen freien Zugang zum nationalen oder globalen Kapitalmarkt haben. Finanzierungsmöglichkeiten des Infrastrukturbereichs werden oftmals durch den Umstand erschwert, dass Tilgung und Zins nicht gesichert sind. Gerade der Wassersektor gilt wegen der langen Amortisationszeiten der Investitionen sowohl bei Kreditgebern als auch bei institutionellen Transferleistern als unattraktiv.¹³

In der internationalen Statistik werden drei Finanzierungsquellen unterschieden: (i) Internationale Transfers, Kredite oder Mischformen beider, (ii) private Investitionen und (iii) budgetäre Zuteilungen aus den nationalen Haushalten.

Eine Studie von WaterAid errechnete für 2001, dass die Investitionen zu rund 20 Prozent durch internationale Entwicklungshilfe, zu 70 Prozent durch nationale Budgetzuteilungen und zu 10 Prozent durch den privaten Sektor finanziert werden.¹⁴

Den Hauptteil der internationalen Entwicklungshilfe tragen die sogenannten DAC-Mitglieder.¹⁵ Die für den Wassersektor bereitgestellte direkte Entwicklungshilfe, sogenannte Official Development Assistance (ODA), ist nach einer Wachstumsphase Ende der 90er Jahre zunächst abgesunken, um nunmehr wieder zuzunehmen.¹⁶ Im Jahr 2005 betrug sie 4,5 Milliarden US-Dollar (Abbildung 2).¹⁷

Es ist auffallend, dass 50 Prozent der ODA-Zuwendungen in den Aufbau großer Wasser-er- und -entsorgungsprojekte fließen. Es ist zu vermuten, dass ein stärker angepasster Einsatz technischer Lösungen die Investitionskosten erheblich senken würde. Selbstverständlich reicht der pauschale Hinweis auf „small is beautiful“ nicht aus, sondern bedarf einer genaueren Operationalisierung. In einer kürzlich erschienen Studie wird ein entscheidungsunterstützender Algorithmus vorgestellt, der unter Berücksichtigung relevanter Investitionskriterien (Erschwinglichkeit, ökologische Nachhaltigkeit, Effizienz, Kosten etc.) Investitionsmöglichkeiten in eine Rangordnung bringt.¹⁸ Dieses Planungsinstrument berücksichtigt die Teilnahme verschiedener Funktionsträger und der Zielgruppen, vermeidet also die überkommenen technokratischen Ansätze einer Top-down-Planung.

Zahlen über private Investitionen sind sehr schwer erhältlich. Dies liegt zum einen daran, dass zentrale Daten nur für einen Teil der Entwicklungsländer vorliegen und zum anderen viele Formen der Public-Private-Partnership in die Statistik eingehen. Aus dem Datenbestand der Weltbank wird ersichtlich, dass im Jahr 2005 1,7 Milliarden US-Dollar investiert wurden.

13 Brenn, J.: The Downward Trend in Aid to Water Supply and Sanitation Has Been Reversed. Or Has It? OECD Observer, No. 254, 2006.

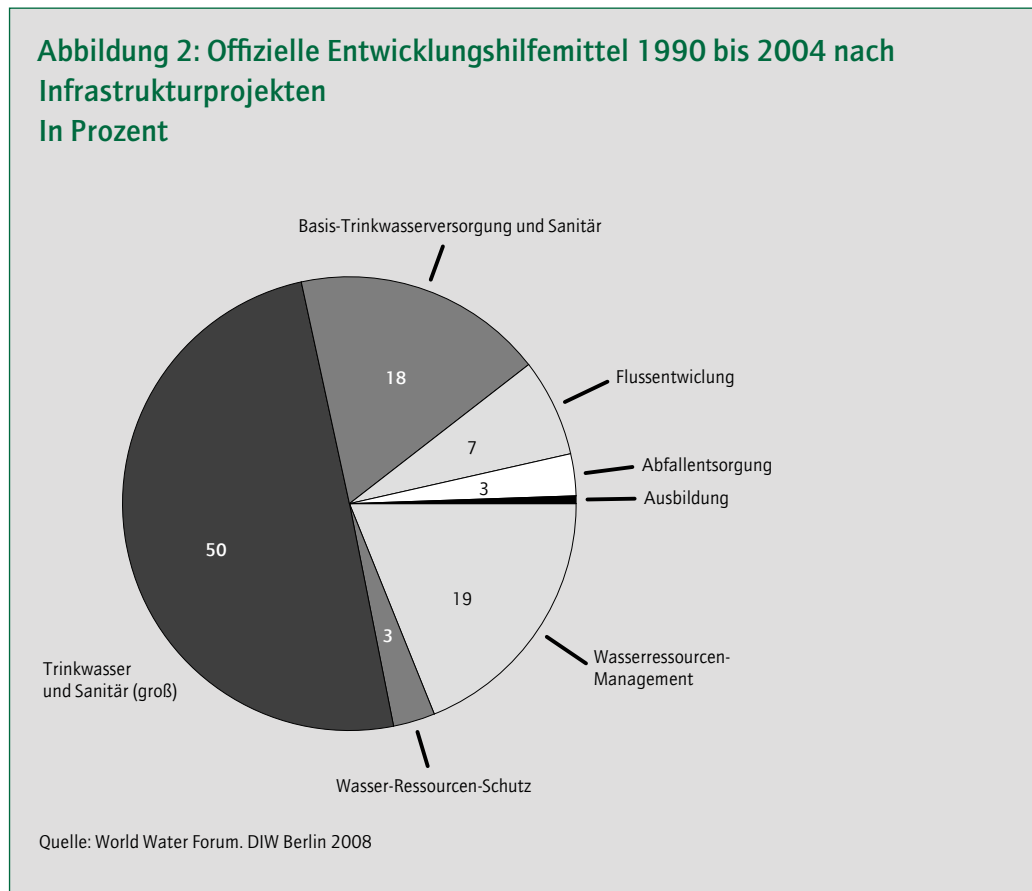
14 Annamraju, S., Calaguas, B., Gutierrez, E.: Financing Water and Sanitation. Wateraid briefing papers, 2001.

15 Das Development Assistance Committee (DAC) besteht aus den Mitgliedsländern der OECD mit Ausnahme von Tschechien, Island, Südkorea, Mexiko, Polen, Slowakei und der Türkei.

16 ODA sind Finanzströme, die von den DAC-Staaten oder ihren ausübenden Organisationen gesteuert werden. Jede Transaktion steht im Dienst der ökonomischen Entwicklung des Ziellandes und weist den Charakter eines zinsbegünstigten Kredits (concessional loan) mit einem mindestens 10prozentigen Beihilfezuschuss (grant) auf. Weitere Details finden sich bei Clermont, F.: Official Development Assistance for Water. World Water Forum, 2006.

17 OECD: Measuring Aid to Water Sector. 2007.

18 Mara, D. et al.: Selection of Sustainable Sanitation Arrangements. Water Policy 9, 2007, 305–318.



Im Jahr 2006 bezifferte sich die Höhe auf etwa zwei Milliarden US-Dollar. Interessant ist dabei, dass die meisten Finanzströme in den ostasiatischen Raum und nach Lateinamerika flossen. Afrika spielt bei den privaten Beteiligungen eine untergeordnete Rolle.

Angepasste Sanitärkonzepte

Angeichts des hohen Investitionsbedarfs, der sich aus dem Millenniumsziel (Teilziel 10) ableitet, ist die Frage nach möglichen technologischen Alternativen zu den herkömmlichen Sanitärkonzepten von strategischer Bedeutung.¹⁹

In industrialisierten Ländern hat sich die Schwemmkanalisation als Mittel zur Abwasserab-
 leitung historisch entwickelt. Aufgrund des hohen Bedarfs an Spülwasser und der aufwän-
 digen Bauweise sind diese Systeme für Entwicklungsländer oft nicht geeignet, da nicht aus-
 reichend Frischwasser zur Verfügung steht und hohe Investitionen erforderlich sind. Daher
 sind einfache, wasserverbrauchsarme dezentrale Systeme („on-site sanitation“) besser geeig-
 net, um die Grundversorgung mit sanitären Einrichtungen zu gewährleisten. Solche Sys-
 teme zeichnen sich durch geringen Investitionsbedarf, geringen Wasserbedarf, ausreichende
 Sicherheit bezüglich hygienischer und umwelttechnischer Anforderungen und einfachen
 Betrieb und Wartung aus. Zudem bieten sie durch ihre Flexibilität und einfache Errichtung

¹⁹ Weitere Informationen finden sich auf der Homepage des Kompetenzzentrums Wasser Berlin, www.kompetenz-wasser.de.

im Vergleich zu aufwändigen Kanalsystemen für die oft ungesteuerte Entwicklung von Siedlungen eine gute Lösung. Trocken Systemen (Latrinen), Systeme mit wenig Spülwasser, vereinfachten Kanalsystemen („simplified sewer“) und dezentralen Kleinkläranlagen beziehungsweise Sickergruben sind verschiedene Möglichkeiten der technischen Umsetzung von on-site sanitation. Bei richtiger Konstruktion und Wartung der Anlagen bieten sie auf einfache und kostengünstige Weise ein hohes Maß an Prävention von durch Fäkalien übertragene Krankheiten.

Wenn eine Vermischung des Toilettenabwassers mit dem restlichen häuslichen Abwasser (Küche, Bad etc) vermieden wird, können die Teilströme einer separaten Behandlung unterzogen werden, so dass sich Potentiale für eine Verwertung der enthaltenen Nährstoffe (aus Urin und Fäkalien) beziehungsweise eine Wiederverwendung des gereinigten Restabwassers eröffnen („Ecosan“). Dabei kommt dem nährstoffreichen und keimfreien Urin eine besondere Bedeutung zu: Er kann als Flüssigdünger direkt in der Landwirtschaft verwertet werden.

Insgesamt kann auch mit alternativen Lösungen zum traditionellen zentralen Abwassersystem unter Berücksichtigung der begrenzten Ressourcen eine zuverlässige und kostengünstige sanitäre Grundversorgung in vielen Entwicklungsländern erreicht werden.

Fazit

Die mangelhafte Wasserversorgung und fehlende nachhaltige Sanitärstruktur zählen zu den drängendsten Problemen in den meisten Entwicklungsländern. Der Investitionsbedarf ist von einem Umfang, der die Leistungsfähigkeit dieser Länder oft übersteigt. Daher hat die internationale Staatengemeinschaft folgerichtig gehandelt und sich über die Definition der Millenniumsentwicklungsziele zur Abhilfe verpflichtet. Aus ökonomischer Sicht muss hinzugefügt werden, dass der Investitionsnutzen von nicht abschätzbarer Höhe ist. Investitionen in den Wasserbereich stehen auf der Rangskala ihrer produktiven Effekte an erster Stelle vor Investitionen in andere Infrastruktur-Bereiche, da sie gesellschaftliche Grundbedürfnisse erfüllen. Andere Infrastrukturnetze (zum Beispiel Verkehr, Elektrizität oder Kommunikation) sind zwar für das Wachstum einer Volkswirtschaft von größter Bedeutung, entfalten aber ihre Wirkung erst, wenn die Menschen nicht mit mangelnden Hygieneverhältnissen und mangelndem Wasserzugang kämpfen müssen.

Der selbst gesetzte Zeitrahmen droht allerdings gesprengt zu werden. Innerhalb von zehn Jahren muss das Millenniumsentwicklungsziel bei Wasser und Abwasser erreicht werden. Es gilt daher, keine Zeit mit ordnungspolitischen Debatten über die richtige institutionelle Form des Wassersektors zu verschwenden. Ein pragmatischer Politik-Ansatz, der die nationalen und regionalen Eigenheiten berücksichtigt, ist gefordert.

Innovationen in der Abwasserwirtschaft – Perspektiven für Entwicklungs- und Industrieländer

Markus Siehlow

Einleitung

Die Abwasserwirtschaft stellt eine der größten technischen und ökonomischen Herausforderungen in der globalen Wasserwirtschaft dar. Innovationen in der Abwasserwirtschaft sind daher sowohl in Industrie- als auch vor allem in Entwicklungsländern notwendig, um eine nachhaltige Wassernutzung zu gewährleisten. Dieser Bericht stellt einen Ausschnitt der aktuellen Innovationstätigkeiten in der Abwasserwirtschaft dar. Dabei werden sowohl die Probleme als auch technische Lösungsmöglichkeiten angesprochen.

Probleme und Potentiale der Abwasserentsorgung für Entwicklungsländer

Abwässer können sowohl durch industrielle Prozesse als auch im häuslichen Gebrauch entstehen. Insbesondere bei Systemen wie in Industrieländern angewendet ist die Abwasserentsorgung sehr kostenintensiv. Ursache dafür ist der notwendige Energieeinsatz, der anfallende Klärschlamm welcher behandelt und entsorgt werden muss, das zu bereitstellende Equipment (Tiefbau, Pumpen, MSR-Technik) und das notwendige Fachpersonal. Abwasserentsorgung ist daher ein zentrales Problem in Schwellen- und Entwicklungsländern. Die World Health Organisation (WHO) schätzt das ca. 2,5 Milliarden Menschen keinen Zugang zur Abwasserentsorgung haben, vorwiegend im südlichen Afrika, Südasien und Ostasien (vgl. WHO, 2008, S.2). Dies ist sowohl mit gesundheitlichen als auch ökologischen Folgeerscheinungen verbunden.

Schädigung von Abwasser für die Gesundheit

Eine fehlende oder unzureichende Abwasserentsorgung ist Ursache für eine Vielzahl von Krankheitserscheinungen, die durch den Kontakt mit pathogenen Organismen (Keime, Bakterien, Viren) entstehen. Hierdurch wird ein weites Spektrum an Infektionen, wie Diarrhöe, Cholera, Gastritis, Typhus, Fieberkrankheiten verursacht. Die Krankheitserscheinungen verlaufen in den meisten Fällen eher kurzzeitig ohne Langzeitfolgen. Jedoch können die Folgen der Infektionen auch dramatisch sein. Die WHO schätzt dass jährlich an den Folgen der Diarrhöe allein 1,5 Millionen Kinder sterben (vgl. Prüss-Üstün et al., 2008, S.7).

Neben pathogenen Organismen kann auch die hohe Nährstoffkonzentration im Abwasser das Wachstum von Algenblüten beschleunigen. Eine Anzahl von Algenarten wirken toxisch auf den menschlichen Organismus. Hierdurch können Infektionen wie Gedächtnisverlust, Diarrhöe, Leberversagen, etc. verursacht werden.

Die WHO schätzt das durch unzureichende Abwasserentsorgung geschätzte 64,4 Mio. verhinderte und beeinträchtigte Lebensjahre verursacht werden. Nach Schätzungen kommt es jährlich zu 1,5 Millionen Hepatitis A Infektionen, 133 Millionen Wurmerkrankungen, 160 Millionen Fällen mit Billharziose, 120 Millionen Magen-Darm Infektionen, 50 Millionen Fälle von Atemwegserkrankungen. (vgl. UNEP, 2007, S. 132)

Schädigung von Abwässern für Trinkwasser und Boden

Die Kontaminierung von Trinkwasserressourcen und Böden durch ungereinigtes Abwasser kann punktuell oder diffus erfolgen. Punktuelle Verunreinigung entstehen durch z.B. Leckagen in Abwasserkanälen oder Abwasserbehältern. Diffuse Verunreinigungen ergeben sich z.B. aus dem direkten Abfluss ungereinigter Abwässer in die Natur oder durch die direkte Verwendung von Abwasser für landwirtschaftliche Zwecke.

Der durch den Menschen verschmutzte Boden- oder Wasserkörper ist dadurch für den direkten menschlichen Gebrauch (z.B. Förderung von Trinkwasser) oder für die wirtschaftliche Nutzung (Bsp. Fischerei) ungeeignet. Die Immission von Suspensionen ins Gewässer kann zu Erhöhung der Trübung mit negativen Folgen für autotrophe Organismen (z.B. Seegräser oder Algen) führen. Toxische Stoffe, Metalle und pathogene Keime verursachen akute bzw. tödliche Schädigungen für maritimen Organismen. Sauerstoffzehrende Substanzen vermindern die Konzentration an gelösten Sauerstoff, was zu einer Verdrängung aerober durch anaerober Organismen führt.

Low-Tech Systeme

Es existieren kostengünstige und einfache technische Lösungen um den Zugang für eine möglichst maximale Anzahl von Menschen an die Abwasserentsorgung zu gewährleisten. Nach Schätzungen der WHO sind jährliche Investitionen in Höhe von 11,3 Milliarden US-Dollar in den Wassersektor erforderlich um die Zielstellung der Millennium Development Goals zu erreichen. Aus den Investitionen ergibt sich ein geschätzter monetärer Nutzen von 84 Milliarden US-Dollar. (vgl. Prüss-Üstün et. al., 2008, S. 21). In Abhängigkeit der Rahmenbedingungen und des gewünschten Beseitigungskonzeptes können z.B. Austrocknungstoiletten, Komposttoiletten und Trockentoiletten verwendet werden.

Beim Einsatz von Austrocknungstoiletten werden die anfallenden Stoffe in der Toilette getrocknet und anschließend landwirtschaftlich verwertet. Zur Funktion dieses Toilettentyps sind warme klimatische Bedingungen und eine niedrige Luftfeuchtigkeit von unter 20% erforderlich (vgl. Otterpohl et al., 1997, S.126).

Beim Einsatz von Komposttoiletten (Trockentrenntoiletten) wird Gelb- und Braunwasser separat aufgefangen. Das Gelbwasser wird in ein Behälter aufgefangen und als Dünger ausgebracht. Das Braunwasser und die org. häuslichen Abfälle gelangen in einen separaten Behälter, wo die Kompostierung erfolgt. Der reife Kompost kann für die landwirtschaftliche Nutzung verwendet werden.

Austrocknungs- und Komposttoiletten gewährleisten eine ökologische und geruchsarme Abwasserbeseitigung. Der Vorteil hierbei ist das die nährstoff- und substratreichen menschlichen Ausscheidungen der landwirtschaftlichen Verwertung zugeführt werden, wodurch kon-

ventioneller Dünger durch biologische Düngung substituiert werden kann. Nachteilig bei den Trockentoiletten ist die kostenintensivere Installation und eine aufwendigere Wartung.

Trockentoiletten haben eine annähernd ähnliche Funktionsweise wie Komposttoiletten. Die menschlichen Ausscheidungen werden gesammelt und in Faulgruben gelagert. Wesentliches Unterscheidungsmerkmal hierbei ist, dass eine Separierung von Gelb- und Braunwasser nicht gewährleistet wird.

Der Vorteil von Trockentoiletten sind die geringen Investitions- und Installationskosten und die anspruchslose Wartung. Das Risiko besteht insbesondere darin, dass Leckagen zur Kontaminierung des anliegenden Bodenkörpers sowie der Grund- und Trinkwasserressourcen führen können.

Probleme und Potentiale der Abwasserentsorgung für Industrieländer

Die Abwasserwirtschaft in den Industrieländern hat ein hohes technisches Niveau. Jedoch können Anpassungsstrategien an veränderte Rahmenbedingungen notwendig werden. Im Folgenden werden die Problemstellungen und anschließend die Lösungskonzepte erläutert.

Eutrophierung von Gewässern

Die Eutrophierung der Gewässer ist ein globales Problem. Verursacht wird diese durch landwirtschaftliche Düngung als auch durch das Einleiten von nährstoffhaltigen urbanen und industriellen Abwässern. Die bedeutendsten Nährstoffe sind Phosphor und Stickstoff, welche in Gewässern akkumulieren. Jährlich gelangen ca. 1,5 Millionen Tonnen Phosphor weltweit durch Fäkalien in die Gewässer (vgl. Lange, 2009, S.6). Dadurch kommt es zu einer sehr starken Vermehrung von Phytoplankton was zu einer wesentlichen Beeinträchtigung oder Absterben von Flora und Fauna im Gewässer führt. Nach Schätzungen der UNEP steigt die Nährstoffkonzentration in den Meeren und Ozeanen in den nächsten 30 Jahren um ca. 10-20 Prozent. Insbesondere Asien und Europa sind nach der Prognose von der Entwicklung betroffen (vgl. UNEP, 2007, S.133). Weltweit sind bereits schon aktuell ca. 400 „Dead Zones“ mit Konzentrationen von gelösten Sauerstoff unter 2 mg/l lokalisiert. Zu diesen Dead Zones gehören u.a. Küstenregionen des Mississippi-deltas als auch weite Bereiche der Ostsee (vgl. Lange, 2009, S.5).

Unter Nachhaltigkeits- und Wirtschaftlichkeitsaspekten wäre eine Reduzierung der Nährstoffemissionen zur Erhaltung der Flora und Fauna in Gewässern erforderlich. Dies könnte durch Separierung der Nährstoffe aus dem Abwasser und deren anschließenden Wiederverwendung erfolgen. Zusätzlich können auch Kosten für die Beschaffung von Nährstoffen eingespart werden. Hierbei existieren eine Vielzahl von technischen Lösungen wie dies z.B. im Rahmen einer ökologieorientierten Abwasserentsorgung vollzogen werden könnte.

Veränderungen bestehender Abwassersysteme durch klimatischen und demografischen Wandel

Die zunehmende Klimaveränderung führt zu einer Zunahme von Starkregenereignissen. Indikator dafür ist ein zunehmender prognostizierter Bemessungsregen. Der Bemessungs-

regen umfasst ein Regenereignis mit 15 minütiger Dauer welcher statistisch einmal jährlich auftritt. Dies bedeutet tendenziell eine Zunahme von Starkniederschlägen. Auch führt eine Zunahme versiegelter Flächen zu ausgeprägteren Spitzenabflüssen in der Kanalisation. Die Konsequenz ist eine höhere hydraulische Belastung von Kanal und Kläranlage verbunden mit zunehmenden Entlastungsmengen von ungeklärtem Abwasser aus der Kanalisation in die Umwelt.

Der demografische Wandel führt zudem zu einer sinkenden Bevölkerungszahl insbesondere in ländlichen Gebieten. Dies führt zu technologischen Problemen, wie niedrigere Fließgeschwindigkeiten in der Kanalisation. Desweiteren verteilen sich die zumeist fixen Kapitalkosten des Kanals auf weniger Einwohner, was zu einem Anstieg des spezifischen Kostensatzes der Abwassergebühr pro Person führt. Anpassungsstrategien der bestehenden Abwassersysteme scheinen aus heutiger Sicht.

Ecological Sanitation: Perspektive für einen Paradigmenwechsel in der Abwasserwirtschaft

Das Konzept der ökologischen Abwasserwirtschaft basiert auf der Wiederverwendung von Stoffen für die jeweiligen spezifische Anwendungsfelder. Dies umfasst daher einen Paradigmenwechsel. Hierbei wird Abwasser nicht als Abfallstoff sondern als Wertstoff betrachtet. Es ergeben sich drei wesentliche Vorteile: (1) Verminderung von Emissionen in den Boden- und Wasserkörper, (2) die Wiederverwendung und Recycling von Wertstoffen, (3) der Erhöhung der Wasserverfügbarkeit durch Grauwassernutzung. Während in der Industrie die Implementierung von betrieblichen und produktionstechnischen Prozess- und Kühlwasserkreisläufen schon in vielen Fällen Stand der Technik ist verfolgt das Konzept der Ecological Sanitation ebenfalls die Nutzung und Wiederverwendung urbanen/ häuslichen Abwassers.

Das Abwasser aus dem häuslichen Gebrauch besteht aus drei wesentlichen Komponenten (Grau-, Gelb- und Braunwasser) mit jeweils sehr unterschiedlichen spezifischen Eigenschaften. Gelb- und Braunwasser umfasst das Abwasser aus den sanitären Anlagen. Zum Braunwasser zählen die fäkalen Verunreinigungen, während Gelbwasser den Urin umfasst. Braun- und Gelbwasser können zusammen auch als Schwarzwasser benannt werden. Das Grauwasser ist das häusliche Abwasser welches nicht in der Toilette abgeleitet wird. Dies umfasst das Abwasser aus z.B. Wäsche, Geschirrspülmaschine, Dusche, Reinigung etc. In Abbildung 1 wird die stoffliche Zusammensetzung der urbanen Teilwasserströme näher erläutert. Während das Braunwasser den Großteil der organischen Substanzen (Substrat) enthält, befinden sich im Gelbwasser nahezu alle löslichen Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor. Das überwiegende anfallende Abwasser umfasst Grauwasser (Haushaltsabwasser ohne Gelb- und Braunwasser), welches nur sehr geringe Nährstofffrachten aufweist.

Hieraus ergeben sich unterschiedliche Nutzungseigenschaften für die unterschiedlichen Abwasserkomponenten. Grauwasser kann nach Behandlung für eine Vielzahl von Anwendungen verwendet werden. Tabelle 1 gibt ein Überblick über die Nutzungsmöglichkeiten von Grauwasser. Am bedeutendsten ist die Ressource Abwasser für Bewässerungszwecke, sowohl in der Landwirtschaft als auch für öffentliche oder private Plätze. Die Nutzung von Abwasser für industrielle Prozesse z.B. in Kühl- oder Prozesswasserkreisläufen wird gegenwärtig schon vielfach angewendet. Bei besonders aufwendiger Aufbereitung ist aus urbanem Grauwasser auch Trinkwasser erzeugbar, welches direkt in das Wasserverteilungssystem

stem eingespeist werden kann. Weniger technologisch anspruchsvoll ist die Aufbereitung zu Brauchwasser, z.B. für Toilettenspülung und Löschwasser. Außerdem kann Abwasser für ökologische Zwecke genutzt werden. Durch das Einleiten von gereinigtem Abwasser in den Grundwasserleiter kann die Grundwasserneubildung erhöht werden. Besonders bei küstennahen Gebieten wo aufgrund von Grundwasserabsenkung und steigenden Meeresspiegeln die Versalzung der Süßwasserressourcen droht kann dieser Effekt durch Abwassereinleitung abgemildert oder verhindert werden (vgl. Asano et al., 2007, S.24). Aufbereitetes Abwasser aus der Water Factory 21 im Orange County Water District in Californien wird seit 1976 in küstennahen Aquireren zur Minimierung von Meerwasserinfiltrationen in die lokalen Süßwasservorkommen eingeleitet (vgl. Asano et al., 2007, S.49).

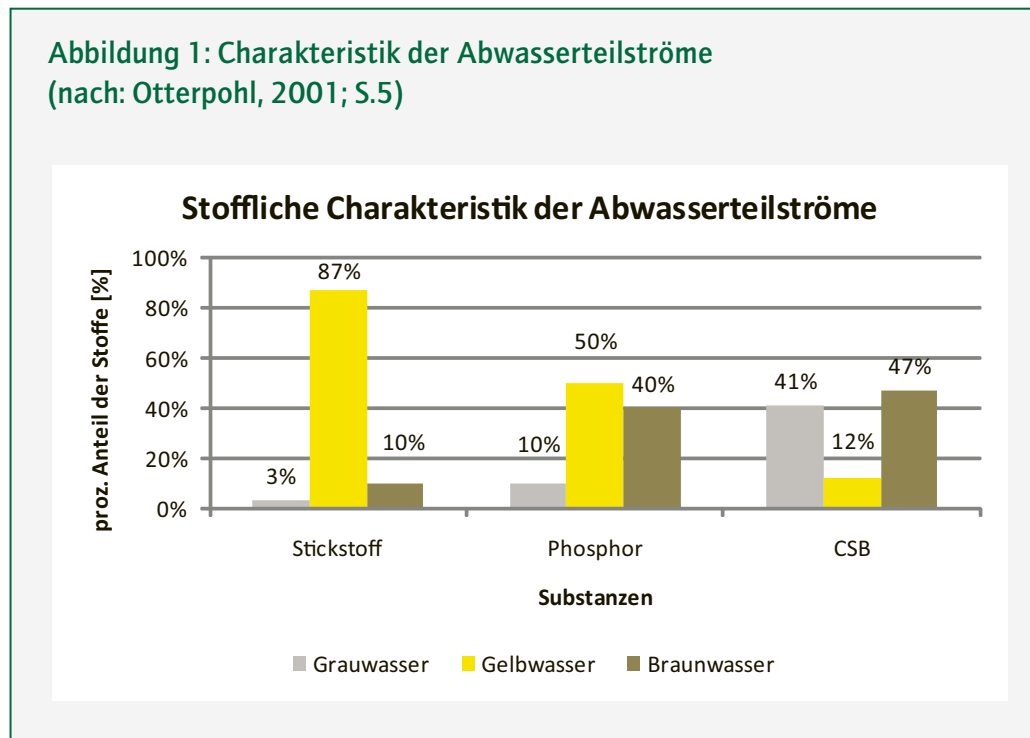
Tabelle 1	
Kategorien für Grauwassernutzung und typische Anwendungsfelder (nach: Asano et al., 2007, S. 24)	
Kategorie für Nutzung	typische Anwendungsfelder
Landwirtschaftliche Bewässerung	Getreide, Felder
	Nutzpflanzen, Zierpflanzen
Landschaftliche Bewässerung	Park
	öffentliche Plätze
	Golfplätze
	Grünanlagen
Industrielle Nutzung	Kühlwasser
	Prozesswasser
	Kesselspeisewasser
Versickerung/ Grundwasserinfiltration	Grundwasserneubildung
	Kontrolle der Salzwasserinfiltration
Urbane Brauchwassernutzung	Löschwasser
	Toilettenspülung
Urbane Trinkwassernutzung	Trinkwasser für privaten Gebrauch

Es existieren verschiedene Konzepte wie ein ökologisches Abwassermanagement implementiert werden kann. Im folgenden werden drei verschiedene Konzepte in Kurzform näher dargestellt. In Otterpohl (2001, S.6 ff) werden diese Konzepte ausführlich erläutert.

Separationstoiletten und Schwerkraftsystem

Bei diesem System wird von einer Separationstoilette ausgehend Gelbwasser und Braunwasser in separate Behälter geleitet. Das Gelbwasser wird nach Speicherung zur Nutzung der Nährstoffe landwirtschaftlich verwertet. Das Braunwasser kompostiert im jeweiligen Behälter. Der reife Kompost kann ebenfalls für landwirtschaftliche Zwecke verwendet werden. Das Grauwasser kann separat in z.B. in einer Pflanzenkläranlage oder in einer Membranfiltrationsanlage behandelt werden. Das gereinigte Grauwasser kann anschließend in den häuslichen Wasserkreislauf oder an die Umwelt abgegeben werden. Durch dieses System kann auf die herkömmliche Kanalisation verzichtet werden, da es sich hierbei um eine dezentrale Entsorgungsvariante handelt. Daher entfallen die Kapitalkosten des Kanals, wodurch sich ein erhebliches Kostensenkungspotential gegenüber konventionellen zentralen Entwässerungssystemen ergibt. Daher eignet sich dieses System insbesondere für dünn besiedelte Regio-

Abbildung 1: Charakteristik der Abwasserteilströme
(nach: Otterpohl, 2001; S.5)



nen mit hoher Kapitalkostenbelastung pro Person durch die Kanalisation. Nachteilig ist der logistische Aufwand für die Leerung der Behälter.

Vakuumtoilette und Vakuumsystem mit Biogasanlage

In diesem System gelangt das Gelb- und Braunwasser von einer Vakuumtoilette über ein Vakuumsystem in eine Biogasanlage. Dort wird das Abwasser unter Ausschluss von Sauerstoff behandelt. Das gewonnene Biogas dient zur Energie- und/ oder Wärmeerzeugung. Der Faulschlamm aus der Biogasanlage kann für die landwirtschaftliche Zwecke wiederverwendet werden. Das Grauwasser wird wie im vorher genannten Systembeispiel separat behandelt und kann dem häuslichen Wasserkreislauf wieder zugeführt oder an die Umwelt abgegeben werden.

Adaption des bestehenden Abwassersystems mit Separationstoiletten

Durch den Einsatz von Separationstoiletten im konventionellen Kanalsystem kann Gelb- und Braunwasser separat aufgefangen werden. Bei der Sammlung von Gelbwasser wird zwischen der zentralen und dezentralen Sammlung unterschieden. Bei der dezentralen Sammlung wird Gelbwasser dezentral gespeichert und abgeleitet. Im Gegensatz wird bei der zentralen Sammlung, Gelbwasser bei niedriger Auslastung in die Kanalisation gegeben und in der Kläranlage separat aufgefangen und gespeichert. Durch Fernwirkechnik ließe sich der Entleerungszeitpunkt der Behälter optimieren, so dass am Kläranlageneingang ein konzentrierter Gelbwasserstrom aufgefangen werden kann. Ansonsten würde die Kläranlage lediglich zur Grauwasseraufbereitung, welches dem urbanen Wasserkreislauf oder der Natur wieder zugeführt werden könnte. Vorteilhaft hierbei ist, das bestehende Systeme mit deren Vorteilen (zentrale Entsorgung, geringer logistischer Aufwand) beibehalten werden.

Regenwassermanagement zur Entlastung von Kanalisation und Kläranlage

Ziel des Regenwassermanagements ist die Versickerung von Niederschlägen vor Ort zur hydraulischen Entlastung von Kanalisation und Kläranlage zu gewährleisten. Positiver ökologischer Nebeneffekt ist außerdem die Förderung der lokalen Grundwasserneubildung. Hierbei existieren eine Reihe anwendungsfähiger technischer Maßnahmen, welche im Folgenden aufgeführt werden.

Durch den Rückbau von ungenutzten Gebäuden oder der Entsiegelung von Flächen kann das Abflussverhalten im Kanal bei Regenereignissen verbessert werden. Dachbegrünungen auf öffentlichen oder privaten Gebäuden sind ebenfalls eine adäquate Variante des Regenwassermanagements. Die Pflanzen fungieren als Speicher, aus dem ein Anteil des Regenwassers verdunstet, so dass weniger Wasser abflusswirksam wird. Auch wird der Regenwasserabfluss durch Dachbegrünung über einen längeren Zeitraum ausgedehnt, so dass Spitzenabflüsse im Kanal vermindert werden können.

Für die bisher erläuterten Maßnahmen werden größere Freiflächen benötigt, welche insbesondere in urbanen Zentren teilweise nicht zur Verfügung stehen. Um die Versickerung von Regenwasser dennoch zu ermöglichen existieren eine Vielzahl alternativer Möglichkeiten. Hierbei können Versickerungsanlagen wie z.B. Flächenversickerung, Muldenversickerung, Rigolenversickerung, Teichversickerung etc. errichtet werden. Zur Errichtung dieser Systeme sind Investitionen in die jeweiligen technischen Maßnahmen notwendig. Als Anreizinstrument zur Versickerung auf privaten Grundstücken kann die Regenwassergebühr dienen. Für ein höheres Versickerungsvermögen auf der privaten Fläche sollte diese umso geringer ausfallen.

Dezentrale Entsorgungslösungen im ländlichen Gebiet

Aufgrund der demografischen Entwicklung sind konventionelle Systeme mit zentraler Kläranlage zunehmend unwirtschaftlich, da aufgrund der fixen Kostenstruktur in der Abwasserwirtschaft die spezifischen Abwasserkosten in Gebieten mit starkem Bevölkerungsrückgang zunehmen. Zusätzlich wurde die europäische Wasserrahmenrichtlinie verabschiedet nach welcher eine biologische Reinigungsstufe für die Aufbereitung sämtliches anfallenden Abwasser bis zum Jahr 2015 vorgeschrieben ist. In der Folge sind hohe Investitionsausgaben auf bestehende Kleinkläranlagen zu erwarten, da die Systeme auf die kommende gesetzlichen Erfordernisse angepasst werden müssen. Aus Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen kann ebenfalls verstärkt ein Wechsel von zentralen Entsorgungslösungen zu dezentralen Entsorgungsalternativen angenommen werden. Aufgrund dieser Entwicklung wird die Nachfrage nach konventionellen Kleinkläranlagen mit biologischer Reinigungsstufe, Pflanzenkläranlagen, abflusslosen Gruben etc. zunehmen.

Schlussfolgerungen

Das Innovationspotenzial in der Abwasserwirtschaft ist groß. Es reicht von kleinen Lösungen im ländlichen Raum bis hin zu einer vollständigen Umstellung des traditionellen Systems auf stärker dezentrale Strukturen und ökologischer Abwasserwirtschaft. Sowohl in Entwicklungs- als auch in Industrieländern erscheinen Innovationen sinnvoll, sofern sie den beste-

henden Stand der Systeme, die tatsächlichen Bedürfnisse sowie die Zahlungsbereitschaft der potenziellen Anwender berücksichtigen.

Referenzen

- Asano, T.; Burton, F.L.; Leverenz, H.L.; Tsuchihashi, R.; Tchobanoglous, G. (2007): Water Reuse. Issues, Technologies and Applications.
- Lange, J. (2009): Phosphor-so wichtig wie Luft, so knapp wie Erdöl? Online verfügbar: <http://www2.gtz.de/Dokumente/oe44/ecosan/de-phosphor-working-paper-2009.pdf>, Abruf: 09.02.2010
- Otterpohl, R. (2001): Perspektive für neue Abwasserkonzepte. Online verfügbar: http://www.tu-harburg.de/susan/downloads/desar_de.pdf, Abruf: 09.02.2010
- Otterpohl, R.; Grottker, M.; Lange, J. (1997): Sustainable water and wastewater management. *Water Science Technology* 35 (1997), Nr. 9, S. 121-133
- Prüss-Üstün, A.; Bos, R.; Gore, F.; Bartram, J. (2008): Safer water, better health. Costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health. Online verfügbar: http://whqlibdoc.who.int/publications/2008/9789241596435_eng.pdf, Abruf: 09.02.2010
- UNEP (2007): Global Environment Outlook 4. Online verfügbar: http://www.unep.org/geo/geo4/report/GEO-4_Report_Full_en.pdf, Abruf: 09.02.2010
- WHO (2008): Progress on drinking water and sanitation. Special focus on sanitation. Online verfügbar: http://www.who.int/water_sanitation_health/monitoring/jmp2008.pdf, Abruf: 09.02.2010

Innovation in Membrane Filtration – A Survey of Patent Data from OECD-Countries

Constanze Roos, Max Grenz, Markus Siehlow

Berlin: TU, INFRATRAN Autumn School 2009, Workgroup for Infrastructure Policy (WIP), 2010

Introduction

For a long time, the water sector was not considered as a sector with strong technological issues. However, today water scarcity is increasing, due to climate change and population growth thus raising attention and the claim for a more efficient water disposal and sewage treatment rises. The purity of the water is regulated by national government since it is essential to our well-being, but how can we achieve this standard in the most cost-efficient way?

Since about thirty years ago, we experience a technological change in the area of the membrane filtration, an alternative approach for water treatment. The technological change can be seen in the increase in the number of patents within this application area. It was the original aim of this analysis to identify the main drivers of technological change in the water sector. However, during this first approach, it turned out that patent data on an aggregate national level is not sufficient to conduct this analysis. We will therefore focus on descriptive and analytical aspects in this first appraisal.

We first give some theoretical background about the research by means of patent data and about the specific issues to be regarded. After that we will focus on the underlying data. We begin with a short introduction to the topic of membrane filtration. Thereafter, we describe the classes of patents which we include in our analysis. The report of the data set and the accomplished adjustments finish the third chapter. In chapter four we reflect the descriptive statistics we could gain from our data. The analysis closes with the further research interests remaining.

Theoretic and economic background

The steady technological change and the increasing availability of information and data makes it possible to analyze the main drivers of technological development and – accordingly – how it is possible to foster technological progress in order to gain greater surpluses on the level of individual firms or on a cross-social level.

It is difficult to find a definite measure for the technical and scientific progress; researchers are often bound to work with light proxies. In this context, patent data has three major advantages: the data available is standardized by the granting institution and therefore objective and by definition related to inventiveness (Grilliches (1990): 1661). Patent data is available

in the national patent offices in each country. In addition, using the data of supranational institutions like the European Patent Office (EPO), the Organisation for Economic Co-Operation and Development (OECD) or the International Patent Documentation Office (IPDO) in Vienna makes it possible to conduct an analysis with an even larger focus. The additional information in these data is whether firms apply for patents only in their residential country or save their right of usage also in bordering countries or in countries where their own industry is very powerful.

By definition, a patent is a document issued by a national or supranational authority, which grants the owner a right to exclude others from producing or using the new technology (device, machine, process) for a specific number of years (e. g. up to twenty five years in Germany). Before granting the patent, the authority will inquire the novelty, applicability and economic value of the innovation. Patent infringement may be legally enforced. Nevertheless, firms have to solve the trade-off between patenting - and thereby be given a temporary monopoly rent granted by the state - and the disclosure of detailed information concerning their invention in the patenting process (Smith (2004): 148f.). By granting this high temporary rent, the patent system provides incentives for the creation of new knowledge and its further development. It thereby encourages inventions and innovation resulting in technical or technological progress. This might especially be relevant for smaller and specialized firms. A strong patent system can facilitate market entry of new firms e.g. by vertical disintegration.

However, this right is not free of charge. Firms have to pay a fixed annual fee to sustain it. This can be one of the reasons why especially smaller firms with lower capital endowment decide not to apply for a patent as possible profits are subject to risk. Hall et. al. (2001: 102f.) found in a survey among senior managers of the semiconductor industry in the US, that firms do not rely heavily on patents to gain above-average profits through their innovation. By contrast, we observe a strong increase in patent applications during the past 25 years in this area. Furthermore, Hall et al. state that patents are the least efficient way to recover R&D investments. However, they also highlight that the appraisal of the efficiency of patents is heavily influenced by the rate of technical change and the duration of the product life cycles in the industry. When products are only produced and sold over a short period of time, secrecy may be more effective.

What are we able to conclude from the analysis of patent data? It is not surprising that the number of patent applications is highly correlated with the overall economic activity (Griliches (1990: 1667f.)). But what other aspects are the main drivers for the amount of applications? By analyzing patent data we try to explain the increase of productivity in producing already existing products and the development of new products, the former being described by the intensity of the outward shift of the production possibility frontier through innovation. The patents act as an indicator of inventive output which is correlated with this shift, often measured by the total factor productivity (TFP). When using patents as a proxy for the increase of productivity in a certain industry or the whole national economy one has to keep in mind that not all inventions are patented since firms do not always apply for a patent. Furthermore, not all inventions are patentable since they have to meet several specifications defined by the patent authority. In addition, patents differ significantly in terms of quality, i. e. the economic value they add to the cross-social welfare due to their novelty and the possible output generated by them. This might be no problem when the explored sample is large enough, but can be crucial when the focus lies on small industries.

The number of patents increases with the investment in R&D. One stylized fact concerning this relationship is the existence of diminishing returns to scale of R&D activity. With additional outward shifts of the production possibility frontier, it becomes even harder to find outstanding inventions or improvements and also the number of patents per researcher declines (Kortum (1997): 1407f.). At the same time, one can see long-run trends to increasing time resources being spent on the detection of new patents, increasing durations of the patents being granted and a more international patent behaviour which point to also increasing values of a patented invention for the firms.

Smith (2004) gives the four main advantages of the patent systems. Patents granted are proved to have a well-defined economic value and can be used for commercial purposes. Nevertheless patents vary strongly in their value and in the benefit they are able to contribute to technological development. In recent studies, researchers try to agree on a measure for patent quality: the number of citations, i. e. how often a given patent has been used for other patented inventions. This proxy tries to reflect the relevance of the patent for the further development of the technology in this special area. The databases of the patent authorities, national as well as supra-national, contain a systematic collection of information about the patents granted. This disclosure of innovative techniques or processes can then have positive spillovers on other or future innovations. Furthermore, each dataset contains information about existing technologies in use for the patented innovation as well as citations of other patents or relevant theoretical literature. For the economic research the main advantage lies in the free availability of long time series of patent data.

But working with patent data also raises some questions and problems. The correlation between the number of patents and the investment in R&D is undeniable as well as the connections between the proxy amount of patents and the technological progress in an economy. Furthermore, the share of patents translated into processes or product innovations (and thus followed by an increase in productivity) is unknown (Smith (2004): 150f.). Another problem of measurement lies in possible spillovers between firms of the same industry. These can arise both in a national an international context, as foreign patents can also have spillovers on local or national firms. This is why the nationality of the applicant is relevant for each record: If we include all patents valid in one country into an analysis and relate it to national R&D expenditure and GDP growth in the respective national economy without accounting for the applicant's nationality, we run the risk of biases.

Patenting is often part of the strategic behaviour of foreclosure of the same invention. Firms can prohibit market entry by other firms when building up a "patent shield" that constrains the entrants to license new (patented) technology. This raises entrant's costs and may prevent them from market entry. Sometimes the incumbent firms do not even plan to use the patent at any time. Furthermore, patenting can play a minor role in industries characterized by strong and fast competition - especially in high technology industries - where the immediate usage of innovative technologies or processes can be a more efficient way to recoup the firms' investment in R&D, especially if the innovation is likely to be obsolete within a short time-frame. Hall et. al. (2001: 105) empirically found these results for the semiconductor industry which has a high patent density.

A main challenge of the analysis conducted here is the choice of patents to include in the dataset, as the IPC classification system is complex: The classification of each patent depends

on either the industry in which it was developed or on the group of product it belongs to. In other words: The classification system is based on a technological and functional structure. The current classification table can be seen online at the IPO, however it is under permanent revision because of the ongoing technological progress. Griliches (1990: 1669f.) describes three possibilities of using the classification depending on the respective research interest. The assignment to the industry in which the patent was invented highlights the investigation of the returns to investment in R&D. Relating the patent to the industry where the patented product is produced puts a focus on e. g. the impact of technological change, the rate of investment of a firm or the sales of newly developed equipment. The third possibility is the assignment of the patent to the industry that uses the resulting product of the invention in another production stage – the analysis then points out the realized increase in productivity due to the patent.

There is another reasonable setting in which one can work with patent data on an established basis to determine the relationship between R&D expenditure of firms, technological change and growth of productivity, taking into account industry-specificities. Johnson et. al. (2009) point out some crucial facts for the case of the renewable energy sector which probably should hold for the water sector as well. They highlight that industries related to target of national or international environmental policy have different drivers for their patent activities and that additional incentives through subsidies and taxes exist. These policies have a positive effect on patent counts.

Background and data collection

Technological Background

Membrane technology finds its use in the treatment of (urban and industrial) water as well as in the disposal of sewage for the separation of dissolved substances. Membrane processes are employed in the water treatment since the 1960s, then predominantly for desalination of seawater and brackwater, especially in arid and semi-arid regions. By the redevelopment of nanofiltration in the middle of the 1980s, a wider range of application arose (e. g. elimination of humins, softening, elimination of nitrate and sulfate). Ultra- and microfiltration plants are operated since the 1980s, especially for elimination of haze substances and high molecular substances (Grombach et al. (2000): 560 f.).

One can distinguish the follow membrane technologies currently in use (Gujer (2007): 149 f.):

- ▶ microfiltration
- ▶ ultrafiltration
- ▶ nanofiltration
- ▶ reverse osmosis

The main differences between these types of filters are the pore size, which determinates the different quality of the filtrate and the pressure losses within the filter. Figure 1 and Table 1 give an overview of the specific characteristics of these filtration methods.

Table 1
Pressure loss and eliminate substances of filtration (Grombach et. al (2000): 562)

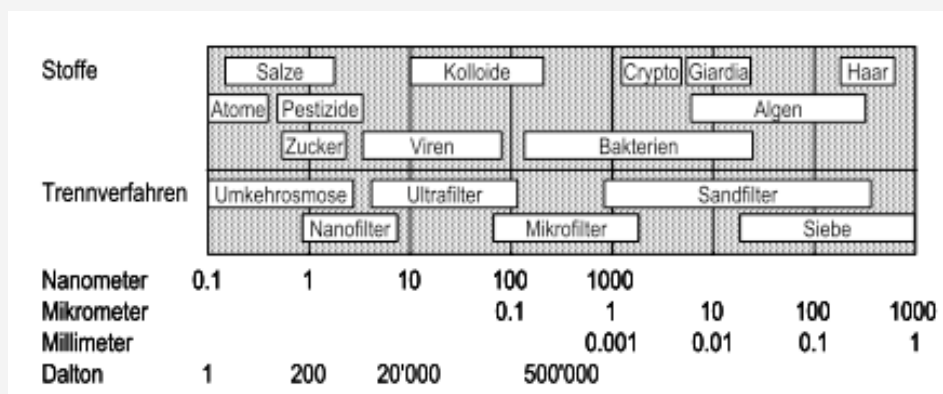
Filtration	Pressure loss (Δp in bar)	Eliminate substances
Microfiltration	< 2	bacteria, parasites, inorganic particles
Ultrafiltration	< 5	bacteria, parasites, inorganic particles, viruses, high molecular weight org. compounds
Nanofiltration	3-10	bacteria, parasites, inorganic particles, viruses, high molecular weight org. compounds, intermediate org. compounds, multivalent ions
Reverse Osmosis	10-100	bacteria, parasites, inorganic particles, viruses, high molecular weight org. compounds, intermediate org. compounds, low molecular weight org. compounds, multivalent ions, monovalant ions

The increased environment pollution through air pollution, contaminated soils, waters impeding substances, intensive agriculture, etc. and their associated micro pollution of raw water resources have increased the importance of membrane technology (Karger et al. (2008): 155). For the treatment of drinking water, ultrafiltration processes are mainly used (Wilhelm (2008): 129).

The specific characteristic of the different membrane technologies result in further applications. Microfiltration is used in large-scale context by the food industry, pharmaceutical industry and sewerage treatment. The main applications of reverse osmosis in industrial contexts are the desalination of seawater and the treatment of boiler feed water. The application area of nanofiltration is similar to the ones of reverse osmosis and ultrafiltration (Wilhelm (2008): 128 ff.).

New requirements in the water provision (e. g. increased water scarcity because of climate change, demographic change, millennium goals, increased quality requirements etc.) and innovations in the technology of sewerage treatment (e. g. wastewater recycling) are going to lead to an increasing use of membrane technology.

Figure 1: Pore size of membranes and substance size which separate from raw water through membrane technology (Gujer (2007): 151)



Data collection

The objects of the analysis are patents granted by the European Patent Office (EPO) which are codified by the International Patents Classification (IPC). The IPC serves as a support for patent investigation and classifies patents from more than 100 countries. For the different technical application areas eight main categories exist:

- ▶ A = HUMAN NECESSITIES
- ▶ B = PERFORMING OPERATIONS; TRANSPORTING
- ▶ C = CHEMISTRY; METALLURGY
- ▶ D = TEXTILES; PAPER
- ▶ E = FIXED CONSTRUCTIONS
- ▶ F = MECHANICAL ENGINEERING; LIGHTING; HEATING; WEAPONS; BLASTING
- ▶ G = PHYSICS
- ▶ H = ELECTRICITY

Because the membrane technology is a part of process engineering, the main category B is relevant for our investigation. To specify the different characteristics of the patents in membrane technology, there exist a large amount of subcategories. The membrane technology can be described as a separation process with a fixed medium, so we assign this technology to the subclassification B 01 D. More precisely the categories B 01 D 61 until B 01 D 71 are relevant for patent concerning membrane filtration. In this case every patent in this category seems to be appropriate for the analysis.

Category B 01 D 61 consists of patents which result from processes using semi-permeable membrane, especially adapted apparatus and patents regarding the semi-permeable membrane itself as well as their production. Two examples are:

- ▶ B 01 D 61/02: Processes with reverse osmosis
- ▶ B 01 D 61/14: Processes with ultrafiltration, microfiltration etc.

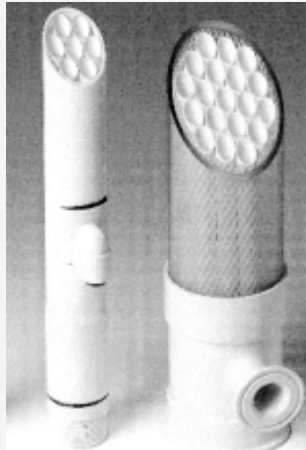
In addition, there are further subcategories for the feed pretreatment and the therefore necessary equipment, utilities, measurement and test engineering in respective subcategories.

Category B 01 D 63 defines apparatus for the separation process using semi-permeable membranes. Examples for the different types are:

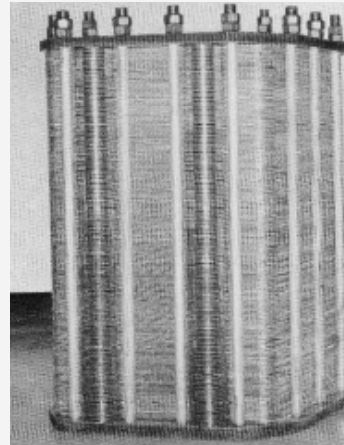
- ▶ B 01 D 63/02: Hollow fibre modules,
- ▶ B 01 D 63/06: Tubular membrane modules
- ▶ B 01 D 63/08: Flat membranes
- ▶ B 01 D 63/10: Spiral-wound membrane modules

Category B 01 D 65 consists of accessories or auxiliary operations for semi-permeable membranes. An application for auxiliary operations is the prevention of fouling since fouling decreases the permeability of the semi-permeable membrane. It reduces the capacity and the efficiency (Melin and Rautenbach (2007): 336 f.). Consequently auxiliary operations are an important aspect of innovations to guarantee the operability of the filtration technology. Patents concerning techniques and processes that avoid fouling are classified in the subcate-

Figure 2: Different membrane modules: (a) tubular membrane module (Melin and Rauschenbach (2007): 157) ; (b) flat membrane module (Melin and Rauschenbach (2007): 169



(a)



(b)

gory B 01 D 65/08, patents dealing with operations like cleaning or sterilization are clustered in B 01 D 65/02, detecting or repairing leaks in B 01 D 65/10.

Further subcategories of patents which we included in our analysis are patents of processes for manufacturing semi-permeable membranes in category B 01 D 67 and category B 01 D 69 with semi-permeable membranes or apparatus which are characterized by their special form. The latter category is similar to category B 01 D 63. The patents of membranes in category B 01 D 69 could be for example:

- ▶ B 01 D 69/04: Tubular membranes
- ▶ B 01 D 69/06: Flat membranes
- ▶ B 01 D 69/08: Hollow fibre membranes

Another crucial category is B 01 D 71 in which semi-permeable membranes or apparatus are characterized by their material. The separation process within the membrane is highly influenced by the use of hydrophobic or hydrophilic materials (Wilhelm (2008): 130). Membranes could be produced with organic polymer or inorganic substances (Mutschmann and Stimelmayr (2007): 251). Patents are classified by the following materials, e. g.:

- ▶ B 01 D 71/02: Inorganic materials
- ▶ B 01 D 71/04: Glass materials
- ▶ B 01 D 71/08: Polysaccharide materials
- ▶ B 01 D 71/26: Polyalkenes materials
- ▶ B 01 D/48: Polyesters materials etc.

Patents in the category C 02 F could also consist of innovative processes with a semi-permeable membrane in the centre of the technology. The following subcategories seem to be relevant for the analysis:

- ▶ C 02 F 1/44: Treatment of water, wastewater or sewage by dialysis, osmosis or reverse osmosis
- ▶ C 02 F 103/04: Nature of the water, wastewater, sewage or sludge to be treated non-contaminated water (e.g. industrial water supply) for obtaining pure or ultra-pure water
- ▶ C 02 F 103/08: Nature of the water, wastewater, sewage or sludge to be treated seawater, e.g. reverse osmosis
- ▶ C 02 F 09/00: Multistep treatment of water, waste water or sewage
- ▶ C 02 F 09/02: Multistep treatment of water, waste water or sewage involving a separation step
- ▶ C 02 F 09/08: Multistep treatment of water, waste water or sewage at least one step being a physical treatment.

Dataset

We got our original dataset by scanning the EPO patent data base for patents that are classified in one of the subclasses which we consider as being relevant for our analysis. We got a panel of the number of patents by year and country. The set consists of 566 observations from 58 countries, which are not always members of the OECD. The time interval is from 1975 to 2005. The total amount of patents is 7863.

Within this unbalanced panel we observed a lack of observations for some years in several countries because membrane technology was not yet developed. The low number of patents in the year 2005 is peculiar. We assumed this to be about an ascertainment error, so we decided to skip the year in our analysis.

To avoid biases and misinterpretation, a further cleaning of our raw data was necessary. In the first quartile of patent counts, the distribution of the data was unsteady, so we left out the lower quartile that matches the years up to 1984. Furthermore we limit the appraisal to countries with more than five patents between 1984 and 2004 which again corresponds to the lower quartile of the distribution.

Data description and evaluation

In the following section, we take a closer look at the descriptive statistics which result from our data of patents in membrane technology, described in the previous chapter.

Figure 3 shows the overall trend in absolute value of patents granted in all observed countries over the period from 1984 to 2004. One can see a positive trend with strong fluctuations of about 100 patents in seven years.

The strongest increase takes place between the years 1994 and 1999. In 1994, 266 patents in membrane technology were registered. During the next five years until 1999, this number almost doubled to 508. After that, from 1999 to 2004, we can observe a downward trend.

In Figure 4, we depict the total amount of patents granted for the six most patent intensive countries. We can observe a positive trend (with different magnitudes) in all countries. Especially Germany and the US show an unsteady development: While the number of patents

Figure 3: Development of total number of patents (own illustration)

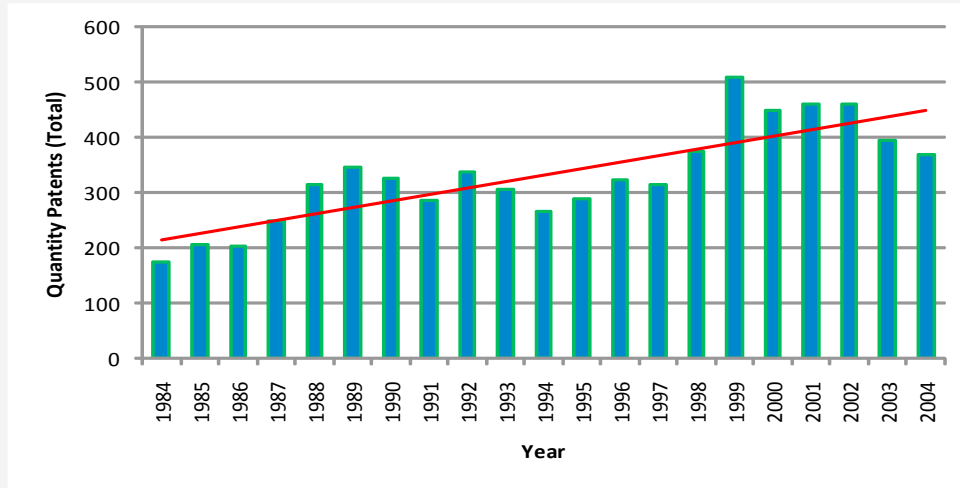
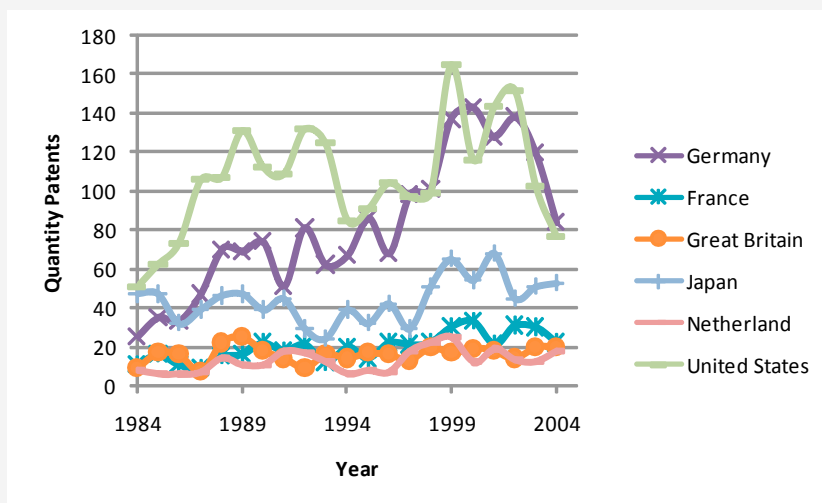


Figure 4: Development of number of patents in the most important countries (own illustration)



granted to US-firms in 1984 was about 50 percentage points higher than the one in Germany, the number of patents registered was almost similar for both countries in 2004. In the US, the number of patents nearly doubled between 1984 and 1989. In Germany, this development took five years more, until 1994. Since 1999, the number of patents decreased in the US, Germany and France.

Japan is the third most patent intensive country. The increase in the amount of patents granted in the observed time interval is only marginal. Its number of patents lies between 30 and 60 patents per year. Great Britain, the Netherlands and France have a nearly constant but slightly positive level of about 10 up to 20 patents each year. Only France shows a slight increase since 1999 with about 30-35 patents a year.

Figure 5: Average share of patents in the time interval 1984-2004 (own illustration)

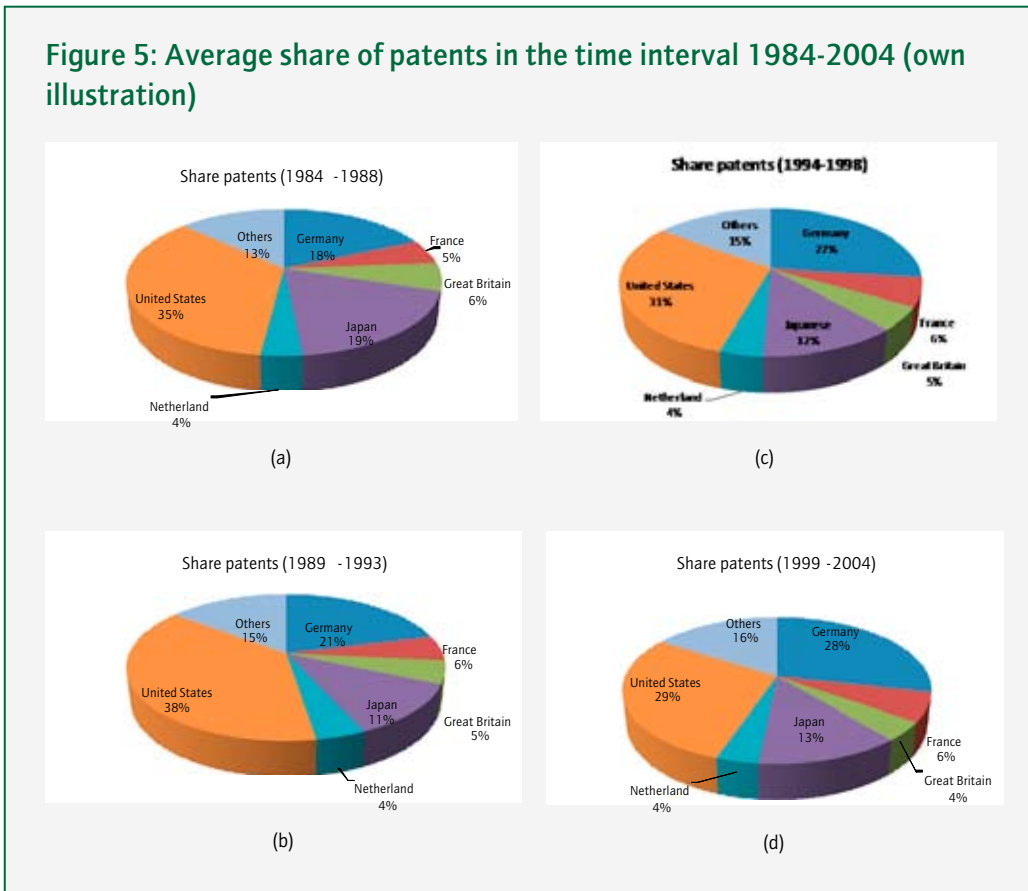


Figure 5 shows the amount of patents proportionally to countries. In the time interval between 1984 and 1998, the share of the US was the highest with about 31 to 38%. For Germany, there is an increasing trend. In the interval 1984 to 1988, while its average share was only 18% of all patents granted between 1984 and 1988, it amounted to about 30% until 2004, catching up to the US. In the first interval, the proportion of Japan was higher than the one of Germany. Afterwards, Japan remained the third important country with a share of about 12%. France

Figure 6: Growth rates of number of patents for Germany, Japan and United States (own illustration)

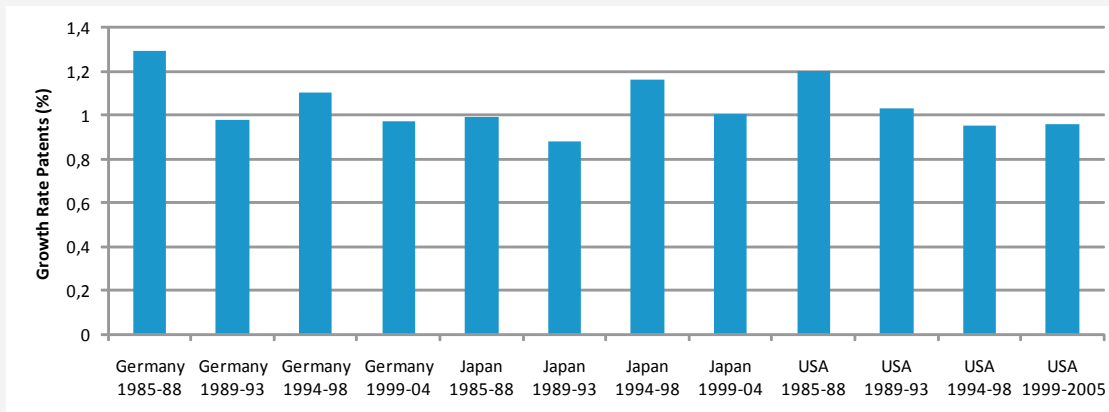
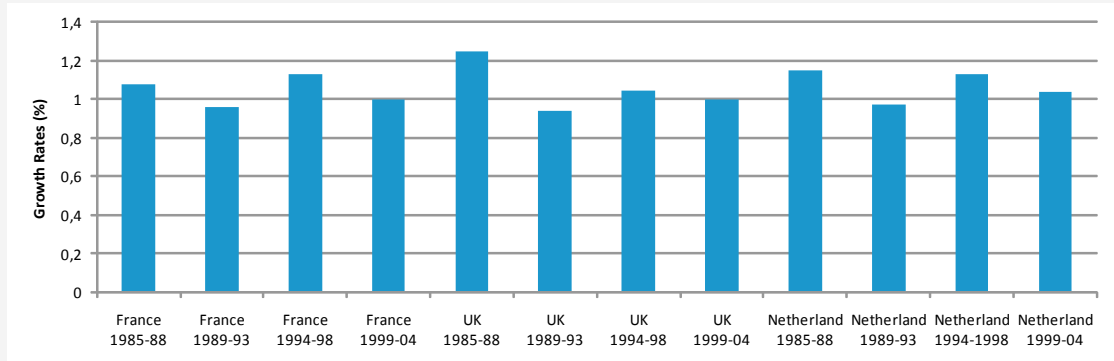


Figure 7: Growth rates of number of patents for France, UK and Netherlands (own illustration)



and Great Britain have a share of about 5-6%, the Netherlands stay constantly at 4%. Other countries accounted for about 15% of the overall patents in the field of membrane technology.

In the most recent interval (1999-2004) the shares of Germany and the US were at the same level of about 30% (see: Figure 3(d)). That is, Germany and the US together publish nearly two thirds of all patents worldwide. The fraction of Japan remained constant with 13% at almost half the amount of Germany or the US. France with 6% and Great Britain and the Netherlands with only 4% of the proportion play a minor role in the development of new patents.

Figure 6 and Figure 7 display the average annual growth rates of the number of patents within the time intervals from 1985 to 1988, 1989 to 1993, 1994 to 1998 and 1999 to 2004 for each country.

The US show the highest average annual growth rates in the first interval from 1985 until 1989 with about 20% a year. The next intervals' average growth rates are nearly one, which means that the total amount of patents granted remained constant. In Germany, the number of patents increased on average 30% per year during the time interval 1985 to 1988, and about 10% within the third time interval from 1994 to 1998. Japan's amount of patents decreased by 12% per year between 1989 and 1993, but in the following time interval, the average increase was about 16% a year.

As described above, the amount of patents in France remained almost the same during the overall observed time series. Between 1985 and 1988, as well as from 1994 to 1998, there was an average increase of the number of patents granted between 8% or 12% per year. In the remaining intervals, the average number of patents decreased slightly. The Netherlands' number of patents showed an increase of about 15% to 20% per year during the first and third period and then decreased during the second and fourth interval. In Great Britain, the amount of patents increased heavily by 25% during 1985 to 1988, stabilizing on a constant level afterwards.

Further Research

The work gives an overview about the development of quantity of patents in the different countries in membrane technology. We find out that United States, Germany, Japan, France, Great Britain and the Netherlands are the main important countries in membrane patents.

However, a more ambitious approach to the dataset would be to go beyond simple descriptive statistics in order to econometrically interfere about the effects involved in the evolution of membrane technologies and the main drivers for technological evolution in this sector. It is the aim of this section to outline possible further research and to explain possible drawbacks in that context when working with the dataset used here.

The most straightforward aim in this context would be the identification of potential causes for the difference in the number of national patents in a count data model. However, such a model would create the necessity for a considerable amount of additional explanatory variables of the membrane filtration industry, e. g. on production capacity, quantity of companies, R&D expenditures, size of companies, quantity of staff or number of researchers involved, environmental policy issues etc. Gathering this data has not been possible during the limited time-frame reserved for our analysis, so we considered this issue not to be in the scope of our research.

Another approach would be to not only explain the difference in national patent stock but the difference in growth rates. Such an aim would as well presuppose the collection of data on explanatory variables such as market data (i. e. demand for membrane technologies mainly in the market for industrial use), industrial development itself or cost data of the production of membranes. Performing an analysis without these data would be entirely superficial as e. g. cost decreases are assumed to be of a magnitude of about 800% between 1992 and 2005. Furthermore, geographical data such as network and population density or the centralization of water treatment facilities would be necessary. Even if this data can be assumed to be easier to collect, the above mentioned lack of data makes an explanation of the growth rates go beyond the scope of the analysis as well.

In any case, the patent data exhibit a crucial detriment: patent data in our analysis were only available on a nationally aggregated level. This has several implications hampering a more in-depth analysis considerably:

Only these countries, where the main innovators of the industry reside show a high number of annually new patents, while most of the countries in the dataset do not. This leads to the data differing significantly in magnitude which complicates statistical analysis

In the sector, there is a large international trade of patents, i. e. patents are produced in one country (where the innovator resides) and then exported to several other countries (that usually do not show any residential firms with high innovation activity). Therefore, the number of national patents does not necessarily reflect national needs for membrane technology. As an example: southern countries where membrane technologies find numerous applications in the desalination of water only show very low amounts of patents. To account for this effect, data on the actual usage of patents would be necessary – however such data is not included in the EPO dataset.

The above mentioned export-oriented behavior of innovators has furthermore the effect that national data (e. g. on GDP, population etc.) cannot be used to explain the number of national patents, as country-specific circumstances are not necessarily correlated with the innovation intensity in the respective country. To stay with the above mentioned example: an increase in water scarcity in southern countries can be assumed to be highly correlated with the number of patents in e. g. Germany.

These detriments imply that the number of patents without correction for imports and exports cannot be used directly for regression purposes, neither to explain the choice of a specific technology (e. g. reverse osmosis vs. filtration technologies) nor in a simple time series model analyzing the impact of policy reforms or local climatic changes. Therefore, further research questions could not be answered in the scope of the analysis conducted here.

Conclusion

Patent data has three major advantages to measure scientific and technical progress. The data is available, standardized by the granting institution and therefore objective and by definition related to inventiveness. Nevertheless, patents vary strongly in their value and in the benefit they are able to contribute to the technological development. In this essay, we analyze patents for membrane technology. These technologies are used in the treatment of (urban and industrial) water as well as in the disposal of sewage for the separation of dissolved substances. Microfiltration, ultrafiltration, nanofiltration and reverse osmosis are the main technologies. For the analyses we use the patents of the European Patent Office (EPO) which are codified by the International Patents Classification (IPC). The categories B 01 D 61 to B 01 D 71 are relevant in that context. Every patent in this category seems to be appropriate for the analysis. Patents in the category C 02 F could also consist of innovative processes with a semi-permeable membrane in the centre of the technology. The subcategories C 02 F 1/44, C 02 F 103/04, C 02 F 103/08, C 02 F 09/00, C 02 F 09/02, C 02 F 09/08 seem to be relevant, too. Using this data, we get a panel of the number of patents according to year and country. The set consists of 566 observations in 58 countries between 1975 and 2005.

In a descriptive analysis, one identifies a positive trend with strong fluctuations of about 100 patents in seven years. The strongest increase takes place between the years 1994 and 1999. After that, from 1999 to 2004, we can observe a downward trend. The most important countries are USA, Germany, Japan, France, Great Britain and the Netherlands.

Going beyond the scope of a simple descriptive analysis is ambiguous with the data collected, as only data on a nationally aggregated level is available. Due to numerous patent exports and the market being dominated by several large firms, further statistical interference is not possible without correction for im- and exports. However, data on the actual patent usage is not available in our database, so further econometrical conclusions remain to be drawn.

References

- Griliches, Z. (1990):** Patent Statistics as Economic Indicators: A Survey, in: *Journal of Economic Literature*, Vol. 28, S. 1661-1707.
- Grombach, P. / Haberer, K. / Merkl, G. / Trüeb, E. U. (2000):** Handbuch der Wasserversorgungstechnik. 3., völlig überarbeitete Auflage. Oldenbourg Industrieverlag München Wien
- Gujer, W. (2007):** Siedlungswasserwirtschaft. 3., bearbeitete Auflage. Springer Verlag.
- Hall, B. / Ziedonis, R. H. (2001):** The patent paradox revisited: an empirical study of patenting in the U.S. semiconductor industry, 1979-1995, in: *The Rand Journal of Economics*, Vol. 32, No. 1, S. 101-128.
- Johnston, N. et. al. (2009):** Renewable energy policies and the technological innovation: Evidence based on patent counts, NBER Working paper No. 13760.
- Karger, R. / Cord-Landwehr, K. / Hoffmann, F. (2008):** Wasserversorgung. 13., überarbeitete und aktualisierte Auflage. Vieweg+Teubner.
- Kortum, S. S. (1997):** Research, Patenting and technological change, in: *Econometrica*, Vol. 65, No. 6, S. 1389-1419
- Melin, T. / Rautenbach, R. (2007):** Membranverfahren. Grundlagen der Modul- und Anlagenauslegung. 3., aktualisierte and erweiterte Auflage. Springer Verlag.
- Mutschmann, J. / Stimmelmayer, F. (2007):** Taschenbuch der Wasserversorgung. 14., vollständig überarbeitete Auflage. Vieweg Verlag.
- Smith, K. (2004):** Measuring Innovation, in: Fagerberg, Jan, Mowery, David C., Nelson, Richard R. (Hrsg.): *The Oxford Handbook of Innovation*, S. 148-177.
- Wilhelm, S. (2008):** Wasseraufbereitung. Chemie and chemische Verfahrenstechnik. 7., aktualisierte und ergänzte Auflage. Springer Verlag.



Nationale Aspekte der Wasserwirtschaft

Scenario Planning: Managing the Effects of Demographic Change on East German Wastewater Companies

Martin Nowack, Edeltraud Günther
Technische Universität Dresden

Dresden: TU, Chair of Environmental Management, 2009
(Water Economics and Management Working Papers WP-H₂O-04)
<http://www.water.sc/?q=node/16>

Introduction

Abstract

“How do we deal with demographic challenge?” In this paper, this question is discussed for urban waste water companies in Eastern Germany. In recent publications scenario planning is proposed as an appropriate decision tool to allow for uncertainty in the water sector. Therefore the aim of this paper is to evaluate the possibilities of scenario planning as an instrument for urban drainage organisations facing demographic change.

The paper summarises the problem facing urban waste water companies. On the one hand, they have to cope with a severe population loss and a decreasing water demand, which reduces their income. On the other hand, installed systems have a long life time and cannot readily be adjusted to the new demand, causing overcapacities and, as a consequence, costs are expected to increase.

In a second step, pertinent journal articles about scenario planning are reviewed to illustrate the theoretical status quo of scenario planning research and the actual use of scenario planning in the water sector. The literature review identifies the core characteristics, possibilities and limitations of scenario planning and relates them to the specific needs of the urban wastewater companies facing demographic change.

The most important findings of this paper are that scenario planning’s advantages outweigh its disadvantages and it is a suitable tool for urban drainage companies facing demographic change. However, the limitations of scenario planning mean that it must be carefully adapted to the specific needs and circumstances to assure effective outcomes.

Acknowledgement

This paper is part of the project “Impacts of demographical change on the drainage of settlements” funded by the Federal Ministry of Education and Research (BMBF), the Saxon State Ministry of the Environment and Agriculture (SMUL) and the Emschergerossenschaft. The project is conducted by the Chair of Environmental Management and Accounting in coope-

ration with the Institute for Urban Water Management, both affiliated to Technische Universität Dresden. In this framework the dissertation project of the author Martin Nowack is also realized. The overall research question of the PhD project is: How can wastewater companies manage the impacts of demographic change? Therefore, different instruments are identified and evaluated against their possibilities to evaluate the impacts of demographic change. The dissertation mainly focuses on the possibilities and limitations of scenario planning.

Method and research question

The aim of this paper is to evaluate the possibilities of scenario planning as an instrument for urban drainage organizations facing demographic change and to derive a methodology adapted to the specific needs of the wastewater sector. Therefore the following steps were taken: First the background of the problem is shortly described in chapter 1. In chapter 2, scenario planning is proposed as an appropriate instrument. Therefore the methodological status quo of scenario planning research is summarized and possible core characteristics of scenario studies are worked out. These core characteristics are the basis for a literature overview about scenario studies in the water sector. In the 3rd chapter the DEMOWAS Scenario Planning Method is presented, which is developed on the basis of the methodological groundwork described in the previous chapters.

Problem background

In this chapter the characteristics of demographic change in Germany are highlighted shortly and the consequences for the urban drainage system are discussed. Uncertainty caused by demographic change is challenging decision makers especially in the urban wastewater sector in East Germany (KfW Bankengruppe 2006, Frank 2007, Haug 2004, Haug, Deilmann 2008, Hiessl 2007, Hummel, Lux 2007).

Whereas in most regions of the world demographic change is connected with increasing populations, demographic change in Germany is associated with a population decrease. (United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division 2007). Since 2003, the population in Germany has been continuously decreasing. For three decades the number of children has not been high enough to replace its parent's generation entirely¹. Net immigration from abroad has counterbalanced a heavier population decline in the past but this effect has been ebbing in recent years and will not be sufficient to compensate the excess of deaths over births in the future.

In 2030 Germany will have a population under 77 million. Compared with the year 2007 this equates for a decline of ca. 6%. In the year 2050 Germany is expected to count 68.7 million (-16%) inhabitants. Beside the decline in the number of inhabitants, the composition of the population is also changing. The age group of the under 20 year olds will reduce from about 16.5 million to 12.7 million in 2030. This means that in 2030 Germany will have almost one quarter less children and teenagers than today. The employable population (20-64 years) will decline by 15%. Whereas the age group of the 65 year and older people will increase. Some of the federal states in Germany will suffer from demographic change more than

1 Replacement-level fertility needs to be 2,1 children per women in average to ensure that a population replaces itself. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division 2007)

others. The internal immigration towards the south of Germany and the city states (Berlin, Hamburg and Bremen) attenuate the effects in the South of Germany whereas the Eastern region of Germany will have to deal with a population decrease between 20% and 30% in the time period 2007-2050. In this time period the rate of decline increases with every decade. In the decade 2010-2020 the decline rate amounts to -2.23%, -3.56% in the period 2020-2030, -4.9% in the period 2030-2040 and -6.37% in the period 2040-2050.² This means that the worst changes are still to come. (Statistisches Bundesamt 2006)

At local and district levels, demographic change turns out to be even more extreme and is closely linked with regional developments such as urbanization and the economic attractiveness of the region. Whereas the urban centres in Saxony Dresden and Leipzig are expected to grow slightly, some peripheral districts have to be prepared for a population decrease of almost 30% by the year 2020. (Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen 2007)

Demographic change affects the wastewater sector economically mainly in two ways. First, the revenues might fall. This occurs since the number of fee payers decline due to the population decrease. Secondly, the costs might rise. Operating costs could rise due to disturbed processes (changed pollution load) in the wastewater treatment plant or necessary structural downgrading investments (smaller pumps).

The drop in revenues as a result of the demographic change can hardly be compensated by reducing costs. The long lifetime of the infrastructure and the high degree of fixed costs cannot be adjusted fast enough to reduce capacity along with the decreasing number of users. The capital intensity of the infrastructure causes a high degree of fixed costs. The German Association for Water, Wastewater and Waste estimates that almost 75 – 85% of the costs are fixed costs. The costs for depreciation (29%) and interest charge (20%) sum up to 49% of total costs. As a result, the same costs must be distributed to a smaller number of fee payers, thus, costs per capita will rise. Additionally, the expected operating lifetime of wastewater infrastructure for canals is usually 50-80 years and for wastewater treatment plants 15-20 years. As a consequence, incremental adaption options are more often discussed and system innovations are neglected. (Bellefontaine, Holtkamp et al. 2005)

Secondly, demographic change can result in changing operating costs. The water consumption is declining not only due to demographic change but also by changing consumption patterns through the installation of new and more water efficient household technologies. In 1983 the average water consumption in the old federal states was 147 liters per capita per day. Today the German average lies below 126 liters. The water demand of the federal states in Eastern Germany comes to 94 litres per capita per day and the old federal states to 131,5 liters per capita per day³. Saxony has the lowest water consumption per capita with only 88 liters per day. (Statistisches Bundesamt 2008).

The decline of the water consumption and thus of the amount of wastewater causes primary overcapacities. Most of the wastewater treatment plants in Eastern Germany were mainly

² Variant 1-W1 of the Federal Statistical Office.

³ From this calculation Berlin (142 liters) was excepted.

designed for “blooming landscapes”⁴ i.e. increasing population and economic growth. The cost for some elements of the infrastructure such as pumping stations could decline in the case that the elements use less energy. In other cases, costs might rise if chemical or technical processes are causing problems because of underutilization. For example, the longer retention rate of the wastewater in the canal systems can cause the development of hydrogen sulphide which can result in odour and corrosion. In high concentrations, hydrogen sulphide is the most common culprit for deadly canal accidents. A possible adaptation option might be the addition of chemicals or structural adaptations such as the installation of in pipe lining systems. (Pöllmann 2008)

In general the urban drainage organization has to evaluate under which conditions structural adaptation, therefore investments, might reduce cost. But this requires reliable information about the future as well as an illustration of uncertainty caused by demographic change.

Scenario planning

In recent publications (Bohensky, Reyers et al. 2006, Dominguez, Truffer et al. 2006, Dominguez, Gujer 2006, Means, Patrick et al. 2005, Beuhler 2003, Hiessl 2003, Phelps, Chan et al. 2001), scenario planning is proposed as an appropriate instrument to handle uncertainty in the wastewater sector.

Dominguez, Truffer et al. (2006) support the use of scenario planning methods in the urban drainage sector. They are calling for change in the current practice of capacity planning of a wastewater treatment plant (WWTP). The methods calculating the capacity of a wastewater treatment plant which are currently in use often disregard key dynamics of the system. Unforeseeable economic, social or legal changes lead to over- or under-capacities.

“An unfulfilled forecast will lead to an over- or undersized plant. While the former produces unnecessary capital and operational costs, the latter can require expensive upgrades of the plant in order to meet environmental standards. These environmental standards, on the other hand, can also change over time, posing new demands on the WWTP. [...] The long planning phase and the long operational lifespan of wastewater structures only add to this dilemma.” (Dominguez, Truffer et al. 2006)

Phelps, Chan et al. (2001) present the result of an empirical study in the UK. They examine the application of scenario planning in the water sector and IT industry and its effects on performance. The results show that 77 % of the responding⁵ water companies in the UK use scenario planning methods. Unfortunately, the study does not evaluate which design is

4 Former German chancellor Helmut Kohl used the words „blooming landscapes“ (German: blühende Landschaften) to describe his vision of the newly-formed states in a television address on 1.07.1990 on the occasion of effective day of the monetary, economic and social union. For the original speech see also: <http://www.helmut-kohl.de/index.php?msg=555, status 11.11.2008>

5 22 of 28 in the UK existent water companies responded to the survey.

applied.⁶ The choice of the right scenario planning design is the focus of current research as well as of this paper.⁷

Definitions

As scenario methods were mainly driven and developed in very different disciplines and adapted by many different practitioners, terms are not clearly defined. They are used in very different ways and are still the subject of current research. (Bishop, Hines et al. 2007).

In this paper a scenario is defined as a possible projection of the future. Scenario planning describes the entire process of developing scenarios.

An important part of scenario planning is the scenario approach, e.g. the number of steps that are necessary to undertake a scenario planning project. "*The [scenario] approach consists of an ordered series of steps to accomplish the objectives of the [scenario planning] project.*" (Bishop, Hines et al. 2007)

Scenario techniques are different instruments used in scenario planning in order to facilitate the process and to ameliorate the outcome⁸.

The reader of current research papers may get confused by the terms scenario planning and scenario development as the two terms are sometimes used interchangeably. Bishop, Hines et al. (2007) suggest that "scenario planning has to do more with a complete foresight study, where scenario development is concerned specifically with creating actual stories about the future. Scenario planning is a far more comprehensive activity, of which scenario development is one aspect."

History

The first ancestors of scenarios are identified by Bradfield, Wright et al. (2005) in Plato's description of his ideal "Republic" as well as in the works of Thomas More and George Orwell. Scenario planning was first mentioned by military strategists in Prussia in the 19th century by Clausewitz and Moltke. Early scenario techniques were developed during the Cold War by The Rand Cooperation as a spin-off of the US Airforce and the Douglas Aircraft Company. At The Rand Company Herman Kahn developed scenarios for the Air Defense System Missile Command. Herman Kahn is often seen as the father of modern scenario planning. Pierre Wack who used Kahn's method at Royal Dutch Shell realized the first well documented busi-

6 However, the study works out that size matters. The 23 % of water companies who do not use scenario planning methods are mainly small companies, whereas the users of scenario planning are mainly large companies dealing with water and sewage. The authors of the study identify regulation and environmental issues as the most important drivers. The performance was measured by a mix of financial, subjective and service indicators. The study proved a slight correlation between scenario planning and performance. The question is now whether urban drainage companies, which are mainly small or medium sized, can afford scenario planning projects. Will (2008) proposes, especially for small and medium sized companies, the use of scenario planning projects to address systematically uncertainty in times of global changes. He suggests that "networking or formation of clusters of small businesses with regional trade associations and/or external consulting might be an effective approach" to pool resources.

7 Further information about the diffusion of scenario planning methods are resumed in Bradfield, Wright et al. (2005). An overview above the use of scenario planning in the chemical industry is given by Herzhoff (2005), for the automotive industry see Götze (1991).

8 The cross impact analysis, for example, is a scenario technique.

ness application of scenario planning. At the same time General Electric also experimented with scenarios, but did not discuss it as openly as Royal Dutch Shell did (Wack 1985).⁹

Status quo of the methodological literature

As completely clear as the origins of scenario planning are, so is the confusion over the different methods of scenario planning which have been used over the years. The reason is, once again, that practitioners of different disciplines adapted the scenario idea to their specific needs and did not apply a certain standard methodology. The result is a vast number of different methods. One reason might be a dualism of the futurists and the scientific scenario planners. Even in one of the most cited scenario studies throughout the world, the reports of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), the theory of scenario planning seems to be neglected. Nordlund (2008) attests a lack of integration¹⁰ of future research in IPCC reports.

Martelli (2001) describes the situation as “methodological chaos”. Current research is trying to categorize and systemize the different scenario typologies and techniques (Bishop, Hines et al. 2007, Bradfield, Wright et al. 2005, Börjeson, Höjer et al. 2006, Voros 2006, van Notten, Rotmans et al. 2003, Mietzner, Reger 2004, Geschka, Hammer 1997). In order to deduce the best methods for urban drainage companies, a user guide that derives specific techniques from certain scenario project characteristics would be helpful. Early promising works were undertaken mostly by European authors, as for example by Zürni (2004) and Kosow, Gaßner (2008).

Van Notten, Rotmans et al. (2003) propose an updated scenario typology, which categorizes scenarios by using overarching themes. The overarching themes describe the key aspects of scenarios, the project goal (why?), process design (how?) and the scenario content (what?).

The categorization of Börjeson, Höjer et al. (2006) distinguishes between a predictive scenario project (What will happen?), an explorative project (What can happen?) and a normative scenario project¹¹ (How can a specific target be reached?).

Predictive (probable) scenario projects are dealing with the most likely events. A specific development is expected to occur, and the predictive scenario project aims at assessing the impacts. Estimated challenges and opportunities are highlighted and prepared for the decision maker.¹² Essential for predictive scenarios is the focus on analyzing and calculating the impacts of a small number of trends. (Börjeson, Höjer et al. 2006)

Explorative (possible) scenarios, on the contrary, are more long-term oriented. They start in the future and derive consequences for today’s decisions. Its main focus is the identification

9 For more etymological details see (Götze 1991, Meyer-Schönherr 1992, von Reibnitz 1992)

10 e.g. citations.

11 Van van Notten, Rotmans et al. (2003) consider normative aspects only as a characteristic of scenario projects but not as a specific typology.

12 The predictive scenarios of Börjeson, Höjer et al. (2006) resemble the decision making scenario projects of van Notten, Rotmans et al. (2003).

and analysis of possible pictures of the future. Explorative scenarios try to find out what the future could look like. (Börjeson, Höjer et al. 2006)

Normative (preferable) scenarios focus on a certain objective. For example, a watershed agency is concerned about how to achieve the goal of the good status of a watershed by 2015 as demanded by the EU Water Framework Directive¹³. Normative scenarios investigate if and how this goal can be realised if important elements of the current situation change.

Bishop, Hines et al. (2007) categorize scenario projects using different groups of scenario techniques. Their categories are: judgment, baseline, elaboration of fixed scenarios, event sequences, dimension of uncertainty, cross-impact analysis and modelling.

Judgement techniques help the scenario planner to describe the future. If the scenario planner is not a virtuoso scenario planner, such as Herman Kahn once was, he might use visualization techniques in combination with mediation and relaxation techniques or role playing. These informal techniques help to get intuitive images of the future.

The baseline category includes techniques that “*measure existing trends and extrapolate their effects into the future.*” (Bishop, Hines et al. 2007). Given historical data, the scenario planner can use simple mathematical tools or judgement techniques if no data is available.

Elaboration of fixed scenarios: A small number of scenarios is prepared ahead of time, for example a green future scenario, a high tech scenario and a depression scenario, etc. Afterwards, the logic of the scenarios is discussed and the impacts on specific domains (law, politics, family life, mobility, public services, etc.) have to be discussed. This method helps to focus on the implications and its consequences and avoids struggling with future uncertainties.

Event sequences: This technique is based on the idea that the future is a sequence of events. An event might happen with a certain probability and leads to further specific events with specific probabilities which are followed by other specific events and so on. Plotted in a probability tree, the most likely future can even be computed.

Backcasting: The starting point of backcasting techniques is a specific image of the future or a vision. For example, every person on earth has access to safe drinking water. Decomposing this goal in its components helps to identify the steps that are necessary to realize this goal.

Dimensions of uncertainty: The starting point for scenario development is the uncertainties of key drivers. Based on these uncertainties, alternative scenarios are constructed. The most famous representative of this technique is Schwartz (1998). The technique is also known as the GBN matrix, which considers two key uncertainties. The morphological analysis and field anomaly relaxation are extensions of the GBN matrix and include more than two key uncertainties.

13 The EU Water Framework Directive obliges all member States to “protect, enhance and restore all bodies of surface water, [...] with the aim of achieving good surface water status at the latest 15 years after the date of entry into force of this Directive.” Directive 2000/60/EC of 23 October 2000 (European Commission 2007).

Cross-impact analysis: The main idea of the cross-impact analysis is that the occurrence of an event will change the probabilities of the occurrence of other events. In the column of a matrix a list of possible events is enumerated. Each event has its starting probability. In the line of event 1, to each of the other events [2,...,n] is assigned a probability, assuming that event 1 has occurred. The same procedure is continued for each event. Afterwards, a random probability between 0 and 1 is chosen. Each event with a probability higher than this random probability is assumed to occur. A distribution of probabilities results by repeating this procedure several times. This can be used to estimate the probability of an event, given that the possible occurrence of the other events is known. (Huss, Honton 1987)

Modelling: The bases for these techniques are mathematical models or equations. Each model consists of a set of assumptions. A certain set of different assumptions of the model constitute one scenario. This can be done in order to promote the complex illustration of the result. The trend impact analysis (TIA) is one of the representatives of this category of techniques. It was developed by Ted Gordon (1994) and considers the effects of perturbing events. Generally, modelling techniques are often used to identify baseline scenarios.¹⁴

Courtney (2003) makes an important contribution by underlining that the scenario design thus also the used techniques should be chosen up-on the type of uncertainty. If uncertainty can be operationalized and the time horizon is not too long more predictive oriented designs such as modelling in combination with sensitivity analysis might be more appropriate than more qualitative oriented scenario workshops. The latter option might be more appropriate if the time horizon is more long-term oriented and uncertainty is much more abstract.¹⁵

Mietzner, Reger (2004) as well as Geschka, Hammer (1997) compare different scenario approaches. In German textbooks the approach of Geschka and Hammer (1997) is predominant. In the English language literature the approaches of Schwartz (1998) and van der Heijden (2002) are popular. The number of steps varies between four and twelve. Table 1 maps the different scenario planning approaches.

In the following the core characteristics are synthesized. It can be stated that an important characteristic of a scenario project is its goal, design and content (van Notten, Rotmans et al. 2003). The goal can be explorative or a predictive. Normative scenario goals, e.g. the intrusion of norms, can be found in both categories, therefore they are excluded. (Börjeson, Höjer et al. 2006, van Notten, Rotmans et al. 2003)

The scenario design is determined by the scenario techniques that are used (Mietzner, Reger 2004, Geschka, Hammer 1997, Huss, Honton 1987). Obviously, not every technique might be appropriate for every scenario goal. Using the technique typology of Bishop, Hines et al. (2007) baseline, modelling and event sequences are clearly more predictive oriented, whereas judgement techniques, elaboration of fixed scenarios and backcasting are more of an explorative nature. These techniques are goal-dependent or in the terms of Börjeson, Höjer et al. (2006) generating or integrating techniques.

¹⁴ Butts (2007) used TIA and examined historical price escalation rates in an attempt to determine future trends. Further readings concerning TIA can be found in (Huss, Honton 1987, Cornisch 2001, Gordon 1992, Butts 2007)

¹⁵ See also Courtney (2003)

Table 1									
Overview about different scenario approaches									
Phelps, Chan et al. (2001)	Bishop, Hines et al. (2007)	van der Heijden, Kees A. (2002)	P. Gomez / F. Escher cited in Geschka, Hammer (1997) translated	Schwartz (1998) Ringland (2006)	Geschka, Hammer (1997) translated	Ralph MacNulty (1977)	Oberkampf (1976); cited in Geschka, Hammer (1997) translated	Linneman, Kennell (1977)	M. Segner cited in Geschka, Hammer (1997) translated
1.) defining scope	1.) framing	1.) structuring the scenario process	1.) identification of possible business areas	1.) identify focal issue or decision	1.) definition and structuring of scope	1.) development of databases	1.) definition of problem	1.) identification and formulation of the company's mission, objectives and policies	1.) definition of problem
2.) database construction	2.) scanning	2.) exploring the scenario context	2.) identification of the environment of the business areas	2.) key forces in the local environment	2.) identification of drivers	2.) selection of the organisation's objective	2.) description of problem	2.) determination of planning horizon	2.) description of problem
3.) building scenarios	3.) forecasting	3.) developing the scenarios	3.) identification of trends	3.) driving forces	3.) formulation and projections of descriptors	3.) evaluation of organizational variables	3.) description of the environment of the problem	3.) identification of the company's leverage and vulnerability	3.) description of the environment of the problem
4.) choosing strategic options	4.) visioning	4.) stakeholder analysis	4.) evaluation of the assumptions against probabilities and dependency	4.) rank by importance and uncertainty	4.) bundling assumptions to consistent sets	4.) evaluation of environmental variables	4.) total scope	4.) determination of factors with almost complete certainty	4.) subsumption of the problem in the superordinated system
	5.) planning	5.) systems check	5.) testing the scenarios	5.) selecting the scenario logics	5.) derivation of scenarios	5.) scenario selection	5.) constitution of assumptions	5.) identification of trends with make or break consequences	5.) developing of the of assumptions
	6.) acting	6.) impacting organizational thinking and acting	6.) interpretation of the scenarios	6.) fleshing out the scenarios	6.) analysis of disturbances	6.) development or construction of scenarios	6.) development of preferred scenarios	6.) assignation of reasonable values to each key variable	6.) development of first scenarios
				7.) implications	7.) consequences for the organization	7.) analysis of the implications of the scenarios	7.) development of decision criteria	7.) development of scenarios	7.) formulation of constraints
				8.) selection of leading indicators and signposts	8.) derivation of measures	8.) implementation	8.) identification of wildcards	8.) development of strategies for each scenario	8.) identification of wildcards
							9.) development of scenarios	9.) testing the flexibility of each strategy in each scenario	9.) development of alternative scenarios
								10.) selection or development of the optimal response strategy	10.) development of measures
									11.) controlling of effectiveness
									12.) conclusion

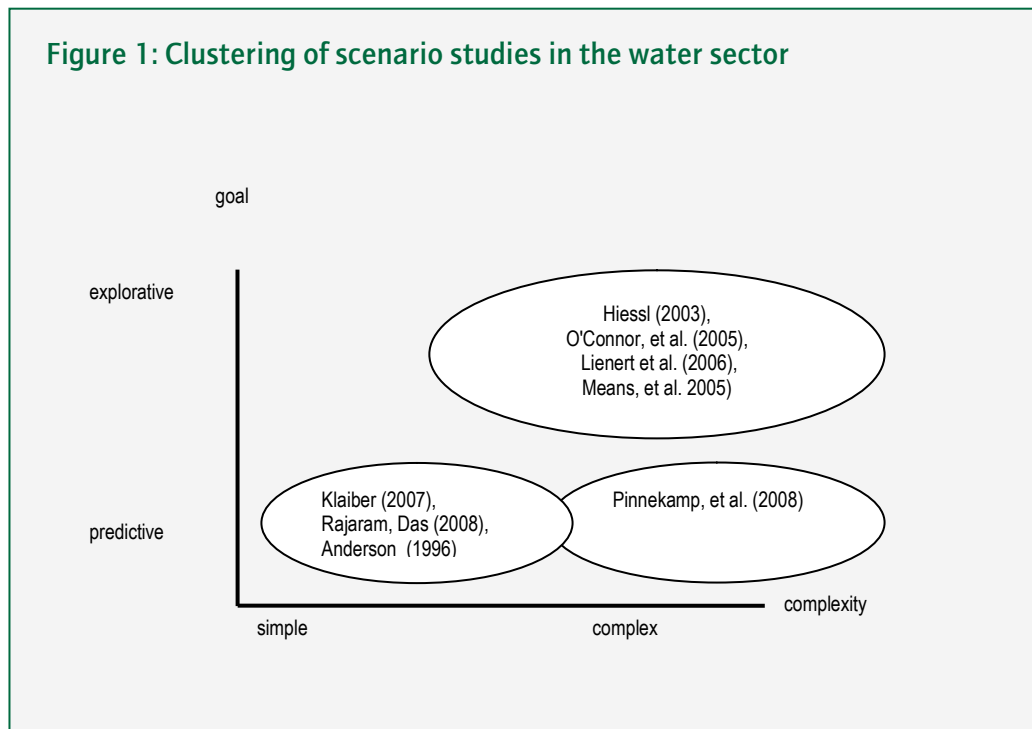
Some techniques have an additional function. They are not necessary but can help to deal with some methodological problems. For example a high degree of driver independency can be evaluated using the cross-impact analysis. The dimension of uncertainty techniques are especially advantageous if a large number of drivers has to be weighted. These techniques are content-dependent. Börjeson, Höjer et al. (2006) call these techniques consistency techniques.

Finally, the scenario approach should be chosen depending on the specific goals and techniques as proposed by Huss, Honton (1987). The core characteristics are thus goal (predictive, explorative), content (simple, complex) and approach (author a or b).

	system	region	problem setting	goal	content	design technique	approach
Hiessl (2003)	municipal water utilities	two city quarters in North Rhine-Westphalia, Germany	sustainability of alternative urban water systems	explorative	complex: large number of drivers, internal (degree of centralisation, degree of water recycling, combined vs. separate system) and external driver (PEST)	dimensions of uncertainty	Schwartz (1998)
Pinnekamp, Wienert et al. (2008)	wastewater	Mannheim, Germany	impacts of demographic change on urban drainage	predictive	complex: large number of drivers, e.g. climate change, demographic change, legal, economic and social drivers	modelling, baseline	no specific
Klaiber (2007)	water supply	Baden-Württemberg, Germany	impacts of climate change	predictive	simple focusing on physical drivers	modelling, baseline	no specific
Rajaram, Das (2008)	industrial wastewater	India	water quality	predictive	complex: different economic, legal, social drivers	no specific	no specific
Anderson (1996)	water recycling	Australia	water quantity	predictive	complex: social, economic, physical drivers	no specific	no specific
(Means, Patrick et al. 2005)	water utility	USA	strategic planning	explorative	complex: large number of drivers	no information	backcasting
O'Connor, McFarlane et al. (2005)	river basin management	Avon river basin, Australia	regional planning	explorative	complex: environmental, economic and social drivers	dimensions of uncertainty	own development, close to Schwartz (1998) see also table 2
Lienert, Monstadt et al (2006), Störmer, Ruff et al. (2008)	wastewater	Klettgau, Kiental, Dübendorf Switzerland	Sustainable strategic planning	explorative	complex: large number of drivers	dimensions of uncertainty:	own development but literature was considered

Overview of the use of scenarios in the water sector

This chapter reviews scenario studies in the water sector using the core characteristic derived from the last chapter. The core characteristics are: goal (predictive, explorative), content (simple, complex) and approach (author a or b). The search for the terms “water” and “scenarios” mainly in the English literature resulted only in a very small number of scenario studies. An



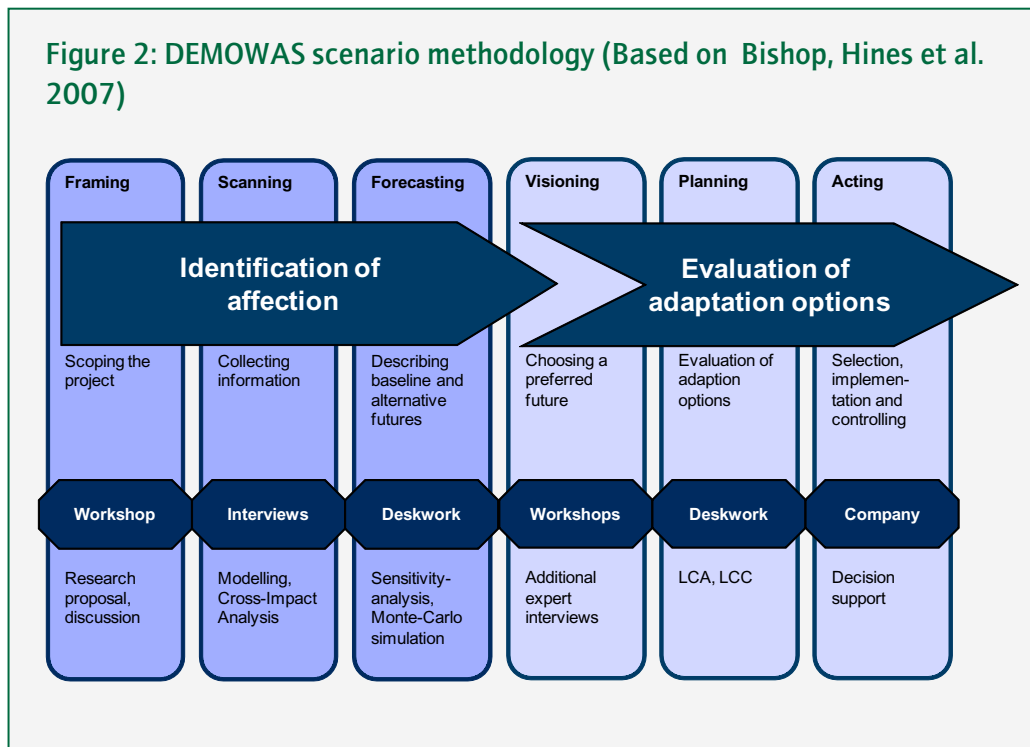
overview of the identified scenario studies in the water sector can be found in Table 2: Overview of scenario studies in the water sector.¹⁶

Half of the identified studies in this review are predictive. The studies of Hiessl (2003), Means, Patrick et al. (2005), O'Connor, McFarlane et al. (2005) and Lienert, Monstadt et al. (2006) have explorative goals. The study of Hiessl (2003) is the only one that refers to a specific approach of a specific author. O'Connor, McFarlane et al. (2005) are using an approach that is comparable with the approach of Schwartz (1998). Lienert, Monstadt et al. (2006) are developing their own approach but are referring to the current literature as this paper does.

The study Pinnekamp, Wienert et al. (2008) is examining the impacts of demographic change on urban drainage. Even when this study does not use the term scenario planning it is using analogical techniques. Means, Patrick et al. (2005) are highlighting different development plans for the water sector in the USA and are referring to Schwartz (1998). They are using backcasting-techniques to identify strategic development options.

Almost all identified studies were classified as complex. This is characteristic for the water sector, because a large number of drivers (legal, environmental, social, economic, technological) interact with a high degree of interdependency. The rest of the identified studies can be classified as scenario studies but do not explain their methodology clearly enough. Here, once again it can be observed that scenario planning is used in very broad sense, and no specific method is predominant. The studies can be clustered by their goal and the degree of complexity. Figure 2 plots the identified scenario studies in a matrix, differentiating between explorative and predictive scenarios and a low or a high degree of complexity.

¹⁶ These results are the outcome of a literature review in mainly English language literature databases. Therefore this review is not complete but any indication of scenario studies would be appreciated very much by the authors.



The DEMOWAS Scenario Planning Method

In this chapter the scenario methodology of the project „Impacts of demographical change on the drainage of settlements (DEMOWAS)“ is presented. Therefore the core characteristics (goal, content and design of the methodology) are explained and the approach is discussed.

The primary goal of the project is to support wastewater organizations in identifying possible impacts by demographic change and the secondary goal is to support them in identifying adaption options if they are affected. The first goal is clearly predictive and answers the question of Börjeson, Höjer et al. (2006): “What will happen?”. The second goal is much more explorative and answers the question: “What could happen?”.

The authors understand the terms predictive and explorative that in predictive scenario projects the focus lies on the scenario development phase e.g. on the construction of the scenarios whereas explorative scenario projects focus on the last part of the scenario planning process in which the scenarios are transferred into decisions. In an extreme case an explorative scenario project can be conducted without the first phase, as it would be the case in a backcasting or elaboration of fixed scenarios project (Bishop, Hines et al. 2007). The integration of explorative goals in a predictive scenario project implies the danger that the scenarios are too heavily based on historic and present trends and that only incremental adaption options can be identified. Nevertheless, the decision was made to start with a predictive scenario methodology and to complete it with explorative elements. The necessary input for the explorative part will be integrated via expert interviews.

The content of the DEMOWAS scenario methodology is clearly complex. Even when demographic change is in the focus of the project, other drivers cannot be neglected. The wastewater sector is highly regulated and neglecting this or other important drivers would result

in no reliable scenarios. The drivers of the wastewater sector are also characterized by a high degree of interdependency and the integration of consistency techniques is planned.

The design of the study is based on the approach of Bishop, Hines et al. (2007) and completed by the generating techniques modelling and baseline and supported by consistency techniques such as the cross-impact analysis.

In the following chapter the DEMOWAS scenario methodology will be explained on the basis of the approach of Bishop, Hines et al. (2007) which consists of the steps framing, scanning, forecasting, visioning, planning and acting.

Framing

In the first step the project has to be scoped, the attitude, audience, work environment, rationale, purpose, objectives and teams has to be committed. The goal of the DEMOWAS scenario methodology is determined in the research proposal and was discussed at the kick-off meeting. The project pursues three modular goals:

The development of methods and scenarios for realizing a local, temporal and causal differentiated prognosis of the impacts of demographic change on the different subsystems of the drainage of settlements.

The formulation of strategies for an economic and ecological adapted management of the existing systems and for a future-oriented development and redesign of drainage systems as well as the deduction of controlling instruments supporting the solutions

The application of the developed methods and solutions in the model cases in Zittau, Bautzen and Gladbeck.

Scanning

In the scanning phase all relevant information has to be collected, the system has to be studied, including its history and context. "As organizations exist in a given environment, if they are to survive, they must carefully assess the conditions and changes occurring in this environment. Environmental scanning is a process by which organizations analyse the trends and patterns relating to their business environment." (Costa 1995)

In order to identify the relevant drivers a categorization of the general conditions of the macro environment is helpful. Fahey, Narayanan (1986) distinguish the categories political (political milieu und regulatory environment), economic, social demographics, life styles and social value) as well as technological environment. (Fahey, Narayanan 1986) This analysis is also known as PEST-Analysis. (Costa 1995)

„PEST Analysis is a tool to help analyse and understand the external environment in which an organisation operates and how this environment is changing and the potential effect of those changes.“ (Office of Government Commerce OCG 2006)

The PEST-Analyses is combined with a company model in which the impacts of demographic change on the fee system are modelled. On the basis of these two elements all relevant external as well internal drivers are identified. In cooperation with experts and our project partners we have to make assumptions on the development of some drivers. Other inputs, for example the demographic data, could be integrated from external sources.

In a second step the drivers are ranked. Using the Cross-Impact Analysis and the software "ScenarioWizard Basic 2.11" the drivers are combined and synthesized in 4-5 relevant scenarios.

Forecasting

In the forecasting phase the scenarios are developed and the results are presented in workshops. The results show the degree of affection under different scenarios. Crucial points are the future wastewater rate that would be necessary to run the system cost-covering. The importance of the drivers and the impacts of the assumptions will be worked out by sensitivity and a Monte-Carlo simulation.

Visioning

In the visioning phase the preferred future has to be chosen. In order not to promote only incremental adaptations based on the existing system, additional expert interviews will be conducted. Sunk-costs and the force of the habit might hinder the operators to think out of the box with external stimuli and scenarios a wider spectrum of options might be discussed.

Planning

Once the adaptation options are identified, they have to be evaluated. In order to integrate all relevant aspects during the whole life cycle we have chosen the two instruments: Life Cycle Assessment (LCA) and Life Cycle Costing (LCC).

The ecologic aspects of the adaptation options will be evaluated using the Life Cycle Assessment. LCA is defined in the DIN ISO EN 14040 and DIN ISO EN 14044 as "compilation and evaluation of the inputs, outputs and the potential environmental impacts of a product system throughout its life cycle". The LCA allows "environmental claim regarding the superiority or equivalence of one product versus a competing product that performs the same function." Preliminary work in this area is conducted by: Benedetti, Dirckx et al. 2007, Carlsson Reich 2005, Gallego, Hospido et al. 2008, Geyler 2008, Hügel 2000, Johansson, Perzon et al. 2008, Kirk, Etnier et al. 2005, Lassaux, Renzoni et al. 2007, Lundin, Morrison 2002, McConville, Mihelcic 2007, Ortiz, Raluy et al. 2007, Renou, Thomas et al. 2008, Schubert 2006, Tillman, Svingby et al. 1998.

The economic aspects of the adaptation options will be assessed using LCC. LCC is a method for the life cycle oriented evaluation of investment options. It considers the use phases as well as the production and disposal phase of the life cycle. LCC is especially appropriate for the case that the life cycle of the option is characterised by a long use-phase. Thus higher purchase prices can be compensated if the running costs of the option are lower. As LCC is

especially attractive for evaluating downgrading options because it might overcome the sunk-cost thinking. (Günther 2008)

Preliminary work in the area of LCC and urban drainage is conducted by: Benedetti, Dirckx et al. 2007, Carlsson Reich 2005, Bäumer 2000, Ciroth, Gensch et al. 2008, Günther, Kriegbaum 1999, Ulmschneider 2004.

Acting

The evaluated options will be presented in a project workshop. But essential for a successful implementation will be a iterative controlling of the counter measures. Are the decisions really effective? Does the demographic change really come as hard as predicted? Does the operator have to reinforce its efforts or are the implemented adaption options sufficient to tackle demographic change. Anyway, scenario planning will support the decision-maker to reduce subsequent improvements because possible uncertainties are identified much more precisely than with any other planning instruments.

Conclusion

Scenario planning is an appropriate instrument to identify the impacts of demographic change on the urban drainage companies. The actual status quo of the literature shows that methodological problems are still subject of current research thus the scenario planner has to make his own choice. The scenario planner has to choose which goal his scenario project has: explorative or predictive goals. In our case predictive scenario projects support the decision maker in the waste water organisation in identifying the impacts of demographic change whereas explorative scenarios help to identify possible adaptation options. The approach in our DEMOWAS project was based on Bishop, Hines et al. (2007) and consists of the six steps: framing, scanning, visioning, backcasting, planning and acting.

References

- BÄUMER, K.A., 2000. Lebenszykluskostenanalysen im Rahmen von Ersatzentscheidungen in der Nutzungsphase klärtechnischer Elemente. Aachen: Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH.
- BELLEFONTAINE, K., HOLTkamp, O., THALER, S., LEPTIEN, C., HERKNER, T. and SIELER, A., 2005. *Wirtschaftsdaten der Abwasserentsorgung - Ergebnisse einer gemeinsamen Umfrage der DWA und BGW*. 3/07.
- BENEDETTI, L., DIRCKX, G., BIXIO, D., THOEYE, C. and VANROLLEGHEM, P.A., 2007. Environmental and economic performance assessment of the integrated urban wastewater system. *Journal of Environmental Management*, **In Press, Corrected Proof**.
- BEUHLER, M., 2003. Potential impacts of global warming on water resources in southern California. *Water Science and Technology*, 47(7-8), pp. 165-168.
- BISHOP, P., HINES, A. and COLLINS, T., 2007. The current state of scenario development: An overview of techniques. *Foresight*, 9(1), pp. 5-25.
- BOHENSKY, E.L., REYERS, B. and VAN JAARSVELD, A.S., 2006. Future Ecosystem Services in a Southern African River Basin: a Scenario Planning Approach to Uncertainty. *Conservation Biology*, 20(4), pp. 1051-1061.
- BÖRJESON, L., HÖJER, M., DREBORG, K., EKVAL, T. and FINNVEDEN, G., 2006. Scenario types and techniques: Towards a user's guide. *Futures*, 38(7), pp. 723-739.
- BRADFIELD, R., WRIGHT, G., BURT, G., CAIRNS, G. and VAN DER HEIJDEN, K., 2005. The origins and evolution of scenario techniques in long range business planning. *Futures*, 37(8), pp. 795-812.
- CARLSSON REICH, M., 2005. Economic assessment of municipal waste management systems—case studies using a combination of life cycle assessment (LCA) and life cycle costing (LCC). *Journal of Cleaner Production*, 13(3), pp. 253-263.
- CIROTH, A., GENSCHE, C., GÜNTHER, E., HOPPE, H., HUNKELER, D., HUPPES, G., LICHTENVORT, K., LUDVIG, K., NOTARNICOLA, B., PELTZETER, A., PROX, M., REBITZER, G., RÜDENAUER, I. and VERGHESE, K., 2008. Life Cycle Costing Case Studies. In: D. HUNKELER, K. LICHTENVORT and G. REBITZER, eds, *Environmental Life Cycle Costing*. Pensacola: pp. 113-151.
- COSTA, J., 1995. An empirically-based review of the concept of environmental scanning. *International Journal of Contemporary Hospitality Management*, 7. Jg.(Heft 7), pp. 4-bis 9.
- COURTNEY, H., 2003. Decision-driven scenarios for assessing four levels of uncertainty. *Strategy & Leadership*, 31(1), pp. 14-22.
- DOMINGUEZ, D. and GUJER, W., 2006. Evolution of a wastewater treatment plant challenges traditional design concepts. *Water Research*, 40(7), pp. 1389-1396.
- DOMINGUEZ, D., TRUFFER, B. and GUJER, W., 2006. Driving forces in the long range development of wastewater treatment plants, *iEMS Third Biennial Meeting, „Summit on Environmental Modelling and Software“*, International Environmental Modelling and Software Society, July, 2006 2006, pp6 pp.
- EUROPEAN COMMISSION, 23/11/2007, 2007-last update, WFD: timetable for implementation. Available: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/timetable_en.htm [8/25/2008, 2008].
- FAHEY, L. and NARAYANAN, V.K., 1986. Macroenvironmental Analysis for Strategic Management. The West Series in Strategic Management. ST. Paul, Minnesota: .
- FRANK, H.-., 2007. *Demografische Entwicklung verschont öffentliche Infrastruktur nicht*. Weimar: .

- GALLEGO, A., HOSPIDO, A., MOREIRA, M.T. and FEIJOO, G., 2008. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. *Resources, Conservation and Recycling*, 52(6), pp. 931-940.
- GESCHKA, H. and HAMMER, R., 1997. Die Szenario-Technik in der strategischen Unternehmensplanung. In: D. HAHN and B. TAYLOR OF MANSFIELD, eds, *Strategische Unternehmensplanung - strategische Unternehmensführung : Stand und Entwicklungstendenzen*. 7, völlig neubearb. und erw. Aufl edn. Heidelberg: Physica-Verl., pp. 464-489.
- GEYLER, S., 2008. Ökonomisch-ökologische Bewertung von regionalen Trinkwasserschutzoptionen. 1. Aufl edn. Frankfurt am Main u.a.: Lang.
- GÖTZE, U., 1991. Szenario-Technik in der strategischen Unternehmensplanung. Wiesbaden: Dt. Univ.-Verl.
- GÜNTHER, T. and KRIEGBAUM, C., 1999. Life Cycle Costing. Ein Instrument zur Unterstützung der ökologieorientierten Kostenrechnung. In: H. BAUM, ed, *Betriebliche Umweltökonomie in Fällen*. München u.a.: Oldenbourg, pp. 232-286.
- HAUG, P. and DEILMANN, C., 2008. Kommunale Netzinfrastruktur: Demographischer Wandel, Stadtbau und Ersatzbedarf als künftige Kostenfallen? *InfrastrukturRecht - Energie, Verkehr, Abfall, Wasser*, Sonderausgabe „Kommunales Infrastruktur-Management“ (11), pp. 322-325.
- HAUG, P., 2004. Sinkende Einwohnerzahlen und steigende Kosten für kommunale Leistungen. *Wirtschaft im Wandel*, 10(11), pp. 306-312.
- HERZHOF, M., 2005. *Szenario-Technik in der chemischen Industrie : Untersuchung von Software-Tools am Beispiel einer Studie zum Markt für Flammschutzmittel im Jahr 2010 und der praktischen Bedeutung der Szenario-Technik*, Pro Business.
- HIESSL, H., 2003. Alternativen der kommunalen Wasserversorgung und Abwasserentsorgung. AKWA 2100. Heidelberg: Physica-Verl.
- HIESSL, H., 2007. Alternative Scenarios of Urban Water Infrastructure Systems.
- HÜGEL, K., 2000. *Ökobilanzen in der Siedlungswasserwirtschaft*, Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich.
- HUMMEL, D. and LUX, A., 2007. Population decline and infrastructure: The case of the German water supply system. *Vienna Yearbook of Population Research*, , pp. 167-191.
- HUSS, W.R. and HONTON, E.J., 1987. Scenario Planning - What Style Should You Use? *Long Range Planning*, 20(4), pp. 21-29.
- JOHANSSON, K., PERZON, M., FRÖLING, M., MOSSAKOWSKA, A. and SVANSTRÖM, M., 2008. Sewage sludge handling with phosphorus utilization – life cycle assessment of four alternatives. *Journal of Cleaner Production*, 16(1), pp. 135-151.
- KFW BANKENGRUPPE, 2006. Auswirkungen des demographischen Wandels auf die Ver- und Entsorgungsnetze für Trinkwasser und Abwasser in den Kommunen. Frankfurt am Main: Kfw Research.
- KIRK, B., ETNIER, C., KÄRRMAN, E. and JOHNSTONE, S., 2005. *Methods for Comparison of Wastewater Treatment Options*. Project No. WU-HT-03-33, prepared for the National Decentralized Water Resources Capacity Development Project. Burlington, VT, USA: Ocean Arks International.
- KOSOW, H. and GAßNER, R., 2008. Methods of future and scenario analysis : overview, assessment, and selection criteria. Bonn: Dt. Inst. für Entwicklungspolitik.
- LASSAUX, S., RENZONI, R. and GERMAIN, A., 2007. Life cycle assessment of water from the pumping station to the wastewater treatment plant. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 12(2), pp. 118-126.

- LIENERT, J., MONSTADT, J. and TRUFFER, B., 2006. Future scenarios for a sustainable water sector: A case study from Switzerland. *Environmental Science and Technology*, 40(2), pp. 436-442.
- LUNDIN, M. and MORRISON, G.M., 2002. A life cycle assessment based procedure for development of environmental sustainability indicators for urban water systems. *Urban Water*, 4(2), pp. 145.
- MARTELLI, A., 2001. Scenario building and scenario planning: state of the art and prospects of evolution. *Journal of Futures Research Quarterly*, 17(2), pp. 61-63.
- MCCONVILLE, J.R. and MIHELICIC, J.R., 2007. Adapting Life-Cycle Thinking Tools to Evaluate Project Sustainability in International Water and Sanitation Development Work. *Environmental Engineering Science*, 24(7), pp. 937-948.
- MEANS, E., PATRICK, R., OSPINA, L. and WEST, N., 2005. Scenario planning: A tool to manage future water utility uncertainty. *Journal / American Water Works Association*, 97(10), pp. 68-75.
- MEYER-SCHÖNHERR, M., 1992. Szenario-Technik als Instrument der strategischen Planung. Ludwigsburg u.a.: Verl. Wiss. & Praxis.
- MIETZNER, D. and REGER, G., 2004. Paper 3 : Scenario Approaches – History, Differences, Advantages and Disadvantages. .
- NORDLUND, G., 2008. Futures research and the IPCC assessment study on the effects of climate change. *Futures*, 40(10), pp. 873-876.
- O'CONNOR, M.H., MCFARLANE, M., FISHER, J., MACRAE, D. and LEFROY, T., 2005. The Avon River Basin in 2050: Scenario planning in the Western Australian Wheatbelt. *Australian Journal of Agricultural Research*, 56(6), pp. 563-580.
- OFFICE OF GOVERNMENT COMMERCE OCG, 2006. Category Management Toolkit. PEST Analysis. .
- ORTIZ, M., RALUY, R.G. and SERRA, L., 2007. Life cycle assessment of water treatment technologies: wastewater and water-reuse in a small town. *Desalination*, 204(1-3), pp. 121-131.
- PHELPS, R., CHAN, C. and KAPSALIS, S.C., 2001. Does scenario planning affect performance? Two exploratory studies. *Journal of Business Research*, 51(3), pp. 223-232.
- PINNEKAMP, J., WIENERT, B., BOLLE, F.-., HEIN, A., EBERLE, K.-. and HOFFMEISTER, J., 2008. Abschätzung des demografischen Wandels für den Eigenbetrieb der Stadtentwässerung Mannheim. In: DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. (DWA), ed, *Demografischer Wandel - Herausforderungen und Chancen für die Deutsche Wasserwirtschaft*. Hennef: DWA, pp. 173-184.
- PÖLLMANN, C., 2008. Umgang mit Korrosion in Freispiegel-Abwasserkanälen. In: DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E.V. (DWA), ed, *Demografischer Wandel. Herausforderungen und Chancen für die Deutsche Wasserwirtschaft*. Hennef: pp. 65-81.
- RENOU, S., THOMAS, J.S., Aoustin, E. and PONS, M.N., 2008. Influence of impact assessment methods in wastewater treatment LCA. *Journal of Cleaner Production*, 16(10), pp. 1098-1105.
- SCHUBERT, J., 2006. Aussagefähigkeiten von Ökobilanzen: Sensitivitätsanalyse der Wirkungsabschätzung im Rahmen der ökologischen Bewertung an Beispielen der Klärschlamm Entsorgung in Nordrhein-Westfalen. 1 edn. Shaker.
- SCHWARTZ, P., 1998. The art of the long view : planning for the future in an uncertain world. Chichester u.a.: Wiley & Sons.
- STATISTISCHES BUNDESAMT, ed, 2006. 11. *Koordinierte Bevölkerungsvorausberechnung*. 65180 Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.

- STATISTISCHES BUNDESAMT, ed, 2008. *Statistisches Jahrbuch für die Bundesrepublik Deutschland 2008*. Wiesbaden: .
- STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN, 2007. 4. *Regionalisierte Bevölkerungsprognose für den Freistaat Sachsen bis 2020*. .
- STÖRMER, E., RUEF, A., DOMINGUEZ, D., , M., MAX and TRUFFER, B., 2008. Forward-looking strategic planning for the sanitation sector. In: EAWAG, ed, *Eawag Annual Report*. Zürich: pp. 50-51.
- TILLMAN, A., SVINGBY, M. and LUNDSTRÖM, H., 1998. Life Cycle Assessment of Municipal Waste Water Systems. *International Journal of Life Cycle Assessment*., 3(3), pp. 145-157.
- ULBRICH ZÜRNI, S., 2004. *Möglichkeiten und Grenzen der Szenarioanalyse eine Analyse am Beispiel der Schweizer Energieplanung*. Stuttgart ; Berlin: .
- ULMSCHNEIDER, M., 2004. Life Cycle Costing (LCC) und Life Cycle Assessment (LCA) - eine Übersicht bestehender Konzepte und deren Anwendung am Beispiel von Abwasserpumpstationen. *Dresdner Beiträge zur Lehre der Betrieblichen Umweltökonomie 16/2004*. edn. Dresden: .
- UNITED NATIONS, DEPARTMENT OF ECONOMIC AND SOCIAL AFFAIRS, POPULATION DIVISION, ed, 2007. *World Population Prospects: The 2006 Revision*. Working Paper No. ESA/P/WP.202. edn.
- VAN DER HEIJDEN, K.A., 2002. *Sixth sense : accelerating organizational learning with scenarios*. Chichester: Wiley.
- VAN NOTTEN, P.W.F., ROTMANS, J., VAN ASSELT, M.B.A. and ROTHMAN, D.S., 2003. An updated scenario typology. *Futures*, 35(5), pp. 423-443.
- VON REIBNITZ, U., 1992. *Szenario-Technik : Instrumente für die unternehmerische und persönliche Erfolgsplanung*. 2. Aufl edn. Wiesbaden: Gabler.
- VOROS, J., 2006. Introducing a classification framework for prospective methods. *Foresight*, 8(2), pp. 43-56.
- WACK, P., 1985. Scenarios: uncharted waters ahead. *Harvard business review*, 63(5), pp. 73-89.
- WILL, M., 2008. Talking about the future within an SME?: Corporate foresight and the potential contributions to sustainable development. *Management of Environmental Quality*, 19(2), pp. 234-242.

Szenarien zur Prognose der Nachfrage in Ostthüringen bis zum Jahr 2050

Alexander Fels, Markus Siehlow

Im nachfolgenden Abschnitt wird eine Wassernachfrageprognose für die Landkreise und kreisfreien Städte im Versorgungsgebiet Ostthüringen durchgeführt.¹ Diese ist aus dem Endbericht des Forschungsprojektes entnommen, welches im Jahr 2009 an der Technischen Universität Dresden durchgeführt wurde. Hierbei werden drei Szenarien betrachtet, welche jeweils unterschiedliche Entwicklungen bis zum Jahr 2050 prognostizierten. Während sich im „Base Case“ – Szenario (Szenario 1) die Nachfrage bis 2050 kaum verändert, sehen sich die öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen in den anderen beiden Szenarien deutlich anderen Nachfragesituationen gegenüber; während das Szenario 2 (*Fallender Wasserverbrauch*) einen Technologie-induzierten Nachfragerückgang und eine Bevölkerungsabnahme beschreibt, geht das Szenario 3 (*Steigender Wasserverbrauch*) von einem erheblichem Nachfrageanstieg bis 2050 aus. Innerhalb der nachfolgend näher erläuterten Szenarien wird zwischen Haushalten einerseits und in Industrie und Landwirtschaft andererseits unterschieden.

Szenario 1: Base Case

Das „Base Case“ – Szenario prognostiziert eine Wassernachfrage der Haushalte, Industrie und Landwirtschaft bis zum Jahr 2050, deren Verlauf sich nur geringfügig von den in der Vergangenheit beobachtbaren Entwicklungen in den betrachteten kreisfreien Städten Erfurt, Jena, Gera, Weimar und den Kreisen Altenburger Land, Greiz, Saale-Orla Kreis, Saale-Holzlandkreis, Saalfeld-Rudolstadt und Weimarer Land unterscheidet.²

Die Prognose im Rahmen des Wasserverbrauchs der Haushalte wird durch die Bevölkerungszahl und den Wasserverbrauch pro Kopf bestimmt. In Anlehnung an das Thüringer Landesamt für Statistik, das eine Bevölkerungsprognose bis zum Jahr 2020 vorgenommen hat, wird die Bevölkerung in den kreisfreien Städten Jena und Weimar steigen, während in den Städten Erfurt und Gera sowie im Landkreis Altenburger Land einen Bevölkerungsrückgang zu verzeichnen sein wird. Bis 2020 werden daher die Prognosen des Statistischen Landesamtes für die jeweiligen Regionen übernommen. Die Bevölkerungsentwicklung zwischen 2021 und 2050 berechnet sich hingegen für die betrachteten Kreise jeweils durch einen Faktor b_{Kreis}

$$B_{Kreis}^{2000} \times (1 + b_{Kreis})^{20} = B_{Kreis}^{2020}$$

$$\Leftrightarrow b_{Kreis} = \sqrt[20]{\frac{B_{Kreis}^{2020}}{B_{Kreis}^{2000}}} - 1,$$

¹ Es werden jeweils Werte im Fünfjahresrhythmus für die Jahre 2010 bis 2050 berechnet.

² Aus Gründen der Übersichtlichkeit werden nachfolgend im Fließtext nur die Städte Erfurt, Jena, Weimar und Gera sowie den Kreis „Altenburger Land“ vorgestellt.

welcher sich durch den Bevölkerungszuwachs zwischen den Jahren 2000 und 2020 ergibt. Die Gesamtbevölkerung der einzelnen Kreise im Jahr 2000 bzw. 2020 ist dabei durch B_{Kreis}^{2000} und B_{Kreis}^{2020} beschrieben. Die Bevölkerungsanzahl jedes Kreises für die Jahre 2021 bis 2050, B_{Kreis}^t mit $t = 2021 \dots 2050$, ergibt sich somit wie folgt:

$$B_{Kreis}^t = B_{Kreis}^{2020} (1 + b_{Kreis})^{t-2020}$$

Der durchschnittliche Wasserverbrauch pro Kopf und Tag, NF_{Kreis}^t mit $t = 2010 \dots 2050$, wird für jeweils ein Jahr bestimmt. In diesem Szenario wird die Annahme getroffen, dass der Wasserverbrauch pro Kopf und Tag in den jeweiligen Kreisen konstant bleibt. Da der Wasserverbrauch pro Kopf in einigen Kreisen jährlich stark schwankte, wird für jeden Kreis ein Mittelwert aus den Jahren 2001, 2004 und 2007 berechnet, welcher als Grundlage der Prognose bis zum Jahr 2050 dient:

$$NF_{Kreis}^t = \frac{NF_{Kreis}^{2001} + NF_{Kreis}^{2004} + NF_{Kreis}^{2007}}{3}$$

Weitere Wasserverbrauchsreduktionen durch technologische Fortschritte im Haushalt sind bis 2050 nicht zu erwarten, da die technischen Effizienzpotenziale vieler Wasserverbraucher wie Waschmaschinen, Spülmaschinen und Toilettenspülungen zum Großteil ausgereizt sind.

Die Gesamtwassernachfrage der Haushalte eines Kreises pro Jahr ergibt sich somit aus HH_{Kreis}^t mit $t = 2010 \dots 2050$ durch Multiplikation von B_{Kreis}^t und NF_{Kreis}^t und der entsprechenden Normierung auf ein Jahr und Kubikmeter:

$$HH_{Kreis}^t = \frac{B_{Kreis}^t \times NF_{Kreis}^t \times 365}{1000}$$

Tabelle 1 gibt folglich die Wasserverbräuche pro Kreis und Jahr in absoluten Werten wieder. Es wird dabei deutlich, dass die Jahresverbräuche in den Kreisen im ersten Szenario nur von der Bevölkerungsentwicklung abhängig sind und sich daher bis zum Jahr 2050 prozentual sehr unterschiedlich entwickeln.

Tabelle 1					
Wasserabgabe an private Haushalte im Szenario 1					
	Erfurt	Jena	Gera	Weimar	Altenburger Land
2010	8.335.582	3.951.338	3.547.946	2.054.773	3.107.491
2020	8.139.282	4.028.272	3.135.073	2.109.445	2.696.475
2030	8.029.280	4.124.236	2.726.416	2.180.711	2.445.073
2040	7.920.765	4.222.486	2.371.028	2.254.385	2.217.110
2050	7.813.717	4.323.076	2.061.964	2.330.548	2.010.401
$PV_{Kreis}^{2010-2050}$	-6,26 %	9,41 %	-41,88 %	13,42 %	-35,30 %

$PV_{Kreis}^{2010-2050}$ stellt hierbei die prozentuale Veränderung des Wasserverbrauchs eines Kreises zwischen den Jahren 2010 und 2050 dar, die sich durch

$$PV_{Kreis}^{2010 \text{ bis } 2050} = \frac{HH_{Kreis}^{2050} - HH_{Kreis}^{2010}}{HH_{Kreis}^{2010}} \times 100$$

berechnet. Während die Wassernachfrage in den kreisfreien Städten Erfurt, Jena und Weimar in 40 Jahren mit einer Änderung von etwa zehn Prozent nur geringen Veränderungen unterliegt, sinkt der Wasserverbrauch der Stadt Gera und des Kreises Altenburger Land innerhalb dieses Zeitraums mit nahezu 42 bzw. 35 Prozent wesentlich stärker.

Daten für die ungefähre Wasserabgabe an die Industrie und Landwirtschaft lassen sich im Vergleich zum Haushaltssektor nur schwer generieren. Während das statistische Landesamt Angaben über die Wasserabgabe insgesamt und die Wasserabgabe an private Haushalte für die Städte Erfurt, Weimar und den Kreis Altenburger Land zur Verfügung stellt, wodurch die Wasserabgabe an Industrie und Haushalte zu bestimmen ist, sind für die Kreisstädte Jena und Gera Verbräuche von null Kubikmeter angegeben. Die Wasserabgabe an die Industrie und Landwirtschaft der Kreisstädte Jena und Gera $IL_{Gera, Jena}^{2007}$ wird daher durch das Verhältnis der Wasserabgabe an die Haushalte und an die Industrie und Landwirtschaft Gesamtthüringens $V_{Thüringen}^{2007}$ berechnet und mit der Wasserabgabe an die Haushalte kombiniert:

$$IL_{Gera, Jena}^{2007} = [(HH_{Gera, Jena}^{2007} \times V_{Thüringen}^{2007}) - HH_{Gera, Jena}^{2007}]$$

$$V_{Thüringen}^{2007} = \frac{A_{Thüringen}^{2007, \text{Insgesamt}}}{A_{Thüringen}^{2007, \text{Haushalte}}}$$

Die Gesamtwasserabgabe an alle Endabnehmer einerseits ist mit $A_{Thüringen}^{2007, \text{Insgesamt}}$ und die Gesamtwasserabgabe an alle Haushalten andererseits mit $A_{Thüringen}^{2007, \text{Haushalte}}$ definiert.

Die Entwicklung der Wasserabgabe an Industrie und Landwirtschaft der Kreise wird an die Wassernachfrage der Haushalte in den entsprechenden Kreisen gekoppelt. Der Wachstumsfaktor der Industrie und Landwirtschaft il_{Kreis} errechnet sich wie folgt:

$$HH_{Kreis}^{2010} \times (1 + il_{Kreis})^{40} = HH_{Kreis}^{2050}$$

$$\Leftrightarrow il_{Kreis} = \sqrt[40]{\frac{HH_{Kreis}^{2050}}{HH_{Kreis}^{2010}}} - 1.$$

Die Gesamtwasserabgabe eines Kreises IL_{Kreis}^t mit $t = 2010 \dots 2050$ an die Industrie und Landwirtschaft berechnet sich schließlich durch

$$IL_{Kreis}^t = IL_{Kreis}^{2010} (1 + il_{Kreis})^{t-2010}.$$

Die absolute Wasserabgabe an Industrie und Landwirtschaft für jeden Kreis ist Tabelle 2 zu entnehmen.

Tabelle 2					
Wasserabgabe an Industrie und Landwirtschaft im Szenario 1					
	Erfurt	Jena	Gera	Weimar	Altenburger Land
2010	1.486.214	1.169.820	949.189	933.266	963.613
2020	1.462.386	1.196.413	828.760	963.116	864.213
2030	1.438.939	1.223.611	723.610	993.922	775.066
2040	1.415.868	1.251.427	631.802	1.025.713	695.116
2050	1.393.167	1.279.875	551.641	1.058.521	623.412
$PV_{Kreis}^{2010 \text{ bis } 2050}$	-6,26%	9,41%	-41,88%	13,42%	-35,30%

Da die Entwicklung der Wasserabgabe an die Industrie und Landwirtschaft an die Nachfrage der Haushalte gekoppelt ist, ist die prozentuale Veränderung der Wasserabgabe an Industrie und Landwirtschaft bis zum Jahr 2050 identisch der Wasserabgabe an private Haushalte.

Letztendlich setzt sich die Gesamtwasserabgabe eines Kreises G_{Kreis}^t mit $t = 2010 \dots 2050$ aus der Summe der Wasserabgabe an die Haushalte einerseits und die Wasserabgabe an die Industrie und Landwirtschaft andererseits zusammen (vgl. Tabelle 3):

$$G_{Kreis}^t = HH_{Kreis}^t + IL_{Kreis}^t$$

Tabelle 3					
Gesamtwasserabgabe an die Kreise im Szenario 1					
	Erfurt	Jena	Gera	Weimar	Altenburger Land
2010	9.821.796	5.121.158	4.497.136	2.988.038	4.071.104
2020	9.601.667	5.224.685	3.963.833	3.072.562	3.560.688
2030	9.468.219	5.347.847	3.450.026	3.174.634	3.220.139
2040	9.336.633	5.473.913	3.002.829	3.280.099	2.912.226
2050	9.206.884	5.602.952	2.613.605	3.389.069	2.633.813
$PV_{Kreis}^{2010 \text{ bis } 2050}$	-6,26%	9,41%	-41,88%	13,42%	-35,30%

Das Statistische Landesamt Thüringen (2007) geht in seinen Kalkulationen davon aus, dass die Gesamtbevölkerung Thüringens zwischen dem Jahr 2009 und dem Jahr 2050 um über 30 Prozent auf 1.538.200 Einwohner sinken wird. Demnach ist in den meisten Kreisen und kreisfreien Städten wie Erfurt, Gera und Altenburger Land eine Abnahme der Bevölkerung und somit eine geringere Wassernachfrage die Folge des ersten Szenarios. Lediglich Weimar und Jena haben bis zum Jahr 2050 eine höhere Wasserabgabe an Haushalte, Industrie und Landwirtschaft zu verzeichnen, da das erste Szenario deren Bevölkerungsentwicklung als steigend annimmt.

Szenario 2: Sinkender Wasserverbrauch

Das zweite Szenario beschreibt eine Wassernachfragesituation der Haushalte, Industrie und Landwirtschaft, die flächendeckend über alle Kreise bis zum Jahr 2050 deutlich sinken wird. Die geringere Nachfrage findet ihre Begründung in

- ▶ einer starken Bevölkerungsabnahme durch niedrige Geburtenraten und hoher Abwanderung,
- ▶ einem technologischen Fortschritt und Änderung der Wassernutzung in privaten Haushalten sowie
- ▶ der Abwanderung wasserintensiver Industriezweige und geringere Nutzung landwirtschaftlicher Flächen.

Es wird angenommen, dass die Bevölkerung Thüringens sich von 2.229.219 Einwohnern Ende 2007 auf 500.001 Einwohner zum Ende des Jahres 2050 signifikant verringert. Dies entspricht einer prozentualen Gesamtveränderung von

$$PV_{Thüringen}^{2008 \text{ bis } 2050} = \frac{B_{Thüringen}^{2050} - B_{Thüringen}^{2008}}{B_{Thüringen}^{2008}} = -78\%$$

wobei die Gesamtbevölkerung der Jahre 2008 und 2050 durch $B_{Thüringen}^{2008}$ und $B_{Thüringen}^{2050}$ dargestellt ist. Nachfolgend haben die einzelnen Kreise eine jährliche Bevölkerungsabnahme um den Faktor

$$b_{Kreis} = \sqrt[43]{\frac{B_{Kreis}^{2050}}{B_{Kreis}^{2007}}} - 1 = -0,0341650789,$$

zu verzeichnen, wobei der Faktor für jeden Kreis identisch ist, wodurch die relative Bevölkerungsabnahme jedes Kreises gleich ist. Infolge derselben Methodik und Notation wie im vorherigen Szenario ergibt sich die Einwohnerzahl eines Kreises B_{Kreis}^t mit $t = 2010 \dots 2050$ durch

$$B_{Kreis}^t = B_{Kreis}^{2007} \times (1 + b_{Kreis})^{t-2007}.$$

Der Wasserverbrauch der Haushalte wird in Folge technologischer Fortschritte weiter sinken. Das Szenario zwei geht davon aus, dass der Wasserverbrauch bis zum Jahr 2050 jährlich um ein Prozent des Vorjahresverbrauchs abnimmt. Ursachen für einen weiteren Rückgang des Wasserverbrauchs sind Weiterentwicklungen in der Wassereffizienz von Wasch- und Spülmaschinen und der Toilettenspülung. Ebenso wirken sich ein stärker werdendes Kosten- und Umweltbewusstsein auf den Verbrauch aus.

Darüber hinaus wird davon ausgegangen, dass Privathaushalte und private Organisationen dazu übergehen eigene Wasseraufbereitungsanlagen zu installieren. Diese Anlagen bereiten das verwendete Spül- und Waschmaschinenwasser sowie Wasser für Körperhygiene für die Weiternutzung wieder auf. Dadurch entsteht ein Kreislauf für Grauwasser, wodurch weniger Frischwasser von den öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen nachgefragt wird. Es ist davon auszugehen, dass das Wasser aus den Aufbereitungsanlagen nahezu 60 Prozent des täglichen benötigten Wassers bereitstellt. Jedoch weisen die Aufbereitungsanlagen auch einen Wasserverlust auf, welcher mit neuem Frischwasser gedeckt werden muss und unter der hier getroffenen Annahme zehn Prozent beträgt. Diese Wasseraufbereitungsanlagen werden schrittweise ab dem Jahr 2010 in Thüringen eingeführt, zunächst in neuen modernen Gebäudekomplexen und großen Wohnhäusern. Weitere Kostenreduzierungen und technologische Fortschritte in den nachfolgenden Jahren machen schließlich eine nachträgliche

Installation auch in kleineren Wohnhäusern möglich. Bis zum Jahr 2050 werden nahezu 80 Prozent der Haushalte Thüringens mit diesen Wasseraufbereitungsanlagen ausgestattet sein.

Der Wasserverbrauch einer Person pro Tag des Jahres t eines Kreises ergibt sich aus

NF_{Kreis}^t mit $t = 2010 \dots 2050$ und verringert sich im zweiten Szenario infolge der Erhöhung der Effizienz von Wasserverbrauchern sowie der Verwendung von Wasseraufbereitungsanlagen. Ausgangspunkt für die Wasserverbräuche ab dem Jahr 2010 bilden wie im ersten Szenario die Mittelwerte der Jahre 2001, 2004 und 2007. Der vorläufige Wasserverbrauch eines Kreises pro Kopf und Tag ohne Wasseraufbereitungsanlage berechnet sich somit anhand der Formel

$$NF(vorläufig)_{Kreis}^t = NF_{Kreis}^{t-1} \times 99\%.$$

Der Bevölkerungsanteil, welcher mit der Wasseraufbereitungsanlage ausgestattet ist, wächst

jedes Jahr um zwei Prozent (**80%/40Jahre**). Eine weitere Berücksichtigung des Wasserverlustes von zehn Prozent und des Anteils des aufbereiteten Wassers an der Gesamtwasserverwendung von 60 Prozent ergibt eine Nachfrage nach Wasser von öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen pro Kopf und Tag eines Kreises von

$$NF_{Kreis}^t = NF(vorläufig)_{Kreis}^t \times W + NF(vorläufig)_{Kreis}^t \times (1 - W) \times 40\% \times 110\%,$$

wobei der Anteil der Einwohner mit Anschluss an eine Wasseraufbereitungsanlage mit definiert ist.

Der Wasserverbrauch der gesamten Haushalte eines Kreises pro Jahr in Kubikmetern kalkuliert sich somit durch

$$HH_{Kreis}^t = \frac{B_{Kreis}^t \times NF_{Kreis}^t \times 365}{1000},$$

dessen Werte für die entsprechenden Kreise in der Tabelle 4 veranschaulicht werden.

Wie die Tabelle 4 verdeutlicht, sinkt der Wasserverbrauch der Einwohner Thüringens in allen Kreisen bis 2050 drastisch. Die Wasserabgabe an die Haushalte fällt zwischen den Jahren 2010 bis 2050 um 90,61 Prozent:

$$PV_{Kreis}^{2010 \text{ bis } 2050} = (HH_{Kreis}^{2050} - HH_{Kreis}^{2010}) \div HH_{Kreis}^{2010} \times 100.$$

Tabelle 4					
Wasserabgabe an private Haushalte im Szenario 2					
	Erfurt	Jena	Gera	Weimar	Altenburger Land
2010	7.179.522	3.368.432	3.130.414	1.742.602	2.756.070
2020	4.042.294	1.896.532	1.762.520	981.139	1.551.753
2030	2.234.694	1.048.456	974.371	542.401	857.853
2040	1.205.508	565.591	525.625	292.599	462.770
2050	673.844	316.149	293.809	163.554	258.675

Die Wasserabgabe an die Industrie und Landwirtschaft reduziert sich in einer ähnlichen Höhe wie es für die Bevölkerung angenommen wird. Dies hat sowohl für die Industrie als auch für die Landwirtschaft zwei Ursachen. Zum einen sinkt die Produktion in der Industrie und die landwirtschaftliche Bewirtschaftung von Nutzfläche nimmt ab. Der Trend, Produkte in Niedriglohnländern produzieren zu lassen, verstärkt sich bis zum Jahr 2050 und unterstützt diese Entwicklung. Zum anderen steigt die Eigenversorgung in der Industrie.

Eine noch stärkere Tendenz zur Eigenversorgung ist im Falle der Landwirtschaft zu beobachten. Ihre Nachfrage wird bis zum Jahr 2050 fast Null sein. Es ist daher davon auszugehen, dass die Nachfrage der Industrie und Landwirtschaft nach Wasser der öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen bis zum Jahr 2050 um jährlich zehn Prozent des Vorjahreswertes fallen wird. Die Nachfrage der Industrie und Landwirtschaft eines Kreises zum Zeitpunkt t

IL_{Kreis}^t mit $t = 2010 \dots 2050$ in Kubikmetern ermittelt sich formal durch

$$IL_{Kreis}^t = IL_{Kreis}^{t-1} \times 90\%.$$

In absoluten Zahlen verdeutlicht die Tabelle 5, dass der Nachfragerückgang bei der Industrie und Landwirtschaft noch deutlicher ausfällt als bei den Haushalten.

Tabelle 5					
Wasserabgabe an Industrie und Landwirtschaft im Szenario 2					
	Erfurt	Jena	Gera	Weimar	Altenburger Land
2010	1.486.214	1.169.820	949.189	933.266	963.613
2020	518.211	407.891	330.962	325.410	335.991
2030	180.689	142.223	115.399	113.463	117.153
2040	63.002	49.590	40.237	39.562	40.849
2050	21.968	17.291	14.030	13.794	14.243

So beträgt die Veränderung der Nachfrage bis 2050 nahezu minus 99 Prozent:

$$PV_{Kreis}^{2010 \text{ bis } 2050} = (IL_{Kreis}^{2050} - IL_{Kreis}^{2010}) \div IL_{Kreis}^{2010} \times 100.$$

Die Gesamtwasserabgabe der öffentlichen Wasserversorgungsunternehmen an einen Kreis in Kubikmetern ermittelt sich durch Addition der Wassernachfrage der Industrie und Landwirtschaft einerseits und der Haushalte andererseits:

$$G_{Kreis}^t = HH_{Kreis}^t + IL_{Kreis}^t$$

Die Gesamtprognose der Jahre 2010 bis 2050 lässt sich nunmehr der Tabelle 6 entnehmen:

Tabelle 6					
Gesamtwasserabgabe an die Kreise im Szenario 2					
	Erfurt	Jena	Gera	Weimar	Altenburger Land
2010	8.665.736	4.538.251	4.079.603	2.675.867	3.719.683
2020	4.560.504	2.304.422	2.093.482	1.306.548	1.887.744
2030	2.415.383	1.190.679	1.089.770	655.864	975.005
2040	1.268.510	615.181	565.863	332.161	503.618
2050	695.811	333.440	307.839	177.349	272.918

Die prozentuale Gesamtveränderung der Nachfrage in den einzelnen Kreisen ergibt sich aus

$$PV_{Kreis}^{2010 \text{ bis } 2050} = \frac{G_{Kreis}^{2050} - G_{Kreis}^{2010}}{G_{Kreis}^{2010}} \times 100$$

und ist auf fast 93 Prozent zu beziffern. Anders als im Szenario 1 sind im Szenario 2 nun alle Kreise von einem Nachfragerückgang nach Wasser aus dem öffentlichen Versorgungsnetz betroffen. Zudem fällt dieser um ein Vielfaches höher aus als bei den jeweiligen Kreisen im ersten Szenario.

Szenario 3: Steigender Wasserverbrauch

Das dritte Szenario prognostiziert bis zum Jahr 2050 eine steigende Wassernachfrage für das Gebiet „Ostthüringen“. Zurückzuführen ist die sich erhöhende Wassernachfrage im Besonderen auf:

- ▶ die Ansiedlung und Neugründung vieler Unternehmen
- ▶ eine Zuwanderungswelle, die sich durch neue entstandene Arbeitsplätze begründet und
- ▶ ein steigender Fremdbezug der Industrie

Es wird davon ausgegangen, dass ab dem Jahr 2010 die Bevölkerung in den einzelnen Kreisen bis zum Jahr 2050 jährlich um 1,5 Prozent steigt, was sich formal wie folgt darstellt:

$$B_{Kreis}^t = B_{Kreis}^{t-1} \times 101,5\%.$$

Der Wasserverbrauch pro Kopf wird bis zum Jahr 2050 um jährlich zwei Prozent wachsen, wobei der Mittelwert der Jahre 2001, 2004 und 2007 wiederum die Ausgangswerte für die Prognose eines Kreises darstellen. Des Weiteren wird die Annahme getroffen, dass Effizienzpotentiale von Haushaltsgeräten und sanitären Wasserverbrauchern bereits maßgeblich ausgeschöpft sind, sodass in diesem Zusammenhang keine weiteren Verbrauchsrückgänge zu erwarten sind. Hinzu kommt, dass mit neu angesiedelten Unternehmen das Wohlstandsniveau steigt und deshalb ein steigender spezifischer Wasserverbrauch zu erwarten ist:

$$NF_{Kreis}^t = NF_{Kreis}^{t-1} \times 102\%.$$

Folglich ergibt sich durch die Formel

$$HH_{Kreis}^t = \frac{B_{Kreis}^t \times NF_{Kreis}^t \times 365}{1000}$$

der Gesamtverbrauch der Haushalte eines Kreises pro Jahr in Kubikmetern, welcher sich in absoluten Werten wie folgt in Tabelle 7 darstellt.

Tabelle 7					
Wasserabgabe an private Haushalte im Szenario 3					
	Erfurt	Jena	Gera	Weimar	Altenburger Land
2010	8.826.996	4.141.381	3.848.746	2.142.474	3.388.501
2020	12.487.488	5.858.782	5.444.793	3.030.942	4.793.688
2030	17.665.960	8.288.377	7.702.709	4.287.852	6.781.596
2040	24.991.906	11.725.507	10.896.967	6.065.994	9.593.875
2050	35.355.869	16.587.990	15.415.861	8.581.518	13.572.385

Wie zudem die prozentuale Veränderung zeigt

$$PV_{Kreis}^{2010 \text{ bis } 2050} = \frac{HH_{Kreis}^{2050} - HH_{Kreis}^{2010}}{HH_{Kreis}^{2010}} \times 100,$$

wird sich der Wasserverbrauch der Haushalte in den kommenden vier Jahrzehnten vervierfachen.

Da sich die Industrie in städtischen Gebieten vermehrt ansiedelt und diese sich nur in geringem Ausmaß mit Wasser eigenversorgt, steigt die Wassernachfrage in den Städten um drei Prozent pro Jahr. In den ländlichen Kreisen, in denen der Anteil landwirtschaftlicher Betriebe höher ist als in den Städten, beträgt der jährliche Zuwachs der Wassernachfrage 2,5 Prozent. Analog zu dem bereits vorgestellten Berechnungsverfahren der jährlichen Wassernachfrage

von Industrie und Landwirtschaft in einem Kreis pro Jahr IL_{Kreis}^t mit $t = 2010 \dots 2050$ führt dies im Falle des dritten Szenarios zu den Werten in Tabelle 8.

Tabelle 8					
Wasserabgabe an Industrie und Landwirtschaft im Szenario 3					
	Erfurt	Jena	Gera	Weimar	Altenburger Land
2010	1.486.214	1.169.820	949.189	933.266	963.613
2020	1.997.348	1.572.140	1.275.631	1.254.231	1.233.506
2030	2.684.269	2.112.824	1.714.341	1.685.581	1.578.992
2040	3.607.433	2.839.459	2.303.932	2.265.280	2.021.243
2050	4.848.088	3.815.996	3.096.291	3.044.347	2.587.362

Die Berechnung der prozentualen Veränderung $PV_{Kreis}^{2010 \text{ bis } 2050}$ zeigt, dass die Wassernachfrage der Kreisstädte um 226,2 Prozent steigt, wohingegen die Steigerung der Wasserabgabe an die ländlichen Kreise bis zum Jahr 2050 mit 168,1 Prozent etwas geringer ausfällt.

Die Gesamtwasserabgabe an Haushalte, Industrie und Landwirtschaft eines Kreises pro Jahr (vgl. Tabelle 9) in Kubikmeter berechnet sich nach

$$G_{Kreis}^t = HH_{Kreis}^t + IL_{Kreis}^t$$

Tabelle 9					
Gesamtwasserabgabe an Kreise im Szenario 3					
	Erfurt	Jena	Gera	Weimar	Altenburger Land
2010	10.313.211	5.311.201	4.797.935	3.075.739	4.352.114
2020	14.484.836	7.430.922	6.720.424	4.285.173	6.027.194
2030	20.350.228	10.401.201	9.417.051	5.973.434	8.360.588
2040	28.599.338	14.564.966	13.200.899	8.331.274	11.615.118
2050	40.203.957	20.403.985	18.512.152	11.625.865	16.159.747
$PV_{Kreis}^{2010 \text{ bis } 2050}$	289,83%	284,17%	285,84%	277,99%	271,31%

Die Resultate verdeutlichen, dass sich die Wassernachfrage bis zum Jahr 2050 in allen Kreisen fast vervierfacht. Während nach den Ergebnissen des dritten Szenarios in den Städten

Erfurt, Jena, Gera und Weimar die Wasserabgabe von 2010 bis 2050 um durchschnittlich ungefähr 285 Prozent ansteigen wird, ist die Nachfrage nach Wasser in den ländlichen Kreisen Altenburger Land, Saale-Orla-Kreis und Weimarer Land mit einem Anstieg von durchschnittlich 265 Prozent nur unwesentlich niedriger.

Fazit

Es wird deutlich, dass sich jeweils in Abhängigkeit von angenommenen Szenarien und Randbedingungen die Entwicklung des Wasserverbrauchs deutlich unterscheiden kann. Im Basisszenario erfolgt die Veränderung moderat bis zum Jahr 2050. In einigen kreisfreien Städten kann ein leicht ansteigender Wasserverbrauch festgestellt werden. In Gera und den Altenburger Land sind die Verbrauchsrückgänge mit ca. 40 Prozent am stärksten.

Eine beschleunigte Abwanderung und der Einsatz von Abwasserrecyclingtechnologien zur Grauwasserwiederverwendung im häuslichen Wassergebrauch können zu sehr ausgeprägten Verbrauchsrückgängen führen. Anhand des vorgestellten Szenarios wird eine Abnahme von 93 Prozent prognostiziert. Eine Zuwanderungswelle und die Ansiedelung von Industrie hingegen könnte zu einem starken Anstieg des Wasserverbrauchs führen. In diesem Beispiel wird ein sehr starker Anstieg der Nachfrage zwischen 250 und 300 Prozent ermittelt. Aus heutiger Perspektive erscheint das Szenario 2 „Sinkender Wassergebrauch“ als das wahrscheinlichste. Im Zusammenhang mit Szenarienmethodik sollte jedoch nicht vernachlässigt werden, dass auch eine Trendumkehr nicht ausgeschlossen ist, wie diese im Szenario 3 „Steigender Wasserverbrauch“ angedeutet ist.

Fallende Preise in der Wasserwirtschaft – Hessen auf dem Vormarsch

**Prof. Dr. Christian von Hirschhausen, Astrid Cullmann, Matthias Walter,
Michael Zschille**

Wochenbericht des DIW Berlin 79 (2009), 10, S. 150-155
www.diw.de

Der deutschen Wasserwirtschaft könnte in naher Zukunft ein grundlegender Wandel ihrer Geschäftspraktiken bevorstehen. Durch die jüngeren Kartellverfahren gegen kommunale Wasserunternehmen in Hessen ist ein neues Kapitel im deutschen Wassersektor aufgeschlagen worden. In Verfahren gegen Wetzlar, Frankfurt und Kassel erwirkte die Kartellbehörde bereits drastische Preissenkungen um bis zu 30 Prozent. Eine Reihe weiterer Verfahren befindet sich in der Vorbereitung. Diese Vorstöße der hessischen Landeskartellbehörde könnten den Anfang einer grundlegenden Wende in der Wasserwirtschaft markieren. Wie bereits im Telekommunikations-, Strom- und Gassektor zeichnet sich auch hier eine Tendenz für effizienteres Wirtschaften der Versorgerunternehmen und sinkende Preise für Verbraucher ab. Enorme Preisspannen im internationalen Vergleich, aber auch bei den innerdeutschen Wasserpreisen verdeutlichen die dringende Notwendigkeit einer angemessenen Regulierung für diesen Sektor. In den letzten Jahren zahlten Verbraucher zwischen 50 Cent und 4 Euro für einen Kubikmeter Wasser. Diese Preisabweichungen lassen sich nur bedingt durch strukturelle Unterschiede der jeweiligen Versorgungsgebiete erklären. Wegen fehlender Anreize zur Kostenminimierung sind sie zusätzlich ein Ausdruck ineffizienter Wertschöpfung. Vor diesem Hintergrund wird die Bedeutsamkeit einer angemessenen Regulierung ersichtlich.

Die Wasserverteilung stellt einen klassischen Fall des natürlichen Monopols dar. Um einen Missbrauch dieser Monopolstellung durch überhöhte Preissetzung zu verhindern, bedarf es einer angemessenen Regulierung. Während etwa in Großbritannien die Wasserregulierung seit längerem festgeschrieben ist und erfolgreich durchgesetzt wird, lassen effizienzorientierte Aktivitäten in Deutschland weiter auf sich warten. Das Beispiel Großbritanniens zeigt zudem, dass Regulierungserfahrungen aus anderen Sektoren durchaus auch auf den Wassersektor übertragbar sind.

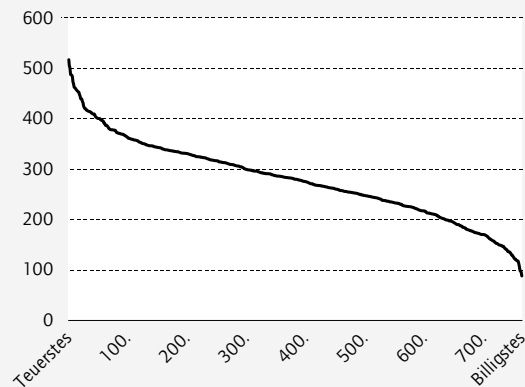
Aktuelle Studien belegen, dass die Trinkwasserentgelte in Deutschland im internationalen Vergleich zu den höchsten zählen.¹ Diese Preisunterschiede können nicht nur mit der vergleichsweise hohen Qualität und Sicherheit der Trinkwasserversorgung erklärt werden.

Große Spreizung von Wasserpreisen in Deutschland

Innerhalb Deutschlands gibt es erhebliche Preisunterschiede für Trinkwasser. Besonders deutlich werden diese Differenzen bei der Betrachtung der jährlichen Trinkwasserausgaben

¹ Vgl. NUS Consulting Group: International Water Survey and Cost Comparison. 2008.

**Abbildung: Trinkwasserausgaben 2003 eines durchschnittlichen Haushalts¹ nach Versorgungsunternehmen
In Euro pro Jahr**



¹ Standardabnahmefall von 150 m³.

Quelle: Berechnungen des DIW Berlin. DIW Berlin 2010

eines durchschnittlichen Haushalts, die in der Abbildung für 765 Wasserversorgungsunternehmen dargestellt sind. Für den Standardabnahmefall von 150 Kubikmetern, wie er in Hessen angenommen wird, ergeben sich jährliche Ausgaben zwischen 88,20 Euro und 517,20 Euro, was einer Diskrepanz von etwa 586 Prozent entspricht.² Der teuerste Wasserversorger innerhalb dieser Datenbasis ist dabei in Sachsen ansässig, der günstigste Anbieter in Niedersachsen. Das mit 500,52 Euro teuerste westdeutsche Unternehmen sitzt in Rheinland-Pfalz.

Die Preisunterschiede sind nicht ausschließlich auf äußere Bedingungen des Versorgungsgebietes – wie die Topographie oder die Bevölkerungsdichte – zurückzuführen. Ein Teil der Preisdifferenzen geht auch auf eine ineffiziente Leistungserstellung zurück, was ersichtlich wird, wenn strukturell ähnliche Wasserunternehmen miteinander verglichen werden.

Hessens Vorstoß für niedrigere Wasserpreise

In Deutschland werden Trinkwassergebühren erhoben, wenn Verbraucher das Trinkwasser direkt von ihrer Kommune beziehen. Die Kontrolle dieser Gebühren obliegt dann der jeweiligen Kommunalaufsicht – nicht etwa der Kartellbehörde. Die Kartellbehörde kann nur dann rechtlich gegen vermutete überhöhte Preise vorgehen, wenn das Wasserunternehmen mittels eines Konzessionsvertrags mit der Kommune ein ausschließliches Recht zur Lieferung von Trinkwasser vereinbart hat.

Eine andere Regelung liegt vor, wenn die Verbraucher einen Versorgungsvertrag mit einem eigenständigen Wasserversorgungsunternehmen, etwa einer kommunalen GmbH oder AG, eingehen. Dann werden keine Gebühren, sondern Preise für Trinkwasser erhoben. Die Kon-

² Die Angaben beruhen auf Berechnungen auf Basis der Wasserpreisstatistik 2003 des Bundesverbandes der deutschen Gas- und Wasserwirtschaft e.V. (BGW), Bonn.

trolle dieser Preise für Trinkwasser, das auf der Grundlage der Allgemeinen Bedingungen für die Versorgung mit Wasser geliefert wird, obliegt wiederum den Landeskartellbehörden.³

Weil sie überhöhte Wasserpreise vermutet, betreibt die hessische Landeskartellbehörde seit einigen Jahren Untersuchungen. Gegen acht hessische Wasserunternehmen, die zusammen eine Million Einwohner beliefern, laufen derzeit Kartellverfahren. Die Intensität der Untersuchungen hat sich dabei in den letzten Jahren verstärkt. Nicht zuletzt auch wegen der Einführung der Anreizregulierung im Januar 2009 in der Elektrizitäts- und Gaswirtschaft sowie im Eisenbahnsektor (in Vorbereitung) hat das Thema an Aktualität gewonnen.⁴

Methodisch orientiert sich die Vorgehensweise am Vergleichsmarktkonzept gemäß §19 Abs. 4 Nr. 2 Gesetz gegen Wettbewerbsbeschränkungen (GWB) (Kasten). Da es im Bereich der Wasserversorgung keine Vergleichsmärkte gibt, ist es auch zulässig, die Konditionen anderer gleichartiger Unternehmen heranzuziehen. Dabei zielt der Begriff der Gleichartigkeit einzig und allein auf die aus Kundensicht unternehmerische Tätigkeit und die wirtschaftliche Funktion des Unternehmens. Da dies bei einem Vergleich von Wasserversorgern gegeben ist, wäre es prinzipiell zulässig, alle Unternehmen ohne Berücksichtigung auf strukturelle Besonderheiten miteinander zu vergleichen. Im Rahmen der Rechtfertigung bekommen die Unternehmen aber die Möglichkeit, abweichende Preise durch besondere Umstände zu begründen. Hierbei werden unterschiedliche Preise in den Kommunen durch die Berücksichtigung von Strukturvariablen vergleichbar gemacht.

Bereits im Jahr 1999 erreichte die Landeskartellbehörde eine Preissenkung des Wasserversorgers in Darmstadt um sieben Prozent. 2001 konnten die Preise für Trinkwasserlieferungen in der Landeshauptstadt Wiesbaden um neun Prozent gesenkt werden. Trotz dieser Preissenkung zählen beide Unternehmen weiterhin zu den teuersten hessischen Wasserversorgern, weshalb eine erneute Überprüfung zur Debatte steht. Weitere moderate Preissenkungen wurden bei den Wasserversorgern in Eltville und Offenbach (2004) sowie Hanau (2005) erreicht. Eine einvernehmliche Lösung konnte mit den *Stadtwerken Gelnhausen GmbH* erzielt werden, die im Jahr 2007 freiwillig ihre Preise um 20 Prozent senkten, um einer möglichen Verfügung zu entgehen.

Konkret sind seit dem Jahr 2007 Verfügungen gegen die *Mainova Frankfurt am Main AG*, die *enwag Energie- und Wassergesellschaft Wetzlar* und die *Städtischen Werke Kassel* ausgesprochen worden (Tabelle). Dabei wurde der Vorwurf besonders überhöhter Wasserpreise konkretisiert: In der Verfügung vom 16. Mai 2007 wurde die *enwag Wetzlar* zu einer Preisreduktion von 29,4 Prozent aufgefordert. Die *Mainova Frankfurt am Main AG* wurde am 10. Dezember 2007, ebenso wie die *Städtischen Werke Kassel AG* am 10. April 2008, zu einer Preisreduktion von 37 Prozent gezwungen. Nach langem Rechtsstreit wurde die Verfügung gegen die *enwag Wetzlar* vom Oberlandesgericht Frankfurt am Main am 18. November 2008 bestätigt. Daraufhin reichte die *enwag* vor dem Bundesgerichtshof erneut eine Rechtsbeschwerde gegen

3 Die Kartellaufsicht obliegt den Landeskartellbehörden, da in der Regel die Wasserversorgung kleinräumig betrieben wird und meist Ländergrenzen nicht überschreitet.

4 Anreizregulierung bezeichnet man die Vorgabe von Preis- oder Erlösgrenzen durch die Regulierungsbehörde; das regulierte Unternehmen hat dann einen „Anreiz“, seine Kosten zu senken um seinen Gewinn zu steigern.

Tabelle				
Bislang erreichte Preissenkungen bei hessischen Wasserversorgern				
Ort und Unternehmen	Status des Kartellverfahrens	Gesamtpreis vor der Senkung ¹	Gesamtpreis am 9. April 2008 ¹	Preissenkung in Prozent
Darmstadt: HSE/Entega	vorläufig abgeschlossen 1999	2,66	2,47	7
Wiesbaden: Stadtwerke AG	vorläufig abgeschlossen 2001	2,96	2,69	9
Eltville: WV Oberer Rheingau	abgeschlossen 2004	2,84	2,53	11
Offenbach: EVO	abgeschlossen 2004	2,49	2,27	9
Hanau: Kreiswerke GmbH	abgeschlossen 2005	2,47	2,22	10
Frankfurt am Main: Mainova	Verfügung 2007	– ²	2,29	37
Wetzlar: Enwag	Verfügung 2007	– ²	2,52	29,4
Kassel: Städtische Werke AG	Verfügung 2008	– ²	2,30	37
Eschwege: Stadtwerke	offen		2,63	
Herborn: Stadtwerke GmbH	offen		2,45	
Gießen: Stadtwerke	offen		2,41	
Oberursel/Taunus: Stadtwerke	offen		2,41	

¹ In EUR pro m³ für einen 4-Personen-Haushalt mit einem Durchschnittsverbrauch von 150 m³ pro Jahr.

² Preissenkung ist noch nicht rechtskräftig.

Quellen: Hessisches Ministerium für Wirtschaft, Verkehr und Landesentwicklung; Berechnungen des DIW Berlin.

DIW Berlin 2009

die Verfügung ein. Auch hier wird eine Bestätigung der Verfügung erwartet.⁵ Offen ist der Ausgang der Kartellverfahren in den Fällen Eschwege, Gießen, Herborn und Oberursel. Falls hier keine einvernehmliche Lösung gefunden wird, sind auch hier Preissenkungsverfügungen zu erwarten.

Wetzlar als Präzedenzfall

Der Fall Wetzlar kann als Pilot- oder Präzedenzfall für eine größere Anzahl weiterer Verfahren angesehen werden, da dort das Verfahren einer außerordentlich hohen Preissenkung am weitesten fortgeschritten ist. Bereits zu Beginn des Jahres 2002 teilte die Landeskartellbehörde der *enwag* mit, dass ein Verdacht auf missbräuchlich überhöhte Preise besteht. In diesem Schreiben wurden erste Vergleichsunternehmen benannt und der *enwag* die Möglichkeit gegeben, ihre höheren Kosten zu begründen. Mit der Art und Weise dieses Vorgangs erklärte sich die *enwag* in mehreren Punkten nicht einverstanden. Der danach überarbeitete Fragebogen wurde der *enwag* kurze Zeit später seitens der Landeskartellbehörde vorgelegt. Auch unter Berücksichtigung der in dem Fragebogen angegebenen besonderen Kostenfak-

⁵ Die aktuelle Preisstruktur der *enwag* Wetzlar trat am 1. Januar 2003 in Kraft. Eine im Juli 2005 in Kraft getretene Regelung (§ 32 Abs. 3 GWB) erlaube nunmehr auch die nachträgliche Feststellung einer Zuwiderhandlung. Die Verfügung der LKBEW sah eine rückwirkende Feststellung der Verfügung bis zu diesem Zeitpunkt vor. Seitens des Oberlandesgerichts Frankfurt am Main wurde die Verfügung gegen die *enwag* Wetzlar dem Grunde nach anerkannt. Lediglich die rückwirkende Feststellung, welche den Kunden im Erfolgsfall die Möglichkeit nachträglicher Schadensersatzforderungen gegeben hätte, wurde vom OLG Frankfurt aufgehoben.

Vergleichsmarktkonzept

Der Effizienzvergleich der Wasserversorgungsunternehmen basiert auf dem Vergleichsmarktkonzept. Als Vergleichspreis wird für die Unternehmen jeweils der Mischpreis aus Grund- und Arbeitspreis für verschiedene Standardabnahmefälle berechnet. Hierbei werden der Typfall 1 mit 150 m³ pro Jahr (4-Personen-Haushalt) sowie der Typfall 2 mit 400 m³ pro Jahr (Mehrfamilienhaus) betrachtet. Bei Besonderheiten in der Abnehmerstruktur eines Wasserversorgers ist die Berücksichtigung weiterer Typfälle denkbar. Zur Rechtfertigung von Preisunterschieden können strukturelle Merkmale wie Abnehmeranzahl, Charakteristik des Versorgungsgebietes oder erschwerende Bedingungen angeführt werden. Es wird dabei zwischen zurechenbaren, also individuell beeinflussbaren Umständen, und nicht zurechenbaren, also gebietsstrukturbedingten Umständen unterschieden. Nicht zurechenbar sind beispielsweise die Versorgungsdichte im jeweiligen Versorgungsgebiet, Höhenunterschiede oder das lokale Grundwasserdargebot. Die Rechtsform des Unternehmens, die Unternehmensgröße oder auch Überkapazitäten zählen hingegen zu den zurechenbaren Umständen, welche der Wasserversorger selbst zu verantworten hat. Durch Zu- und Abschlagsrechnung findet dann eine Berücksichtigung der nicht zurechenbaren Umstände bei der Bildung des wettbewerbsgerechten Preises statt. Auf dieser Basis soll eine sichere und preiswürdige Versorgung mit Trinkwasser gewährleistet werden. Es können allerdings nur Kosten, die unausweichlich sind und nach dem Grundsatz der rationellen Betriebsführung anfallen, als Rechtfertigungsgrund geltend gemacht werden. Zu diesem Zweck hat die hessische Landeskartellbehörde für Energie und Wasser eine Datenbank mit Angaben zu Wasserversorgungsunternehmen aus dem gesamten Bundesgebiet aufgebaut. Die Daten hierfür wurden auf Basis eines Fragebogens erhoben, welcher an verschiedene Wasserversorgungsunternehmen versandt wurde. Aufgrund des Enquete-Rechts (§ 32 e GWB) sind die Unternehmen hierbei verpflichtet, die geforderten Daten anzugeben.

toren bestanden weiterhin Preisunterschiede zu den Vergleichsunternehmen von bis zu 80 Prozent.⁶ Eine vorgeschlagene Preissenkung im Herbst 2005 lehnte die *enwag* ab.

Zur Beurteilung des Sachverhalts hat die Landeskartellbehörde ihre Auswahlentscheidungen dargestellt, die der Wahl der Vergleichsunternehmen sowie der Vergleichspreisbildung zugrunde lag. Es wurden für die *enwag* mehrere Strukturgesichtspunkte berücksichtigt, welche sich hauptsächlich auf die Wasserverteilung (bis zu 87 Prozent Gesamtkostenanteil) beziehen. Konkret sind dies

- ▶ Versorgungs- und Abnehmerdichte,
- ▶ nutzbare Wasserabgabe,

⁶ Vgl. Hessische Landeskartellbehörde Energie und Wasser: Verfügung zur Wasserpreissenkung an *enwag* Wetzlar vom 9. Mai 2007.

- ▶ Abgabestruktur,
- ▶ Gesamterträge der Wassersparte und
- ▶ Anzahl der versorgten Einwohner.

Im Allgemeinen gab die Landeskartellbehörde zu verstehen, Erschwernisse zur Preiserhöhung anzuerkennen, falls sie begründet vorliegen würden. Im Zuge der Bewertung wurden sechs Vergleichsunternehmen ausgetauscht. Gründe dafür waren die Wettbewerbssituation, abweichende strukturelle Gegebenheiten und ungenügende Belastbarkeit der Unternehmen. Im Hinblick auf die Preissenkung nahm die Behörde letztlich auf den geringsten, statt auf den größten Preisabstand Bezug. Somit erfolgte im Mai 2007 die Verfügung gegen die *enwag*, die Preise für die Lieferung von Trinkwasser in den betrachteten Abnahmefällen um 29,4 Prozent zu senken.

Zur Rechtfertigung der Verfügung werden zum einen diejenigen Punkte aufgezählt, die sich nicht nachweislich preiserhöhend auswirken und zum anderen jene Punkte, bei denen der *enwag* entgegengekommen wurde. Zu den nicht preiserhöhenden Punkten gehören unter anderem die Zahlung von Konzessionsabgaben (die jedoch für die *enwag* ausnahmsweise aufgrund ihrer geringen Bedeutung als preiserhöhend stattgegeben wurden), der Betrieb eigener Gewinnungsanlagen, die mangelnde wirtschaftliche Optimierung der Wasserbeschaffung von Vorlieferanten, die Anzahl vorhandener Druckzonen, die Anzahl und Größe von Wasserbehältern zur Wasserspeicherung sowie ungünstige Bodenarten im Versorgungsgebiet.

Die ausgesprochene Preissenkungsverfügung würde für die *enwag* erhebliche Umsatzeinbußen bedeuten. Derzeit wird von Umsatzrückgängen von zwei Millionen Euro pro Jahr ausgegangen. Gleichzeitig bedeutet die verfügte Preissenkung für den Verbraucher Ersparnisse von rund 0,70 Euro pro Kubikmeter Wasser. Bezogen auf den Standardabnahmefall von 150 Kubikmetern entspricht dies einer jährlichen Ersparnis von über 100 Euro.⁷

Ausblick: Mehr Regulierung wagen

Hessen ist einen mutigen ersten Schritt in Richtung ökonomisch angemessener Wasserpreise gegangen, dem andere Bundesländer folgen werden. So haben Bayern, Berlin, Schleswig-Holstein und Nordrhein-Westfalen bereits angekündigt, bei Erfolg der hessischen Landeskartellbehörde nachzuziehen und ebenfalls die Kontrolle der Wasserversorger zu verstärken. Folgt man den Erfahrungen anderer Länder im Wassersektor, aber auch anderer Infrastruktursektoren in Deutschland, zeichnen sich für die Zukunft folgende weitgehenden Reformen ab:

Aufhebung der Unterscheidung in Preise und Gebühren: Speziell die Unterscheidung zwischen Wasserpreisen und Wassergebühren steht einer effizienten Missbrauchsaufsicht der Wasserwirtschaft im Wege. Ursprünglich zum Schutz des Endkunden erdacht, ist diese Trennung nunmehr eine Hürde auf dem Weg zu einer Regulierung der Wasserversorgung. Seitdem auch kommunal geführte Betriebe stärker nach Grundsätzen rationeller Betriebs-

⁷ Vgl. Hessisches Ministerium für Wirtschaft, Verkehr und Landesentwicklung: Pressemitteilung vom 14. Mai 2007 zur Preissenkungsverfügung gegen *enwag* Wetzlar.

führung handeln müssen, ist die Unterscheidung zwischen Wasserpreisen und Wassergebühren überflüssig, und es besteht juristischer Handlungsbedarf.⁸ Für das Bundesland Hessen würde dies die Erweiterung der Einflussmöglichkeit von derzeit lediglich 43 auf alle 399 in Hessen aktuell tätigen Wasserversorger bedeuten.

Übergang von der Missbrauchsaufsicht zu ganzheitlicher Regulierung: In dem technisch komplexen und von dauerhaften Monopolen gekennzeichneten Wassersektor braucht es klare Regeln zur Preisfindung. Eine ganzheitliche Regulierung für die Wasserverteilung ermöglicht die Berücksichtigung von Sektorspezifika wie technischen Rahmenbedingungen, Umwelt- und Ressourcenaspekten. Trotz der grundsätzlich positiven Erfahrungen mit Kartellverfahren in Hessen ist eine ex-post Missbrauchsaufsicht nicht ausreichend. Eine sektorspezifische Regulierung kann von vornherein auf Preise eingehen und die richtigen Anreize setzen. Somit gestalten die Unternehmen von sich aus die Preise verbraucherfreundlicher, weil sie beispielsweise bei Kostensenkungen einen Teil als Gewinn einbehalten dürfen.

Technisch-ökonomisches Benchmarking mit Teilnahmeverpflichtung für alle Unternehmen: Zur Ermittlung von Preisobergrenzen sollte im Rahmen der Modernisierungsstrategie ein verpflichtendes Benchmarking (Kennzahlenvergleich) eingeführt werden. Elementare Voraussetzung einer funktionierenden Benchmarking-Strategie zu mehr Kosteneffizienz sind die Rückkopplung und ein offener Austausch von Informationen. Nur ein verpflichtendes Benchmarking kann dabei als geeignetes Mittel angesehen werden.

Verwendung moderner wissenschaftlicher Benchmarkingmethoden: In Ergänzung des Vergleichsmarktkonzepts sollten moderne wissenschaftliche Benchmarking-Methoden zur Anwendung kommen, wie sie etwa bei der Anreizregulierung der Verteilnetzbetreiber Strom und Gas bereits verwendet werden: Verfahren wie die Data Envelopment Analysis (DEA) und die Stochastic Frontier Analysis (SFA) sind für die Wasserversorgung schon in anderen Ländern eingesetzt worden und werden auch für den Einsatz in Deutschland vorgeschlagen.⁹

8 Beispielsweise könnte die enwag Wetzlar im Falle einer Bestätigung des Urteils gegen sie durch den Bundesgerichtshof wieder auf das Gebührenmodell wechseln. Zwar bieten auch die Kommunalabgabengesetze Möglichkeiten, die Gebühren auf ihre Rechtmäßigkeit zu prüfen, doch die hierbei erforderliche richterliche Preiskontrolle hat diverse Nachteile. So ist es durch die daran geknüpfte Einzelfallgebundenheit notwendig, dass sich ein Kläger findet, der gegen die überhöhten Gebühren vorgeht.

9 Data Envelopment Analysis (DEA) ist ein nicht-parametrisches Verfahren, welches sowohl in der Wissenschaft als auch in der Regulierungspraxis häufig verwendet wird; bei der Stochastic Frontier Analysis (SFA) handelt es sich dagegen um ein parametrisches Verfahren; vgl. für eine nicht-technische Einführung mit Illustrationen der Verfahren Hirschhausen, C. v., Walter, M., Zschille, M.: Effizienzanalyse in der Wasserversorgung. GWF Wasser und Abwasser, Februar/März 2009.

Sechs Fragen an Christian von Hirschhausen

„Die Wasserwirtschaft muss reguliert werden, um überhöhte Preise zu verhindern“

Herr Prof. von Hirschhausen, in einem Verfahren gegen mehrere kommunale Wasserunternehmen in Hessen setzte die Kartellbehörde hohe Preisreduktionen im zweistelligen Prozentbereich durch. Mit welcher Begründung?

Die hessische Kartellbehörde hat erstmals in der Geschichte der deutschen Wasserwirtschaft gegen drei Stadtwerke eine direkte Preiskontrolle verfügt, weil ihnen überhöhte Preise vorgeworfen wurden. Das ist eine Innovation, weil im Gegensatz zu anderen Sektoren, wie der Elektrizitäts- oder der Telekommunikationswirtschaft, die Wasserwirtschaft bisher von diesem Typus der Regulierung ausgenommen war.

Welche Preise beziehungsweise Kostenstrukturen hat die Kartellbehörde dabei zum Maßstab genommen?

In einem sogenannten Vergleichsverfahren werden Städte mit ähnlicher Bevölkerung, ähnlichen technischen Strukturen und ähnlichen Abnahmestrukturen verglichen. In einem Pilotverfahren wurden die drei Städte Wetzlar, Frankfurt und Kassel analysiert. Der jüngsten Rechtsprechung zu Folge hat der hessische Weg der Kartellverfahren Recht und wird daher in Zukunft auch auf andere Gemeinden und Städte angewandt werden.

Welche Preisunterschiede gibt es zwischen den Wasserunternehmen in Hessen?

Die Unterschiede zwischen den Wasserpreisen reichen von fünfzig Cent bis zu vier Euro pro Kubikmeter. Eine gewisse Spanne ist normal, weil unterschiedliche Versorger natürlich unterschiedliche Kosten und Wasserversorgungstypen haben. Nicht normal ist, dass bei gleichen oder ähnlichen Strukturmerkmalen weit höhere Preise genommen wurden, als in anderen Gemeinden. Das Verfahren der Kartellbehörde ist eine Einzelprüfung, aber auch für Gesamtdeutschland haben die Verfahren große Bedeutung, weil zum ersten Mal überhöhte Preise wissenschaftlich nachgewiesen wurden.

Könnte Hessen als Vorbild für alle Bundesländer dienen?

Hessen gilt bundesweit als ein Vorbild, weil es sich bei der Wasserversorgung um ein natürliches Monopol handelt. Es herrscht sowohl in der Wissenschaft als auch in der Praxis weitgehend Einigkeit, dass dieser Sektor reguliert gehört, um überhöhte Preise zu verhindern. Es ist damit zu rechnen, dass andere Länder ebenfalls aktiv werden, was die Preiskontrolle und -regulierung der Wasserunternehmen angeht.

Welche politischen Weichenstellungen sollten erfolgen, um adäquate Wasserpreise in Zukunft garantieren zu können?

Die Länder und die Kartellbehörden sollten in Verbindung mit den zuständigen Ministerien die positiven Erfahrungen mit den Sektoren Energiewirtschaft und Telekommunikation genau studieren und die Übertragbarkeit auf den Wassersektor ernsthaft prüfen. Dazu gehört die Einbeziehung aller Preise und Gebühren in eine Anreizregulierung. Die Unternehmen müssen wie in den anderen Sektoren gezwungen werden, vergleichbare Daten zu liefern. Dies sollte nicht auf freiwilliger Basis erfolgen. Hier liegt international ausreichend Erfahrung vor, die auch für Deutschland sinnvoll genutzt werden kann.

Wie werden sich diese Maßnahmen auf die Verbraucherpreise auswirken?

Die Wasserpreise werden mit Sicherheit sinken. Die Verfügung gegen Wetzlar zum Beispiel liegt im Bereich von dreißig Prozent. Wir haben Preisunterschiede für eine normale Familie im Bereich von 100 bis 400 Euro pro Jahr identifiziert. Es ist natürlich nicht damit zu rechnen, dass überall derselbe Wasserpreis gezahlt werden wird, das ist auch nicht sinnvoll. Es geht hier um die Ineffizienzen und die überhöhten Kosten, die angesetzt werden.



Benchmarking

Quo Vadis Efficiency Analysis of Water Distribution? – A Comparative Literature Review

**Christian von Hirschhausen^{a,b,*}, Astrid Cullmann^b, Matthias Walter^a,
Robert Wand^a, Michael Zschille^a**

Dresden: TU, Chair of Energy Economics, 2009
(Water Economics and Management Working Papers WP-H₂O-08)
<http://www.water.sc/?q=node/16>

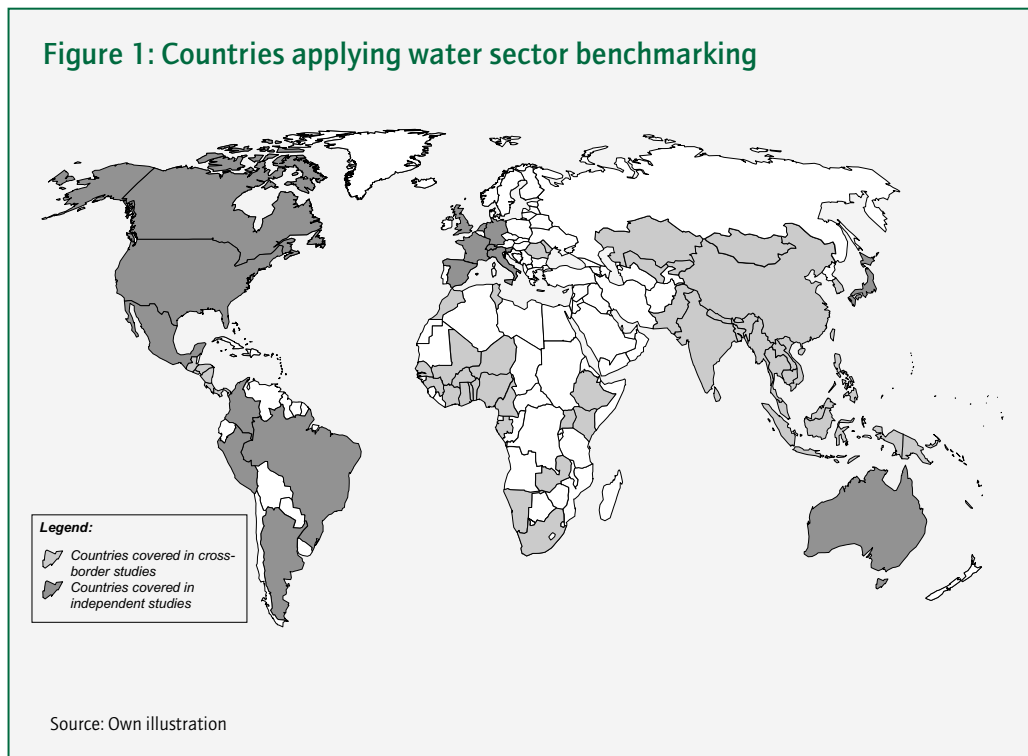
Recognizing the growing importance of scientific benchmarking in water distribution, we provide a comprehensive survey of the available literature. We begin with a discussion about the (limited) use of benchmarking in the regulation of UK water utilities, and then extend the analysis to regulated water sectors in other countries. We find no clear impact of public or private ownership; instead, the institutional settings appear to be a dominant driver of efficiency. Quality and structural variables are significant parameters; and water losses and population density are also important drivers. Analysis reveals that economies of scale only exist in fragmented water industries, whereas economies of density are omnipresent. We find evidence suggesting important economies of scope (e.g. between water and sewerage). Finally, we summarize the tensions that exist in attempting to measure efficiency in the water industry and draw conclusions about how to improve efficiency analysis in the future.

Introduction

Water distribution is increasingly coming under scrutiny by regulators, policymakers, business, and the research community. While early applications of benchmarking techniques have been practiced in the UK, in this decade we observe an increasing use of water benchmarking world-wide. The natural monopoly character of water distribution, the need for fair prices, and the generally large number of observations have favored the diffusion of efficiency analysis. As applied methods grow more sophisticated, technical issues now dominate. Recognizing the growing role of scientific benchmarking in water distribution, this paper provides a survey of the available literature and studies. Table 1 shows that benchmarking of water distribution is now practiced throughout the world, even in less-regulated Africa

^a Dresden University of Technology, Faculty of Business and Economics, Chair of Energy Economics and Public Sector Management, 01062 Dresden, Germany, cvh@mailbox.tu-dresden.de, matthias.walter@tu-dresden.de, robert.wand@mailbox.tu-dresden.de, michael.zschille@mailbox.tu-dresden.de

^b DIW Berlin (German Institute for Economic Research), Department of International Economics and Department of Innovation, Manufacturing, Service, Mohrenstraße 58, 10117 Berlin, Germany, acullmann@diw.de, chirschhausen@diw.de



and Asia.¹ One can distinguish the single-country studies for developed countries and South America, from the cross-country analyses for less-developed countries e.g. in Africa, Asia and Central America. This trend reflects the data availability and sources of data. In countries where reliable data is available, cross country studies are more rare, to avoid the empirical problems of comparing different operating environments.

The majority of the studies we selected were published during the last ten years and represent frontier studies evaluating efficiency differences. Few are purely econometric, estimating cost functions. While our focus and starting point is on water distribution, we also look at studies evaluating possible interactions with sewerage, electricity and gas provision. Furthermore, some studies deal with water supply rather than distribution, meaning that such firms also treat and extract water.

The paper is structured as follows: Section 2 concerns the use of water benchmarking in regulation and assesses the approach adopted by Ofwat, the UK regulator that already implemented a new regime of environmental, water quality and price cap regulation after the privatization in 1989. Section 3 compares the studies with respect to the role of public and private ownership. Section 4 reports on the results of studies using structural variables and quality indicators. Section 5 presents the findings related to economies of scale, density and scope in water benchmarking, and Section 6 reviews the complexity of water operations and the efficiency analysis on that sector. Section 7 concludes.

¹ Many studies originate from the UK (primarily England and Wales) and other Western European countries (France, Italy and Spain). Australia, North America, South America (particularly Peru) and Central America (e.g. Corton and Berg, 2003) were also identified as regions with relevant studies. We note a scarcity of studies in Russia, Northern and Eastern Europe, and in the Middle East.

Benchmarking for regulatory purposes

One of the prime functions of quantitative benchmarking is to assist regulators to define the appropriate policy instruments for the water distribution sector, as well as for individual companies.² Efficiency analysis and benchmarking was first applied to the price reviews of the UK water industry.

These price reviews are conducted by the Water Service Regulation Authority (Ofwat) every 5 years (1994, 1999, 2004, 2009). The approach used by Ofwat in the 1994 review was described by Thanassoulis (2000a, 2000b). Ofwat applied Data Envelopment Analysis (DEA) on a company-function level in order to facilitate discrimination in the model (i.e. fewer output variables; Ofwat recognized the potential problems resulting from limiting observations, but chose not to use panel data). The clean water operations were identified by “distribution”, “resources & treat” and “business activities”. While *operating expenditure* is the commonly used input, Table 1 shows five different potential output sets. The first output set, “number of connections, length of main and water delivered” was chosen as relevant for the final calculations. The efficiency results were then compared to regression results, and entered into the price determination, with the exact usage being confidential. It is important to note that price caps are not automatically determined by Ofwat (Stern, 2005), which means that the calculated efficiency scores are in practice not plugged one-to-one into the price cap formulas. The rationale is in general the reliability of data and performance measurement techniques as well as controlling for differences in operating characteristics and quality.

The 1994 output set includes three dimensions of water distribution: number of customers served, geographical dispersion and consumption; other studies (e.g. Bhattacharyya et al., 1995) have used water sales as the single output. Ofwat recognized that the objective of water distributors is not to deliver as much water as possible, but rather to connect as many households as possible at efficient cost and quality.

Although Ofwat still used econometric techniques for the determination of price caps in 1999, DEA was no longer seriously employed after 1994 (Dassler et al., 2006). Moreover, Ofwat has settled into a pattern of using corrected ordinary least squares (COLS) benchmarking for some of the water industry activities, and measures such as unit costs for others. This differentiation in several activities and separate benchmarking for each of them is still prevalent within the UK regulation. In this context strong assumptions regarding the separability of activities and scope economies have to be made to assess the overall efficiency of a firm. It is often observed that, when in reality these assumptions are not fulfilled, the sum of the added partial efficiency measures is unlikely to add up to the whole efficiency of a company (Saal and Parker, 2006).³

Other examples of efficiency analysis used for regulation are found in Italy and Colombia. Antonioli and Filippini (2001) report on a yardstick competition with tariff approval by the

2 We will focus in the following on established benchmarking for regulatory purposes. For benchmarking proposals and suggestions, see e.g., García-Valinas and Muniz (2007) for Spain; Corton (2003) for Peru; and in a broader context, see Anwandter and Ozuna (2002) for Mexico.

3 For the 2004 price review, Ofwat commissioned studies comparing the results of Ordinary Least Squares (OLS) with DEA and Stochastic Frontier Analysis (SFA). However, the regulator was criticized for overstatement in interpreting 90% of the water model residuals as inefficiency (Cubbin, 2005).

Italian regulator in which the approval decision is based on a parametric one-year benchmarking of variable costs. Marques and Contreras (2007) report on a new rate structure in the Colombian Water and Sewerage sector based on DEA calculations. The DEA model is run separately for companies with less than and more than 25,000 customers. However, the large number of variables is criticized by Marques and Contreras (2007).

Another form of regulation is described by De Witte and Saal (2008) for the Dutch drinking water sector. Instead of incentive regulation, the Netherlands apply “sunshine” regulation based on naming and shaming the inefficient companies, and hence promoting productivity. The benchmarking was voluntary in the beginning, but after a drop in the participation rate in 2003, the Dutch government decided to make participation obligatory. De Witte and Saal (2008) conclude that sunshine regulation can be an appropriate measure to enhance productivity and furthermore, consumer participation in productivity gains.

Table 1	
Output sets on the distribution level for the use of DEA in the 1994 Ofwat price review	
Set	Outputs
1	<i>Number of connections, length of main and water delivered (measured and delivered)</i>
2	Number of connections and length of main
3	Length of main and water delivered
4	Number of connections, length of main and bursts
5	Number of connections, length of main, measured water delivered and estimated water delivered

In italics: Selected output set for final calculations

Public vs. private ownership

A large number of studies address the role of public and private ownership for the efficiency of water distribution companies in industrialized and less-developed countries. Table 2 provides the results of a selection of these studies.

For industrialized countries, no clear picture emerges. Bhattacharyya et al. (1995) suggest that in the US, publicly owned water utilities are more efficient. They apply a translog variable cost function to data of 221 US water utilities in 1992. Shih et al. (2004) find that public utilities have lower costs than private utilities. They apply DEA to two datasets, each with more than 1,000 observations of water suppliers obtained through the Community Water System Survey conducted by the US Environmental Protection Agency. García-Sánchez (2006) using DEA with data for 24 water utilities cannot find any efficiency differences between publicly and privately owned companies in Spain.

Saal et al. (2007) apply SFA with panel data from 1985 to 2000 to ten English and Welsh private water and sewerage companies. They conclude that while technical change improved after privatization, efficiency and scale change affected productivity negatively. Saal et al. (2007) also point to a very important aspect when comparing efficiency of public and private water utilities: it is not only the ownership structure that matters, but also the regulatory regime. Before 1993, price caps were not very ambitious and so efficiency declined, but when the price caps were tightened beginning in 1994, most efficiency losses could be recovered. Also efficiency bands, in particular for the minimum firm, were tightened. Furthermore, the

Table 2
Selected studies evaluating the impact of ownership

Author(s)	Data sample	(Functional form and) Specification	Model (and method of estimation)	Results for ownership
Bhattacharyya et al. (1995)	221 US water utilities in 1992	Translog VC function	SFA (SUR and two-step estimation)	Publicly owned water utilities are more efficient
Saal et al. (2007)	10 UK water utilities from 1985-2000	Translog input distance function: capital stock, operating costs, total staff \Rightarrow connections with water customers, connections with sewerage customers, physical water supply, physical sewerage treatment load	OLS, FE; TFP	Privatization has positive impact on technical change but no positive impact on efficiency and scale change
García-Sánchez (2006)	24 Spanish water utilities	Total staff, treatment plants, net kilometers, total costs \Rightarrow water delivered, number of connections, analyses performed	DEA input orientation with CRS and VRS	Ownership does not influence level of efficiency
Estache and Trujillo (2003)	4 Argentinean provinces from 1992-2001	Labor, energy \Rightarrow water production	Tornqvist TFP index	TFP appears to increase after privatization
Kirkpatrick et al. (2006)	66 African firms in 2000	Labor price, material price, number of water treatment works \Rightarrow water delivered, hours of piped water available per day	DEA input orientation with VRS	Evidence for higher relative efficiency in the private sector
	76 African firms in 2000	Cobb-Douglas VC function	Error components (OLS,ML), Battese & Coelli (1995; OLS, ML)	No statistically significant result obtained for ownership
Estache and Kouassi (2002)	21 African water utilities from 1995-1997	Cobb-Douglas production function: labor costs, material costs, hours of work, energy costs, number of connections \Rightarrow water production	Within group estimator, GLS, GMM, instrumental variables	Privately owned water utilities tend to be more efficient

VC = Variable cost

technical change improvement could also result from a new environmental regulation, and thus must not be implicitly attributed to privatization.

Still on the UK, Saal and Parker (2000, 2001) apply a total factor productivity (TFP) analysis to a panel of ten UK private companies from 1985 to 1999. They suggest that during the period labor input was reduced and at least partially substituted for by capital. However, privatization appears to have no impact on TFP growth. Again, Saal and Parker (2000, 2001) stress that it was the tightening of price caps in 1994 that positively influenced productivity growth.

Estache and Trujillo (2003) find an increase in TFP growth rates for four Argentinean water and sanitation utilities after privatization, using panel data from 1992 to 2001. However, they also stress the poor quality of the data.

De Witte and Saal (2008) evaluate the impact of an anticipated (or of a “threat” of) privatization on profits and its components in the Netherlands. They use robust (allowing for data errors) and conditional (allowing for heterogeneity) measures of DEA to determine efficiency levels. To exploit the panel structure of their data, they use a three-year window analysis

(each observation is evaluated against current peers and all observations from the last two years). For the time period of the privatization discussion, De Witte and Saal (2008) observe exploding profits based on large output price increases, potentially because managers wanted to improve their financial results to attract investors. On the other hand, productivity, input prices and the resource mix contributed negatively to economic profits. The authors' explanation is based on the lack of incentives to reduce costs in the absence of incentive regulation and in the presence of high profits. Technical change and scale effects played a minor role during that period.

A few studies find a slight positive impact of private ownership on company efficiency. Kirkpatrick et al. (2006) use DEA and SFA to determine the impact of ownership structure on efficiency performance in African countries. Using the DEA approach, higher relative efficiency is shown for privately owned utilities. This result coincides with Estache and Kouassi (2002), who estimate a Cobb-Douglas production function for 21 African water utilities using panel data from 1995 to 1997. They obtain significant results for the ownership structure, indicating that private ownership decreases inefficiency slightly. Using the SFA approach, Kirkpatrick et al. (2006) obtain no statistically significant results for the impact of ownership. No significant differences between efficiency under public and private ownership are observed by Estache and Rossi (2002), who estimate a Cobb-Douglas variable cost function using data from 50 water utilities in developing and transition countries in the Asian and Pacific region in 1995.

Structural and quality variables

Structural variables (like population density) and quality have been identified as essential for objective efficiency analysis, but there is still room for methodological improvements.

Table 3 summarizes four DEA studies that explicitly address structural and quality variables.⁴

Renzetti and Dupont (2008), García-Sánchez (2006) and Tupper and Resende (2004) all conduct a second stage Tobit regression to determine if the efficiency levels calculated by DEA significantly depend on structural and quality variables. Picazo-Tadeo et al. (2008) on the other hand directly compare DEA efficiency levels with and without the inclusion of a quality variable. The quality variable “water losses” has a significant impact on efficiency levels in Brazil (Tupper and Resende, 2004) and Spain (Picazo-Tadeo et al., 2008), but in the latter the efficiency ranking of utilities is not influenced by the different efficiencies. In a study of Peruvian water utilities using SFA, Lin (2005) finds a high correlation of utilities between models with accounted-for water as quality variable and models absent this variable. Lin however points to strong rank differentiations between specific utilities where water loss appears to be a more serious problem than elsewhere. In an analysis of time varying efficiency models (based on Battese and Coelli, 1995; Caudill et al., 1995; Coelli et al., 2003 and Estache et al., 2004) Lin (2005) also finds that a positive rate of chlorine tests, service coverage and service continuity should be included as output variables.

⁴ Some of the studies include sewerage activities.

Other SFA studies incorporate structural and quality variables in the estimated function rather than comparing results with/ without the inclusion of these additional explanatory variables. For example, a significant impact of water losses on efficiencies and costs appears in a study by Antonioli and Filippini (2001), evaluating 32 Italian water utilities from 1991-1995 with SFA panel data models. They also find that chemical treatment is an influential variable. This contrasts with a study by Fabbri and Fraquelli (2000) concerning the costs and the structure of technology in the Italian water industry. Fabbri and Fraquelli (2000) also identify the positive impact of the population density on costs, a result confirmed with the DEA studies by Tupper and Resende (2004), García-Sánchez (2006) and Renzetti and Dupont (2008). An analysis of Canada by Renzetti and Dupont (2008) suggests adding elevation differences and the ratio of residential water consumption as structural variables.

Another variable outside the scope of management is analyzed by Saal and Reid (2004) for England and Wales: they find that productivity growth may be affected by sewerage treatment levels, and improved water and environmental quality standards. The paper points out that controlling for operating characteristics and quality matters for productivity and productivity growth measurement and therefore plays an important role for the derivation of adequate models.⁵

Table 3
Studies evaluating the impact of structural and quality variables with focus on DEA

Author(s)	Data sample	DEA specification	Inputs	Outputs	Results for structural and quality variables
Picazo-Tadeo et al. (2008)	40 Spanish water utilities (with 20 also providing sewerage services) in 2001	Output orientation; CRS	delivery network, sewer network, labor, operational costs	population served, water delivered, treated sewage	accounted-for water does not influence the ranking of utilities
Renzetti and Dupont (2008)	64 Canadian water utilities in 1996	Input orientation; VRS	labor costs, materials costs, delivery network	water delivered	elevation differences, population density, ratio of residential water and number of private dwellings with significant impact on efficiency
García-Sánchez (2006)	24 Spanish water utilities in 1999	Input orientation; CRS	staff, treatment plants, delivery network	water delivered, number of connections, chemical analyses performed	network density with significant influence on efficiency
Tupper and Resende (2004)	20 Brazilian water and sewerage utilities from 1996-2000	Output orientation; VRS	labor costs, operational costs, capital costs	water produced, treated sewage, population served-water, population served-treated sewage	network densities and accounted-for water ratio with significant influence on efficiency

CRS = constant returns to scale, VRS = variable returns to scale

⁵ In the absence of detailed information about structural variables, one can follow the approach of Filippini et al. (2008) and apply a true random or a true fixed effects SFA panel data model proposed by Greene (2005a and 2005b) controlling for unobserved heterogeneity.

Estimates of economies of scale, density and scope

A review of the literature shows that water distribution is to a large extent characterized by economies of density, and, to a lesser extent by economies of scale (“big is beautiful”). We thus tend to confirm the results of previous surveys, such as Filippini et al. (2008) and Mizutani and Urakami (2001). Since there is now a general consensus that economies of scale and density can vary considerably with the output level and data set, we present the estimates of economies in conjunction with the corresponding output levels. Table 4 shows the results of a representative selection of studies in ascending order of the mean output level.⁶

However, economies of scale appear to exist only to a certain level of output. Studies by Garcia and Thomas (2001) for France, Garcia et al. (2007) for the US and Filippini et al. (2008) for Slovenia show economies of scale with a maximum mean output level of 2.30 m m³. These economies of scale indicate that water utilities should expand their firm size if they wish to profit from economies of scale. Fabbri and Fraquelli (2000) find weak economies/diseconomies of scale for a mean output level of 18.86 m m³ in Italy, depending on the functional form chosen.

Saal and Parker (2005) for the UK and Mizutani and Urakami (2001) for Japan find diseconomies of scale using data sets with similarly high average output levels. In addition, Saal and Parker (2005) use a Malmquist productivity index to show that the scale change contribution of UK water utilities was negative between 1993 and 2003, indicating that mergers within the period of observation have created water utilities that are too large.

There are several types of economies of density. Economies of customer density measure the cost savings resulting from a proportional increase in the number of customers and total output, holding all other variables constant. Economies of network density measure the relative increase in output when all inputs are proportionally increased, except for network conditions, which are held constant. Economies of output or production density (only differing in water losses) measure changes in costs when output or production increase, holding all other variables constant. All studies that have estimated economies of density show positive results, an indication of possible cost savings. This suggests that water collection and connections are less costly than capital-intensive pipe-laying. Garcia and Thomas (2001) and Garcia et al. (2007) who report some diseconomies of density do not offer details, but congestion costs in the short-run or investment needs in the long-run appear to be plausible explanations for these exceptions.

Closely related to economies of scale and density is the “economies of scope” concept. However, the studies dealing with this concept and their results are not that easily comparable, because there are different approaches, e.g. on which production level these economies of scope should be sought and the appropriate methodology of analysis. We therefore start at this point with economies of scope between different freshwater activities and work up to economies of scope among water, electricity and gas provisions, hence from a low to a high

⁶ We are aware that there can be a considerably varying range of returns to scale within a dataset, depending on the range of the output level and deviating from the mean output level. However, from the studies presented in Table 4, only Filippini et al. (2008) and Mizutani and Urakami (2001) give results for other output levels than the mean output level, and all general conclusion given in the following also hold for these other output levels not shown here.

degree of integration. An early study by Kim and Clark (1988) finds that the cost increase from the separate provision of water to residential and non-residential customers would be about 17%. Their evaluation of 60 US water utilities hence focuses solely on water delivery. Torres and Morrison Paul (2006) also find economies of scope between water production for retail and wholesale, especially for smaller companies. The question about economies of scope from water delivery, extraction and treatment in one firm is frequently approached by the inclusion of structural variables, e.g. for surface water and groundwater (e.g. Filippini et al. 2008). Apparently, however, this does not directly address the question about economies of scope among these services, and often authors do not concern themselves with this issue.

Along these lines is the question whether there are economies of scope from water and sewerage activities. The discussion is mainly driven by the market structure in England and Wales with currently ten Water and Sewerage Companies (WaSC) and eleven Water only Companies (WoC).⁷ The low number of companies displays a serious obstacle for meaningful regulation and benchmarking. Ofwat has been reacting with a simplified approach, assessing different aspects of water and sewerage operations separately inter alia with partial productivity measures. This approach has been criticized. Thus, although Saal and Parker (2000) cannot reject a test on the nonjointness of water and sewerage activities (nonjointness would imply that costs are identical for joint or separate production of these different services), they state that the costs are intricately linked and separability of inputs and outputs is rejected. Furthermore, while rejecting a general hypothesis of economies of scope, there appear to be some scope economies arising from improvements in environment and drinking water quality of one output. This possibly reduces the costs of producing other outputs. An earlier study by Hunt and Lynk (1995) also suggests that privatization connected with the demerger of environmental and river quality functions has led to lost economies of scope.

Saal and Parker (2006) investigate the performance of water operations in the English and Welsh water industry with an SFA panel translog input distance framework. Specifying the two outputs (physical water supply and water connections), they conclude that this framework is not appropriate to assess the performance of WaSC and WoC together in one model, because the companies do not share a common frontier.⁸ This appears to result from the non-separability of water and sewerage operations within one company and possible cost interactions between these services. However, Saal and Parker (2006) emphasize that SFA in general is suitable for assessing the performance of WaSC and WoC together, including sewerage services as an additional output and WoC producing zero of this output. For this purpose, an appropriate framework has yet to be developed.⁹ Summarizing the discussion about economies of scope between water and sewerage services, we conclude that although additional research is needed to investigate the question in more detail, there is evidence that cost interactions between these services exist and must be borne in mind during the regulatory process.

A related question is the issue of economies of scope among electricity, gas and water activities. Table 5: Studies estimating economies of scope among electricity, gas and water provi-

7 <http://www.ofwat.gov.uk/regulating/> (Retrieved on 17. April 2009).

8 Nevertheless, the framework is applicable for separately assessing the overall performance of these two types of companies.

9 Nauges and van den Berg (2008) also found economies of scope between water supply and sewerage activities in Brazil, Moldova and Romania.

Table 4						
Studies estimating economies of scale and density						
Author(s)	Data sample	Functional form and cost specification	Model and method of estimation	Estimated economies of scale	Estimated economies of density	Corresponding mean output level
at mean output levels						
Garcia and Thomas (2001)	55 French water utilities from 1995-1997	Translog VC function	GMM (IV method), SUR method	1.002	EPD: 1.142 (SR) 1.209 (LR) ECD: 1.050 (SR) 0.872 (LR)	0.41 m ³
Garcia et al. (2007)	233 US water utilities (includes 15 distributors) from 1997-2000	Translog VC function	RE (GMM (IV method)), SUR method	1.185 (SR) 1.191 (LR)	EPD: 0.914 (SR)	1.59 m ³
Filippini et al. (2008)	332 observations for 52 Slovenian water utilities from 1997-2003	Translog total distribution cost function	Pooled, RE, True Fixed Effects (ML, GLS)	1.030-1.088 (for the median, depending on the model)	EOD: 3.042-3.874 ECD: 1.286-1.344 (each for the median, depending on the model)	2.30 m ³
Fabbri and Fraquelli (2000)	173 Italian water utilities in 1991	Cobb-Douglas TC function, Translog TC function	Pooled (OLS)	0.986-1.009 (depending on the functional form)	EOD: 1.470-1.580 (depending on the functional form)	18.86 m ³
Saal and Parker (2005)	30 UK water utilities from 1993-2003	Translog input distance function	Time-varying inefficiency	From 1.108 in 1993 decreasing to 0.978 in 2003	-	62.89 m ³
		Malmquist and generalized Malmquist productivity index		Small negative scale effects for WoCs		
Mizutani and Urakami (2001)	112 Japanese water utilities in 1994	Translog TC function	SUR method	0.921	END: 1.103	66.62 m ³

ECD = Economies of customer density, END = Economies of network density, EOD = Economies of output density, EPD = Economies of production density, LR = Long-run, SR = Short-run

sion gives a summary of Farsi et al. (2008), Fraquelli et al. (2004) and Piacenza and Vannoni (2004), who all specifically address this question. If one wishes to draw a general conclusion based on this small sample, there appear to be economies of scope among electricity, gas

and water activities. This would confirm that cost interactions must be considered. However, some estimates show diseconomies of scope, and thus it is difficult to say whether the economies of scope are greater for companies that are smaller or larger than the median company.

Table 5
Studies estimating economies of scope among electricity, gas and water provision

Author(s)	Data sample	Functional form and cost specification	Model and method of estimation	Estimated economies of scope* (varying for the functional form and the estimation method)
Farsi et al. (2008)	622 observations for 87 Swiss multi-utilities from 1997-2005	Quadratic TC function	GLS, Random-coefficient (purely econometric)	-0.18-0.37 for the 1 st quintile output level 0.04-0.12 for the median output level (115.4 GWh electricity, 78.8 GWh gas, 1.1 m ³ m water) -0.003-0.33 for the 4 th quintile output level
Piacenza and Vannoni (2004)	90 Italian multi-utilities from 1994-1996	General specification, composite specification, separable quadratic, generalized translog and standard translog TC function	GLS (NLSUR) (purely econometric)	0.181-0.639 except for the standard translog (-0.753) for the median output level (221 GWh electricity, 71 m ³ m gas, 11 m ³ m water) Electricity-specific: 0.098-543 (-0.650) Gas-specific: 0.114-0.926 (-0.606) Water-specific: 0.065-0.795 (-0.161)
Fraquelli et al. (2004)	90 Italian multi-utilities from 1994-1996	Composite specification (preferred over other functional forms, see Piacenza and Vannoni, 2004)	GLS (NLSUR) (purely econometric)	0.223 for 1/3 of the median output level (significant at 5%) 0.124 for the median output level (significant at 5%) 0.189 for 3 x the median output level (not significant at 5%)

*A value greater than zero indicates economies of scope, smaller than zero diseconomies of scope; TC = Total cost

Complexity of water benchmarking and recommendations for further studies

We finish this survey by addressing the complexity of water operations in specific combination with methodological issues, and give recommendations for further studies.

Cubbin and Tzanidakis (1998) for England and Wales and Berg and Lin (2007) for Peru compare the results of parametric and non-parametric methods. Cubbin and Tzanidakis (1998) find that regression analysis and DEA produce variations in firm ranking, and recommend bearing in mind that parametric methods assign common weights to the variables while DEA calculates individual weights for each and every firm. The rankings of Berg and Lin for SFA and DEA are similar, however, and the best and worst performers are likewise identified. Hence, from our point of view, no overall interpretation should be drawn based on unilateral methodological approaches.

The general problem of data quality in efficiency measurement of water supply, which is also true for other industries, is emphasized by Coelli and Walding (2006) in a study on Australian water supply. We note that unequivocal statements about the data origin and the considered part of the value chain are necessary in empirical studies. Differences in the valuation methods of capital and price deflators will affect the measures of monetary data. Thus it is

preferable to use a price deflator that corresponds directly to the water industry. In addition, further distortions could occur due to the influence of public funding for several utilities, or outsourcing of different activities to other firms. For example, efficiency measurement is complicated when comparing utilities with own water extraction and treatment plants with other utilities that may purchase treated water from third parties and are only active in water distribution. Therefore, a specific analysis of the utilities under consideration is needed to obtain consistent results. When considering such different types of water suppliers, a cluster analysis could be helpful. Another possibility could be the latent classes approach (Kumbhakar and Orea, 2004) using stochastic frontier methods. Using such an approach, different types of utilities with different underlying technologies can be modelled.¹⁰

The criticism of Marques and Contreras (2007) on the high number of variables used for DEA in the Colombian water and sewerage sector also highlights one of the general problems of water efficiency measurement. The water industry is characterized by a high degree of complexity when considering all activities necessary for adequate water supply, e.g. the extraction of raw water, water treatment and water distribution. Modelling this complexity requires a large number of observations while data availability is most often very restricted. One way to overcome this problem is to only address water distribution activities as been done by Ofwat, or to use partial indicators. Nevertheless, such partial approaches disregard possible cost interactions and economies of scope between water and other activities and do not exploit the possibilities offered by scientific benchmarking. We recommend modelling the whole range of companies' activities while remembering the drawbacks associated with scientific benchmarking, and using panel data. The latter is also a possible approach when there are only a few companies active in the market, true for England, Wales and the Netherlands.

Conclusions

The water sector is increasingly subject to efficiency analysis, and further refinements of models and methodological developments are in process. This paper provides an overview of current efficiency analyses of water distribution. While its role in the regulation of water distribution is significant, the direct translation of efficiency values into regulatory objectives, e.g. X-factors or revenue caps, is unlikely to occur. We find that the merits of public versus private ownership can not be clearly established and always should be evaluated within the institutional and regulatory contexts. Future studies should incorporate both structural variables (population density) and quality variables (accounted-for water) in benchmarking, independent from the examined country, because the differences within countries are mostly outside the scope of the management even though they significantly influence costs.

Economics of scale and density dominate water distribution, although scale economies appear to abide beyond a certain threshold. Still below the threshold, we suggest that mergers are an appropriate response. The high economies of density have implications for settlement

¹⁰ For reason of space, we briefly note other methodological enhancement in water benchmarking that are observable. The interested reader may be directed to Sauer and Froberg (2007) who apply a non-radial measure with a symmetric generalized McFadden functional form for SFA. This overcomes the restrictive assumption of standard input-oriented DEA and SFA models that inputs can be proportionally reduced in order to appear on the efficiency frontier. Another methodologically interesting study has been conducted by Bottasso and Conti (2003) who apply a heteroscedastic SFA model to the English and Welsh water industry and discover large firms' size variation in the data.

structures in regions undergoing spatial and demographic change, such as East Germany or other post-socialist countries. Last but not least, data availability and quality are of utmost importance. Whereas the earlier studies of England and Wales can be regarded as “benchmarks” in terms of data availability and data sets, many countries throughout the world still lack significant progress in this respect. A careful selection of variables is necessary to ensure reliable results of efficiency measurement. Despite the general lack of data on water utilities, a sufficient number of variables is needed to model the complex structures of water utilities. The use of panel data can partially avoid the problems related to restricted data availability.

Acknowledgements

This paper is a product of the research programs on “efficiency analysis in network industries” and “water economics and management”, administered by the Chair of Energy Economics and Public Sector Management (EE²) at Dresden University of Technology and partner institutions. We thank the anonymous referees and the editor of the journal for their helpful comments, the usual disclaimer applies.

References

- Antonioni, B., Filippini, M., 2001. The Use of Variable Cost Function in the Regulation of the Italian Water Industry. *Utilities Policy* 10(3-4), 181-187.
- Anwandter, L., Ozuna, T. Jr., 2002. Can Public Sector Reforms Improve the Efficiency of Public Water Utilities. *Environment and Development Economics* 7(4), 687-700.
- Battese, G.E., Coelli, T.J., 1995. A Model for Technical Efficiency Effects in a Stochastic Frontier Production Function for Panel Data. *Empirical Economics* 20(2), 325-332.
- Berg, S., Lin, C., 2007. Consistency in Performance Rankings: The Peru Water Sector. *Journal of Applied Economics* 40(6), 93-805.
- Bhattacharyya, A., Harris, T.R., Narayanan, R., Raffiee, K., 1995. Specification and Estimation of the Effect of Ownership on the Economic Efficiency of the Water Utilities. *Regional Science and Urban Economics* 25(6), 759-784.
- Bottasso, A., Conti, M., 2003. Cost Inefficiency in the English and Welsh Water industry: An Heteroskedastic Stochastic Cost Frontier Approach. *Economics Discussion papers* 573, University of Essex, Department of Economics.
- Caudill, S.B., Ford, J.M., Gropper, D.M., 1995. Frontier Estimation and Firm-Specific Inefficiency Measures in the Presence of Heteroscedasticity. *Journal of Business and Economics Statistics* 13(1), 105-111.
- Coelli, T., Walding, S., 2006. Performance Measurement in the Australian Water Supply Industry. In: Coelli T., Lawrence D. (editors): *Performance Measurement and Regulation of Network Utilities*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Coelli, T.J., Estache, A., Perelman, S., Trujillo, L., 2003. *A Primer on Efficiency Measurement for Utilities and Transport Regulators*. World Bank Publications, Washington, D.C.
- Corton, M.L., 2003. Benchmarking in the Latin American Water Sector: The Case of Peru. *Utilities Policy* 11(3), 133-142.
- Corton, M.L., Berg, S.V., 2008. Benchmarking Central American Water Utilities, *Utilities Policy*, doi:10.1016/j.jup.2008.11.001.
- Cubbin, J., 2005. Efficiency in the Water Industry. *Utilities Policy* 13(4), 289-293.
- Cubbin, J., Tzanidakis, G., 1998. Regression versus Data Envelopment Analysis for Efficiency Measurement: An Application to the England and Wales Regulated Water Industry. *Utilities Policy* 7(2), 75-85.
- Dassler, T., Parker, D., Saal, D.S., 2006. Methods and Trends of Performance Benchmarking in UK Utility Regulation. *Utilities Policy* 14(3), 166-174.
- De Witte, K., Saal, D.S., 2008. Is a Little Sunshine all We Need? On the Impact of Sunshine Regulation on Profits, Productivity and Prices in the Dutch Drinking Water Sector (October 2008). Available at SSRN: <http://ssrn.com/abstract=1290919>
- Estache, A., Kouassi, E., 2002. Sector Organization, Governance and the Inefficiency of African Water Utilities. *World Bank Policy Research Working Paper*, No. 3374.
- Estache, A., Rossi, M., 2002. How Different is the Efficiency of Public and Private Water Companies in Asia. *World Bank Economic Review* 16(1), 139-148.
- Estache, A., Rossi, M.A., Ruzzier, C.A., 2004. The Case for International Coordination of Electricity Regulation: Evidence from the Measurement of Efficiency in South America. *Journal of Regulatory Economics* 25(3), 271-295.
- Estache, A., Trujillo, L., 2003. Efficiency Effects of 'Privatization' in Argentina's Water and Sanitation Services. *Water Policy* 5(4), 369-380.
- Fabbri, P., Fraquelli, G., 2000. Costs and Structure of Technology in the Italian Water Industry. *Empirica* 27(1), 65-82.

- Farsi, M., Fetz, A., Filippini, M., 2008. Economies of Scale and Scope in Multi-Utilities. *Energy Journal* 29(4), 123-144.
- Filippini, M., Hrovatin, N., Zori, J., 2008. Cost Efficiency of Slovenian Water Distribution Utilities: An Application of Stochastic Frontier Methods. *Journal of Productivity Analysis* 29(2), 169-182.
- Fraquelli, G., Piacenza, M., Vannoni, D., 2004. Scope and Scale Economies in Multi-Utilities: Evidence from Gas, Water and Electricity Combinations. *Applied Economics* 36(18), 2045-2057.
- Garcia, S., Moreaux, M., Reynaud, A., 2007. Measuring Economies of Vertical Integration in Network Industries: An Application to the Water Sector. *International Journal of Industrial Organization* 25(4), 791-820.
- Garcia, S., Thomas, A., 2001. The Structure of Municipal Water Supply Costs: Application to a Panel of French Local Communities. *Journal of Productivity Analysis* 16(1), 5-29.
- García-Sánchez, I. M., 2006. Efficiency Measurement in Spanish Local Government: The Case of Municipal Water Services. *Review of Policy Research* 23(2), 355-371.
- García-Valinas, M.A., Muniz, M.A., 2007. Is DEA Useful in the Regulation of Water Utilities? A Dynamic Efficiency Evaluation. *Applied Economics* 39(2), 245-252.
- Greene, W., 2005a. Reconsidering Heterogeneity in Panel Data Estimators of the Stochastic Frontier Model. *Journal of Econometrics*. 126(2), 269-303.
- Greene, W., 2005b. Fixed and Random Effects in Stochastic Frontier Models. *Journal of Productivity Analysis* 23(1), 7-32.
- Hunt, L.C., Lynk, E.L., 1995. Privatisation and Efficiency in the UK Water Industry: An Empirical Analysis. *Oxford Bulletin of Economics and Statistics* 57(3), 371-388.
- Kim, H.Y., Clark, R.M., 1988. Economies of Scale and Scope in Water Supply. *Regional Science and Urban Economics* 18(4), 479-502.
- Kirkpatrick, C, Parker, D., Zhang, Y.-F., 2006. State versus Private Sector Provision of Water Services in Africa: An Empirical Analysis. *The World Bank Economic Review* 20(1), 143-163.
- Kumbhakar, S.C., Orea, L., 2004. Efficiency Measurement Using a Latent Class Stochastic Frontier Model. *Empirical Economics*, 29(1), 169-183.
- Lin, C., 2005. Service Quality and Prospects for Benchmarking: Evidence from the Peru Water Sector. *Utilities Policy* 13(3), 230-239.
- Marques, R.C., Contreras, F.H.G., 2007. Performance-based Potable Water and Sewer Service Regulation. The Regulatory Model. *Cuadernos de Administración* 20(34), 283-298.
- Mizutani, F., Urakami, T., 2001. Identifying Network Density and Scale Economies for Japanese Water Supply Organizations. *Papers in Regional Science* 80(2), 211-230.
- Nauges, C., van den Berg, C., 2008. Economies of Density, Scale and Scope in the Water Supply and Sewerage Sector: A Study of Four Developing and Transition Economies. *Journal of Regulatory Economics* 34(2), 144-163.
- Piacenza, M., Vannoni, D., 2004. Choosing Among Alternative Cost Function Specifications: An Application to Italian Multi-Utilities. *Economics Letters* 82(3), 415-422.
- Picazo-Tadeo, A.J., Sáez-Fernández, F.J., González-Gómez, F., 2008. Does Service Quality Matter in Measuring the Performance of Water Utilities? *Utilities Policy* 16(1), 30-38.
- Renzetti, S., Dupont, D., 2008. Measuring the Technical Efficiency of Municipal Water Suppliers: the Role of Environmental Factors. Working Papers 0802, Brock University, Department of Economics.
- Saal, D.S., Parker, D., 2000. The Impact of Privatization and Regulation on the Water and Sewerage Industry in England and Wales: A Translog Cost Function Model. *Managerial and Decision Economics* 21(6), 253-268.

- Saal, D.S., Parker, D., 2001. Productivity and Price Performance in the Privatized Water and Sewerage Companies of England and Wales. *Journal of Regulatory Economics* 20(1), 61–90.
- Saal, D.S., Parker, D., 2005. Assessing the Performance of Water Operations in the English and Welsh Water industry: A Panel Input Distance Function Approach. Aston Business School Working Paper RP0502.
- Saal D.S., Parker, D., 2006. Assessing the Performance of Water Operations in the English and Welsh Water Industry: A Lesson in the Implications of Inappropriately Assuming a Common Frontier. In: Coelli T., Lawrence D. (editors): *Performance Measurement and Regulation of Network Utilities*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham.
- Saal, D.S., Parker, D., Weyman-Jones, T., 2007. Determining the Contribution of Technical Change, Efficiency Change and Scale Change to Productivity Growth in the Privatized English and Welsh Water and Sewerage Industry: 1985-2000. *Journal of Productivity Analysis* 28(1), 127-139.
- Saal, D.S., Reid, D., 2004. Estimating Opex Productivity Growth in English and Welsh Water and Sewerage Companies: 1993-2003. Aston Business School Working Paper RP0434.
- Sauer, J., Frohberg, K., 2007. Allocative Efficiency of Rural Water Supply – A Globally Flexible SGM Cost Frontier. *Journal of Productivity Analysis* 27(1), 31-40.
- Shih, J.S., Harrington, W., Pizer, W.A., Gillingham, K., 2004. Economies of Scale and Technical Efficiency in Community Water Systems. *Resources for the Future*. Discussion Paper 04-15.
- Stern, J., 2005. UK Regulatory Price Reviews and the Role of Efficiency Estimates (Editorial). *Utilities Policy* 13(4), 273-278.
- Thanassoulis, E., 2000a. DEA and its Use in the Regulation of Water Companies. *European Journal of Operational Research* 127(1), 1-13.
- Thanassoulis, E., 2000b. The Use of Data Envelopment Analysis in the Regulation of UK Water Utilities: Water Distribution. *European Journal of Operational Research* 126(2), 436-453.
- Torres, M., Morrison Paul, C.J., 2006. Driving forces for consolidation or fragmentation of the US water utility industry: A cost function approach with endogenous output. *Journal of Urban Economics* 59(1), 104–120.
- Tupper, H.C., Resende, M., 2004. Efficiency and Regulatory Issues in the Brazilian Water and Sewage Sector: An Empirical Study. *Utilities Policy* 12(1), 29-40.

Effizienzanalyse in der Wasserversorgung – Internationale Erfahrungen und Schlussfolgerungen für Deutschland

Christian von Hirschhausen, Matthias Walter und Michael Zschille

GWF Wasser Abwasser 150 (2009), Nr. 2/3, S.170-175

Die Effizienzanalyse bietet im Vergleich zum einfachen Kennzahlenvergleich viele Vorteile, dies gilt insbesondere auch für die ökonomische Betrachtung der Wasserversorgung. In diesem Beitrag werden die zwei wichtigsten Methoden der Effizienzanalyse, die Dateneinhüllungsanalyse und die Stochastische Effizienzgrenzenanalyse vorgestellt und drei Anwendungsbeispiele gegeben: Regulierung, Marktstrukturanalysen und die Unterstützung strategischer Unternehmensentscheidungen. Weiterhin werden 26 internationale Studien analysiert, um den Einfluss verschiedener Eigentumsstrukturen (öffentlich, privat) und von Qualitäts- und Strukturvariablen wie Wasserverluste und Bevölkerungsdichte auf Unternehmenseffizienzen sowie das Vorhandensein von Größen- und Dichtenvorteilen auf Unternehmenseffizienzen zu untersuchen. Der Beitrag schließt mit der Empfehlung der Durchführung ähnlicher Studien in Deutschland.

Einleitung

Benchmarking ist in der deutschen Wasserwirtschaft seit einigen Jahren ein vielbeachtetes Thema. Dies zeigt sich alleine schon an der Vielzahl relevanter Publikationen in dieser Zeitschrift [Haakh 2008, Merkel 2006, Mehlhorn 2005, um nur die aktuellsten zu nennen]. Dabei wird jedoch Benchmarking zumeist nur als die Betrachtung von Partialindikatoren (oder auch Kennzahlenvergleich) verstanden. Dem gegenüber weist wissenschaftliches Benchmarking Vorteile auf. Brunner [2004] diskutiert den Einsatz des (wissenschaftlichen) Benchmarkings in der englischen und walisischen Wasserwirtschaft und die Stellung des Benchmarkings im Aufsichtskontext. Ziel dieses Beitrages ist es, die Vorteile wissenschaftlichen Benchmarkings darzustellen und Anwendungsgebiete der Effizienzanalyse, sowohl aktuelle als auch potentielle, aufzuzeigen. Des Weiteren werden internationale Studien zur Effizienzanalyse in der Wasserversorgung und deren Ergebnisse evaluiert. Schlussendlich soll eine Effizienzanalyse für Deutschland motiviert werden, die auf einer repräsentativen Datenbasis aufbaut und somit zu einer transparenten, effizienten und gerechten Wasserversorgung führt.

Effizienzanalyse und Benchmarking im Vergleich

Partialindikatoren (bzw. Benchmarking) sind im Vergleich zur wissenschaftlichen Effizienzanalyse dadurch gekennzeichnet, dass separate Kennzahlen für verschiedene Problemstellungen gebildet werden (z.B. Anzahl der versorgten Haushalte / Mitarbeiter), auf deren Basis dann ein Vergleich von Unternehmen erfolgt. Die Anwendung dieser Kennzahlen erfährt insofern Einschränkungen, als dass strukturelle Unterschiede zwischen den zu vergleichenden Unternehmen nur bedingt berücksichtigt werden können und kein technischer Fortschritt betrachtet werden kann. Vorteilhaft an der Anwendung von Kennzahlen sind allerdings die Einfachheit der Berechnung derselben und die gute Verständlichkeit der Ergebnisse.

Im Rahmen einer wissenschaftlichen Effizienzanalyse hingegen können verschiedene Input- und Outputvariablen in die Betrachtung einbezogen werden, welche in einem einzelnen Effizienzwert resultieren und anhand dessen Unternehmen schließlich verglichen werden können. Beispielsweise könnten die Inputs Arbeits-, Energie- und Kapitalkosten und die Outputs Anzahl der Hausanschlüsse und abgegebene Menge für den Wasserversorger eines Wohngebiets dargestellt werden. Durch eine fortgeschrittene Methodik ist eine Berücksichtigung struktureller Unterschiede zwischen den zu betrachtenden Unternehmen ebenso möglich wie eine Einbeziehung des technischen Fortschritts. Für die wissenschaftliche Effizienzanalyse ist allerdings, im Vergleich zu den Partialindikatoren, ein erhöhter Aufwand für Datenbeschaffung und Ergebniskalkulation notwendig.

Innerhalb der wissenschaftlichen Effizienzanalyse werden hauptsächlich parametrische und nicht-parametrische Methoden unterschieden, welche im Folgenden kurz vereinfacht dargestellt werden sollen.¹

Die Dateneinhüllungsanalyse (Data Envelopment Analysis, DEA) gehört zur Gruppe der nicht-parametrischen Methoden. Hierbei wird mittels linearer Optimierung eine umhüllende Effizienzgrenze ermittelt. Die Festlegung eines funktionalen Zusammenhangs zwischen Input- und Outputfaktoren ist nicht notwendig. Anhand der ermittelten Grenze kann die relative Ineffizienz eines Unternehmens bestimmt werden, welche durch den Abstand des jeweiligen Unternehmens von der Effizienzgrenze gemessen wird. Unternehmen, welche sich auf der Effizienzgrenze befinden, werden entsprechend als effizient gewertet. Die Effizienzwerte können im Allgemeinen einen Wert zwischen null und eins annehmen. Eine Veranschaulichung des Konzeptes der Effizienz ist in Abbildung 1 dargestellt. Während sich die Unternehmen B und C auf der Effizienzgrenze befinden und demzufolge als effizient gewertet werden, können die Unternehmen A und D diese Effizienzgrenze nicht erreichen. Ihre relative Effizienz wird durch den Abstand von der Effizienzgeraden definiert, im Beispiel von Unternehmen A wie dargestellt entsprechend dem Abstand zwischen A und o geteilt durch den Abstand zwischen B und o.

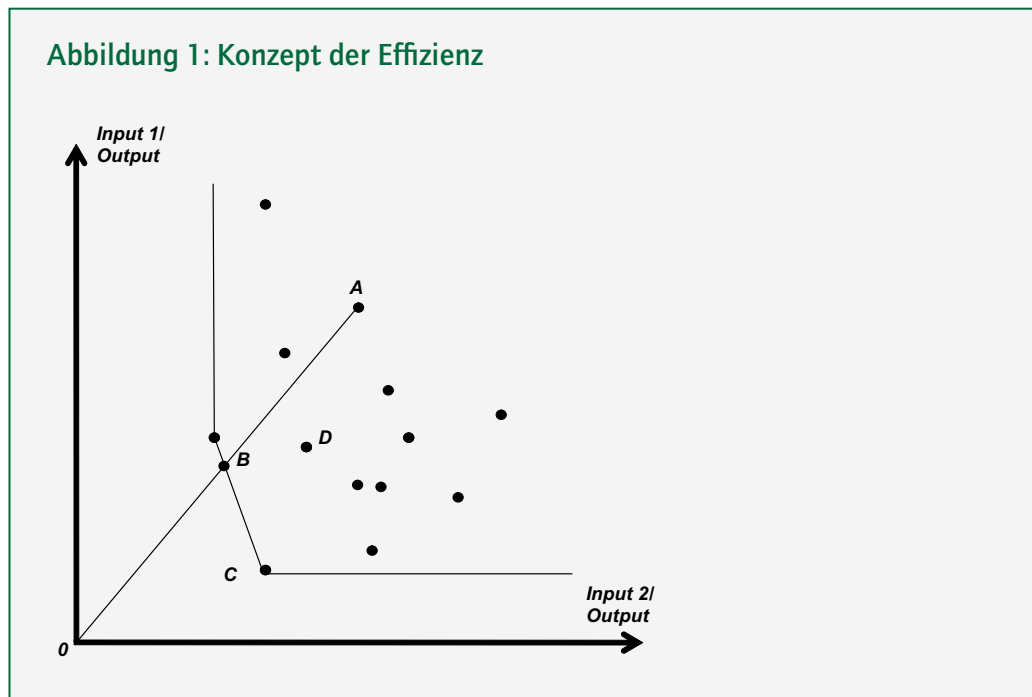
Ein Nachteil der nicht-parametrischen Methoden besteht darin, dass Extremwerte oder sogenanntes Datenrauschen nicht kontrolliert werden können, was zu einer Verzerrung der Effi-

¹ Für eine detaillierte Einführung siehe [Coelli 2005].

ziewerte führt. Allerdings wurden fortgeschrittenere Methoden, wie beispielsweise der Order-m oder Bootstrapping-Ansatz, entwickelt, um diese möglichen Fehler zu beheben.

Innerhalb der parametrischen Verfahren ist die Bestimmung durchschnittlicher Funktionen ebenso möglich wie die Berechnung von Grenzfunktionen. Für die Bestimmung einer Durchschnittsfunktion kann eine einfache lineare Regression auf Basis der Methode der kleinsten Quadrate (Ordinary Least Squares, OLS) angewendet werden. Allerdings besteht auch hier das Problem von Messfehlern und daraus resultierenden Verzerrungen der Ergebnisse.

Bei Anwendung der stochastischen Effizienzgrenzenanalyse (Stochastic Frontier Analysis, SFA) wird nach Annahme eines funktionalen Zusammenhangs zwischen Input- und Outputfaktoren anhand von statistischen Schätzungen eine Effizienzgrenze bestimmt. Die Abweichung eines Unternehmens von der Effizienzgrenze untergliedert sich nunmehr allerdings in Ineffizienz und einen stochastischen Fehlerterm, was zu einer Plausibilisierung



der Ergebnisse führt. Zudem können weitere individuelle Faktoren berücksichtigt werden, welche vom Unternehmen selbst nicht beeinflussbar sind, die so genannte firmenspezifische Heterogenität. Die Ergebnisse der SFA sind allerdings abhängig von der Wahl des funktionalen Zusammenhangs zwischen Input- und Outputfaktoren sowie der vorzugebenden Struktur des Fehlerterms, für welchen verschiedene Verteilungsannahmen getroffen werden können.

Anwendungsgebiete

Regulierung

Ursprünglich ausschließlich für Netzsektoren wie die Energieversorgung oder die Eisenbahn angewandt, führen Wissenschaftler Effizienzanalysen in den vergangenen Jahren in zunehmendem Maße auch für andere Sektoren und Institutionen wie Banken oder Universitäten durch. Das prominenteste und aktuellste Anwendungsbeispiel von Effizienzanalysen ist die von der Bundesnetzagentur verantwortete Anreizregulierung für Strom- und Gasverteilnetze und Gasübertragungsnetze [Bundesministerium der Justiz 2007]. Hierbei werden mit der DEA und der SFA unternehmensindividuelle Effizienzwerte bestimmt, mit deren Hilfe Erlösobergrenzen für jeden Netzbetreiber festgelegt werden. Die Regulierung ist somit eine von drei Anwendungsgebieten, in die Effizienzvergleiche mit unterschiedlichen Zielsetzungen strukturiert werden können.

Auch in England und Wales werden Methoden der Effizienzanalyse durch die dort für die Regulierung von Wasser und Abwasser zuständige Behörde *Ofwat* bei der Festsetzung von Preisobergrenzen verwendet. *Ofwat* führt alle 5 Jahre eine Überprüfung der Wasserpreise durch. Die letzte Überprüfung gab es im Jahre 2004, so dass im Jahre 2009 wieder eine Überprüfung der momentan zehn integrierten Wasser- und Abwasserunternehmen, der 14 reinen Wasserversorger und drei weiterer Firmen² ansteht. *Ofwat* verwendete hierfür insbesondere für die Preisüberprüfung im Jahre 2004 sowohl parametrische als auch nicht-parametrische Methoden der Effizienzanalyse. Dabei erfolgt die Preisfestlegung nicht alleine auf Basis der hieraus gewonnenen Ergebnisse, sondern auch einer Vielzahl weiterer Faktoren [Dassler 2006].

Die regulatorische Verwendung der Effizienzanalyse durch *Ofwat* hat zu einer regen wissenschaftlichen Diskussion über die Art und Weise von deren Durchführung und über die gewonnenen Ergebnisse geführt. Erbetta [2007] beispielsweise fand heraus, dass durch die Preisüberprüfung im Jahre 1999 eine strengere Regulierung durchgesetzt wurde und diese dazu geführt habe, Ineffizienzen zu beseitigen. Der indirekte Yardstick-Wettbewerb hätte somit einen positiven Einfluss gehabt. In der Literatur werden aber auch intensiv Möglichkeiten der Verbesserung in der Verwendung von Effizienzanalysemethoden durch *Ofwat* diskutiert, so dass eine Optimierung notwendig erscheint. Saal [2006] empfiehlt die Verwendung von Paneldaten, d.h. die Verwendung eines Beobachtungszeitraums anstatt nur eines Zeitpunkts bei der Analyse. Auch Cubbin [2005] weist auf die Notwendigkeit einer vorsichtigen Interpretation der Ineffizienzkomponente hin. Teile hieraus können auch an unbeobachteter Heterogenität zwischen den Firmen liegen, die nicht im Einfluss des Managements liegt. Die Autoren sind sich aber einig, dass für die Beseitigung dieser Probleme Weiterentwicklungen von Methoden der Effizienzanalyse bereitstehen.

Evaluierung der Marktstruktur

Falls die Verwendung der Effizienzanalyse in der Preisregulierung politisch nicht gewünscht ist oder als nicht notwendig angesehen wird, kann mit Hilfe von Effizienzanalysen doch

² Vgl. <http://www.ofwat.gov.uk/aptrix/ofwat/publish.nsf/Content/watercompanyaddresstelephone>, abgerufen am 11. September 2008.

die Marktstruktur untersucht werden. Sauer [2007] untersuchte für eine Anzahl ländlicher Wasserunternehmen in Deutschland mit negativem Ergebnis, ob Kostenvorteile durch die gemeinsame Erbringung von Wasser- und Abwasserleistungen in ein und demselben Unternehmen vorliegen. Weiterhin können Effizienzanalysen untersuchen, in welchem Ausmaß Dichtevorteile vorliegen, d.h. eine hohe Einwohnerdichte den Wasserversorger einer Stadt im Vergleich zu einem Wasserversorger aus einer Stadt mit niedriger Einwohnerdichte bevorzugt. Effizienzanalysen können auch die optimale Unternehmensgröße bestimmen, d.h. die Unternehmensgröße bei der die Durchschnittskosten am geringsten sind. Hieraus kann direkt abgeleitet werden, wie viele Unternehmen notwendig sind, um den Markt effizient zu bedienen.

Unterstützung strategischer Unternehmensentscheidungen

Aus einer starken Fragmentierung eines Sektors kann sich die Notwendigkeit strategischer Unternehmensentscheidungen ergeben. Effizienzanalysen können anhand eines Vergleichs mit ähnlichen Unternehmen das Einsparpotenzial von Fusionen quantifizieren und dieses Einsparpotenzial in Effizienzgewinne aus der Anpassung von Prozessen, Synergieeffekte und Größeneffekte unter Berücksichtigung geographischer Nähe zerlegen. Eine solche Analyse wurde beispielweise von Hirschhausen [2008] für Unternehmen des Öffentlichen Personennahverkehrs in Nordrhein-Westfalen durchgeführt.

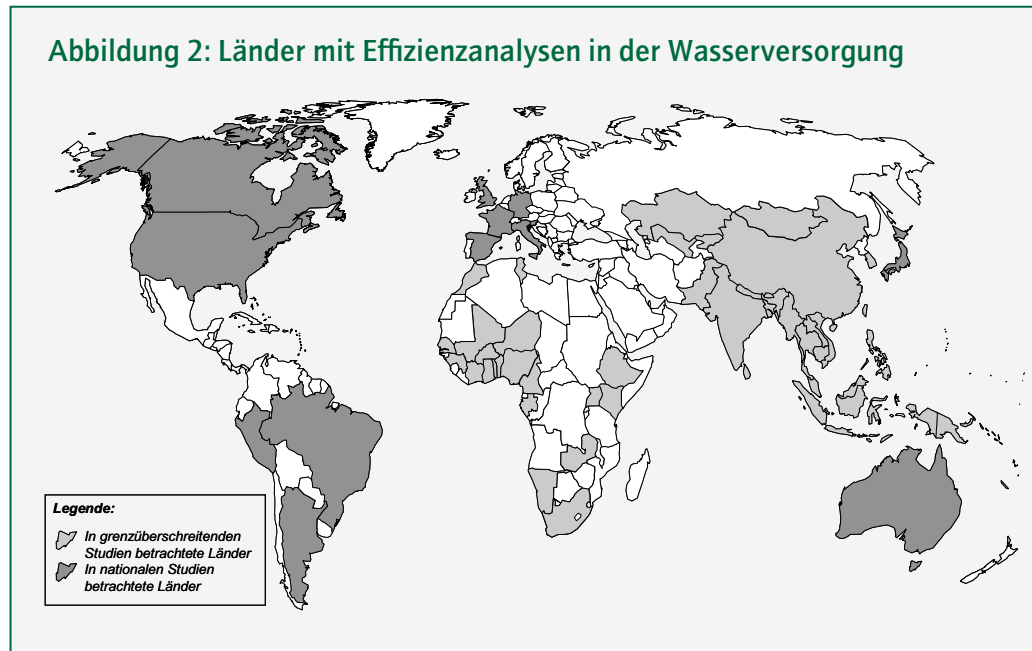
Weitere Anwendungsgebiete im Rahmen von Unternehmensentscheidungen sind die Analyse von Restrukturierungen und Investitionen, die Bestimmung eines optimalen Faktoreinsatzverhältnisses oder auch die Evaluierung von strategischen Kennzahlen hinsichtlich ihrer Auswirkung auf die Gesamteffizienz des Unternehmens. Beispielhaft sei hier der Outsourcinggrad genannt.

Analyse internationaler Studien

Zur Darstellung der Erkenntnisse aus dem Ausland erfolgte eine Auswertung von insgesamt 26 Studien aus fünf verschiedenen Kontinenten. In Abbildung 2 sind die Länder eingefärbt, die im Rahmen dieser 26 Studien betrachtet werden. Dabei wird in Studien unterschieden, die sich ausschließlich auf ein Land beziehen (dunkle Einfärbung) und in Studien, die ein internationales Benchmarking durchführen (helle Einfärbung). Während die nationalen Studien dadurch gekennzeichnet sind, dass eine relativ große Anzahl an Unternehmen aus dem jeweiligen Land evaluiert werden, beinhalten die länderübergreifenden Studien meist nur einige wenige Unternehmen pro Land. Bei der Auswertung wurden vorwiegend Studien betrachtet, welche innerhalb der letzten zehn Jahre veröffentlicht wurden.

Tabelle 1 gibt eine Zusammenfassung der wichtigsten Ergebnisse der Effizienzanalysen in der Wasserversorgung. Verschiedene Studien haben eine Analyse der Eigentumsstruktur und deren Auswirkungen auf die Effizienz der Wasserversorgung zum Gegenstand. Öffentliche Wasserversorger in Industrienationen erscheinen zumeist effizienter als private Versorger, während in Entwicklungsländern das Gegenteil der Fall ist. Auf Basis umfangreicher Datensätze zeigten zwei US-amerikanische Studien auf, dass Wasserversorger in öffentlicher Hand geringere Kosten als private Wasserversorger aufweisen [Shih 2004] bzw. private Wasserversorger eine nahezu doppelt so hohe Ineffizienz aufzeigen wie öffentliche Ver-

sorger [Bhattacharyya 1995]. Drei Studien zu britischen und spanischen Wasserversorgern [Saal 2001; Saal 2002, Saal 2007; García-Sánchez 2006] zeigten lediglich Anhaltspunkte auf, denen zufolge die Privatisierung der Wasserversorgung keine oder nur geringe Auswirkun-



gen auf die Effizienz hatte. Im Gegensatz zu diesen Ergebnissen stehen die Erkenntnisse aus der Analyse der Eigentumsstrukturen in der Wasserversorgung von Entwicklungsländern. Vor allem in Afrika und Asien weisen private Wasserversorger eine höhere Effizienz auf [Estache 2002; Estache 2003; Kirkpatrick 2006]. Eine fundierte und abschließende Beurteilung verschiedener Eigentumsstrukturen erscheint jedoch nur bei gleichzeitiger Analyse von Wettbewerbsanreizen und des Rechtsrahmens möglich, die mit der Eigentumsstruktur einhergehend eine starke Auswirkung auf die Effizienz haben können [ENTSORGA o.J.].

Aufgrund hoher Qualitätsanforderungen und struktureller Faktoren, welche die Wasserversorgung beeinflussen, erscheint es unumgänglich, Qualitäts- und Strukturvariablen in die Analysen einzubeziehen. Studien aus Italien und Spanien [Fabbri 2000; García-Sánchez 2006] haben beispielsweise einen signifikanten Einfluss der Einwohnerdichte im Versorgungsgebiet auf die Effizienzwerte nachgewiesen. Demzufolge erscheint es als empfehlenswert, diese als Strukturvariable in die Betrachtungen einzubeziehen, da anzunehmen ist, dass Wasserversorger mit einem dicht besiedelten Versorgungsgebiet bessere Rahmenbedingungen vorfinden als Versorger in stark zersiedelten oder ländlichen Gebieten. Mehrere Studien [Lin 2005; Picazo-Tadeo 2008; Tupper 2004] zeigten zudem einen signifikanten Einfluss der Wasserverluste auf die Effizienzwerte, demzufolge diese als Qualitätsindikator berücksichtigt werden sollten. Nicht allgemein nachgewiesen ist der Einfluss der chemischen Wasseraufbereitung auf die Effizienz. Während Antonioli [2001] in der Analyse italienischer Wasserversorger die chemische Wasseraufbereitung als signifikante Variable identifizieren konnten, hatte die Studie von Fabbri [2000], welche ebenfalls italienische Wasserversorger untersucht, das Gegenteil zum Ergebnis. Eine britische Studie [Saal 2004] konnte zudem nicht nachweisen, dass eine Verschärfung von Qualitätsstandards bezüglich der Wasserqualität und

des Umweltschutzes einen signifikanten Einfluss auf die Effizienzwerte hat. Entsprechend erscheint eine Berücksichtigung nicht als notwendig.

Im Hinblick auf Größenvorteile deutet die Analyse stark fragmentierter Märkte auf Größenvorteile hin, wohingegen die Unternehmen in stark konzentrierten Märkten eher Größennachteile aufweisen. Dementsprechend wurden für französische, US-amerikanische und slowenische Wasserversorger deutliche Größenvorteile identifiziert. Dies legt nahe, dass eine Vergrößerung der Versorgungsgebiete, zum Beispiel durch Fusionen von Unternehmen, angestrebt werden sollte. Studien aus Großbritannien [Saal 2005] und Japan [Mizutani 2001] hingegen konnten deutliche Größennachteile der Wasserversorger identifizieren. Im speziellen Fall von Großbritannien konnten für das Jahr 1993 noch Größenvorteile nachgewiesen werden, welche sich später allerdings verringerten und in Größennachteile umkehrten. Dies deutet darauf hin, dass die Privatisierung der Wasserversorgung und zahlreiche Fusionen in der Folge zu große Unternehmensstrukturen hervorgebracht haben.

Signifikante Dichtevorteile konnten innerhalb aller Studien identifiziert werden. Demzufolge könnten bei sonst gleichen Bedingungen Kosteneinsparungen durch eine erhöhte Produktion bzw. einen erhöhten Output erzielt werden, da dies eine bessere Auslastung der vorhandenen Versorgungsstrukturen zur Folge hätte. Im Allgemeinen sollte die Signifikanz von Strukturvariablen jedoch nicht einfach unterstellt, sondern stets statistisch getestet werden. Speziell für Deutschland erscheinen die Untersuchung weiterer Strukturvariablen wie des Metermengenwertes, des Behälterkennwertes, der Kundenstruktur und der Topographie sinnvoll.

Schlussfolgerungen für Deutschland

Die Wasserversorgung besitzt den Charakter eines natürlichen Monopols. Die Stakeholder der Wasserversorgung in Deutschland haben die Notwendigkeit eines Unternehmensvergleichs erkannt. Nur sollte dieser aufgrund der dargestellten Vorteile und vielfältigen Anwendungs- und Interpretationsmöglichkeiten nicht als Kennzahlenvergleich, sondern als wissenschaftlichen Ansprüchen genügende Effizienzanalyse durchgeführt werden. Der Kennzahlenvergleich ist unter Experten nicht akzeptiert [Daiber 2006]. Für eine wissenschaftliche Effizienzanalyse ist ein hohes Maß an Transparenz und Datenverfügbarkeit vonnöten. Langjährige internationale Erfahrungen, beispielsweise aus dem hydrologisch relativ gut vergleichbaren Großbritannien, können bei der Definition des Effizienzvergleichs behilflich sein. Das dort praktizierte Verfahren gewährleistet funktionsfähigen Wettbewerb [Oelmann 2004].

Die Komplexität der Wasserversorgung kann dabei durch die geeignete Wahl von Strukturvariablen auf ein akzeptables Niveau reduziert werden. Hervorzuheben ist hier besonders die Einwohnerdichte. Internationale Analysen haben große Dichte- und Größenvorteile bei einer relativen starken Fragmentierung des Marktes ergeben. Dies sollte auch als Hinweis für Deutschland verstanden werden, wo eine weitere Zersiedelung vermieden werden sollte.

Die Vielzahl an internationalen Studien zeigt zudem, dass dort wissenschaftliche Benchmarkingmethoden eine zunehmende Rolle spielen. Für Deutschland steht dieses wissenschaftliche Benchmarking (noch) aus, im Sinne des Verbrauchers hoffentlich nicht mehr lange.

Tabelle 1			
Übersicht über ausgewählte Ergebnisse internationaler Studien			
Untersuchungsfeld	Ergebnis	Referenzstudien	
Eigentumsstrukturen	Öffentlich ist effizienter	- Bhattacharyya 1995, USA	
		- Shih 2004, USA	
	Privat ist effizienter	- Estache 2002, Afrika	
		- Estache 2003, Argentinien - Kirkpatrick 2006, Afrika	
Berücksichtigung von Struktur- und Qualitätsvariablen	Auswirkung allgemein bestätigt	Einwohnerdichte - Fabbri 2000, Italien	
		- García-Sánchez 2006, Spanien	
	Wasserverluste	- Tupper 2004, Brasilien	
		- Picazo-Tadeo 2008, Spanien	
	Auswirkung fallbasiert verschieden	Chemische Wasseraufbereitung - Antonioli 2001, Italien (Auswirkung bestätigt)	
		- Fabbri 2000, Italien (keine Auswirkung)	
	Anteil von Haushalts- und Gewerbekunden	- Renzetti 2008, Kanada (Auswirkung bestätigt)	
		- García-Sánchez 2006, Spanien (keine Auswirkung) - Coelli 2006, Australien (keine Auswirkung)	
	Keine Auswirkung nachgewiesen	Verschärfung Qualitätsstandards	- Saal 2004, Großbritannien
	Größen- und Dichtevorteile	Dichtevorteile allgemein vorhanden	Größenvorteile - Filippini 2008, Slowenien (2,30)*
- Garcia 2001, Frankreich (0,41)* - Garcia 2007, USA (1,59)*			
Größennachteile		- Saal 2005, Großbritannien (62,89)* - Mizutani 2001, Japan (66,62)*	

*Werte in Klammern geben die durchschnittliche Abgabemenge der betrachteten Unternehmen in Mio. m³ an

Referenzen

- [Antonioli 2001]: *Antonioli, B., Filippini, M.*: The Use of Variable Cost Function in the Regulation of the Italian Water Industry. *Utilities Policy* 10(3-4) (2001), S. 181-187.
- [Bundesministerium der Justiz 2007]: Bundesministerium der Justiz: Anreizregulierungsverordnung vom 29. Oktober 2007. In: *Bundesgesetzblatt I* S. 2529 (2007).
- [Bhattacharyya 1995]: *Bhattacharyya, A., Harris, T.R., Narayanan, R., Raffiee, K.*: Specification and Estimation of the Effect of Ownership on the Economic Efficiency of the Water Utilities. *Regional Science and Urban Economics* 25(6) (1995), S. 759-784.
- [Brunner 2004]: *Brunner, U., Riechmann, C.*: Wettbewerbsgerechte Preisbildung in der Wasserwirtschaft- Vergleichsmarktkonzepte, -methoden und Erfahrungen aus England & Wales. *Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen* 27(2) (2004), S. 115-130.
- [Coelli 2005]: Coelli, T.J. u.a.: *An Introduction to Efficiency and Productivity Analysis*, 2. Auflage Springer New York 2005
- [Coelli 2006]: Coelli, T., Walding, S.: Performance Measurement in the Australian Water Supply Industry. In: Coelli T., Lawrence D. (Hrsg.): *Performance Measurement and Regulation of Network Utilities*. Edward Elgar Publishing Cheltenham 2006
- [Cubbin 2005]: *Cubbin, J.*: Efficiency in the Water Industry. *Utilities Policy* 13(4) (2005), S. 289-293.
- [Daiber 2006]: Daiber, H.: Wasserwirtschaft und Kundenschutz zwischen Anspruch und Wirklichkeit – Ein Beitrag zur effizienten kartellrechtlichen Kontrolle der Wasserpreise. In: *Kommunale Wirtschaft im 21. Jahrhundert Festschrift Peter Becker*, S. 457-482. VWEW Energieverlag. Frankfurt am Main 2006
- [Dassler 2006]: *Dassler, T., Parker, D., Saal, D.S.*: Methods and Trends of Performance Benchmarking in UK Utility Regulation. *Utilities Policy* 14(3) (2006), S. 166-174.
- [Erbetta 2007]: *Erbetta, F., Cave, M.*: Regulation and Efficiency Incentives: Evidence from the England and Wales Water and Sewerage Industry. *Review of Network Economics* 6(4) (2007), S. 425-452.
- [ENTSORGA o.J.] (Hrsg.): *Beurteilung des Status Quos der deutschen Abwasserentsorgung – Wettbewerbliche Anreize und Produktivitätsentwicklung*.
- [Estache 2002]: *Estache, A., Kouassi, E.*: Sector Organization, Governance and the Inefficiency of African Water Utilities. *World Bank Policy Research Working Paper*, No. 3374 (2002).
- [Estache 2003]: *Estache, A., Trujillo, L.*: Efficiency Effects of 'Privatization' in Argentina's Water and Sanitation Services. *Water Policy* 5(4) (2003), S. 369-380.
- [Fabbri 2000]: *Fabbri, P., Fraquelli, G.*: Costs and Structure of Technology in the Italian Water Industry. *Empirica* 27(1) (2000), S. 65-82.
- [Filippini 2008]: *Filippini, M., Hrovatin, N., Zori, J.*: Cost Efficiency of Slovenian Water Distribution Utilities: An Application of Stochastic Frontier Methods. *Journal of Productivity Analysis* 29(2) (2008), S. 169-182.
- [Garcia 2007]: *Garcia, S., Moreaux, M., Reynaud, A.*: Measuring Economies of Vertical Integration in Network Industries: An Application to the Water Sector. *International Journal of Industrial Organization* 25(4) (2007), S. 791-820.
- [Garcia 2001]: *Garcia, S., Thomas, A.*: The Structure of Municipal Water Supply Costs: Application to a Panel of French Local Communities. *Journal of Productivity Analysis* 16(1) (2001), S. 5-29.
- [García-Sánchez 2006]: *García-Sánchez, I. M.*: Efficiency Measurement in Spanish Local Government: The Case of Municipal Water Services. *Review of Policy Research* 23(2) (2006), S. 355-371.

- [Haakh 2008]: *Haakh, F., Krieger, A., Gagsch, B.*: Der Betriebsvergleich kommunaler Versorgungsunternehmen als Management-Instrument. *GWf Wasser und Abwasser* 149 (2008) Nr. 6, S. 490-495.
- [Hirschhausen 2008]: *Hirschhausen, C.v., Cullmann, A., Walter, M.*: Ermittlung möglicher Fusionseffekte im ÖPNV - Eine Effizienzanalyse für Nordrhein-Westfalen. *Internationales Verkehrswesen* 12 (2008), S. 490-494.
- [Kirkpatrick 2006]: *Kirkpatrick, C., Parker, D., Zhang, Y.-F.*: State versus Private Sector Provision of Water Services in Africa: An Empirical Analysis. *The World Bank Economic Review* 20(1) (2006), S. 143-163.
- [Lin 2005]: *Lin, C.*: Service Quality and Prospects for Benchmarking: Evidence from the Peru Water Sector. *Utilities Policy* 13(3) (2005), S. 230-239.
- [Mehlhorn 2005]: *Mehlhorn, H.*: Benchmarking in der Wasserversorgung. Chancen, Risiken, Entwicklungen. *GWf Wasser Abwasser* 146 (2005) Nr. 13, S. 8-13.
- [Merkel 2006]: *Merkel, W., Wichmann, K.*: Optimierungspotenziale in der Wasserwirtschaft, Wassergewinnung und Wasseraufbereitung. Entwicklung eines strukturierten Prozess-Kennzahlensystems. *GWf Wasser Abwasser* 147 (2006) Nr. 7-8, S. 522-527.
- [Mizutani 2001]: *Mizutani, F., Urakami, T.*: Identifying Network Density and Scale Economies for Japanese Water Supply Organizations. *Papers in Regional Science* 80(2) (2001), S. 211-230.
- [Oelmann 2004]: *Oelmann, M.*: Wettbewerbskonzepte für die deutsche Wasserwirtschaft auf dem Prüfstand. *Zeitschrift für Wirtschaftspolitik* 53(2) (2004), S. 203-227.
- [Picazo-Tadeo 2008]: *Picazo-Tadeo, A.J., Sáez-Fernández, F.J., González-Gómez, F.*: Does service quality matter in measuring the performance of water utilities? *Utilities Policy* 16(1) (2008), S. 30-38.
- [Renzetti 2008]: *Renzetti, S., Dupont, D.*: Measuring the Technical Efficiency of Municipal Water Suppliers: the Role of Environmental Factors. Working Papers 0802 (2008), Brock University, Department of Economics.
- [Saal 2001]: *Saal, D.S., Parker, D.*: Productivity and Price Performance in the Privatized Water and Sewerage Companies of England and Wales. *Journal of Regulatory Economics* 20(1) (2001), S. 61-90.
- [Saal 2004]: *Saal, D.S., Reid, D.*: Estimating Opex Productivity Growth in English and Welsh Water and Sewerage Companies: 1993-2003. Aston Business School Working Paper RP0434 (2004).
- [Saal 2005]: *Saal, D.S., Parker, D.*: Assessing the Performance of Water Operations in the English and Welsh Water industry: A Panel Input Distance Function Approach. Aston Business School Working Paper RP0502 (2005).
- [Saal 2006]: *Saal, D.S., Parker, D.*: Assessing the Performance of Water Operations in the English and Welsh Water Industry: A Lesson in the Implications of Inappropriately Assuming a Common Frontier. In: Coelli T., Lawrence D. (Hrsg.): *Performance Measurement and Regulation of Network Utilities*. Edward Elgar Publishing Cheltenham 2006
- [Saal 2007]: *Saal, D.S., Parker, D., Weyman-Jones, T.*: Determining the Contribution of Technical Change, Efficiency Change and Scale Change to Productivity Growth in the Privatized English and Welsh Water and Sewerage Industry: 1985-2000. *Journal of Productivity Analysis* 28(1) (2007), S. 127-139.
- [Sauer 2007]: *Sauer, J., Frohberg, K.*: Allocative Efficiency of Rural Water Supply – A Globally Flexible SGM Cost Frontier. *Journal of Productivity Analysis* 27(1) (2007), S. 31-40.

[Shih 2004]: *Shih, J.S., Harrington, W., Pizer, W.A., Gillingham, K.*: Economies of Scale and Technical Efficiency in Community Water Systems. Resources for the Future. Discussion Paper 04-15 (2004).

[Tupper 2004]: *Tupper, H.C., Resende, M.*: Efficiency and Regulatory Issues in the Brazilian Water and Sewage Sector: An Empirical Study. Utilities Policy 12(1) (2004), S. 29-40.

Ineffizienz und Strukturunterschiede in der Deutschen Wasserversorgung

Michael Zschille, Matthias Walter und Christian von Hirschhausen¹

Dresden: TU, Chair of Energy Economics, 2009
(Water Economics and Management Working Papers WP-H₂O-10)
<http://www.water.sc/?q=node/16>

Die deutsche Wasserversorgung ist durch eine starke Zergliederung sowie hohe Unterschiede in den Wasserentgelten gekennzeichnet. Derzeit wird die Frage einer adäquaten Regulierung der deutschen Wasserversorgung kontrovers diskutiert. Als Referenzsystem werden die Ausweitung der ex-post Kartellaufsicht auf alle Bundesländer bzw. die jüngst in der deutschen Strom- und Gasversorgung angewandte Anreizregulierung diskutiert. Unabhängig von der zukünftigen Entgeltkontrolle sind transparente Effizienzanalysen eine notwendige Voraussetzung zur Abschätzung von Kostensenkungspotentialen. Der vorliegende Beitrag analysiert hierfür verschiedene Ansätze der Effizienzanalyse bezüglich ihrer Eignung für die deutsche Wasserwirtschaft. Anschließend werden die Ergebnisse einer Dateneinhüllungsanalyse für das Jahr 2006 dargestellt. Die Ergebnisse der Analyse 373 deutscher Wasserversorger offenbaren deutlichen Handlungsbedarf für die Nutzung von Kostensenkungspotentialen.

The German water supply industry is characterized by a high fragmentation and also high differences in prices for water deliveries. Currently the form of an adequate price regulation is discussed. This could take the form of a nation-wide extension of the ex-post cartel price control by the Länder, or a centralized incentive regulation, such as recently implemented in the German electricity and natural gas sectors. The future price regulation requires a profound efficiency analysis in order to create incentives to minimize cost and corresponding prices. This article analyzes different approaches for efficiency analysis and presents the results of a Data Envelopment Analysis for Germany with data from the year 2006, considering 373 water utilities. The results underline the necessity of an active price regulation in order to use potentials for cost savings.

Einleitung

Seit mehreren Jahren wird in der Wasserwirtschaft und in der Öffentlichkeit über das Thema angemessener und gerechtfertigter Entgelte für die Versorgung mit Trinkwasser diskutiert. Unterstützt wird diese Debatte nicht zuletzt auch durch die Kartellverfahren gegen hessische Wasserversorger [Hirschhausen 2009a] sowie Forderungen der Monopolkommission nach einer Regulierung der deutschen Wasserversorgung [EUWID 2009]. Eine mögliche

¹ Michael Zschille (Korrespondenzautor), Email: michael.zschille@mailbox.tu-dresden.de, Dipl. Wi.-Ing. Matthias Walter, Email: matthias.walter@tu-dresden.de, Prof. Dr. Christian von Hirschhausen, Email: cvh@mailbox.tu-dresden.de, Technische Universität Dresden, Fakultät Wirtschaftswissenschaften, Lehrstuhl für Energiewirtschaft und Public Sector Management, 01062 Dresden

Regulierung mit Anreizen zur Kostensenkung setzt eine fundierte Effizienzanalyse voraus, um angemessene Anreize zu schaffen. Ein reiner Kennzahlenvergleich, wie er von einzelnen Unternehmen der Wasserversorgung bereits heute praktiziert wird, ist für Zwecke der Regulierung *nicht* geeignet, da sie sich auf partielle Indikatoren beschränken und keine Kostensenkungspotentiale ausweisen. Vielmehr sind fortgeschrittene wissenschaftliche Effizienzanalysen notwendig, welche die ganzheitliche Betrachtung von Unternehmen ermöglichen und damit einem reinen Kennzahlenvergleich gegenüber zu bevorzugen sind, da dieser verschiedene Zusammenhänge im Unternehmen und auch mögliche Kosten-Interaktionen missachtet. Für eine wissenschaftliche Effizienzanalyse sind verschiedene Ansätze möglich, im Allgemeinen unterscheidet man zwischen parametrischen und nicht-parametrischen Ansätzen [Hirschhausen 2009b].

Im Bereich der nicht-parametrischen Ansätze kommt zumeist eine Dateneinhüllungsanalyse (engl. Data Envelopment Analysis, DEA) in Kombination mit Regressionsanalysen zur Anwendung, um zusätzliche statistische Rückschlüsse zur Auswirkung struktureller Einflüsse auf die Effizienz der Wasserversorgung ziehen zu können. Bei der Nutzung parametrischer Methoden ist die stochastische Effizienzgrenzenanalyse (engl. Stochastic Frontier Analysis, SFA) verbreitet, welche die Schätzung von Produktions- und Kostenfunktionen ermöglicht. Es können beispielsweise Größen-, Verbund- und Dichtevorteile geschätzt werden, was im Bereich der Wasserversorgung von hohem Interesse ist. Falls Größenvorteile vorliegen, können die Fusionspotenziale mit Effizienzanalysen unternehmensindividuell abgeschätzt werden (siehe etwa [Walter 2008] für eine Anwendung auf den deutschen ÖPNV). Moderne Weiterentwicklungen wie beispielsweise der Ansatz der *latent classes* [Kumbhakar 2004] ermöglichen zudem die simultane Schätzung unterschiedlicher Kostenfunktionen, um zwischen mehreren Gruppen an Unternehmen mit verschiedenen zugrunde liegenden Technologien zu unterscheiden. Im Bereich der Wasserversorgung wäre eine Unterscheidung der Unternehmen anhand der Unternehmensgröße denkbar, um beispielsweise einen Vergleich eines ländlichen Wasserversorgers mit einem Großkonzern zu vermeiden.

Eine umfangreiche Datenbasis ist die notwendige Voraussetzung für wissenschaftliche Effizienzanalysen, um korrekte Rückschlüsse zu ziehen. In der praktischen Anwendung allerdings mangelt es zumeist an eben dieser umfangreichen Datenbasis. Demzufolge sind Bemühungen notwendig, eine umfangreiche und auf einheitlichen Angaben beruhende Datenbasis zu schaffen. Auf Basis öffentlich zugänglicher Daten aus dem Jahr 2006 soll im folgenden Beitrag im Detail eine nicht-parametrische Effizienzanalyse deutscher Wasserversorger dargestellt werden, wie sie unter methodischen Gesichtspunkten auch für eine mögliche zukünftige wissenschaftliche Effizienzanalyse anwendbar wäre.

Methodik

In der folgenden Analyse soll eine so genannte Dateneinhüllungsanalyse (DEA) durchgeführt werden. Diese weist unter anderem den Vorteil auf, dass im Falle mehrerer Outputs bereits ein guter Wert bei einem Output ausreichend ist, um vollständig effizient zu sein. Speziell in der Wasserversorgung werden somit Unternehmen nicht diskriminiert, die in Gegenden mit geringem durchschnittlichem Wassergebrauch tätig sind. Zusätzlich bietet sich die nicht-parametrische DEA an, da für die vorliegende Analyse lediglich Daten aus dem Jahr 2006

vorliegen und somit keine Analyse mit Panel Daten (Daten mehrerer Wasserversorger über mehrere Jahre) möglich ist, wie es für parametrische Verfahren empfehlenswert wäre.

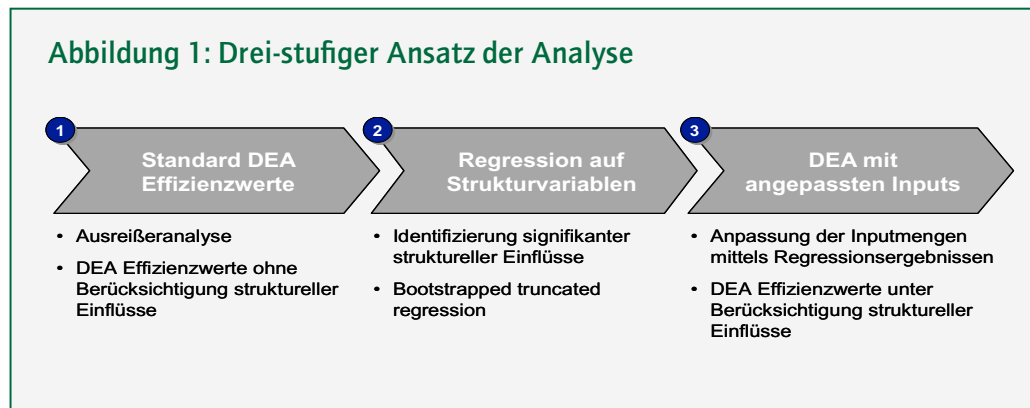
Der DEA-Ansatz beruht auf einem linearen Optimierungsproblem, aus welchem ein Maß für die technische Effizienz jedes Unternehmens gewonnen werden kann [Hirschhausen 2009b]. Hierbei wird eine Effizienzgrenze, bestehend aus Inputs und Outputs, berechnet, welche die vorhandenen Beobachtungen einhüllt. Die Effizienzwerte, welche letztlich von Interesse sind, können durch den Abstand einer Beobachtung von der Effizienzgrenze gemessen werden. Hierbei repräsentiert die Effizienzgrenze die Menge an effizienten Unternehmen, welche entsprechend einen Effizienzwert von 1 (100%) aufweisen. Diese Unternehmen zeichnen sich dadurch aus, dass sie im Vergleich mit anderen Unternehmen den gleichen Output unter minimalem Inputeinsatz erzeugen, falls eine Inputorientierung angenommen wird. Im Gegensatz dazu steht die Outputorientierung, bei welcher betrachtet wird, um wie viel der Output eines Unternehmens bei gegebenen Inputmengen erhöht werden könnte. Da allerdings im Bereich der Wasserversorgung die Abgabemenge als exogen angesehen werden kann, ist die Verwendung einer Inputorientierung zu bevorzugen.

$$\begin{aligned} \min_{\theta, \lambda} \quad & \theta \\ \text{s.t.} \quad & -q_i + Q\lambda \geq 0 \\ & \theta x_i - X\lambda \geq 0 \\ & I_1' \lambda = 1 \\ & \lambda \geq 0 \end{aligned}$$

Entsprechend Banker, Charnes und Cooper (BCC) nimmt das Optimierungsproblem der DEA folgende Form an [Banker 1984]:

Hierbei bezeichnet θ einen Skalar und repräsentiert den Effizienzwert, X bezeichnet eine $N * I$ Inputmatrix mit N Inputs und I Unternehmen, Q eine $M * I$ Outputmatrix mit M Outputs und I_1 einen $I * 1$ Einheitsvektor. Die Spaltenvektoren x_i und q_i stellen die Inputs und Outputs eines Unternehmens i dar sowie λ einen $I * 1$ Vektor mit Konstanten, der für jedes Unternehmen Referenzunternehmen definiert. Bei Verwendung der BCC Formulierung der DEA, welche die Betrachtung unterschiedlicher Unternehmensgrößen ermöglicht, wird eine konvexe Grenze konstruiert, welche die Datenpunkte einhüllt. Entsprechend werden nur Unternehmen miteinander verglichen, welche eine ähnliche Größe aufweisen, weshalb bei Nutzung dieses Ansatzes von der Annahme variabler Skalenerträge gesprochen werden kann. Das Optimierungsproblem ist für jedes Unternehmen separat zu lösen.

Zur Bestimmung valider Effizienzwerte kommt ein dreistufiger Ansatz zur Anwendung (siehe Abbildung 1). Die erste Stufe der Analyse besteht aus der Entfernung von Datenausreißern und der Berechnung erster Effizienzwerte. Zuerst werden die Unternehmen aus dem Datensatz entfernt, die bei der einfachen Kennzahl *Umsatzerlöse pro Gesamtabgabemenge* starke Abweichungen von der mittleren Spannweite aufweisen. Zudem wird der Supereffizienz-Ansatz [Banker 1988] in einer vorgelagerten Analyse genutzt. Dieser Ansatz berechnet die Effizienz eines Unternehmens nur durch Vergleich mit allen anderen Unternehmen, nicht aber sich selbst. Dadurch können einzelne Beobachtungen Effizienzwerte von größer 1 erreichen und damit über der Effizienzgrenze liegen. Für die hier dargestellte Analyse wurden alle Unternehmen aus dem Datensatz entfernt, die einen Effizienzwert von größer als 1,2 erreichen, da die Ergebnisse bis zu diesem Wert dicht verteilt sind, darüber hinaus allerdings nur noch vereinzelt auftreten. Somit werden von 373 Unternehmen 33 als Ausreißer identifiziert und von dem weiteren Vorgehen ausgeschlossen.



In der ersten Stufe werden nach der Ausreißeranalyse Effizienzwerte bestimmt, die aber noch nicht um strukturelle Einflüsse außerhalb der Kontrolle des Unternehmens bereinigt sind und demnach zu verzerrten Ergebnissen führen. Regressionsanalysen können angewandt werden, um zu bestimmen, welche dieser Strukturvariablen einen signifikanten Einfluss auf die Effizienzwerte haben.

Daher werden in Stufe 2 des Ansatzes die Ineffizienzwerte² aus Stufe 1 auf verschiedene Strukturvariablen regressiert.³ Hierbei wird in der Literatur zumeist eine Tobit Regression verwendet, bei der die abhängige Variable auf einen bestimmten Wertebereich begrenzt ist (hier zwischen 0 und 1). Einem Vorschlag von Simar und Wilson [Simar 2007] folgend, wird hier jedoch eine *bootstrapped truncated regression* angewendet.⁴ Die *bootstrapped truncated regression* basiert auf einer Monte-Carlo Simulation, bei welcher durch 2000 Wiederholungen Pseudo-Datensätze auf Basis des vorhandenen Datenmaterials erzeugt werden. Mittels dieser generierten Datensätze werden anschließend bereinigte Effizienzwerte bestimmt, auf welche dann eine *truncated regression* angewandt wird. Damit wird die Qualität statistischer Rückschlüsse erhöht.

Die Ergebnisse der Regressionsanalyse werden anschließend für eine Anpassung der Inputs an strukturelle Einflüsse verwendet, wie es von Fried et al. [Fried 1999] vorgeschlagen wurde. Dabei wird für alle Unternehmen eine einheitliche Vergleichsbasis geschaffen, indem die Inputs aller Unternehmen entsprechend der schlechtesten strukturellen Umgebung angepasst werden. Hierbei werden um den Fehlerterm bereinigte Ineffizienzwerte zur prozentualen Anpassung der Inputs jedes Unternehmens verwendet.⁵ Gemäß Fried et al. [Fried 1999] lautet die formale Darstellung

$$x_j^{adj} = x_j + [Max\{ITS_j\} - ITS_j]$$

2 Berechnung als 1 minus des Effizienzwertes.

3 Aufgrund des im Folgenden noch beschriebenen Ansatzes der „Input-Anpassung“ werden hier die Ineffizienzwerte anstatt der eigentlichen Effizienzwerte auf Strukturvariablen regressiert.

4 Bei Anwendung einer truncated regression (trunkierte Regression) werden die abhängigen Variablen innerhalb der Regression erst ab einem bestimmten Wert berücksichtigt, um die Verzerrungen einer Wahrscheinlichkeitsmasse zu reduzieren. Beispielsweise tritt bei Anwendung einer DEA eine Wahrscheinlichkeitsmasse beim Effizienzwert 1 auf, da selbst Unternehmen, welche möglicherweise Effizienzwerte höher als 1 erreichen könnten (vgl. Supereffizienz-Ansatz) einen Effizienzwert von 1 erhalten und somit durch die „Obergrenze“ eine Wahrscheinlichkeitsmasse auftritt.

5 Strukturelle Nachteile der Wasserversorgung spiegeln sich per Annahme in einer erhöhten Ineffizienz bzw. einem entsprechend niedrigen Effizienzwert wider. Daher werden dem Vorschlag von Fried et al. [Fried 1999] folgend die Ineffizienzwerte für eine Anpassung der Inputmengen verwendet. Dafür werden die Ineffizienzwerte auf Basis der Regressionsergebnisse noch um den Fehler- bzw. Störterm aus der Regression bereinigt, um den Einfluss von Messfehlern oder statistischen Fehlern zu minimieren.

wobei \hat{ITS}_j die um den Fehlerterm bereinigten Ineffizienzen darstellt. Für alle Beobachtungen $j = 1, \dots, N$ wird der Input x proportional um die Differenz zwischen der maximalen Ineffizienz $\text{Max}\{\hat{ITS}_j\}$ aller Unternehmen und der Ineffizienz \hat{ITS}_j des jeweils betrachteten Unternehmens angepasst. Entsprechend erfolgt ein prozentualer Aufschlag auf die Inputmengen in Höhe der Differenz des Klammerausdrucks. Dies bedeutet, dass die Inputmengen desjenigen Unternehmens, welches den höchsten Ineffizienzwert aufweist und demnach per Annahme unter den schlechtesten Bedingungen tätig ist, nicht erhöht werden, da der Klammerausdruck den Wert 0 annimmt. Hingegen steigen die Inputs aller anderen Unternehmen prozentual an, da der Klammerausdruck einen Wert größer 0 annimmt und somit ein Aufschlag auf die ursprünglichen Inputmengen erfolgt. Aufgrund der angewandten Inputorientierung (Minimierung der Inputmengen bei gegebenem Output) werden somit Unternehmen mit schlechten strukturellen Gegebenheiten im Vergleich zu anderen besser gestellt, da deren Inputmengen nicht oder nur marginal steigen, während die Inputmengen von Unternehmen mit geringer Ineffizienz prozentual stärker ansteigen. Somit werden die Effizienzwerte um strukturelle Einflüsse, welche nicht vom Unternehmen beeinflussbar sind, bereinigt.

Auf Basis der angepassten Inputs können dann in der dritten und letzten Stufe Effizienzwerte bestimmt werden, welche frei von den Einflüssen von Datenausreißern, Messfehlern und strukturellen Unterschieden sind.

Datengrundlage

Die Analyse beruht auf einem Datensatz aus dem Jahr 2006 und entstammt der 118. Wasserstatistik für die Bundesrepublik Deutschland [BDEW 2008]. Der Originaldatensatz umfasste 1096 Unternehmen. Zusätzlich wurden die Umsatzerlöse für das Jahr 2006 aus den Jahresabschlüssen und Geschäftsberichten der Wasserversorger entnommen. Für insgesamt 373 Unternehmen waren die Daten vollständig verfügbar. Höhendifferenzen wurden aus topographischem Kartenmaterial entnommen.

Die deskriptive Statistik für den Datensatz kann Tabelle 1 entnommen werden. Die Korrelation zwischen den einzelnen Variablen ist in Tabelle 2 dargestellt. Insgesamt liefern die im Datensatz aufgeführten Versorger Trinkwasser an mehr als 32 Millionen Menschen in Deutschland, was etwa 39% der Gesamtbevölkerung Deutschlands entspricht.

Die Umsatzerlöse der Wasserversorger werden als Input-Variable definiert und als deckungsgleich mit den Gesamtkosten der Wasserversorgung angenommen. Mit diesem Ansatz wird dem Kostendeckungsprinzip Rechnung getragen, wie es in der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (Art. 9) sowie den Gesetzen der einzelnen Bundesländer verankert ist. Entsprechend sollten die Wasserentgelte und damit auch die Umsatzerlöse derart kalkuliert werden, dass sämtliche Kosten und Aufwendungen für Material, Personaleinsatz und Abschreibungen gedeckt werden. Mittels dieser Annahme ist es demnach möglich, sämtliche Kosten der Wasserversorgung in die Analyse einzubeziehen. Dieser Ansatz wurde in der Literatur u. a. bereits von Brunner und Riechmann [Brunner 2004] empfohlen.⁶ Des Weiteren ist

6 Erheben einzelne Unternehmen keine kostendeckenden Entgelte, werden für diese also niedrigere als die tatsächlichen Gesamtkosten angenommen. Entsprechend werden solche Unternehmen bei der hier vorgenommenen Analyse tendenziell begünstigt.

es zudem möglich, Effizienz anhand der seitens der Konsumenten für die Versorgung mit Trinkwasser notwendigen Ausgaben zu messen. Ziel der Effizienzanalyse ist die Ermittlung von Kosten- und somit Preissenkungspotentialen zum Vorteil des Verbrauchers. Dies lässt sich am Besten durch die Umsatzerlöse, welche auch die Entgelte widerspiegeln, messen. Der Verbraucher ist entsprechend weniger an den Kosten eines Wasserversorgers interessiert und an dessen Kapitalstruktur, sondern nur an den zu zahlenden Entgelten. Daher ist die Betrachtung von Umsatzerlösen in der Analyse sinnvoll.⁷ Als Outputs werden die nutzbare Wasserabgabe an Haushalts- und Kleingewerbekunden (HuK-Kunden) sowie die nutzbare Abgabe an sonstige Abnehmer definiert. Zusätzlich wird die Anzahl der Hausanschlüsse als Output in die Betrachtungen einbezogen.

Die Rohrnetzlänge wird nicht in die Analyse einbezogen, da die Kosten für die Unterhaltung des Netzes bereits vom Gesamtkostenblock, dargestellt durch die Umsatzerlöse, abgebildet werden (es gilt die obige Diskussion entsprechend). Jedoch wird die Rohrnetzlänge bei der Berechnung der Strukturvariable *Versorgungsdichte* (bzw. *Metermengenwert*) indirekt in die Betrachtung einbezogen.

Innerhalb der zweiten und dritten Stufe der Analyse werden unterschiedliche Strukturvariablen, wie beispielsweise die Versorgungsdichte, betrachtet. Bei der Betrachtung der Versorgungsdichte, bzw. die im deutschen Raum gebräuchliche Bezeichnung Metermengenwert (MMW), wird erwartet, dass sich eine höhere Dichte positiv auf die Effizienz eines Versorgers auswirkt, da mit einem geringeren Kapitaleinsatz in Form von Versorgungsleitungen eine höhere Abgabe erzielt wird. Diese Erwartung wurde bereits in der internationalen Literatur bestätigt [Renzetti 2008] [García-Sánchez 2006]. Die Anzahl der versorgten Einwohner wird nicht in die Betrachtung einbezogen, da diese, wie in Tabelle 2 dargestellt, eine sehr hohe Korrelation mit der abgegebenen Menge an Wasser aufweist und somit bereits ausreichend Berücksichtigung findet.

Zusätzlich wird die Verlustquote als Strukturvariable definiert. Diese berechnet sich aus der Differenz zwischen dem gesamten Wasseraufkommen und der gesamten nutzbaren Abgabe, dividiert durch das gesamte Wasseraufkommen. Außerdem wird der Anteil an Grundwasser am gesamten Wasseraufkommen betrachtet. Es wird erwartet, dass Wasserversorger mit einem hohen Grundwasseranteil eine höhere Effizienz aufweisen, da der Aufbereitungsaufwand hier zumeist geringer ist.

Interessant ist zudem die Betrachtung von Höhendifferenzen im Versorgungsgebiet. Einerseits können diese einen höheren Pumpaufwand zur Wasserverteilung sowie die Einrichtung verschiedener Druckzonen notwendig machen. Andererseits kann die Wasserverteilung begünstigt werden, wenn höher gelegene Gewinnungsanlagen einen natürlichen Vordruck erzeugen und somit den Pumpaufwand verringern. Die Variable *Höhendifferenz* misst den Abstand zwischen dem niedrigsten und dem höchsten Punkt innerhalb eines Versorgungsgebietes.⁸

7 Aufgrund der begrenzten Datenlage war es nicht möglich, den Anteil von Konzessionsabgaben aus den Umsatzerlösen herauszurechnen.

8 Bei Nutzung dieser Variablen-Definition kann nicht sichergestellt werden, dass am höchsten oder tiefsten Punkt eines Versorgungsgebietes auch wirklich die Einrichtung von Anlagen zur Wasserversorgung notwendig ist, allerdings sollte sie zumindest eine gute Näherung darstellen.

Neben diesen strukturellen Einflüssen soll zudem noch der Unterschied zwischen Wasserversorgern in Ost- und Westdeutschland abgebildet werden. Da nach der deutschen Wiedervereinigung sehr hohe Investitionen in die Wasserversorgung Ostdeutschlands getätigt wurden, diese aufgrund von Abwanderung und demographischem Wandel heute allerdings zumeist schwach ausgelastet sind, sollte dieser Unterschied in die Betrachtungen einbezogen werden. Daher wird eine Dummy-Variable eingeführt, welche den Wert 1 annimmt, falls das betrachtete Unternehmen in Ostdeutschland tätig ist, anderenfalls den Wert 0.

Deskriptive Statistik der betrachteten Variablen								
Variable	Abk.	Klassifizierung	Summe	Min.	Mittelwert	Median	Max.	Std. Abw.
Umsatzerlöse [1000 €]	cost	Input	3.563.312	466	9.843	3.382	424.000	27.878
Wasserzähler [Anzahl]	meters	Output	6.850.857	1.653	18.925	9.073	1.008.732	57.151
Wasserabgabe an HuK [1000 m ³]	wdelhh	Output	1.490.046	199	4.116	1.520	142.700	10.872
Wasserabgabe an sonstige Abnehmer [1000 m ³]	wdelnh	Output	487.598	0,00	1.346	353	58.800	4.000
Rohrnetzlänge [km]	net	-*	156.834	39	433	224	7.858	675
Einwohner im Versorgungsgebiet [1000]	pop	-**	32.373	5	89	35	3.400	233
Metermengenwert [1000 m ³ pro km Rohrnetzlänge]	dens	Strukturvar.	-	1,02	10,46	9,25	52,94	5,61
Verlustquote	leak	Strukturvar.	-	0,01	0,10	0,09	0,30	0,06
Grundwasseranteil	ground	Strukturvar.	-	0,00	0,57	0,71	1,00	0,42
Höhendifferenz [m]	elev	Strukturvar.	-	0,00	53,82	40,00	240,00	47,36
Dummy für Ostdeutschland	deast	Strukturvar.	65	0,00	0,18	0,00	1,00	0,38

*Zur Berechnung des Metermengenwertes verwendet, **Wird aufgrund der hohen Korrelation mit der Wasserabgabe an HuK nicht weiter betrachtet (siehe Korrelationsmatrix)

Tabelle 2											
Korrelationsmatrix											
	cost	meters	net	wdelhh	wdelnh	pop	dens	leak	ground	elev	deast
cost	1,000										
meters	0,644	1,000									
net	0,883	0,704	1,000								
wdelhh	0,976	0,753	0,883	1,000							
wdelnh	0,907	0,456	0,812	0,845	1,000						
pop	0,991	0,716	0,900	0,988	0,875	1,000					
dens	0,410	0,247	0,246	0,435	0,438	0,393	1,000				
leak	0,000	-0,011	0,069	-0,018	-0,045	-0,002	-0,210	1,000			
ground	-0,050	0,011	-0,027	-0,041	-0,012	-0,038	-0,187	-0,030	1,000		
elev	0,178	0,134	0,188	0,178	0,148	0,169	0,216	0,260	-0,324	1,000	
deast	-0,017	-0,013	0,107	-0,044	-0,004	-0,004	-0,217	0,235	-0,015	-0,031	1,000

Ergebnisse

Die deskriptive Statistik der Effizienzwerte aus Stufe 1 ist Tabelle 3 zu entnehmen. Die Effizienzwerte weisen mit 64,24% ein relativ niedriges Niveau auf. Dies könnte allerdings auch auf strukturelle Einflüsse zurückgeführt werden, welche nicht vom Unternehmen selbst beeinflussbar sind. Zusätzlich sind die Ineffizienzen angegeben, welche multipliziert mit den Gesamtkosten eines Unternehmens direkt als Kostensenkungspotenzial angesehen werden können.

Tabelle 3						
Deskriptive Statistik der Effizienzwerte						
		Mittelwert	Median	Std. Abw.	Min.	Max.
Stufe 1	Effizienz	0.6424	0.6050	0.1834	0.2983	1.0000
	Ineffizienz	0.3576	0.3950	0.1834	0.0000	0.7017
Stufe 3	Effizienz	0.6459	0.6094	0.1836	0.2909	1.0000
	Ineffizienz	0.3541	0.3906	0.1836	0.0000	0.7091

Zur Bereinigung um strukturelle Einflüsse werden die vorliegenden Ineffizienzwerte auf verschiedene exogene Variablen regressiert, um deren Einfluss auf die Effizienz der Wasserversorgungsunternehmen zu bestimmen. Die geschätzten Koeffizienten sind in Tabelle 4, Spalte *Regression #1*, aufgeführt. Anhand der Vorzeichen der Koeffizienten ist erkennbar, dass eine höhere Versorgungsdichte, ein höherer Grundwasseranteil und die Lage in Ost-

deutschland tendenziell einen negativen Einfluss auf die Ineffizienzen und somit einen positiven Einfluss auf die Effizienz haben. Höhere Verlustquoten und stärkere Höhendifferenzen hingegen haben tendenziell einen negativen Einfluss auf die Effizienz.

Tabelle 4			
Geschätzte Koeffizienten der Regressionsanalysen			
Variable	Regression #1	Regression #2	Regression #3
dens	-0.0085** (0,0022)	-0,0096** (0,0022)	-0,0088** (0,0022)
leak	0.3220* (0.1677)	-	-
ground	-0.0796** (0.0254)	-0,0775** (0,0253)	-0,0827** (0,0254)
deast	-0.0379 (0.0273)	-0,0276 (0,0264)	-
elev	0.0001 (0.0002)	0,0002 (0,0001)	-
constant	0.4746** (0.0378)	0,5084** (0,0353)	0,5106** (0,0312)
Log-Likelihood	145,3659	143,6198	142,4733

* signifikant bei 5%, ** signifikant bei 1%. Standardabweichungen werden in Klammern angegeben.

Die Ergebnisse der Regressionsanalyse werden im Folgenden für eine Anpassung der Inputs genutzt, um die Effizienzwerte um strukturelle Einflüsse zu bereinigen. Die bisherigen Regressionsergebnisse sind hierfür allerdings nicht geeignet, da die Effizienzwerte lediglich um exogene Gegebenheiten bereinigt werden sollen. Die Verlustquote kann allerdings sowohl als endogen und vom Unternehmen selbst beeinflussbar angesehen werden, allerdings in Zusammenhang mit bspw. schlechten Bodenverhältnissen auch als exogen. Zur Vereinfachung wird im Folgenden auf eine weitere Betrachtung der Verlustquote verzichtet.⁹

Es werden zwei weitere Regressionen durchgeführt, welche unterschiedliche Modellspezifikationen aufweisen. Das Modell mit der besten Spezifikation wird im Anschluss weiterverwendet. Innerhalb der zweiten Regressionsanalyse werden alle vorhandenen Variablen, außer der Verlustquote, verwendet. Die Ergebnisse der Regression sind Tabelle 4, Spalte *Regression #2* zu entnehmen. Hierbei wird deutlich, dass die Höhendifferenzen und die Dummyvariable für Ostdeutschland insignifikante Koeffizienten aufweisen. Da sich hier nunmehr die Frage stellt, ob lediglich signifikante Ergebnisse oder aber alle Koeffizientenschätzungen für eine Anpassung der Inputmengen genutzt werden sollten, wird eine weitere Regressionsanalyse durchgeführt, welche lediglich die in Regression 2 signifikanten Ergebnisse erhält. Die geschätzten Koeffizienten sind wiederum Tabelle 4, Spalte *Regression #3*, zu entnehmen.

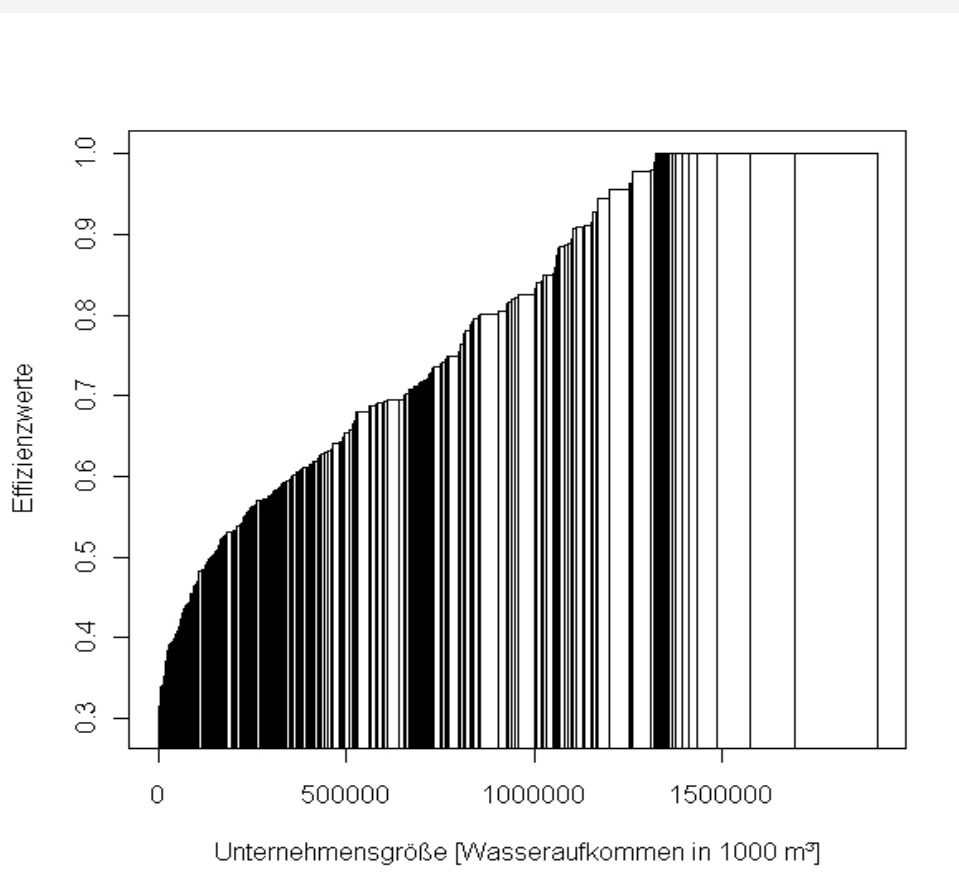
Für die Auswahl der besten Modellspezifikation werden Likelihood-Ratio-Tests (LR-Tests) verwendet. Der Likelihood-Ratio-Test legt eine Verwendung von Regression 3 nahe, bei welchem lediglich die signifikanten Regressionsergebnisse verwendet werden (der LR-Wert von 2,29 ist niedriger als der zugehörige χ^2 Wert von 5,99). Entsprechend werden diese Koeffizientenschätzungen für die Anpassung der Inputmengen genutzt.

⁹ Auch bei weiterführender Betrachtung der Verlustquote in den folgenden Berechnungen ändern sich die Ergebnisse nur marginal. Die mittlere Effizienz unterscheidet sich bei Berücksichtigung der Verlustquote nur um 0,2% von der mittleren Effizienz ohne Berücksichtigung der Wasserverluste. Daher wird zur Vereinfachung auf eine weitere Betrachtung der Variable Verlustquote verzichtet.

Auf Basis der adjustierten Inputmengen werden in Stufe 3 finale Effizienzwerte berechnet. Die Ergebnisse hierfür sind Tabelle 3 zu entnehmen. Die Effizienzwerte weisen weiterhin ein geringes Niveau auf, die mittlere Effizienz steigt nur leicht von 64,24% auf 64,59%. Der minimale Effizienzwert ist nach der Berücksichtigung exogener Einflüsse niedriger als vor der Anpassung.¹⁰ Auf Basis dieser Ergebnisse bestehen somit sehr hohe Kostensenkungspotentiale in der deutschen Wasserwirtschaft. Im Mittel könnten entsprechend etwa 35% der Gesamtkosten eingespart werden, ohne die hier definierten Outputmengen zu verringern. Dies spiegelt das erhebliche Kostensenkungspotential auf Seiten der Versorger und letztlich auch auf Seiten der Konsumenten in Form niedrigerer Entgelte wider.

Neben der lediglich geringen Veränderung der mittleren Effizienzwerte nach Berücksichtigung von strukturellen Gegebenheiten ändert sich auch die Reihenfolge der Unternehmen kaum. Dies lässt sich aus der Korrelation der Effizienzwerte aus Stufe 1 mit den Effizienzwerten aus Stufe 3 ableiten. Der *Spearman Korrelationskoeffizient* nimmt einen hohen Wert von 0,98 an, ebenso wie der *Pearson Rang-Korrelationskoeffizient* ebenfalls einen Wert von 0,98 annimmt. Damit wird ersichtlich, dass die Effizienzwerte durch die Anpassung um strukturelle Gegebenheiten des Versorgungsgebietes nahezu unverändert bleiben und sich die Reihenfolge der Unternehmen insgesamt lediglich marginal ändert. Dies unterstreicht die Robustheit der berechneten Effizienzwerte gegenüber strukturellen Einflüssen.

Abbildung 2: Salter-Diagramm für die Effizienzwerte aus Stufe 3



Im *Salter-Diagramm* in Abbildung 2 sind die Effizienzwerte aus Stufe 3 grafisch dargestellt. Die Unternehmen sind entsprechend ihrer Effizienzwerte in aufsteigender Reihenfolge aufgeführt. Entlang der x-Achse ist die Unternehmensgröße, gemessen durch das gesamte Wasseraufkommen des jeweiligen Unternehmens, durch die Breite der zugehörigen Säule dargestellt. Es ist zu erkennen, dass vor allem kleinere Versorger die niedrigsten Effizienzwerte aufweisen (links), während die höchsten Effizienzwerte (rechts) sowohl von kleineren als auch größeren Versorgern erreicht werden. Das schlechte Abschneiden vor allem kleiner Versorger kann aufgrund der Annahme variabler Skalenerträge allerdings nicht durch Skalennachteile kleiner Unternehmen erklärt werden. Jedoch scheinen bei kleineren Wasserversorgern größere Effizienzunterschiede zu bestehen. Dies kann eventuell auch an weiteren strukturellen Unterschieden, beispielsweise der Wasserqualität, liegen. Durch die Bereitstellung genauerer Daten könnten hierbei noch exaktere Ergebnisse erzielt werden. Im Rahmen weiterer Analysen muss hier auch auf das Vorliegen von Skalenvorteilen untersucht werden.

Abschließend soll noch auf mögliche Unterschiede in der Effizienz von ost- und westdeutschen Wasserversorgern eingegangen werden. Während die Dummy-Variable in der Regressionsanalyse keine signifikanten Ergebnisse aufweist, sind die Effizienzen im Mittel doch verschieden. Die genauen Ergebnisse, untergliedert in Ostdeutschland und Westdeutschland, sind Tabelle 5 zu entnehmen. Es ist ersichtlich, dass die mittlere Effizienz sowie der Median für Ostdeutschland jeweils höher liegen als in Westdeutschland. Dieses Ergebnis ist überraschend, da sich die ostdeutschen Wasserversorger in Anbetracht hoher Investitionen, Überkapazitäten und demographischem Wandel unvorteilhaften Umständen gegenüber sehen. Das gute Abschneiden der ostdeutschen Wasserversorger könnte allerdings auch durch mögliche Infrastrukturzuschüsse der öffentlichen Hand begründet sein, welche vom zugrunde gelegten Datensatz nicht abgedeckt werden können. Zudem erscheint es denkbar, dass sich die teilweise noch vorhandenen Versorgungsstrukturen der ehemals größeren Wasserbetriebe aus den Jahren vor der Wiedervereinigung positiv auf die Effizienz auswirken, da diese in Anbetracht von Größenvorteilen möglicherweise eine effizientere Wasserversorgung ermöglichen.

Tabelle 5

Vergleich der Ergebnisse zwischen Ost- und Westdeutschland

	Geschätzte Effizienz der Wasserversorger in Ostdeutschland	Geschätzte Effizienz der Wasserversorger in Westdeutschland
Mittelwert	0,6574	0,6434
Median	0,6128	0,6064
Std. Abw.	0,1852	0,1836
Min.	0,3182	0,2909
Max.	1,0000	1,0000

Schlussfolgerungen

Der vorliegende Beitrag stellt einen Vorschlag für eine umfangreiche Effizienzanalyse deutscher Wasserversorger dar. Basierend auf Daten von 373 Wasserversorgern aus dem Jahr 2006 wurden um strukturelle Einflüsse bereinigte Effizienzwerte bestimmt. Regressionsanalysen zeigen, dass die Effizienz der Wasserversorgung maßgeblich von der Versorgungs-

dichte (Metermengenwert), dem Grundwasseranteil am gesamten Wasseraufkommen und den Wasserverlusten beeinflusst wird. Während die Versorgungsdichte und der Grundwasseranteil vom Unternehmen nicht unmittelbar beeinflussbar sind, so können die Wasserverluste zumindest teilweise durch Erneuerungsinvestitionen und verbesserte Instandhaltung des Netzes seitens des Unternehmens verringert werden und somit Effizienzsteigerungspotentiale erschlossen werden. Jedoch haben auch exogene Einflüsse wie bspw. die Bodenart einen Einfluss auf die Wasserverluste. Trotz der Berücksichtigung struktureller Einflüsse verbleiben im Mittel hohe Ineffizienzen. Dieses schlechte Abschneiden verdeutlicht den Handlungsbedarf zur Sicherstellung einer effizienten und preiswürdigen Wasserversorgung. Während nur geringe Effizienzunterschiede beim Vergleich ost- und westdeutscher Wasserversorger bestimmt werden konnten und Versorger in den neuen Bundesländern leicht besser abschneiden, so ist viel mehr die hohe Ineffizienz kleiner Wasserversorger auffallend. Hier stellt sich die Frage nach angemessenen Versorgungsstrukturen und möglichen Effizienzgewinnen aus dem Zusammenschluss oder der Kooperation einzelner Unternehmen unter der Ausnutzung von Synergieeffekten.

Literaturverzeichnis

- [Banker 1984]: Banker, R.D., Charnes, A., Cooper, W.W.: Some Models for Estimating Technical and Scale Inefficiencies in Data Envelopment Analysis. *Management Science* 30 (1984), S. 1078-1092.
- [Banker 1988]: Banker, R.D., Gifford, J.L.: A Relative Efficiency Model for the Evaluation of Public Health Nurse Productivity. Mimeo (1988). Carnegie Mellon University.
- [Brunner 2004]: Brunner, U., Riechmann, C.: Wettbewerbsgerechte Preisbildung in der Wasserwirtschaft. *Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen* 27 (2004), S. 115-130.
- [BDEW 2008]: Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft: 118. Wasserstatistik Bundesrepublik Deutschland 2006. wvgw Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH Bonn 2008.
- [EUWID 2009]: Europäischer Wirtschaftsdienst: Monopolkommission fordert mehr Regulierung in der Wasserwirtschaft. *EUWID Wasser und Abwasser* 12 (2009) Nr. 10, S. 1-2.
- [Fried 1999]: Fried, H.O., Schmidt, S.S., Yaisawarng, S.: Incorporating the Operating Environment into a Nonparametric Measure of Technical Efficiency. *Journal of Productivity Analysis* 12 (1999), S. 249-267.
- [García-Sánchez 2006]: García-Sánchez, I.M.: Efficiency Measurement in Spanish Local Government: The Case of Municipal Water Services. *Review of Policy Research* 23 (2006), S. 355-371.
- [Hirschhausen 2009a]: Hirschhausen, C.v., Cullmann, A., Walter, M., Zschille, M.: Kartellverfahren in der Hessischen Wasserwirtschaft – Auf dem Weg in die Anreizregulierung? *DIW Wochenbericht* 76 (2009) Nr. 10, S. 150-155.
- [Hirschhausen 2009b]: Hirschhausen, C.v., Walter, M., Zschille, M.: Effizienzanalyse in der Wasserversorgung – Internationale Erfahrungen und Schlussfolgerungen für Deutschland. *GWF Wasser/Abwasser*, 150 (2009) Nr. 2-3, S. 2-7.
- [Kumbhakar 2004]: Kumbhakar, S.C., Orea, L.: Efficiency Measurement Using a Latent Class Stochastic Frontier Model. *Empirical Economics* 29 (2004), S. 169-183.
- [Renzetti 2008]: Renzetti, S., Dupont, D.: Measuring the Technical Efficiency of Municipal Water Suppliers: the Role of Environmental Factors. Working Papers 0802 (2008). Brock University, Department of Economics.
- [Simar 2007]: Simar, L., Wilson, P.W.: Estimation and Inference in Two-Stage, Semi-Parametric Models of Production Processes. *Journal of Econometrics* 136 (2007), S. 31-64.
- [Walter 2008]: Walter, M., Cullmann, A.: Potential Gains from Mergers in Local Public Transport – An Efficiency Analysis Applied to Germany. *DIW Discussion Papers* 832 (2008).

The Performance of German Water Utilities: A Semi Parametric Analysis

Michael Zschille^a, Jörn Guder^b, Barnabas Kittlaus^b, Robert Moll^b, Matthias Walter^{a,c}

Dresden: TU, Chair of Energy Economics
(Water Economics and Management Working Papers WP-H2O-11)
<http://www.water.sc/?q=node/16>

Germany's water supply industry is characterized by a multitude of utilities and widely diverging prices, possibly resulting from structural differences beyond the control of firms' management, but also from inefficiencies. In this paper we use Data Envelopment Analysis to determine the utilities' technical efficiency scores based on cross-sectional data from 373 water utilities in 2006. A bootstrapped truncated regression is applied to identify the structural variables with significant impact on performance. We find large differences in technical efficiency scores even after accounting for significant structural variables like network density and the groundwater ratio.

Introduction

The water supply industry typically is dependent on cost-intensive network structures and therefore, by implication, is a candidate for natural monopoly. To ensure efficient production and distribution of good-quality water in sufficient quantity, countries like England, Wales, Australia and Slovenia have established a regulation based on yardstick competition in their water supply industries, but in Germany active price regulation is still in the beginning stage. In the federal state of Hesse a number of trials have been undertaken to decrease the prices administered by the federal cartel office, primarily because of the wide range observed throughout the country. Currently, prices for residential water customers differ between 0.52 Euro and 3.95 Euro per cubic meter (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft, 2008a).

To identify the causes, structural differences and inefficiency, and to affirm whether the price variations observed are justified, this paper applies different methods of Data Envelopment Analysis (DEA) by using a three-stage non-parametric efficiency measurement approach. In stage 1, we calculate DEA efficiency scores and determine the returns to scale technology via a test proposed by Simar and Wilson (2002). In stage 2, the efficiency scores are explained by structural variables in a bootstrapped truncated regression (Simar and Wilson, 2007). In the stage 3, we calculate technical efficiency scores based on a standard DEA model after including the structural differences.

^a Dresden University of Technology, Faculty of Business and Economics, Chair of Energy Economics and Public Sector Management, 01062 Dresden, Germany

^b Dresden University of Technology, 01062 Dresden, Germany

^c Corresponding author: matthias.walter@tu-dresden.de

Our objective is to encourage in-depth studies of efficiency analysis that could lead the way to the implementation of equitable regulation. Therefore, a robust and representative measurement of efficiency is necessary, coupled with a thorough understanding of Germany's water supply industry including abstraction, treatment, and distribution.

In Germany, groundwater is the most important source, comprising 65.5% of total water production, followed by surface water, including reservoir water (26.4%) and wells/springs (8.1%). In 2006, total water production was about 5.3 billion cubic meters, 20% less than in 1990. Per capita consumption has declined in recent years, from 147 liters per day and per capita in 1990 to 126 liters per day and per capita in 2006 (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft, 2008b). In East Germany the decline between 1990 and 2006 is more significant: from 142 to 99 liters per day and per capita.

To ensure stable, safe drinking water quality, Germany has invested about 42 billion Euros in supply infrastructure since 1990, of which almost 60% has been spent on network infrastructure.¹ The breakdown of the industry's cost structure is: 21.5% depreciation, 20.6% personnel costs, 15.4% supply of services, 13.7% administration, 9.6% cost of water purchases and 40.7% other costs² (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft, 2008b). Water supply companies consist of municipal utilities (Stadtwerke) and regional and supra-regional acting special purpose associations known as Zweckverbände. The majority of municipal utilities are privately organized, yet under public control. They often provide additional services such as sewerage, local public transport, and electric and natural gas distribution. Special purpose associations were established to exploit economies of scale, especially in areas of low population density. These mergers of municipal utilities benefit from fewer labor input requirements, higher amounts of water sold and possibly from lower wholesale prices if supply by third parties is necessary. Most associations are large in size and often do not deliver drinking water to the end customer, but instead organize water production and purchase. Since including these specific special purpose associations produces inconsistencies in efficiency analysis, we include only the special purpose associations which supply very few communities and deliver drinking water to the end customer.

Efficiency analysis is a key component of incentive regulation for Germany's electricity and gas distribution networks.³ In combination with the liberalization of energy delivery, incentive regulation has caused most municipal utilities to legally separate the services they provide and to establish separate accounting. Thus, regulators may have access to operational and financial information. Our analysis suggests that a similar regulatory requirement could be applied to the water industry, especially if research confirms that the widespread price differences observed are caused by inefficiencies or excessive profit generation.

1 This could explain both the low average leak ratio of 6.8% in 2004 in comparison to other countries as well as the high drinking water quality with only a few cases of measurements failing to meet standards (see Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V., 2006).

2 Other costs include interest payment for debt, material costs and taxes. Additionally, municipalities in some federal states may require licensing fees.

3 See Agrell et al. (2008) for the methods and calculation based on the ordinance for the incentive regulation, Anreizregulierungsverordnung (ARegV).

The paper is structured as follows. Section 2 reviews relevant literature with respect to the applied methodology. Section 3 explains the methodology applied, and Section 4 discusses the data used. Results are presented in Section 5, and Section 6 concludes.

Literature Review

A detailed, current survey of the literature on water supply efficiency with respect to Germany is provided by Hirschhausen et al. (2009a). There is no comprehensive efficiency analysis of Germany's water supply industry based on a representative and consistent data set. A study of rural water supply by Cantner and Hanusch (1991) determined the technical inefficiencies of only 13 rural utilities using a corrected ordinary least square (COLS) approach. Sauer and Frohberg (2007) applied a Stochastic Frontier Analysis (SFA) approach to a relatively small sample of 47 water utilities in East and West Germany, using a symmetric generalized McFadden function to compare the technical efficiency levels. They find that utilities should focus on the efficient usage of the input chemicals in order to increase allocative efficiency.

Walter et al. (2009) surveyed the literature on an international level. Three categories emerge:

1. studies to determine whether private or public services are more efficient. Prominent examples are Bhattacharyya et al. (1995), Saal and Parker (2001) and Saal, Parker and Weyman-Jones (2007). The main conclusion is that it is institutional setting and regulation rather than ownership type that determine efficiency.
2. studies on the estimation of economies of scale, density, and scope. Examples are Saal and Parker (2000, 2005), Sauer (2003, 2004, 2006) and Filippini, Hrovatin and Zori (2008). Whereas economies of density and scope throughout the water supply chain and sewerage, electricity and gas activities can be affirmed, economies of scale appear to be exhausted beyond a certain threshold. Saal and Parker (2005) found diseconomies of scale for the UK water sector with a mean output level of 62.89 m m³.
3. studies using DEA and regression analysis to determine whether structural variables influence individual efficiency scores.

We review this third category in more detail, given our similar approach. Table 1 shows four recent DEA studies evaluating the impact of structural and quality variables with the resulting significant variables. Renzetti and Dupont (2008) use the multistage procedure recommended by Fried et al. (1999), focusing on the relative efficiency of 64 municipal water suppliers in Ontario, Canada. Inputs and outputs are involved in an application of a variable returns to scale DEA procedure passing through stage 1. Stage 2 examines the role of six external factors upon water agencies by regressing the total input slack values on a vector of variables that are expected to influence efficiency, but are beyond the control of agency managers. The six factors are: differences in elevation between each city's highest point and its water treatment facility, the maximum weekly summer temperature in 1996 in each city, total precipitation in each city, population density, ratio of residential water use to total water agency output, and number of residential dwellings. Due to the censored normal distribution of the error term the authors use a Tobit regression, and to undertake valid hypothesis testing they adopt a bootstrapped truncated regression algorithm as described in Simar and Wilson (2007). In stage 3 another DEA procedure with original output and adjusted input measures is con-

Table 1					
Studies evaluating the impact of structural and quality variables with focus on DEA (Walter et al., 2009)					
Author(s)	Data sample	DEA specification	Inputs	Outputs	Results for structural and quality variables
Renzetti and Dupont (2008)	64 Canadian water utilities in 1996	Input orientation; VRS	Labor costs, materials costs, delivery network	Water delivered	Elevation differences, population density, ratio of residential water and number of private dwellings with significant impact on efficiency
García-Sánchez (2006)	24 Spanish water utilities in 1999	Input orientation; CRS	Staff, treatment plants, delivery network	Water delivered, number of connections, chemical analyses performed	Network density with significant influence on efficiency
Tupper and Resende (2004)	20 Brazilian water and sewerage utilities from 1996-2000	Output orientation; VRS	Labor costs, operational costs, capital costs	Water produced, treated sewage, population served-water, population served-treated sewage	Network densities and accounted-for water ratio with significant influence on efficiency
Picazo-Tadeo et al. (2008)	38 Spanish water utilities (with 20 also providing sewerage services) in 2001	Output orientation; CRS	Delivery network, sewer network, labor, operational costs	Population served, water delivered, treated sewage	Accounted-for water does not influence the ranking of utilities

CRS = constant returns to scale, VRS = variable returns to scale

ducted to establish a base equal to the least favorable external conditions. The adjustment removes the differences in external operating environments that may distort efforts to assess the utilities' relative technical efficiency. DEA mean efficiency scores are absolutely higher in the stage 3 than in stage 1 by 6.6% using the Tobit adjustment, and by 28.4% in the truncated regression adjustment.

García-Sánchez (2006) uses a four-stage approach to estimate the technical and scale efficiency of 24 Spanish municipal water supply agencies with staff, treatment plants and network length as inputs. Outputs are amount of water delivered, number of properties connected and water analyses performed. Stage 1 is the statistical selection of inputs and outputs using Pearson's correlation coefficient to eliminate those which are improperly correlated. Following Roll et al. (1989), the DEA model with the best discriminating characteristics is chosen. To produce a homogeneous analysis of the particular external conditions of each municipality, a three-step process in stage 2 detects the influence of external circumstances on the estimation of levels of efficiency via a Tobit model. The ten circumstances (social variables) are: population, population density, average income, average temperature, size of municipal area, tourist index, square meters of greenbelts, economic activity, number of residential dwellings, and average people per dwelling. Stage 3 estimates constant returns to scale (CRS) efficiency scores according to Charnes et al. (1978) and variable returns to scale (VRS) efficiency scores according to Banker et al. (1984). Stage 4 compares the differences in efficiency

indexes caused by the type of ownership using the Mann-Whitney-Test. This methodology produces three best-discriminating DEA models with nearly identical efficiency scores, all of which find that only population density has a statistical significant impact on inefficiencies. García-Sánchez concludes that efficiency scores do not depend on the type of ownership.

Tupper and Resende (2004) determine whether calculated efficiency levels in the Brazilian water sector depend on structural and quality variables by using a second stage Tobit regression. Their results suggest that only water losses have a significant impact on efficiency levels. Comparing DEA efficiency levels with and without the inclusion of quality variables, Picazo-Tadeo et al. (2008) also conclude that water losses have a significant impact on efficiency levels of 38 Spanish water utilities, and that the ranking of utilities is not influenced by the different efficiencies. The mean efficiency score is 0.773 respectively 0.851. In this study, unaccounted-for water is seen as indicator for service quality.

Methodology

DEA approaches

The DEA approach is preferable in this study for three reasons: it can handle zero outputs, it puts individual weights on the outputs of each firm, so those with low industrial demand are not punished, and unlike SFA it is not necessary to impose any a priori assumptions on the functional form.

DEA uses linear programming methods to obtain measures of technical efficiency. A piecewise surface (frontier) consisting of input and output variables for a sample of firms can be constructed. Firms' efficiency is measured by calculating the distance between each data point and the point on the frontier. The frontier represents the most efficient firms with technical efficiency equal to one, the so-called peer firms. Under input orientation, the firms produce the same output with fewer inputs. The Banker, Charnes and Cooper (BCC)⁴ formulation of DEA is expressed by the following linear programming problem (see Banker et al., 1984):

$$\begin{aligned} \min_{\theta, \lambda} \quad & \theta \\ \text{s.t.} \quad & -q_i + Q\lambda \geq 0 \\ & \theta x_i - X\lambda \geq 0 \\ & I1'\lambda = 1 \\ & \lambda \geq 0 \end{aligned}$$

with θ as a scalar, X as $N * I$ input matrix for N inputs and I firms, Q as $M * I$ output matrix for M outputs and I_1 as a $I * 1$ vector of ones. Inputs and outputs for the i -th firm are represented by the column vectors x_i and q_i , and λ represents a $I * 1$ vector of constants.

⁴ The BCC formulation is often referred to as a variable returns to scale (VRS) formulation.

Using the BCC formulation which allows for differences in the sizes of firms, we construct a convex hull enveloping the data points.

DEA models can be either input- or output-oriented. Under input orientation the efficiency scores correspond to the largest feasible proportional reduction in inputs for fixed outputs, and under output orientation, to the largest feasible proportional expansion in outputs for fixed inputs. It is common practice to apply input orientation when analyzing network utilities, because the firms are generally required to supply services to a fixed geographical area, and hence the output vector is essentially fixed.

To determine the returns-to-scale technology, we conduct a two-part returns-to-scale test as proposed by Simar and Wilson (2002). Test 1 tests the null hypothesis that the production frontier exhibits global constant returns to scale (CRS) against the alternative test hypothesis that the production frontier exhibits variable returns to scale (VRS). If the null hypothesis is rejected, test 2 is conducted. It tests the null hypothesis that the production frontier exhibits globally non-increasing returns to scale (NIRS) against the alternative hypothesis of variable returns to scale. Following Simar and Wilson (2002), the returns-to-scale test is:

Test 1:	H_0 : the production frontier is globally CRS
	H_1 : the production frontier is VRS
Test 2:	H_0 : the production frontier is globally NIRS
	H_1 : the production frontier is VRS

The ratio of means defined by

$$\hat{S}_n^{CRS} = \frac{\sum_{i=1}^n \hat{D}_n^{CRS}(x_i, y_i)}{\sum_{i=1}^n \hat{D}_n^{VRS}(x_i, y_i)}$$

for test 1 is used as a test statistic and measures the distance between the CRS and the VRS frontier, where \hat{D} represents an efficiency estimate. For test 2 the distance between the NIRS and the VRS frontier is measured using this test statistic. For both tests, the null hypothesis is not rejected when the distance between both frontiers is small.

Within a bootstrap procedure, pseudo samples S_n^* with $b = 1, \dots, B$ bootstrap replications are generated according to the original sample S_n to derive bootstrap estimates $\hat{\omega}_b^*$, with ω denoting a univariate parameter for each testing problem and $\hat{\omega}$ as a consistent estimator of ω . With $\hat{\omega}_{obs}$ denoting the observed value of the test statistic mentioned above, we can derive p-values according to the approximation $\hat{p} = \Pr(\hat{\omega}^* \leq \hat{\omega}_{obs} | H_0, S_n)$. For both tests, p-values higher than the significance level of 5% lead to the rejection of the null hypothesis.

A three-stage approach including bootstrapping

This paper applies a three-stage DEA approach to obtain valid results for technical efficiency scores. Our stage 1 includes outlier detection, in which the partial indicator *revenues divided by total water output* is used to detect extreme observations. We also apply the super-efficiency approach proposed by Banker and Gifford (1988) noting that some observations may have

efficiency scores greater than one, i.e. lie above the constructed frontier.⁵ We apply the super-efficiency criterion repeatedly until no clear outliers remain. Therefore, we set the maximum attainable efficiency score on a level of 1.2 due to a dense distribution of technical efficiency scores up to this level, as suggested by Banker and Chang (2006). Above the level of 1.2, technical efficiency scores are less densely distributed and show higher dispersion. Finally, we use a standard DEA approach to obtain first technical efficiency scores.⁶

Stage 2 regresses the efficiency scores obtained by the standard DEA approach on several explanatory variables such as output density or the location of the utility under consideration in East or West Germany. Studies calculating efficiency scores using the non-parametric DEA approach often conduct a regression analysis (most often Tobit) for the inclusion of parametric components. However, Simar and Wilson (2007) argue that the use of a Tobit regression in a two-stage analysis is inappropriate, because it fails to account for serial correlation in DEA efficiency estimates; the results can be invalid, and lead to incorrect inference. To sidestep this controversial issue, we apply a bootstrapped truncated regression as proposed by Simar and Wilson (2007) with two different algorithms. While the goal of algorithm 1 is only to improve on inference, algorithm 2 considers bias correction. Unfortunately, the application of bias correction can introduce additional noise, which we find to be the case, and therefore we use algorithm 1 without bias correction. In a first step, we derive coefficient estimates $\hat{\beta}$ and an estimate of the standard deviation of the error term $\hat{\sigma}_\varepsilon$ from the truncated regression of the efficiency values $\hat{\theta}_i > 1$ on the explanatory variables using the maximum likelihood method. Therefore, we use the reciprocal values of the DEA technical efficiency scores resulting from stage 1. Next, we conduct a bootstrap algorithm with B bootstrap replications based on those coefficient estimates and on the estimated standard deviation of the error term.

Within the bootstrap algorithm, the error term ε_i for each observation i is drawn from a $N(0, \hat{\sigma}_\varepsilon^2)$ distribution, for which we assume a left-truncation at $(1 - z_i \hat{\beta})$. Based on the error terms ε_i , we can calculate new efficiency estimates $\theta_i^* = z_i \hat{\beta} + \varepsilon_i$. The new efficiency estimates can be regressed again on explanatory variables using maximum likelihood estimation with left truncation at one. As follows, the bootstrap algorithm yields B estimates for each coefficient. Using this set of coefficient estimates, confidence intervals can be constructed following Simar and Wilson (2000).

Stage 3 includes the regression results within the calculation of new DEA efficiency scores; we adjust inputs for the influence of exogenous variables following Fried et al. (1999), who recommend regressing total input slacks on explanatory variables to derive coefficient estimates and an estimate of the error term.⁷ We then predict input slacks based on the estimated coefficients. The predicted input slacks are used to adjust inputs according to

$$x_j^{adj} = x_j + [Max\{ITS_j\} - \hat{ITS}_j]$$

5 Within super-efficiency reference observations for the evaluation of an observation i are constructed only using all observations other than i . See Banker and Gifford (1988) or Banker and Chang (2006).

6 We applied standard DEA instead of bias-corrections (bootstrapping), because significant results for the regressions could only be obtained with standard DEA efficiency scores. The reason may be that bootstrapping can create close ranks.

7 We focus only on the radial portion of total input slacks, hence on the pure inefficiency, because we want to evaluate the impact of structural differences on efficiency scores.

for the one-input case with \hat{ITS}_j denoting the predicted input slacks. For all observations $j = 1, \dots, N$ input x is proportionally adjusted by the difference between the maximum predicted input slack $\text{Max}\{\hat{ITS}_j\}$ of all observations and the predicted input slack. For example, a difference of 0.2 leads to an increase in total input of 20%. For the unit operating under the least favorable circumstances and thus exhibiting the highest input slack the difference in parentheses is equal to zero and the inputs are not increased. For all other observations the difference is positive and the inputs are increased while output is held constant so that the efficiency scores are adjusted for external influences. Having adjusted the inputs for the operating environment, we conclude that the remaining inefficiency is caused by firms' management.

Data Description

The study is based on cross-sectional data in 2006 with an original data set including 1,096 water utilities. Full data availability was given for 373 observations. The data is taken from the statistical publication published by the German Association for Energy and Water Industries (Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft, 2008c) and the utilities' annual financial statements. Topographical maps provide elevation differences. We include public, private and mixed ownership. The descriptive statistics for the variables are shown in Table 2 and the correlation matrix is shown in Table 3.

Utilities in our data set deliver drinking water to about 32 million people (approximately 39% of the total population) and are located in all federal states except Bremen. Although the data set includes only a fraction of the industry's 6,500 firms, it can be characterized as representative, considering the population served and the type of utilities.

The data set consists of very large and small utilities, the latter with only 199,000 cubic meters water delivered to households. Total water deliveries are 1.98 billion cubic meters. Some supply private customers at higher cost due to the need for more water connections, while those serving primarily industrial customers or re-distributors can deliver at lower cost since fewer water connections are needed. This relationship can also be justified by the higher correlation of water deliveries to private customers than deliveries to non-households. We treat *private consumption* and *industrial/other consumption* as separate outputs. We treat total water meters as output variable to avoid discriminating against utilities that serve low-consumption customers. This is also justified by the relatively low correlation between the number of meters and private consumption.

We use total revenues from water supply in 2006 as the proxy for total costs. We assume revenues to be equal to the costs of supply following the European water framework directive (Directive 2000/60/EC, Article 9) which states that revenues must cover all material costs, depreciation and labor costs.⁸ In addition, efficiency can also be measured by how much customers pay for water supply, so our results can be interpreted as "consumer-perceived efficiency". Brunner and Riechmann (2004) recommend this approach to determine whether tariffs for water deliveries are reasonable, and if not, by how much they can be redu-

⁸ This cost recovery principle for water supply is contained in the legislation for local public authorities in all German federal states.

ced. A regulator is mainly concerned with the protection of consumer interests so that water tariffs are of main interest instead of e.g. the capital structure of a water utility. Under perfect competition, firms cannot charge different prices due to different capital structures. The advantage of this revenue yardstick approach is that there is no need to measure capital and capital costs. Hence, we treat revenues as a reasonable alternative input variable with interpretative possibilities. However, issues like public transfers to municipal companies could bias results. Moreover, despite the use of monetary data, we consider only technical efficiency and not allocative efficiency.

The variable network length shows large differences in firm and area sizes. We omit this as an input variable, because costs for network infrastructure and investments are already included within the total cost block represented by total revenues. However, we include network length when calculating the structural variable output density.

Stage 2 and 3 of our approach both consider other explanatory variables, such as *total population* and *output density* when we compare the possible disadvantages of water utilities in rural areas to utilities in urban regions, assuming that higher density increases firms' efficiency. This assumption is confirmed by Renzetti and Dupont (2008) and García-Sánchez (2006). *Output density* is computed as total amount of water delivered to households and non-households per kilometer of network length (*Metermengenwert*).⁹ Greater output density may lead to efficiency increases, but very high density can add to cost, e.g., the complexity of laying pipe in densely settled downtowns. We omit population in the regression analysis due to its very high correlation with the output variable *water delivered to households*.

Two variables to consider are *leak ratio*, defined as water losses between extraction and end-user consumption divided by total water extraction, and *share of groundwater* per utility, because there is less need for treating groundwater than surface water. On the other hand, pumping costs tend to be higher for groundwater (see Filippini et al., 2008; Garcia and Thomas, 2001), while capital costs are normally lower than for the use of storage water (Coelli and Walding, 2006). Hence, utilities using more groundwater may tend to achieve higher efficiency scores. We assume that the type of water extracted is given exogenously, since only available water sources can be used in a utility's service territory. The water utilities in our data set extract 75.1% of the raw water input from groundwater resources, while 20.8% are surface water and 4.1% well-spring sources. Thus, they use slightly more groundwater than it is typical for the entire German water supply industry with around 65% groundwater input.

We also consider *elevation differences within utility service territory*. Utilities distributing water in "flatter" regions may have more preferable circumstances than utilities in hilly regions, where water distribution requires higher pumping costs. The variable measures the difference between the highest settlement in a service area and the lowest point. We assume that higher elevation differences will have a negative impact on firms' performance.

Yet another variable is operational *differences in East and West Germany*. After German reunification, significant investments were made to modernize East German water networks and treatment plants. Although this variable already shows up in price differentials, we need to

9 This variable serves as a key indicator in the regulation of water utilities in Hesse (see Hirschhausen et al., 2009b).

study the differences in the efficiency scores of the utilities in each geographical area. Therefore, we include a dummy variable with a value of one when the utility is situated in the eastern part of Germany.

Finally, we include two dummy variables for possible *scope effects with sewage services and electricity, gas, and public transport provision*

Results

Efficiency scores and regression on structural variables

We apply a three-stage procedure to obtain valid results for technical efficiency (TE) scores.¹⁰ In stage 1, the ratio of revenues and total water output is used as a partial indicator for outlier detection. Here, 11 observations are deleted. For the application of the super-efficiency approach, variable returns-to-scale and input orientation are assumed.¹¹ The assumption of VRS is confirmed by the returns-to-scale test at a significance level of 1% conducting 1,000 bootstrap replications. In the following application of the super-efficiency criterion, 22 additional observations are deleted due to technical efficiency scores greater than the critical value of 1.2. The detected outliers do not belong to a specific group of water utilities. We observe no systematic scheme when looking at characteristics like firm size measured by total water output, eastern or western location, output densities, etc.

Table 4 summarizes the efficiency scores obtained in stage 1. Efficiency scores show high dispersion and a relatively low mean level of 64.24%, possibly due to the large difference in prices and hence revenue disparities.

In stage 2, the inefficiency values are regressed on several explanatory variables. We apply a bootstrapped truncated regression with 2,000 replications as proposed by Simar and Wilson (2007) to check for structural reasons for efficiency differences. The estimated coefficients and significance levels are shown in Table 5. The signs of the coefficients show that higher density, higher share of groundwater input, eastern location and provision of sewage services have a negative impact on inefficiency (i.e. a positive impact on efficiency), while higher elevation differences, higher leak ratios and provision of other services have a positive impact on inefficiency.

Factoring our variables into the calculation of technical efficiency scores using the input adjustments approach proposed by Fried et al. (1999) requires us to predict inefficiencies via regression analysis. The results from regression 1 shown in Table 5 are not appropriate, since we assume that management can influence leak ratio, provision of sewage services and provision of other services, at least in the long term, whereas our objective is to adjust only for the operating environment.¹²

¹⁰ Some authors in the literature even refer to the approach chosen here as four-stage approach.

¹¹ DEA and the bootstrapped truncated regression are conducted using Software R with the package FEAR.

¹² Including the variable leak ratio (the only significant among the excluded) in the following calculations changes the mean level of the final technical efficiency scores by only 0.2%. The ranking of the utilities as well as the distribution of the efficiency scores also change only slightly.

To correctly adjust the inputs, we conduct two more regression analyses using different model specifications and select the best specification. For regression 2 we include all variables except leak ratio. Coefficient estimates are shown in Table 6. As with regression 1, the variables for density and groundwater ratio exhibit a significant negative impact on inefficiencies, while the dummies for East Germany and elevation differences are insignificant. This leads us to question whether all variables or only the most significant are necessary for input adjustment. Thus, regression 3 only uses the significant variables from regression 2; Table 6 shows the results.

For model selection, we use the Akaike (AIC), Bayesian (BIC) information criteria and a likelihood-ratio test. The results of both the AIC and the BIC indicate that the selection of model 3 appears appropriate. We confirm this by the likelihood-ratio test (LR test). The LR value of 2.29 is lower than the corresponding value of 5.99, and thus the restricted model 3 only using the significant variables is preferred. Accordingly, we use the estimates from regression 3 to adjust inputs in stage 3 for the operating environment.

Final efficiency scores and interpretation

Using the standard DEA approach in stage 3 again allows us to obtain the final technical efficiency scores as shown in Table 4. Compared to the results of stage 1 before accounting for structural variables, the mean efficiency score only increases from 0.6424 to 0.6459. The minimum efficiency score obtained is still relatively low and is even slightly lower than before input adjustment, indicating that additional influencing exogenous factors, e.g., climatic conditions or aspects of economic geography could be taken into account, given extended data availability. The only small changes in efficiency scores after input adjustment also emphasize the robustness of efficiency estimated against environmental circumstances. The only weak differences in efficiency scores before and after the inclusion of explanatory variables are also emphasized when using the boundaries given by the confidence intervals of the exogenous variables resulting from regression analysis. The corresponding efficiency scores are also shown in Table 4. This result of only weak influence of structural circumstances supports current German legislation. The “competitive market concept” proposed in the Law Against Restraints on Competition (§19 IV 2 GWB) assumes utilities to be comparable only when they have the identical business objective. For water supply this implies that *all* utilities are comparable because their goal is to supply water to households and industry such that the operating environment is not a comparative factor.

Obviously, we find only weak variation between the lower and the upper bound: the mean technical efficiency for the lower bound with 0.6428 is only slightly lower than for the upper bound with a mean efficiency score of 0.6451, which confirms the validity of efficiency scores against exogenous circumstances. There is also a high correlation between the efficiency scores in stages 1 and 3. The Spearman correlation coefficient takes a value of 0.9814. Similarly, the Pearson rank correlation coefficient between the efficiency scores is 0.9841, and the Kendall rank correlation coefficient is 0.8877. Despite this high correlation, efficiency scores change after input adjustment as shown in the upper part of Figure 1 for 10% of the water utilities with the greatest changes in efficiency scores. The lower part of Figure 1 shows the corresponding changes in input quantities. Here, the initial input quantities are set to 100%. Obviously, for some utilities the inputs increase by around 20% while the changes in efficiency scores are low. In addition, the operating environment could have a greater impact

on total cost and corresponding efficiency scores. In our case (using total revenues), such an impact may not be given because prices are often politically influenced and operating under poor environments forces firms to keep prices low. Of interest, the expected mean efficiency score is higher than the mean efficiency score using the upper bound. We explain this by the fact that how the efficiency scores change after adjusting inputs is not predetermined, because the frontier shifts completely, and some utilities may become more efficient while others may become less so.

An illustration of efficiency scores obtained in stage 3 appears in the Salter diagram depicted in Figure 1. On the y-axis, the utilities are sorted according to their efficiency scores. On the x-axis, the width of a bar represents a utility's total water deliveries. The highest efficiency scores are obtained by small and larger water utilities representing the VRS approach of our DEA specification. The lowest efficiency scores are represented by the smaller utilities, but this requires careful interpretation. By using a VRS approach, these inefficiencies cannot be scale-inefficiency; however, there appears to be some cost disadvantage for smaller firms. Further research is needed to identify the actual saving potentials resulting from mergers and acquisitions.¹³

Assuming that all residual inefficiency after stage 3 cannot be assigned to structural differences, the free area in the upper left area of the graph (above the inefficient small utilities) represents the potential for price decreases. The inefficiency is therefore equal to the price decrease, whereas the x-axis represents the quantity that could benefit from this decrease. Of note, the least-efficient water utility in our data set is under investigation by the Hessian cartel office, the German precursor for water regulation.¹⁴

Comparing East and West Germany

The dummy variable for a location in East or West Germany shows no significant impact in the regressions in stage 2. However, a closer look at efficiency scores is useful. Intuitively, lower mean efficiency of water utilities in East Germany would appear to be reasonable due to the higher investment expenditures for infrastructure modernization. In addition, after reunification, treatment plants and network infrastructure in the former East Germany were significantly overbuilt. Today's over-capacity is due to significant demographic change (many people moved to West Germany). Finally, the prevailing socio-economic tendency especially in East Germany is to use less water, e.g., in 2006 water use per day and per capita in Saxony was 88 liters in comparison to the German mean of 126 liters per day and per capita (Statistisches Bundesamt, 2008).

As indicated in Table 7, the mean efficiency score for water utilities operating in East Germany is 0.6574, which is similar to the West Germany's score of 0.6434. In general, East German utilities are successfully handling the challenges since there is no obvious negative impact on the efficiency levels. The reason may be that its water industry historically comprised of larger entities that benefited from economies of scale. Although the entities have

¹³ The high efficiencies for the largest utilities can also be due to missing peers.

¹⁴ The lowest efficiency score of 30% was obtained by Stadtwerke Oberursel, which is required to justify its water delivery pricing. A pricing regulation is in the planning stage by the Hessian cartel office. The first regulation to decrease prices affected Stadtwerke Wetzlar, which we note obtained an efficiency score of 48.5% in our analysis.

since been split up, they may still be mirrored in the network structure and the organization of water supply, e.g. that some utilities use the same water source and distribute it in a common network.

Conclusions

This paper has provided the first efficiency analysis of water utilities throughout Germany. To avoid distortions we employed the super-efficiency approach for outlier detection. The application of a bootstrapped truncated regression identified the factors that significantly influenced the technical efficiency scores. Output density and groundwater ratio were included to account for structural differences in water supply. The significance of a density measure confirms other international studies. The leak ratio showed a significant negative impact on efficiency scores, but we neglected it in stage 3 due to control by management. We observed that the negative significance indicates possible underinvestment for companies with high leak ratios. We found that firms' localization and elevation differences had no significant impacts on efficiency levels. Efficiency scores showed a relatively small mean level, although we chose a variable returns-to-scale approach based on a returns-to-scale test.

In summary, we found that price differences are due to significant differences in efficiency, which is an indication of the large potential for cost savings and price decreases. Further, the striking inefficiency of small water utilities raises the issue of the adequacy of such firms' supply structures.

We propose that future research should examine: other possible exogenous factors; the use of panel data and Stochastic Frontier models; and the determination of economies of scale, scope and density. The issue of ownership structure also is a factor when analyzing the influence of public versus private ownership on technical efficiency. We suggest that the regulatory policies currently under discussion should be based upon solid analyses of firms' performance and the prudent selection of variables in addition to considering exogenous circumstances.

Acknowledgements

This paper is a product of the research programs on "efficiency analysis in network industries" and "water economics and management" administered by the Chair of Energy Economics and Public Sector Management (EE²) at Dresden University of Technology and partner institutions. It has been presented at the Conference on Communal Infrastructure Management in Berlin, May 2009, and at the European Workshop on Efficiency and Productivity Analysis (EWEPA) in Pisa, June 2009. It has been accepted for presentation to the Annual Conference of the European Association for Research in Industrial Economics (EARIE) in Ljubljana, September 2009, and to the Annual Congress of the German Economic Association (Verein für Socialpolitik) in Magdeburg, September 2009. We thank the participants, in particular Astrid Cullmann, Christian von Hirschhausen, Maria Nieswand, and David Saal for support, criticism, and methodological hints, and Felix Zschoge for his assistance with data collection.

References

- Agrell P., Bogetoft P., Cullmann A., Hirschhausen C. v., Neumann A., Walter M. (2008) Projekt GERNER IV Ergebnisdokumentation: Bestimmung der Effizienzwerte Verteilernetzbetreiber Gas, URL: <http://www.bundesnetzagentur.de/media/archive/14563.pdf>, retrieved 05 June 2009.
- Banker, R.D., Chang, H. (2006) The Super-Efficiency Procedure for Outlier Identification, not for Ranking Efficient Units, *European Journal of Operational Research*, 175, 1311-20.
- Banker, R.D., Charnes, A., Cooper, W.W. (1984) Some Models for Estimating Technical and Scale Inefficiencies in Data Envelopment Analysis, *Management Science*, 30, 1078-92.
- Banker, R.D., Gifford, J.L. (1988) A Relative Efficiency Model for the Evaluation of Public Health Nurse Productivity, mimeo, Carnegie Mellon University.
- Bhattacharyya, A., Harris, T.R., Narayanan, R., Raffiee, K. (1995) Specification and Estimation of the Effect of Ownership on the Economic Efficiency of the Water Utilities, *Regional Science and Urban Economics*, 25, 759-84.
- Brunner, U., Riechmann, C. (2004) Wettbewerbsgerechte Preisbildung in der Wasserwirtschaft, *Journal for Public and Nonprofit Services*, 27, 115-30.
- Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft (2008a) Wasserpreise – Fragen & Antworten. BDEW, Berlin.
- Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft (2008b) Branchenbild der Deutschen Wasserwirtschaft, wvgw Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft (2008c) 118. Wasserstatistik Bundesrepublik Deutschland 2006, wvgw Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH, Bonn.
- Charnes, A., Cooper, W.W., Rhodes, E. (1978) Measuring the Efficiency of Decision-Making Units, *European Journal of Operational Research*, 2, 429-44.
- Coelli, T., Walding, S. (2006) Performance Measurement in the Australian Water Supply Industry, in *Performance Measurement and Regulation of Network Utilities* (Eds) T. Coelli and D. Lawrence, Edward Elgar Publishing, Cheltenham, pp. 29-61.
- Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e.V. (2006) Trinkwasserqualität in Deutschland einwandfrei, *Energie Wasser-Praxis*, 10, 46.
- Filippini, M., Hrovatin, N., Zori, J. (2008) Cost Efficiency of Slovenian Water Distribution Utilities: An Application of Stochastic Frontier Methods, *Journal of Productivity Analysis*, 29, 169-82.
- Fried, H.O., Schmidt, S.S., Yaisawarng, S. (1999) Incorporating the Operating Environment into a Nonparametric Measure of Technical Efficiency, *Journal of Productivity Analysis*, 12, 249-67.
- Garcia, S., Thomas, A. (2001) The Structure of Municipal Water Supply Costs: Application to a Panel of French Local Communities, *Journal of Productivity Analysis*, 16, 5-29.
- García-Sánchez, I.M. (2006) Efficiency Measurement in Spanish Local Government: The Case of Municipal Water Services, *Review of Policy Research*, 23, 355-71.
- Hanusch, H., Cantner, U. (1991) Produktion öffentlicher Leistungen – Effizienz und technischer Fortschritt, *Jahrbücher für Nationalökonomie und Statistik*, 208, 369-84.
- Hirschhausen, C.v., Walter, M., Zschille, M. (2009a) Effizienzanalyse in der Wasserversorgung – Internationale Erfahrungen und Schlussfolgerungen für Deutschland, *GWF Wasser Abwasser*, 2-3 2009, 2-7.
- Hirschhausen, C.v., Cullmann, A., Walter, M., Zschille, M. (2009b) Kartellverfahren in der Hessischen Wasserwirtschaft – Auf dem Weg in die Anreizregulierung?, *DIW Wochenbe-*

richt 76, 10, 150-55.

Picazo-Tadeo, A.J., Sáez-Fernández, F.J., González-Gómez, F. (2008) Does Service Quality Matter in Measuring the Performance of Water Utilities? *Utilities Policy*, 16, 30-38.

Renzetti, S., Dupont, D. (2008) Measuring the Technical Efficiency of Municipal Water Suppliers: the Role of Environmental Factors, Working Papers 0802, Brock University, Department of Economics.

Roll, Y., Golany, B., Seroussy, D. (1989) Measuring the Efficiency of Maintenance Units in the Israeli Air Force, *European Journal of Operational Research*, 43, 136-42.

Saal, D.S., Parker, D. (2000) The Impact of Privatization and Regulation on the Water and Sewerage Industry in England and Wales: A Translog Cost Function Model, *Managerial and Decision Economics*, 21, 253-68.

Saal, D.S., Parker, D. (2001) Productivity and Price Performance in the Privatized Water and Sewerage Companies of England and Wales, *Journal of Regulatory Economics*, 20, 61-90.

Saal, D.S., Parker, D. (2005) Assessing the Performance of Water Operations in the English and Welsh Water Industry: A Panel Input Distance Function Approach, *Aston Business School Research Papers RP 0502*, Aston University.

Saal, D.S., Parker, D.; Weyman-Jones, T. (2007) Determining the Contribution of Technical Change, Efficiency Change and Scale Change to Productivity Growth in the Privatized English and Welsh Water and Sewerage Industry: 1985-2000, *Journal of Productivity Analysis*, 28, 127-39.

Sauer, J. (2003) The Efficiency of Rural Infrastructure - Water Supply in Rural Areas of Transition, *ERSA 2003 Congress*, Paper 463.

Sauer, J. (2004) Rural Water Suppliers and Efficiency – Empirical Evidence From East and West Germany, Discussion Paper No. 63, Institute of Agricultural Development in Central and Eastern Europe.

Sauer, J. (2005) Economies of Scale and Firm Size Optimum in Rural Water Supply, *Water Resources Research*, 41, W11418, doi:10.1029/2005WR004127.

Sauer, J. (2006) Economic Theory and Econometric Practice: Parametric Efficiency Analysis, *Empirical Economics*, 31, 1061-87.

Sauer, J., Frohberg, K. (2007) Allocative Efficiency of Rural Water Supply – A Globally Flexible SGM Cost Frontier, *Journal of Productivity Analysis*, 27, 31-40.

Simar, L., Wilson, P.W. (1998) Sensitivity Analysis of Efficiency Scores: How to Bootstrap in Nonparametric Frontier Models, *Management Science*, 44, 49-61.

Simar, L., Wilson, P.W. (2000) Statistical Inference in Nonparametric Frontier Models: The State of the Art, *Journal of Productivity Analysis*, 13, 49-78.

Simar, L., Wilson, P.W. (2002) Nonparametric Tests of Returns to Scale, *European Journal of Operational Research*, 139, 115-132.

Simar, L., Wilson, P.W. (2007) Estimation and Inference in Two-Stage, Semi-Parametric Models of Production Processes, *Journal of Econometrics*, 136, 31-64.

Statistisches Bundesamt (2008) Umwelt: Wasserabgabe der Öffentlichen Wasserversorgung, Tabelle 514-32, Available online under: http://www.statistikportal.de/Statistik-Portal/de_jbio_jahrtabu2.asp, as of 15 December 2008.

Tupper, H.C., Resende, M. (2004) Efficiency and Regulatory Issues in the Brazilian Water and Sewage Sector: An Empirical Study, *Utilities Policy*, 12, 29-40.

Walter, M., Cullmann, A., Hirschhausen, C.v., Wand, R., Zschille, M. (2009) Quo Vadis Efficiency Analysis of Water Distribution? A Comparative Literature Review, *Utilities Policy*, doi:10.1016/j.jup.2009.05.00.

Descriptive statistics								
Variable Description	Abbr.	Classification	Sum	Min.	Mean	Median	Max.	Std. Dev.
Revenues [1000 Euro]	cost	Input	3,563,312	466	9,843	3,382	424,000	27,878
Water meters [number]	meters	Output	6,850,857	1,653	18,925	9,073	1,008,732	57,151
Water delivered to households [1000 m ³]	wdelhh	Output	1,490,046	199	4,116	1,520	142,700	10,872
Water delivered to non-households [1000 m ³]	wdelnh	Output	487,598	0.00	1,346	353	58,800	4,000
Network length [km]	net	-*	156,834	39	433	224	7,858	675
Population [1000]	pop	-**	32,373	5	89	35	3,400	233
Output density [1000 m ³ per km of network]	dens	Structural var.	-	1.02	10.46	9.25	52.94	5.61
Leak ratio	leak	Structural var.	-	0.01	0.10	0.09	0.30	0.06
Groundwater ratio	ground	Structural var.	-	0.00	0.57	0.71	1.00	0.42
Elevation difference [m]	elev	Structural var.	-	0.00	53.82	40.00	240.00	47.36
Dummy for East Germany	deast	Structural var.	65	0.00	0.18	0.00	1.00	0.38
Dummy for sewage services	dsew	Structural var.	78	0.00	0.22	0.00	1.00	0.41
Dummy for other services	dother	Structural var.	301	0.00	0.83	1.00	1.00	0.37

*Used to calculate the structural variable *output density*, **Omitted for correlation reasons (see correlation matrix)

Table 3

Correlation matrix													
	cost	meters	net	wdelhh	wdelnh	pop	dens	leak	ground	elev	deast	dsew	dother
cost	1.000												
meters	0.644	1.000											
net	0.883	0.704	1.000										
wdelhh	0.976	0.753	0.883	1.000									
wdelnh	0.907	0.456	0.812	0.845	1.000								
pop	0.991	0.716	0.900	0.988	0.875	1.000							
dens	0.410	0.247	0.246	0.435	0.438	0.393	1.000						
leak	0.000	-0.011	0.069	-0.018	-0.045	-0.002	-0.210	1.000					
ground	-0.050	0.011	-0.027	-0.041	-0.012	-0.038	-0.187	-0.030	1.000				
elev	0.178	0.134	0.188	0.178	0.148	0.169	0.216	0.260	-0.324	1.000			
deast	-0.017	-0.013	0.107	-0.044	-0.004	-0.004	-0.217	0.235	-0.015	-0.031	1.000		
dsew	0.064	0.001	0.095	0.040	0.036	0.065	-0.182	0.106	0.132	-0.124	0.368	1.000	
dother	-0.021	-0.120	-0.141	-0.035	-0.046	-0.031	0.098	-0.038	-0.019	0.011	0.038	0.236	1.000

Table 4

Descriptive statistics for technical efficiency scores						
		Mean	Median	Std. Dev.	Min.	Max.
Stage 1	TE score	0.6424	0.6050	0.1833	0.3000	1.0000
	Inefficiency	0.3576	0.3950	0.1833	0.0000	0.7000
Stage 3						
Lower bound	TE score	0.6428	0.6042	0.1839	0.2834	1.0000
	Inefficiency	0.3572	0.3958	0.1839	0.0000	0.7166
Expected value	TE score	0.6459	0.6094	0.1836	0.2909	1.0000
	Inefficiency	0.3541	0.3906	0.1836	0.0000	0.7091
Upper bound	TE score	0.6451	0.6044	0.1835	0.2952	1.0000
	Inefficiency	0.3549	0.3956	0.1835	0.0000	0.7048

Table 5			
Results for regression analysis 1 of inefficiencies			
Variable	Coefficient estimates	Confidence Interval [95%]	
dens	-0.0093** (0.0022)	-0.0137	-0.0050
leak	0.3435* (0.1673)	-0.0156	0.6713
ground	-0.0762** (0.0258)	-0.1269	-0.0255
deast	-0.0331 (0.0311)	-0.0940	0.0278
elev	0.0001 (0.0002)	-0.0003	0.0005
dsew	-0.0163 (0.0278)	-0.0708	0.0382
dother	0.0271 (0.0276)	-0.0270	0.0812
constant	0.4577** (0.0430)	0.3734	0.5419

* significant at 5%, ** significant at 1%. Standard errors in parentheses.

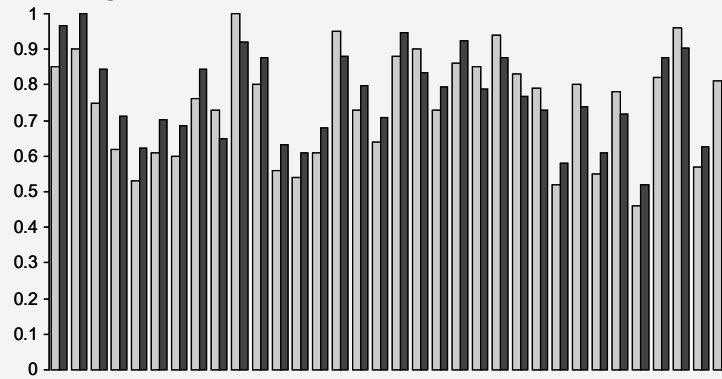
Table 6						
Results for regression analyses 2 and 3 of inefficiencies						
Variable	Regression 2			Regression 3		
	Coefficient estimates	Confidence Interval [95%]		Coefficient estimates	Confidence Interval [95%]	
dens	-0.0096** (0.0022)	-0.0138	-0.0054	-0.0088** (0.0022)	-0.0132	-0.0045
ground	-0.0775** (0.0253)	-0.1271	-0.0278	-0.0827** (0.0254)	-0.1308	-0.0346
deast	-0.0276 (0.0264)	-0.0793	0.0240	-	-	-
elev	0.0002 (0.0001)	-0.0001	0.0006	-	-	-
constant	0.5084** (0.0353)	0.4393	0.5775	0.5106** (0.0312)	0.4495	0.5717
AIC	-275.2396			-276.9467		
BIC	-252.6673			-261.8985		
Log-Likelihood	143.6198			142.4733		

* significant at 5%, ** significant at 1%. Standard errors in parentheses.

Table 7		
Comparison of efficiency results between water utilities in East and West Germany		
	Efficiency estimates of water utilities in East Germany	Efficiency estimates of water utilities in West Germany
Mean	0.6574	0.6434
Median	0.6128	0.6064
Std. Dev.	0.1852	0.1836
Min.	0.3182	0.2909
Max.	1.0000	1.0000

Figure 1: Efficiency changes and input quantity changes after input adjustment

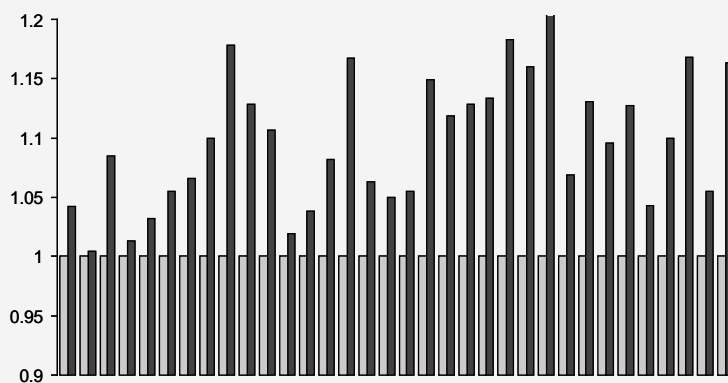
Efficiency scores



Highest decile of firms with most significant change in efficiency scores after input adjustment

□ Stage 1 ■ Stage 3

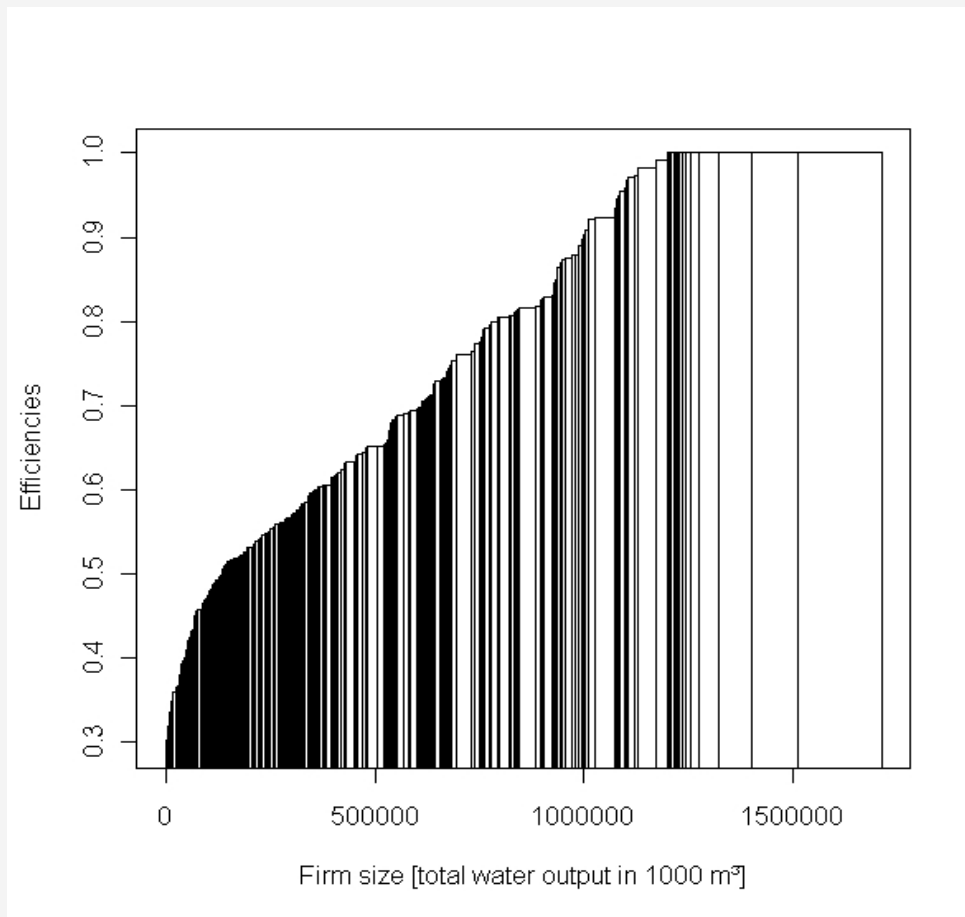
Input quantity index



Percentage change in input quantities of utilities with the highest change in efficiency scores

□ Stage 1 ■ Stage 3

Figure 2: Salter diagram of technical efficiency scores after inclusion of structural variables



Autorenverzeichnis

-
- ▶ **Cullmann**, Astrid / acullmann@diw.de / DIW Berlin
 - ▶ **Fels**, Alexander / alexander.fels@mailbox.tu-dresden.de / Technische Universität Dresden
 - ▶ **Grenz**, Max / mg@wip.tu-berlin.de / Technische Universität Berlin
 - ▶ **Guder**, Jörn / joern.guder@mailbox.tu-dresden.de / Technische Universität Dresden
 - ▶ **Günther**, Edeltraut / bu@mailbox.tu-dresden.de / Technische Universität Dresden
 - ▶ **Hirschhausen**, Christian von / cvh@wip.tu-berlin.de / Technische Universität Dresden, DIW Berlin
 - ▶ **Jekel**, Martin / martin.jekel@tu-berlin.de / Technische Universität Berlin
 - ▶ **Kittlaus**, Barnabas / barnabas.kittlaus@mailbox.tu-dresden.de / Technische Universität Dresden
 - ▶ **Meran**, Georg / gmeran@diw.de / Technische Universität Berlin, DIW Berlin
 - ▶ **Moll**, Robert / robert.moll@mailbox.tu-dresden.de / Technische Universität Dresden
 - ▶ **Nowack**, Martin / martin.nowack@tu-dresden.de / Technische Universität Dresden
 - ▶ **Remy**, Christian / christian.remy@tu-berlin.de / Technische Universität Berlin
 - ▶ **Roos**, Constanze / cr@wip.tu-berlin.de / Technische Universität Berlin
 - ▶ **Siehlow**, Markus / markus.siehlow@mailbox.tu-dresden.de / Technische Universität Dresden
 - ▶ **Walter**, Matthias / matthias.walter@tu-dresden.de / Technische Universität Dresden
 - ▶ **Wand**, Robert / rw@wip.tu-berlin.de / Technische Universität Berlin
 - ▶ **Zimmermann**, Klaus F. / praesident@diw.de / DIW Berlin, IZA, CEPR, Universität Bonn
 - ▶ **Zschille**, Michael / mzschille @diw.de / DIW Berlin



Wasser ist sowohl ein lokales als auch ein globales Thema, und die Forschung zu „Wasserökonomie und -management“ soll einen Beitrag bei der Lösung anstehender Fragestellungen liefern.

Water is both a local and a global issue, and research in „Water Economics and Management“ should contribute to addressing the most urgent problems.