

TEXTE

47/2018

Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern

Abschlussbericht

TEXTE 47/2018

Umweltforschungsplan des
Bundesministeriums für Umwelt,
Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3714 21 219 0
UBA-FB 002657

Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern

Abschlussbericht

von

Stefan Geyler, Lydie Laforet, Jana Rüger, Katja Nowak, Robert Holländer
Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement/Universität Leipzig,
Leipzig

Filip Bertzbach, Pamela Raehmel
aquabench GmbH, Hamburg und Köln

Bernd Klauer
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ, Leipzig, Department Ökonomie

Andreas Schulz, Carolin Schade
Emscher Wassertechnik GmbH, Essen

Unter Mitarbeit von: Friederike Eichhorn, Erik Hofmann, Kristýna Jaklová,
Thomas Petersen, Michael Sickert, Tobias Wüstneck

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber:

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
info@umweltbundesamt.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt.de

 /umweltbundesamt

Durchführung der Studie:

Institut für Infrastruktur und Ressourcenmanagement
Wirtschaftswissenschaftliche Fakultät
Universität Leipzig
Grimmaische Straße 12
04109 Leipzig

aquabench GmbH
Ferdinandstraße 6
20095 Hamburg

Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Ökonomie,
Permoserstraße 15
04318 Leipzig

Emscher Wassertechnik
Brunnenstraße 37
45128 Essen

Abschlussdatum:

Oktober 2017

Redaktion:

Fachgebiet II 2.1 Übergreifende Angelegenheiten Wasser und Boden
Dirk Osiek

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4359

Dessau-Roßlau, Juni 2018

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung

Aufgabe des Forschungsvorhabens war es, Ansätze zu erarbeiten, die eine Abschätzung des ökonomischen Wertes und der wirtschaftlichen Bedeutung von Wasser und Gewässern sowie von wasser gebundenen Dienstleistungen für Deutschland ermöglichen. Hierbei sollte auf öffentlich zugängliche Daten zurückgegriffen und wirtschaftliche Wassernutzungen in den Mittelpunkt gestellt werden. Als Bewertungskonzept wurde mit der „Landkarte der Bewertung“ ein mehrdimensionaler Bewertungsansatz entwickelt, um den ökonomischen Ansprüchen an die wirtschaftliche Inanspruchnahme von Wasser und Gewässern in ihrer Vielfalt gerecht zu werden. Hierfür wurden vier ökonomische Wert- und Zielkonzepte aufgegriffen: die Nutzenstiftung, wirtschaftspolitische Ziele, Ziele zur Daseinsvorsorge sowie Ziele zur Nachhaltigkeit. Der Bewertungsansatz wurde auf vier ausgewählte Wassernutzungen angewendet: auf die Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung, die öffentliche Wasserversorgung / Abwasserbeseitigung von Haushalten, die Kühlung zur thermoelektrischen Stromproduktion sowie auf die Bewässerung in der Landwirtschaft. Es wurden Indikatorensysteme entwickelt und beispielhaft in Bezug auf Deutschland und Nordrhein-Westfalen sowie Sachsen anhand der Volkswirtschaftlichen und Umweltökonomischen Gesamtrechnungen sowie sektorspezifischer Statistiken angewendet. Durch die mehrdimensionale Bewertung lassen sich die Wassernutzungen umfassend beurteilen. So unterscheiden sich die betrachteten Wassernutzungen deutlich bezüglich ihrer Nutzenstiftung für Unternehmen und Konsumenten. Wirtschaftspolitische Effekte stehen teilweise im Konflikt zur Nutzenstiftung. Anhand der Bewertung zur Nachhaltigkeit lassen sich die Belastungen der Gewässer und Umwelt durch die Wassernutzungen selbst berücksichtigen. Zugleich wurden Trade-offs zwischen der Gewässerbelastung und der Nutzenstiftung beziehungsweise dem Schutz anderer Umweltmedien sichtbar. Die Ergebnisse zur ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern sind jeweils von vielfältigen Kontextfaktoren abhängig. Es kommt daher darauf an, diese angemessen zu erfassen. Insgesamt leistet der vorliegende Bericht einen Beitrag zur Erweiterung der methodischen Möglichkeiten bei der Bewertung von Wasser im Rahmen des gesellschaftlichen Wasserressourcenmanagements.

Abstract

The project focussed on the question to which extent the economic effects of sectoral water and watercourses' uses can be quantified periodically, using publicly available data and statistics. To do so, a multidimensional framework – the Evaluation map – was developed and applied in order to assess uses of water and watercourses with regard to diverse resulting economic effects. The applied approach combines four established value and goal concepts – utility, economic policy objectives, public services objectives and sustainability. It was tested on inland freight water transport, public drinking water supply, cooling water for thermoelectric power production and irrigation in agriculture. Indicator sets were developed and applied to Germany and to selected German regions (Saxony and North Rhine-Westphalia) using national and environmental-economic accounts and various sectoral statistics. The Evaluation map permits a comprehensive economic reflection on water uses. The results show significant differences between users of water and watercourses in regard to benefits accruing to producers and consumers. It was shown that macroeconomic effects (due to economic policy objectives) may differ from benefit statements (utility). Moreover, taking the perspective of impacts on the natural environment allowed for assessing pressures on and states of aquatic ecosystems and other environmental media, caused by the uses of water and watercourses themselves. This revealed trade-offs between pressures on watercourses and benefits as well as pressures on other environmental media. In any case, the economic values of using water and watercourses strongly depend on the context. An appropriate consideration of these influences is therefore essential. Overall, the present report contributes to an extension of methodological options for assessing the value of water and watercourse uses for the sake of societal water management.

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	XII
Tabellenverzeichnis	XIV
Abkürzungsverzeichnis	XXII
Kurzfassung.....	1
Aufgabenstellung und Ziele	1
Konzept für die Erfassung der ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern – eine Landkarte der Bewertung.....	1
Bewertungsgegenstand.....	3
Bewertungsperspektiven	4
Wert- und Zielkonzepte	4
Messkonzepte und Indikatorensysteme	5
Empirische Anwendung des Bewertungskonzeptes – Vorgehensweise	7
Messkonzepte zur Bewertung der Nutzenstiftung	7
Messkonzepte zur Bewertung anhand von wirtschaftspolitischen Zielen.....	8
Messkonzepte zur Bewertung anhand von Zielen der Daseinsvorsorge	8
Messkonzepte anhand von Zielen der Nachhaltigkeit/des Erhaltes kritischer Naturbestandteile.....	8
Einfluss der Kontextfaktoren auf die Bewertung	9
Bewertung ausgewählter Nutzungen von Wasser und Gewässern	9
Binnenschifffahrt für den Güterverkehr	9
Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung	10
Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand wirtschaftspolitischer Ziele.....	11
Wassernutzung zur öffentlichen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung bei Haushalten	12
Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung.....	13
Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand von Zielen zur Daseinsvorsorge	14
Wassernutzung zur Kühlung bei der thermoelektrischen Stromproduktion.....	15
Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung	16
Bewertung des Einflusses auf den Naturhaushalt anhand von Zielen der Nachhaltigkeit/des Erhaltes kritischer Naturbestandteile	17
Bewässerung in der Landwirtschaft.....	18

Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung.....	19
Vergleich der Bewertungsergebnisse	20
Vergleich der Wassernutzungen anhand der Bewertungsergebnisse zur Nutzenstiftung	20
Vergleich der Bewertungsergebnisse zur Nutzenstiftung mit den Ergebnissen zu weiteren Wert- und Zielkonzepten	23
Einordnung der Bewertungen in die Landkarte der Bewertung.....	25
Ausblick.....	26
Summary.....	28
Scope and goals of the project	28
Concept for the assessment of the economic importance of water and watercourses – the Evaluation map	28
Valuation object	30
The valuation perspectives	31
Value and goal concepts	31
Measurement concepts and indicator sets.....	32
Implementation of the valuation concepts – modus operandi.....	33
Measurement concepts for the assessment based on utility	33
Measurement concepts based on the objectives of economic policy.....	34
Measurement concepts based on objectives for public services	34
Measurement concepts based on sustainability goals/on maintenance of critical natural capital.....	35
Influence of the context factors on the assessment.....	35
Assessment of selected water use.....	36
Inland water transport	36
Assessment of direct services to society based on utility	36
Assessment of direct services to society based on the objectives of economic policy.....	37
Public drinking water supply and wastewater disposal for households.....	38
Assessment of direct services to society based on utility	39
Assessment of direct services to society based on goals of public services	39
Water use for cooling purpose in thermoelectric power production.....	40
Assessment of direct services to society based on utility	41
Assessment of the impacts on the natural environment based on sustainability goals /maintenance of critical natural capital.....	42
Irrigation in the agriculture	43
Assessment of direct services to society based on utility	44

	Comparison of the different assessment results.....	45
	Comparison of the water uses based on the assessment results regarding the utility.....	45
	Comparison of the assessment results based on utility with the results based on further value and goals concepts.	48
	Reflecting on the assessments by means of the Evaluation map.....	49
	Outlook	50
1	Einleitung.....	52
2	Konzept für die Erfassung der ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern – eine Landkarte der Bewertung.....	55
2.1	Die Landkarte der Bewertung.....	55
2.2	Bewertungsgegenstand	58
2.3	Bewertungsperspektiven	60
2.3.1	Direkte Leistungen an die Gesellschaft.....	61
2.3.1.1	Wasser und Gewässer als ersetzbare Güter.....	61
2.3.1.2	Wasser und Gewässer als notwendige Güter.....	62
2.3.2	Einfluss auf den Naturhaushalt	63
2.4	Wert- und Zielkonzepte	64
2.4.1	Nutzenstiftung.....	64
2.4.2	Wirtschaftspolitische Ziele	67
2.4.3	Ziele der Daseinsvorsorge	69
2.4.3.1	Was versteht man unter Daseinsvorsorge?	69
2.4.3.2	Die Daseinsvorsorge als Wert- und Zielkonzept.....	71
2.4.4	Erhalt kritischer Naturbestandteile als Teilziel der Nachhaltigkeit.....	72
2.5	Zwischenfazit	74
3	Messkonzepte, Indikatorensysteme und Datenquellen.....	75
3.1	Sichtung wichtiger öffentlicher Datenquellen.....	75
3.1.1	Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen (VGR)	78
3.1.2	Umweltökonomische Gesamtrechnungen (UGR).....	79
3.1.3	Würdigung.....	82
3.2	Überblick über relevante Messkonzepte und Indikatorensysteme.....	83
3.2.1	Messkonzepte zur Bewertung der Nutzenstiftung	83
3.2.1.1	Konzept der Zahlungsbereitschaft.....	83
3.2.1.2	Monetarisierungsmethoden zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft von nicht bepreisten Gütern und Leistungen.....	86
3.2.1.3	Würdigung	92
3.2.2	Messkonzepte zur Bewertung anhand von wirtschaftspolitischen Zielen.....	94

3.2.2.1	Messkonzepte und Indikatoren.....	94
3.2.2.2	Würdigung	97
3.2.3	Messkonzepte zur Bewertung anhand von Zielen der Daseinsvorsorge	98
3.2.3.1	Messkonzept.....	98
3.2.3.2	Würdigung	101
3.2.4	Messkonzepte zur Bewertung anhand von Zielen der Nachhaltigkeit/des Erhaltes kritischer Naturbestandteile.....	102
3.2.4.1	Messkonzepte.....	102
3.2.4.2	Würdigung	104
4	Empirische Anwendung des Bewertungskonzeptes – Vorgehensweise	106
4.1	Einleitung	106
4.2	Bewertungsansatz und Festlegungen.....	107
4.3	Messkonzepte zur Bewertung der Nutzenstiftung.....	111
4.3.1	Restwertmethode zur Erfassung der Zahlungsbereitschaft der Unternehmen.....	111
4.3.2	Schätzung der gesamten Konsumentenrente.....	113
4.3.3	Alternativkostenansatz	115
4.3.3.1	Methodischer Ansatz.....	115
4.3.3.2	Notwendigkeit einer wassernutzungsspezifisch differenzierten Alternativkostenermittlung	116
4.3.3.3	Ermittlung der Konsumenteneffekte.....	118
4.3.3.4	Methoden zur Ermittlung der Produzentenrente	119
4.3.4	Aggregation von Nutzenaussagen.....	120
4.4	Messkonzept zur Bewertung anhand wirtschaftspolitischer Ziele.....	121
4.5	Messkonzept zur Bewertung anhand von Zielen der Daseinsvorsorge.....	121
4.6	Messkonzepte zur Bewertung anhand von Zielen der Nachhaltigkeit/des Erhaltes kritischer Naturbestandteile	122
5	Bewertung ausgewählter Nutzungen von Wasser und Gewässern	124
5.1	Gewässernutzung durch die Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung.....	124
5.1.1	Beschreibung der untersuchten Gewässernutzung	124
5.1.1.1	Bedeutung der Gewässernutzung und Eingrenzung der Bewertung.....	124
5.1.1.2	Prozesse der Gewässernutzung und Einflussfaktoren auf die ökonomische Bedeutung	124
5.1.2	Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung.....	132
5.1.2.1	In-situ-Restwert	132
5.1.2.2	Erweiterung des in-situ-Restwertes zu einer at-source-Schätzung.....	139
5.1.2.3	In-situ-Alternativkosten.....	140
5.1.2.4	At-source-Alternativkosten	146

5.1.2.5	Kontextfaktoren des ökonomischen Wertes.....	147
5.1.2.6	Regionaler Vergleich – Nordrhein-Westfalen und Sachsen	149
5.1.2.7	Diskussion	152
5.1.3	Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand wirtschaftspolitischer Ziele.....	155
5.1.3.1	Preiseffekte.....	156
5.1.3.2	Beschäftigungseffekte	157
5.2	Wassernutzung zur öffentlichen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung bei Haushalten	160
5.2.1	Beschreibung der untersuchten Wassernutzung.....	160
5.2.1.1	Bedeutung der Wassernutzung und Eingrenzung der Bewertung.....	160
5.2.1.2	Prozesse der Wassernutzung und Einflussfaktoren auf die ökonomische Bedeutung	162
5.2.2	Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung.....	164
5.2.2.1	Bewertung der gesamten Konsumentenrente.....	164
5.2.2.2	Alternativkostenansatz.....	172
5.2.2.3	Diskussion	178
5.2.3	Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand von Zielen der Daseinsvorsorge.....	183
5.2.3.1	Messkonzept.....	183
5.2.3.2	Verfügbare Indikatoren und Informationen.....	189
5.2.3.3	Berechnungen, Werte der Indikatoren und Ergebnisse.....	189
5.3	Wassernutzung zur Kühlung bei der thermoelektrischen Stromproduktion	194
5.3.1	Beschreibung der untersuchten Wassernutzung.....	194
5.3.1.1	Bedeutung der Wassernutzung und Eingrenzung der Bewertung.....	194
5.3.1.2	Prozesse der Wassernutzung und Einflussfaktoren auf die ökonomische Bedeutung	195
5.3.2	Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung.....	203
5.3.2.1	Restwertmethode.....	203
5.3.2.2	Alternativkostenmethode	208
5.3.2.3	Diskussion zur Nutzenstiftung	217
5.3.3	Bewertung des Einflusses auf den Naturhaushalt anhand von Zielen der Nachhaltigkeit/des Erhaltes kritischer Naturbestandteile	218
5.3.3.1	Messkonzept.....	219
5.3.3.2	Verfügbare Indikatoren und Informationen.....	221
5.3.3.3	Empirische Analysen.....	224
5.3.3.4	Diskussion	229
5.4	Bewässerung in der Landwirtschaft.....	230

5.4.1	Beschreibung der untersuchten Wassernutzung.....	230
5.4.1.1	Bedeutung der Wassernutzung und Eingrenzung der Bewertung.....	230
5.4.1.2	Prozesse der Wassernutzung und Einflussfaktoren auf die ökonomische Bedeutung	231
5.4.2	Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung.....	238
5.4.2.1	Restwertmethode.....	238
5.4.2.2	Veränderung des Nettoeinkommens	248
5.4.2.3	Diskussion	256
6	Vergleich von Wassernutzungen über alle Wert- und Zielkonzepte.....	260
6.1	Einleitung	260
6.2	Vergleich der Wassernutzungen anhand der Bewertungsergebnisse zur Nutzenstiftung	260
6.2.1	Vergleich der Wassernutzungen anhand des Restwertes	260
6.2.2	Vergleich der Wassernutzungen anhand der Alternativkosten.....	262
6.2.3	Weitere Optionen zum Vergleich von Wassernutzungen anhand eines Wert- und Zielkonzeptes.....	266
6.3	Vergleich von Bewertungsergebnissen zur Nutzenstiftung mit Ergebnissen zu weiteren Wert- und Zielkonzepten.....	267
6.3.1	Einleitung.....	267
6.3.2	Vergleich von Bewertungsergebnissen zur Nutzenstiftung und zu wirtschaftspolitischen Zielen – Beispiel Binnenschifffahrt.....	267
6.3.3	Vergleich von Bewertungsergebnissen zur Nutzenstiftung und zu Zielen der Daseinsvorsorge – Beispiel Öffentliche Wasserversorgung/Abwasserbeseitigung der Haushalte.....	268
6.3.4	Vergleich von Bewertungsergebnissen zur Nutzenstiftung und zur Nachhaltigkeit/zum Erhalt kritischer Naturbestandteile – Beispiel Kühlwassernutzung für die thermoelektrische Stromproduktion.....	269
6.4	Einordnung der Ergebnisse in die Landkarte der Bewertung und Beiträge zum Gewässermanagement.....	272
7	Ausblick.....	275
	Literaturverzeichnis.....	278
	Datenverzeichnis	290
	Anhang.....	294
	Zuordnung von Monetarisierungsmethoden und Ökosystemdienstleistungen	294
	Anhänge zur Gewässernutzung durch Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung	295
	Anhänge zur Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung	295
	Anhänge zur Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand wirtschaftspolitischer Ziele.....	301
	Anhänge zur öffentlichen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung bei Haushalten.....	302

Anhänge zur Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung	302
Anhänge Trinkwasser – Bewertung anhand von Zielen der Daseinsvorsorge	304
Anhänge zur Wassernutzung zur Kühlung bei der thermoelektrischen Stromproduktion	317
Anhänge zur Bewässerung in der Landwirtschaft	320

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Kurzfassung – Landkarte der Bewertung.....	2
Abbildung 2:	Kurzfassung – Generisches Prozessschema von Wassernutzungen.....	3
Abbildung 3:	Kurzfassung – Konzept der Produzenten- und Konsumentenrente	6
Abbildung 4:	Kurzfassung – Alternativkostenansatz als Veränderung des Marktgleichgewichtes.....	7
Abbildung 5:	Kurzfassung – Einordnung der empirischen Bewertungsschritte in die Landkarte der Bewertung.....	26
Abbildung 6:	Landkarte der Bewertung.....	56
Abbildung 7:	Generisches Prozessschema von Wasser- und Gewässernutzungen.	59
Abbildung 8:	Magisches Viereck der Wirtschaftspolitik	68
Abbildung 9:	DPSIR-Model	81
Abbildung 10:	Konzept der Produzenten- und Konsumentenrente	84
Abbildung 11:	Wasser-Diamanten-Paradoxon.....	85
Abbildung 12:	Prozessmodell für die Bewirtschaftung eines Fluss(teil)ezugsgebietes.....	100
Abbildung 13:	Verbreitung von landesweiten Benchmarking-Projekten in der Wasserversorgung und der Abwasserbeseitigung	101
Abbildung 14:	Prozessschema unter Berücksichtigung der fiktiven wasserlosen Alternative	107
Abbildung 15:	Kontextfaktoren in Bezug auf die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern	109
Abbildung 16:	Ermittlung der Konsumentenrente mit Hilfe einer linearen Nachfragekurve	114
Abbildung 17:	Alternativkostenansatz als Veränderung des Marktgleichgewichtes.....	116
Abbildung 18:	Ermittlung der Konsumenteneffekte beim Alternativkostenansatz	118
Abbildung 19:	Prozessschema zur Inanspruchnahme von Gewässern durch die Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung.....	130
Abbildung 20:	Zeitliche Entwicklung des Restwertes und ausgewählter Kontextfaktoren bezüglich der Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung.....	148
Abbildung 21:	Zeitliche Entwicklung des Konsumenteneffektes bei Wegfall der Güterbeförderung durch die Binnenschifffahrt sowie der Entwicklung ausgewählter Kontextfaktoren.....	149
Abbildung 22:	Grundstruktur des Konzepts der Versorgungssysteme.....	161
Abbildung 23:	Prozessschema zur Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung bei Haushalten.....	162

Abbildung 24:	Ermittlung des Wertes des lebensnotwendigen Trinkwasserbedarfes und der leicht substituierbaren Trinkwassermenge bei Schätzung der gesamten Konsumentenrente	165
Abbildung 25:	Ermittlung des Wertes für den lebensnotwendigen Trinkwasserbedarf und für die leicht substituierbare Trinkwassermenge bei Schätzung der Konsumenteneffekte anhand des Alternativkostenansatzes	173
Abbildung 26:	Vergleich der Nachfragekurven nach Trinkwasser für Sachsen, Nordrhein-Westfalen und Deutschland in 2010.....	177
Abbildung 27:	Prozessschema zur Kühlwassernutzung für die thermoelektrische Stromproduktion	201
Abbildung 28:	Technologien der Feldbewässerung.....	234
Abbildung 29:	Prozessschema der Wassernutzung zur Bewässerung in der Landwirtschaft	237
Abbildung 30:	Zeitlicher Verlauf der Indikatoren zu Nutzenstiftung und Nachhaltigkeit.....	270
Abbildung 31:	Einordnung der empirischen Bewertungsschritte in die Landkarte der Bewertung	273

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Kurzfassung – Restwerte über den Zeitraum 2007 - 2013 (in Preisen von 2010)	21
Tabelle 2:	Kurzfassung – Alternativkosten über den Zeitraum 2007 - 2013 für Deutschland (in Preisen von 2010)	22
Tabelle 3:	Wasserfunktionen entsprechend des WBGU	60
Tabelle 4:	Ökonomischer Gesamtwert.....	66
Tabelle 5:	Übersicht über Statistiken in Deutschland (Auswahl)	76
Tabelle 6:	Indikatoren zum Thema Wasser.....	77
Tabelle 7:	Drei Sets von Schlüsselindikatoren (CSI) mit Bezug zu Wasser und Gewässern	77
Tabelle 8:	Module der deutschen Umweltökonomischen Gesamtrechnungen .	82
Tabelle 9:	Überblick über Monetarisierungsmethoden.....	87
Tabelle 10:	Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands nach EG-WRRL	104
Tabelle 11:	Berücksichtigte Perspektiven sowie Wert- und Zielkonzepte bei der empirischen Analyse der ausgewählten Wasser- und Gewässernutzungen	106
Tabelle 12:	Klassifizierung der Wirtschaftszweige in den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen	108
Tabelle 13:	Darstellung eines Berechnungsweges des Restwertes anhand statistischer Daten zu den VGR	113
Tabelle 14:	Charakterisierung der Marktsituation zur wassernutzungsspezifischen Konkretisierung des Alternativkostenansatzes	117
Tabelle 15:	Überblick über Marktsituationen bei der Wassernutzung und Bereitstellung der Alternative sowie Konsequenzen für die Abschätzung der Alternativkosten	117
Tabelle 16:	Eigenschaften der Verkehrsträger zur Güterbeförderung im Vergleich	125
Tabelle 17:	Transportnutzungsrate* [%] in der Trocken- und Tankschiffahrt Westeuropas.....	126
Tabelle 18:	Externe Kosten der Eisenbahn und der Binnenschiffe – mittlere Werte nach PLANCO/BfG (2007)	127
Tabelle 19:	Vergleich von Bahn und Binnenschiffahrt bzgl. externer Kosten – weitere Studien	127
Tabelle 20:	Entwicklung der Güterverkehrsleistung in Deutschland sowie des Modalsplits für ausgewählte Jahre.....	128
Tabelle 21:	Beförderungsleistung verschiedener Güterabteilungen sowie Anteil der Binnenschiffahrt – Durchschnittliche Situation in Deutschland (2008-2014)	128

Tabelle 22:	Messkonzept und methodische Vorgehensweise Restwertermittlung in der Binnenschifffahrt – Bezugsraum Deutschland	133
Tabelle 23:	Datenvariablen aus der Strukturhebung im Dienstleistungsbereich/Schifffahrt – deutsche Unternehmen (DESTATIS 9/4/1 u. DESTATIS Strukturhebung Schifffahrt).....	135
Tabelle 24:	Datenvariablen aus Verkehr in Zahlen – Bezugsraum Deutschland (BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016)	136
Tabelle 25:	Datenvariablen aus Güterverkehrsstatistik der Binnenschifffahrt – Bezugsraum Deutschland (DESTATIS 8/4)	136
Tabelle 26:	Datenvariablen der Europäischen Zentralbank.....	137
Tabelle 27:	Umsatz, Bruttowertschöpfung und Brutto-Betriebsüberschuss der deutschen Binnenschifffahrtsunternehmen (WZ 50.3+50.4) (in jeweiligen Preisen).....	137
Tabelle 28:	Brutto-Betriebsüberschuss und Restwert der deutschen Binnenschifffahrtsunternehmen (WZ 50.3+50.4) (in Preisen von 2010).....	138
Tabelle 29:	Restwert der Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt in Deutschland (WZ 50.4) (in Preisen von 2010)	138
Tabelle 30:	Abschreibung und Verzinsung des gebundenen Kapitals für Wasserstraßen und öffentliche Binnenhäfen – Bezugsraum Deutschland	140
Tabelle 31:	At-source-Restwert für die Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt für Deutschland	140
Tabelle 32:	Messkonzept – Alternativkostenansatz zur Bewertung der Transportleistung der Binnenschifffahrt im Güterverkehr.....	141
Tabelle 33:	Datenvariablen aus der Unternehmensstatistik der Binnenschifffahrt (DESTATIS 8/4)	143
Tabelle 34:	Datenquellen Bundesnetzagentur Marktbeobachtungen Eisenbahnen (BNetzA – Marktuntersuchung Eisenbahnen)	144
Tabelle 35:	Schätzung des Transportpreises der Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt und des Schienengüterverkehrs – Bezugsraum Deutschland (in jeweiligen Preisen)	145
Tabelle 36:	Alternativkosten Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010)	146
Tabelle 37:	Schätzung at-source-Alternativkosten für die Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt in Deutschland.....	147
Tabelle 38:	Einordnung von Sachsen und Nordrhein-Westfalen gegenüber Deutschland anhand von verschiedenen Indikatoren für 2013	150
Tabelle 39:	Umschlag von Gütern in Sachsen und Nordrhein-Westfalen (alle Güterabteilungen) – unterschieden nach Verkehrsmittel (Binnenschiff und Eisenbahn) für 2013.....	150

Tabelle 40:	Regionaler Vergleich der Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung (alle Flaggen)	151
Tabelle 41:	Klassifizierung der Wasserstraßen.....	151
Tabelle 42:	Regionaler Vergleich der durchschnittlichen Tragfähigkeit der deutschen Binnenschifffahrtsflotte zur Güterbeförderung	152
Tabelle 43:	Regionaler Vergleich der Struktur der deutschen Binnenschifffahrtsflotte zur Güterbeförderung	152
Tabelle 44:	Inhaltliche Aussage und durchschnittliches Ergebnis der geschätzten Nutzenindikatoren für die Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt	155
Tabelle 45:	Preise des Gütertransportes im Schienengüterverkehr im Vergleich zum Gütertransport in der Binnenschifffahrt – Bezugsraum Deutschland (in jeweiligen Preisen)	156
Tabelle 46:	Messkonzept – Beschäftigungseffekt bei der Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt	157
Tabelle 47:	Datenvariablen zu Beschäftigten bei Gütertransport in der Binnenschifffahrt und im Schienengüterverkehr	158
Tabelle 48:	Beschäftigungseffekte einer Verlagerung der per Binnenschiff transportierten Güter auf die Eisenbahn	159
Tabelle 49:	Genutzte Datenvariablen zur Wasserabgabe zum Letztgebrauch an Haushalt und Kleingewerbe.....	166
Tabelle 50:	Datenvariablen zu Wasser- und Abwasserentgelt der öffentlichen Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung	167
Tabelle 51:	Konsumentenrente für Trinkwasser in Deutschland (in Preisen von 2010).....	168
Tabelle 52:	Anteil des Gesamtwerts am verfügbaren Einkommen der versorgten Einwohner in Deutschland (in Preisen von 2010).....	168
Tabelle 53:	Wert von Trinkwasser für den lebensnotwendigen Bedarf in Deutschland – erstes Dezil der Nachfragemenge (in Preisen von 2010).....	169
Tabelle 54:	Wert von Trinkwasser für die leicht substituierbare Menge in Deutschland – letztes Dezil der Nachfragemenge (in Preisen von 2010).....	169
Tabelle 55:	Wasserabgabe der öffentlichen Trinkwasserversorgung in Deutschland	169
Tabelle 56:	Trinkwasser- und Abwasserentgelte – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010)	170
Tabelle 57:	Konsumentenrente für Trinkwasser in Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)	171
Tabelle 58:	Trink- und Abwasserentgelte in Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)	171
Tabelle 59:	Nominaler Substitutionspreis für Flaschenwasser	174

Tabelle 60:	Alternativkosten für Trinkwasser in Deutschland (in Preisen von 2010).....	174
Tabelle 61:	Anteil der Alternativkosten am verfügbaren Einkommen der versorgten Einwohner in Deutschland (in Preisen von 2010)	175
Tabelle 62:	Wert von Trinkwasser für den lebensnotwendigen Bedarf in Deutschland (in Preisen von 2010).....	175
Tabelle 63:	Wert von Trinkwasser für die leicht substituierbare Menge in Deutschland (in Preisen von 2010).....	176
Tabelle 64:	Gesamtwert für Trinkwasser in Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)	176
Tabelle 65:	At-source-Wert von Trinkwasser für die leicht substituierbare Menge in Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010).....	176
Tabelle 66:	At-source-Wert von Trinkwasser für den lebensnotwendigen Bedarf in Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010).....	177
Tabelle 67:	Zuordnung der Ziel-Kategorien der Daseinsvorsorge zu den fünf Leistungsmerkmalen der Wasserwirtschaft	183
Tabelle 68:	Indikatoren zur Beschreibung der Kategorie „Leistungsumfang – räumliche und zeitliche Verfügbarkeit und Qualität“	185
Tabelle 69:	Indikatoren zur Beschreibung der Kategorie "Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung“	186
Tabelle 70:	Indikatoren zur Beschreibung des Leistungsmerkmals „Kosten der Leistungserbringung“	187
Tabelle 71:	Kontextinformationen zur Beschreibung der Nutzung der Gewässer im Rahmen der Daseinsvorsorge.....	188
Tabelle 72:	Indikatoren-Set für Zielerreichung der Daseinsvorsorge bei Trinkwassernutzung in „Deutschland, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Niederrhein“	190
Tabelle 73:	Wasserentnahme bei der Energieversorgung – Bezugsraum Deutschland	195
Tabelle 74:	Bruttostromerzeugung (PJ) nach Energieträger – Bezugsraum Deutschland	196
Tabelle 75:	Wirkungsgrad in Prozent von Energieträgereinsatz – Bezugsraum Deutschland	197
Tabelle 76:	Kühlwassereinsatz nach Energieträgern.....	198
Tabelle 77:	Ökologische und ökonomische Eigenschaften der verschiedenen Kühlverfahren	199
Tabelle 78:	Wassereinsatz in der Energieversorgung – Bezugsraum Deutschland	199
Tabelle 79:	Grenzwerte bezüglich des Kühlwassers.....	200
Tabelle 80:	Grenzwerte bezüglich des Vorfluters	201

Tabelle 81:	Messkonzept und methodische Vorgehensweise Restwertermittlung der Elektrizitätsversorgung.....	203
Tabelle 82:	Genutzte Datenvariable der Fachserie 4 Reihe 6.1	205
Tabelle 83:	Ermittlung des Fremdkapitalanteils – Bezugsraum Deutschland	205
Tabelle 84:	Restwert der Elektrizitätsversorgung (in Preisen von 2010) – Bezugsraum Deutschland	205
Tabelle 85:	Bereinigung des Restwerts um die EEG-Umlage (in Preisen von 2010) – Bezugsraum Deutschland	206
Tabelle 86:	Annäherung des Restwerts in Sachsen (in Preisen von 2010).....	207
Tabelle 87:	Kennzahlen der Stromerzeugung in Sachsen und Nordrhein-Westfalen (in Preisen von 2010).....	207
Tabelle 88:	Genutzte Datenvariablen der Fachserie 19 Reihe 2.2 - Bezugsraum Deutschland	210
Tabelle 89:	Genutzte Datenvariablen der Tabellen zum UGR-Teilbericht Energie – Bezugsraum Deutschland	211
Tabelle 90:	Jährliche Börsenstrompreise – (Day-Ahead-Auktion), Nominalpreise - Bezugsraum Deutschland	211
Tabelle 91:	Theoretischer, literaturbasierter Wasserbedarf der Kühlverfahren nach Energieträgern	212
Tabelle 92:	Wirkungsgrad und Kosten der Kreislaufkühlung im Vergleich zur Durchlaufkühlung	212
Tabelle 93:	Alternativkosten für Deutschland (in Preisen von 2010)	213
Tabelle 94:	Kontextfaktoren für Deutschland – Bezugsraum Deutschland	213
Tabelle 95:	Nichtöffentliche Wasserversorgung der Energieversorgung (WZ 40).....	215
Tabelle 96:	Datenvariablen aus den statistischen Jahrbüchern zur Stromerzeugung	215
Tabelle 97:	Datenvariablen zur Stromerzeugung für Nordrhein-Westfalen.....	216
Tabelle 98:	Alternativkosten für Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)	216
Tabelle 99:	Kontextfaktoren zur thermoelektrischen Stromerzeugung für Nordrhein-Westfalen und Sachsen.....	217
Tabelle 100:	Indikatorensystem zu Auswirkungen der Kühlwassernutzung auf den Gewässerzustand.....	219
Tabelle 101:	Indikatorset zu möglichen Verlagerungen in andere Umweltbereiche oder ins Ausland	221
Tabelle 102:	Genutzte Datenvariable der Tabellen zu den UGR-Teil 4 - Bezugsraum Deutschland	221
Tabelle 103:	Indikatoren zum Wasserdargebot durch Eurostat Datenbank Wasser	222

Tabelle 104:	Wärmeeintrag ins Gewässer in Abhängigkeit vom Kühlverfahren...223
Tabelle 105:	Nettowärmeerzeugung der allgemeinen Versorgung durch Kraft-Wärme-Kopplung – Bezugsraum Deutschland 223
Tabelle 106:	CO ₂ -Emissionsfaktor für den Hauptenergieträger 224
Tabelle 107:	Wasserbilanzielle Gewässerbelastung – Bezugsraum Deutschland. 224
Tabelle 108:	Wasserbilanzielle Gewässerbelastung im Bezug zu jährlich erneuerbaren Süßwasserressourcen – Bezugsraum Deutschland ... 225
Tabelle 109:	Gewässerbelastung aufgrund von Wärmeeinträgen – Bezugsraum Deutschland 225
Tabelle 110:	Gewässerbelastung aufgrund von Wärmeeinträgen in Bezug zu jährlich erneuerbaren Süßwasserressourcen – Bezugsraum Deutschland 226
Tabelle 111:	Anzahl der betroffenen Oberflächenwasserkörper von Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes in Sachsen und Nordrhein-Westfalen..... 227
Tabelle 112:	Zusätzlicher Brennstoffeinsatz aufgrund der Kreislaufkühlung – Bezugsraum Deutschland 227
Tabelle 113:	Zusätzliche CO ₂ -Emissionen aufgrund der Kreislaufkühlung im Vergleich zu Klimaschutzziele – Bezugsraum Deutschland 228
Tabelle 114:	Indikatoren zur potentiellen Verlagerungen aufgrund struktureller Marktänderungen – Bezugsraum Deutschland 229
Tabelle 115:	Wassereinsatz [Mio. m ³] in der Landwirtschaft nach Hauptproduktionsverfahren 231
Tabelle 116:	Wassereinsatz [Mio. m ³] in der Landwirtschaft nach Kultur 231
Tabelle 117:	Bewässerbare und bewässerte Fläche nach Bundesländern 232
Tabelle 118:	Klassen der Bodenfeuchte in Prozent nutzbarer Feldkapazität [% nFK] 233
Tabelle 119:	Erwartete positive Effekte der Bewässerung für ausgewählte Kulturen 233
Tabelle 120:	Durchschnittliche Erlöse für ausgewählte Kulturen (in nominalen Preisen) 234
Tabelle 121:	Vergleich des Aufwandes der verschiedenen Bewässerungsverfahren 235
Tabelle 122:	Einordnung der Daten aus der Testnetzbetriebsbuchführung und dem Berichtsmodul „Umwelt und Landwirtschaft“ in den UGR 239
Tabelle 123:	Relevante Datenvariablen in der Testbetriebsbuchführung Landwirtschaft der BMEL..... 240
Tabelle 124:	Relevante Datenvariablen im Berichtsmodul „Umwelt und Landwirtschaft“ in den UGR 241
Tabelle 125:	Ermittlung der Annahmen zu Faktorkosten Arbeit 241

Tabelle 126:	Annahmen zu Personalkosten, Zinsaufwand und Eigenkapital über alle Betriebsformen	242
Tabelle 127:	Restwert – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010).....	242
Tabelle 128:	Restwert pro Hektar nach Betriebsform [€/ha] – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010).....	243
Tabelle 129:	Restwertermittlung für die pflanzlichen Nahrungsmittel – Bezugsraum Deutschland (in nominalen Preisen).....	244
Tabelle 130:	Spezifischer Restwert pro Hektar nach Produktionsverfahren [€/ha LF] (in Preisen von 2010) – Bezugsraum Deutschland.....	244
Tabelle 131:	Restwert nach Produktionsverfahren [Mio. €] – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010).....	245
Tabelle 132:	Durchschnittlicher spezifischer Wasserverbrauch und Restwert pro Hektar für 1999, 2003, 2007 und 2010 (in Preisen von 2010) – Bezugsraum Deutschland	246
Tabelle 133:	Spezifischer Restwert [€/ha] der Haupterwerbsbetriebe nach Bundesland und Jahr (in Preisen von 2010)	247
Tabelle 134:	Restwert für Deutschland, Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)	248
Tabelle 135:	Genutzte Datenvariablen der Erhebung über landwirtschaftliche Produktionsmethoden – Bezugsraum Deutschland	250
Tabelle 136:	Feldversuchsergebnisse zum Mehrertrag pro Hektar bewässerter Fläche und pro Millimeter eingesetztem Wasser.....	251
Tabelle 137:	Durchschnittliche Erlöse für ausgewählte Kulturen [€/dt].....	251
Tabelle 138:	Annahme zu Fixkosten und Verfahrenskosten von stationären Beregnungsmaschinen und Tropfbewässerung	252
Tabelle 139:	Wasserentnahmeentgelt von Sachsen und Nordrhein-Westfalen... 252	
Tabelle 140:	Mehrerlöse für ausgewählte Kulturen für 2009 in Deutschland (in Preisen von 2010)	253
Tabelle 141:	Mehrerlöse für ausgewählte Kulturen für 2009 in Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)	253
Tabelle 142:	Bewässerungskosten in 2009 – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010)	254
Tabelle 143:	Kennzahlen der Bewässerung in Nordrhein-Westfalen und Sachsen in 2009	255
Tabelle 144:	Bewässerungskosten in 2009 – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010)	255
Tabelle 145:	Nettoveränderung des Einkommens in 2009 (in Preisen von 2010) 256	
Tabelle 146:	Methodischer Vergleich der Testbetriebsbuchführung und des Berichtsmoduls der UGR.....	258
Tabelle 147:	Restwerte über den Zeitraum 2007 - 2013 (in Mio. € in Preisen von 2010).....	261

Tabelle 148:	Fehlerquellen der Restwertschätzung mit Einfluss auf Vergleichbarkeit.....	262
Tabelle 149:	Alternativkosten über den Zeitraum 2007 - 2013 für Deutschland (in Mio. € in Preisen von 2010)	263
Tabelle 150:	Einflussfaktoren auf die Alternativkosten für die jeweiligen Wasser- und Gewässernutzungen	264
Tabelle 151:	Vergleich der Nutzenstiftung für Nordrhein-Westfalen und Sachsen	265
Tabelle 152:	Vergleich der Nutzenstiftung mit wirtschaftspolitischen Effekten der Binnenschifffahrt	268
Tabelle 153:	Vergleich der Nutzenstiftung mit Auswirkungen auf die Gewässer infolge des Einsatzes von Kühlwasser für die thermoelektrische Stromproduktion	271

Abkürzungsverzeichnis

AB	Abwasserbeseitigung
AGEB	AG Energiebilanzen e. V.
AK	Arbeitskraft
AOX	Adsorbierbare organisch gebundene Halogene
ATT	Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren
BAG	Bundesamt für Güterverkehr
BDEW	Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V.
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BLZ	Betriebsleiterzuschlag
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BMVI	Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur
BNE	Bruttonationaleinkommen
BNetzA	Bundesnetzagentur für Elektrizität, Gas, Telekommunikation, Post und Eisenbahnen
BSF	Binnenschifffahrt
BSP	Bruttosozialprodukt
CNI	Change in Net Income
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
CSI	Core Set of Indicators
DB	Deutsche Bahn
DEA	Data-Envelopment-Analysis
DESTATIS	Statistisches Bundesamt
DIW	Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung
DPSIR	Driving forces, Pressures, States, Impacts and Responses
DV	Daseinsvorsorge
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V.
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
DWD	Deutscher Wetterdienst
EEA	European Environmental Agency
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EG	Europäische Gemeinschaft
Eionet	European Environment Information and Observation Network
ELPM	Erhebung über landwirtschaftliche Produktionsmethoden

EPEX	European Energy Exchange
EU	Europäische Union
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
EZB	Europäische Zentralbank
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FGE	Flussgebietseinheit
GENESIS	Gemeinsames neues statistisches Informationssystem
GFS	Gemeinsame Forschungsstelle
GÖP	Gutes ökologisches Potential
GÖZ	Guter ökologischer Zustand
HH	Haushalt(e)
HP	Hauptprozess(e)
IKSR	Internationale Kommission zum Schutze des Rheins
IKT	Informations- und Kommunikationstechnik
INBL	Informationsnetze landwirtschaftliche Buchführung der Europäischen Union
INSPIRE	Infrastructure for Spatial Information in the European Community
ISIC	International Standard Industrial Classification
IWA	International Water Association
KIT	Karlsruhe Institute of Technology
KTBL	Kuratorium für Technik und Bauwesen der Landwirtschaft
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LF	landwirtschaftlich genutzte Fläche
LfULG	Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
LGR	Landwirtschaftliche Gesamtrechnung
MKULNV	Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
nAK	nichtentlohnte Arbeitskraft
NASS	Neuartige Sanitärsysteme
nFK	nutzbare Feldkapazität
NRW	Nordrhein-Westfalen
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
OWK	Oberflächenwasserkörper
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe
PM 10	Staubpartikel mit einem aerodynamischen Durchmesser von weniger als 10 µm

PSM	Pflanzenschutzmittel
PSR	Pressure-State-Response
RAUMIS	Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland
REURIS	Revitalisation of Urban River Spaces
RL	Richtlinie
SDG's	Sustainable Development Goals
SEEA	System of integrated environmental and economic accounting
SFA	Stochastic Frontier Analysis
SGV	Schienengüterverkehr
StabG	Gesetz zur Förderung der Stabilität und des Wachstums der Wirtschaft
StaLA	Statistisches Landesamt
TBN	Testbetriebsnetz
TrinkwV	Trinkwasserverordnung
TW	Trinkwasser
UBA	Umweltbundesamt
UGR	Umweltökonomische Gesamtrechnungen
UGRdL	Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder
UN	United Nations
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
VGR	Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen
VGRdL	Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen der Länder
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WEE	Wasserentnahmeentgelt
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
EG-WRRL	Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft
WV	Wasserversorgung
WVG	Wasserversorgungsgebiet
WZ	Klassifikation der Wirtschaftszweige
ZKR	Zentralkommission für die Rheinschifffahrt
ZSE	Zentrales System Emissionen

Kurzfassung

Aufgabenstellung und Ziele

Aufgabe des Forschungsvorhabens „Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern“ war es, praktikable Ansätze zu erarbeiten, die eine Abschätzung des ökonomischen Wertes und der wirtschaftlichen Bedeutung von Wasser und Gewässern sowie von wassergebundenen Dienstleistungen für Deutschland ermöglichen.

Der Schwerpunkt lag auf der Frage, inwieweit sich die nutzungsabhängigen Wirkungen der Wasserressourcen und Gewässer anhand von öffentlich zugänglichen Daten regelmäßig quantifizieren lassen. Eine Bewertung von Ökosystemdienstleistungen von Gewässern wurde entsprechend der Aufgabenstellung nicht vorgenommen. Auch stand die Bewertung von Wassernutzungskonflikten, die zum Beispiel als Ober-Unterlieger-Konflikte sichtbar werden, nicht im Fokus des Projektes.

Im Rahmen der Projektarbeit wurde(n):

- ▶ ein mehrdimensionaler Bewertungsansatz – die Landkarte der Bewertung – entwickelt, um den Ansprüchen an Wasser und den hierdurch induzierten wirtschaftlichen Wirkungen in ihrer Vielfalt gerecht zu werden;
- ▶ vorhandene Wert- und Zielkonzepte, Messkonzepte/Indikatorensysteme vor dem Hintergrund bestehender Datenquellen kritisch gewürdigt;
- ▶ für ausgewählte Wassernutzungen Indikatorensysteme zur Ermittlung der Nutzenstiftung erarbeitet und deren Quantifizierbarkeit für Deutschland und zwei Bundesländer (NRW und Sachsen) getestet;
- ▶ über die Nutzenstiftung hinaus drei weitere Wert- und Zielkonzepte mit Indikatorensystemen unterlegt und jeweils am Beispiel einer Wassernutzung quantifiziert;
- ▶ die Teilergebnisse miteinander verglichen und hierbei systematisch die wechselseitige Ergänzung der Bewertungsaussagen beleuchtet.

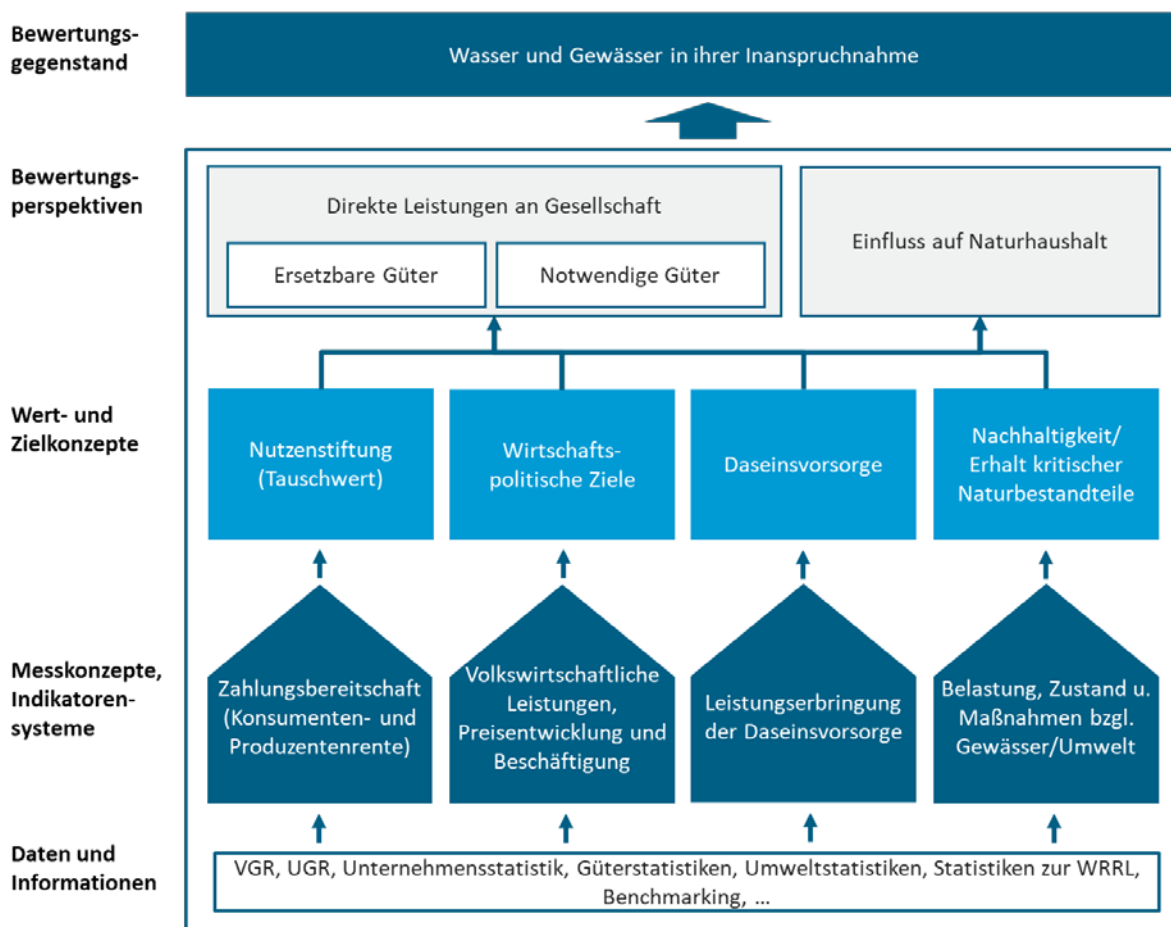
Das Projekt dient somit der Erweiterung der methodischen Möglichkeiten zur Bewertung von Wasser im Rahmen des gesellschaftlichen Wasserressourcenmanagements.

Konzept für die Erfassung der ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern – eine Landkarte der Bewertung

Die ökonomische Beziehung der Gesellschaft zu Wasser und Gewässern ist durch fundamentale Abhängigkeiten und zugleich durch das Streben nach Wohlstand gekennzeichnet. Wasser und Gewässer erbringen zahlreiche direkte Leistungen für die Gesellschaft (z. B. als Trinkwasser, zur Kühlung, für den Gütertransport). Gleichzeitig besitzt Wasser entscheidende Funktionen im Naturhaushalt (z. B. für die Bodenbildung, zur Klimaregelung, als Lebensraum ...). Die Inanspruchnahme von Wasser und Gewässern kann mit schwerwiegenden Veränderungen der Gewässer einhergehen, die wiederum direkt oder indirekt auf die Gesellschaft zurückwirken.

Die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern lässt sich hinsichtlich ihrer Komplexität nur aus verschiedenen Perspektiven mit unterschiedlichen Wert- und Messkonzepten umfassend betrachten und analysieren. Die „Landkarte der Bewertung“ gibt einen Überblick über verschiedene Bewertungsperspektiven und -konzepte auf die Frage nach der ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern (Abbildung 1).

Abbildung 1: Kurzfassung – Landkarte der Bewertung



Quelle: Eigene Darstellung.

Die Landkarte besteht aus fünf verschiedenen Ebenen:

- ▶ *Bewertungsgegenstand* sind Wasser und Gewässer in ihrer Inanspruchnahme für wirtschaftliche Tätigkeiten im weitesten Sinne. Auf dieser Ebene soll die Wasser- und Gewässernutzung näher spezifiziert bzw. eingegrenzt werden.
- ▶ *Bewertungsperspektiven* betonen jeweils andere Eigenschaften und Merkmale des Bewertungsgegenstands, die im Fokus der Betrachtung stehen.
- ▶ *Wert- und Zielkonzepte* verknüpfen den Bewertungsgegenstand mit ethisch-moralischen Vorstellungen und gesellschaftlichen oder individuellen Zielen.
- ▶ *Messkonzepte* sind methodische Ansätze zur Ableitung von Indikatorensystemen, um wert- und zielbezogene Aussagen zur Bedeutung der Wassernutzung zu generieren.
- ▶ *Daten und Information* sind die empirischen Quellen für eine Anwendung der Messkonzepte.

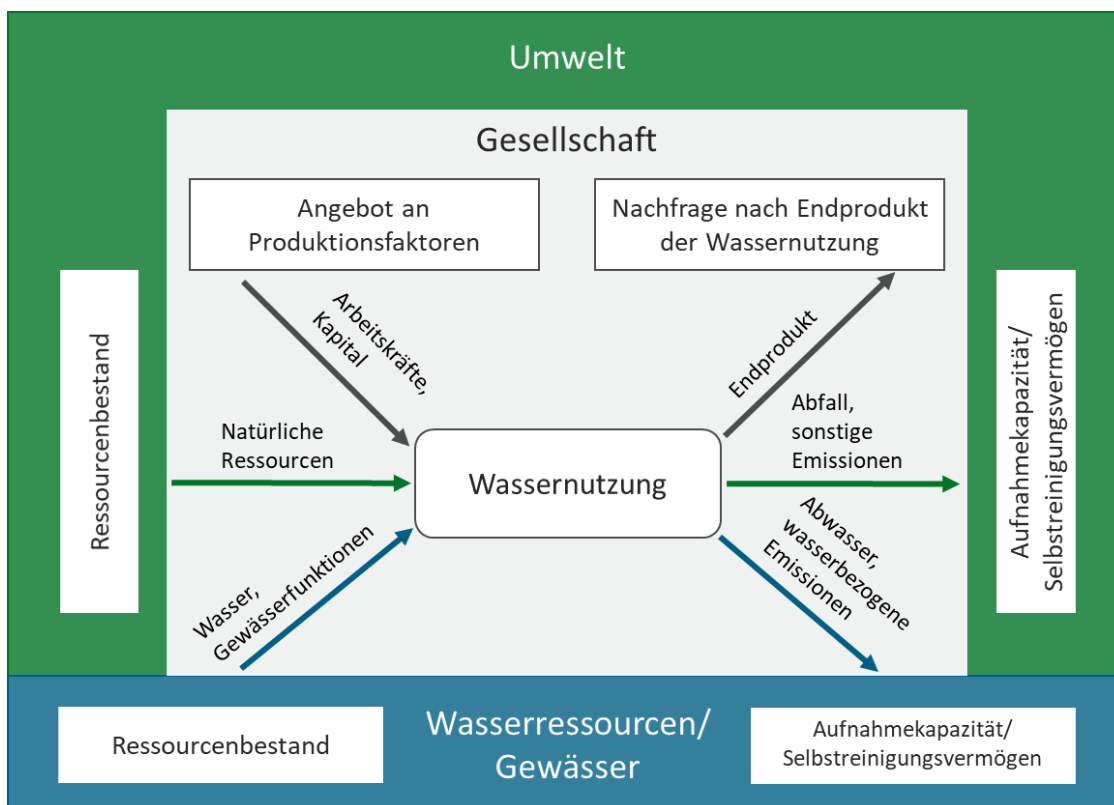
Jede Ebene enthält mehrere Ansätze zur Konkretisierung bzw. Ausgestaltung. Hierauf wird im Folgenden eingegangen. Die Alternativen der einzelnen Ebenen auf der Landkarte können auf verschiedene Weise miteinander kombiniert werden. Dabei wird deutlich, dass es unterschiedliche Herangehensweisen gibt, um die Frage nach der ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern zu beantworten. Die „Landkarte der Bewertung“ macht deutlich, dass die verschiedenen Kombinationen ergänzend verwendet werden müssen, um eine umfassende Bewertungsaussage zu erhalten. Sie dient der systematischen Entwicklung des Bewertungsdesigns und hilft zugleich geeignete Bewertungsansätze für eine konkrete Fragestellung oder einen Untersuchungskontext zu identifizieren.

Bewertungsgegenstand

Der Gegenstand einer ökonomischen Bewertung sind Wasser, Wasserressourcen und Gewässer in ihrer aktiven Inanspruchnahme durch Wirtschaftssektoren. Das Wasser dient hierbei den Menschen, entweder indem wasserhaltige Endprodukte bereitgestellt werden (z. B. Trinkwasser, Lebensmittel) oder indem es als Produktionsfaktor bei der Herstellung wasserloser Endprodukte (z. B. zur Energieversorgung oder zum Gütertransport) genutzt wird. Die Endprodukte erfahren eine entsprechende Wertschätzung.

Wasser- bzw. Gewässernutzung werden als Prozesse betrachtet, die den Menschen die Produktion gewünschter Güter und Leistungen ermöglichen. Treiber der Prozesse ist im Wesentlichen die Nachfrage nach dem jeweiligen Endprodukt, z. B. Trinkwasser oder durch thermoelektrische Kraftwerke gewonnener Strom. Neben Wasser werden weitere Umweltressourcen (z. B. Energie) und gesellschaftliche Produktionsfaktoren (Arbeitskräfte, Kapital) in Anspruch genommen, um das Endprodukt herzustellen. Zugleich werden andere – mehr oder weniger erwünschte – Outputs (Abfall, Emissionen) erzeugt. Diese werden z. B. wieder in die Gewässer oder an die Umwelt abgegeben. Diese Zusammenhänge sind im generischen Prozessschema zur Wassernutzung in Abbildung 2 zusammengefasst.

Abbildung 2: Kurzfassung – Generisches Prozessschema von Wassernutzungen



Die Pfeile stellen Inputs und Outputs der Wassernutzung dar.

Quelle: Eigene Darstellung Projektverbund.

Im Folgenden werden unter direkten Leistungen an die Gesellschaft (Abbildung 1) die Effekte verstanden, die sich durch die Endprodukte an die Gesellschaft ergeben (Abbildung 2). Zugleich wird die Inanspruchnahme gesellschaftlicher Produktionsfaktoren zur Erstellung des Endprodukts hier hinzugezählt. Die Auswirkungen auf die Gewässer und die Umwelt, die durch die Inanspruchnahme von Wasser und Ressourcen selbst oder durch die Abgabe von Outputs (z. B. Abwasser, Abfall, Emissionen) entstehen (Abbildung 2), werden als Einfluss auf den Naturhaushalt (Abbildung 1) beschrieben. Gleich-

wohl ist intuitiv klar, dass diese Einflüsse ihrerseits vielfältige Rückwirkungen auf die Gesellschaft haben (z. B. als „externe Effekte“ durch Verminderung des Wertes von Fließgewässern für die Fischerei durch Flussregulierung oder Klimafolgen durch Luftverunreinigungen von wassergekühlten, thermoelektrischen Kraftwerken).

Es wird somit ein Ansatz verfolgt, der sektorale Wassernutzungen und nicht die Vielfalt der Ökosystemdienstleistungen von Gewässern in den Mittelpunkt der Bewertungen stellt. Durch die Berücksichtigung der Einflüsse auf den Naturhaushalt werden aber Beeinträchtigungen der Ökosystemdienstleistungen von Gewässern durch die sektoralen Wassernutzungen grundsätzlich einbezogen.

Die Bewertung orientiert sich am at-source-Prinzip, d. h. die ökonomische Bedeutung wird auf die Wasserressourcen bzw. die Gewässer bezogen. Hierbei wird der Aufwand für Förderung, Aufbereitung und Transport von Wasser zum Ort der Nutzung berücksichtigt. Dies lässt Rückschlüsse von den Bewertungsergebnissen auf das gesellschaftliche Ressourcenmanagement zu. Im Einzelfall wird der at-source-Betrachtung die in-situ-Perspektive voran- oder gegenübergestellt. Sie beleuchtet die ökonomische Bedeutung von Wasser am Ort der Nutzung und vernachlässigt hierbei, dass Teile der Nutzenstiftung durch die Kosten der Bereitstellung des Wassers aufgezehrt werden.

Bewertungsperspektiven

Unter Perspektive wird die fokussierte Betrachtung von bestimmten Eigenschaften des Wassers und der Gewässer gegebenenfalls bei gleichzeitiger Vernachlässigung anderer Eigenschaften verstanden. Die Perspektiven überlagern sich bzw. sind nicht scharf voneinander getrennt, ermöglichen jedoch die Erkenntnis von Details, die sonst nicht mit derselben Deutlichkeit zu sehen wären. Unterschieden wird erst einmal zwischen den „direkten Leistungen an die Gesellschaft“ und dem „Einfluss auf den Naturhaushalt“.

Die „*direkten Leistungen an die Gesellschaft*“ umfassen typische Wassernutzungen, die entweder als Konsumentengüter (z. B. Trinkwasser) direkt oder als Produktionsfaktor (z. B. Kühlwasser) indirekt zur Befriedigung menschlicher Bedürfnisse beitragen. Wasser kann hierbei

- ▶ ein *ersetzbares Gut* sein, wenn teilweise oder vollständige Alternativen bei der Erstellung des Endproduktes bzw. zum Endprodukt selbst existieren (z. B. Schifffahrt, wenn Eisenbahnverbindungen existieren).
- ▶ ein *notwendiges Gut* sein (z. B. Trinkwasser für Grundbedarfe). Dann ist dessen Nutzung alternativlos und es kann auch nicht auf das Endprodukt der Wassernutzung im Rahmen des gegenwärtigen Lebens und Wirtschaftens verzichtet werden.

Der „*Einfluss auf den Naturhaushalt*“ umreißt die ökonomischen Konsequenzen für die Gesellschaft, die sich daraus ergeben, dass mit der Wassernutzung die Wasserressourcen und Gewässer selbst verändert werden. Diese Konsequenzen können langfristig auftreten und somit nicht nur gegenwärtige, sondern auch zukünftige Generationen beeinflussen.

Wert- und Zielkonzepte

Zur Bewertung wurden vier bedeutende wirtschaftliche Wert- und Zielkonzepte ausgewählt. Diese sind geeignet, wirtschaftliche und ökonomische Zielvorstellungen zur Bedeutung von Wasser für die vorgestellten Perspektiven zu vermitteln. Sie bieten zugleich die Ausgangsbasis, um Messkonzepte für die Erarbeitung von Indikatorensystemen bereitzustellen. Diese vier Wert- und Zielkonzepte sind:

- ▶ das wohlfahrtsökonomische Konzept der *Nutzenstiftung (Tauschwert)*, welches auf den individuellen Präferenzen und nutzenmaximierenden Entscheidungen der Akteure aufbaut. Es ist konsistent mit mikroökonomischen Erklärungsansätzen zu wirtschaftlichen Produktions- und Handelsprozessen und deswegen für die Bewertung von bepreisten und unbepreisten Gütern geeignet.

- ▶ *wirtschaftspolitische Ziele*, welche als politikleitend für die Entwicklung der wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit von Deutschland gelten. Sie fokussieren u. a. auf ein stetiges Wirtschaftswachstum, einen hohen Beschäftigungsstand, Preisniveaustabilität und ein außenwirtschaftliches Gleichgewicht.
- ▶ die *Daseinsvorsorge*, die gesellschaftliche Zielvorstellungen zur Bereitstellung solcher notwendigen Güter und Dienstleistungen bündelt, welche die Voraussetzungen für gesellschaftliches und wirtschaftliches Leben und Zusammenleben bieten.
- ▶ *Nachhaltigkeit/Erhalt kritischer Naturbestandteile*¹, welche in Anlehnung zum Konzept der starken Nachhaltigkeit u. a. darauf abzielt, langfristig die Lebens- und Wirtschaftsgrundlagen zu erhalten und somit die Bedürfnisse zukünftiger Generationen zu berücksichtigen. Grundlage hierfür bilden Ziele zum Erhalt ökologischer Systeme.

Messkonzepte und Indikatorensysteme

Unter Messkonzepten werden methodische Ansätze verstanden, um Indikatorensysteme für wert- und zielbezogene Aussagen zur Bedeutung der Wassernutzung zu erarbeiten. Hierbei geht es um das Beschreiben der Effekte der Wassernutzung und den Abgleich mit den Zielvorstellungen aus den Wert- und Zielkonzepten.

Es wurden verfügbare Messkonzepte und die sich hieraus ergebenden Anforderungen an die Indikatorensysteme mit den verfügbaren Indikatoren der statistischen Datenquellen abgeglichen. Als zentrale Datenquelle gelten die Gesamtrechnungen (Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen – VGR und Umweltökonomische Gesamtrechnungen – UGR), welche viele verschiedene Statistiken integrieren und umfassende Informationen zum wirtschaftlichen Geschehen der Volkswirtschaft in Deutschland bzw. zu den Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft und Umwelt bereitstellen. Die Anwendbarkeit der statistischen Quellen und somit auch die Anwendbarkeit von Messkonzepten und Indikatorensystemen hängen im Detail letztendlich von vielen Aspekten ab, zum Beispiel der regionalen und sektoralen Auflösung der Indikatoren, der Vollständigkeit der Informationen bzw. der Passfähigkeit mit anderen Datenquellen.

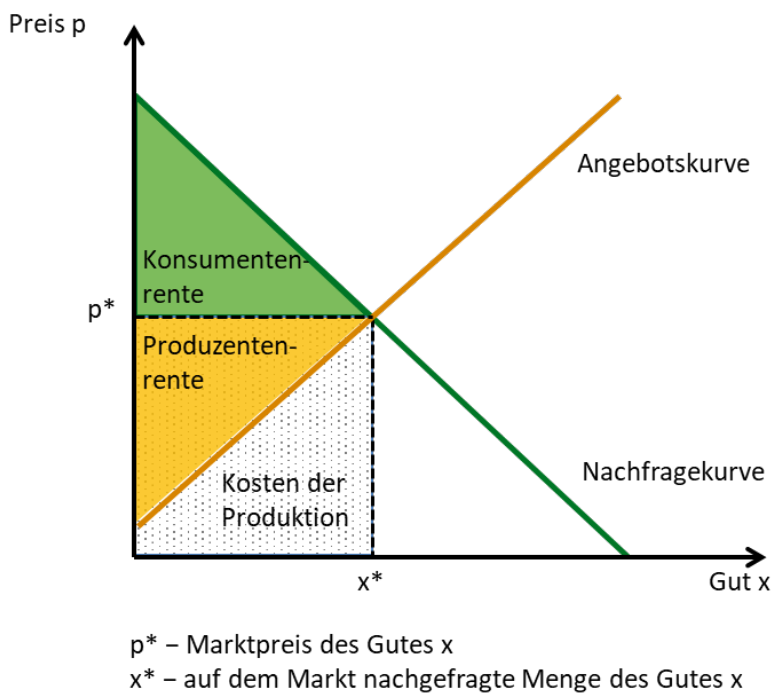
Mit den verfügbaren Datenquellen lassen sich die im Folgenden aufgeführten Messkonzepte umsetzen:

Die Messkonzepte zur *Nutzenstiftung* beschreiben die Zahlungsbereitschaft von Personen anhand von hoch aggregierten Indikatoren, um ein Gut zu erwerben. Aus der Vielzahl an Messkonzepten wurden aufgrund der Datenverfügbarkeit nur wenige für die Projektzwecke ausgewählt: Das Konzept des Restwertes sowie der Alternativkostenansatz (zu deren Erläuterung – siehe nächster Abschnitt) sind geeignet, um direkte Leistungen an die Gesellschaft zu ermitteln. Beide Ansätze greifen die Idee der Konsumenten- und Produzentenrente auf (Abbildung 3).

Viele der weiterhin verfügbaren Messkonzepte werden im Rahmen von empirischen Studien genutzt, um Einflüsse von Wassernutzungen auf den Naturhaushalt über Erhebungen primärer Daten zu bewerten. Die hierzu notwendigen Daten, z. B. für kontingente Bewertungsstudien, Reisekostenansätze oder hedonische Preisansätze, sind nicht über statistische Datenquellen verfügbar, so dass diese Messkonzepte im Rahmen des Projektes nicht anwendbar sind. Die Methode des Benefit-Transfers, als Ansatz zur Übertragung von Wertaussagen von Bewertungsstudien auf andere Anwendungsfälle, ist grundsätzlich nutzbar. Allerdings ist sie mit vielfältigen methodischen Schwierigkeiten, u. a. zur Validität und Verlässlichkeit der Wertübertragungen, verbunden, so dass auf deren Erprobung im Projekt verzichtet wurde.

¹ Im Folgenden wird vereinfachend der Begriff „Nachhaltigkeit“ genutzt, auch wenn insbesondere der Erhalt von kritischen Naturbestandteilen betrachtet wird.

Abbildung 3: Kurzfassung – Konzept der Produzenten- und Konsumentenrente



Quelle: Eigene Darstellung.

Verbreitete Messkonzepte für *wirtschaftspolitische Ziele* greifen am Gesamtsystem Wirtschaft an, obgleich Wassernutzungen in der Regel sektorenspezifisch erfolgen und regional verortet sind. Die logische Verknüpfung zwischen Wassernutzungen und wirtschaftspolitischen Zielen ist komplex und erfordert spezifische Analysen von direkten und indirekten Effekten.

Mit den VGR steht eine Datenquelle zur Verfügung, welche die wirtschaftlichen Aktivitäten und Leistungen der Wassernutzungen umfassend darstellt. Es werden sowohl Produktionsergebnisse beschrieben als auch der Umfang der eingesetzten Produktionsfaktoren. Für eine Beurteilung der wirtschaftspolitischen Effekte der Wassernutzung müssen jedoch die Nettowirkungen der Wassernutzung ermittelt werden. Es bedarf hierzu einer vergleichenden Berücksichtigung des fiktiven Falles, dass Wasser nicht zur Herstellung der Endprodukte zur Verfügung stünde.

Bei der Operationalisierung der *Daseinsvorsorge* konzentriert sich der Bericht auf die Trinkwasserversorgung/Abwasserbeseitigung, da beide Bereiche Bestandteil der Daseinsvorsorge sind und eine Diskussion zur entsprechenden Zuordnung weiterer Wassernutzungen im Rahmen dieses Berichtes nicht tiefgreifend erfolgen kann.

Messkonzepte für die Bewertung der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung anhand der Ziele der Daseinsvorsorge liegen noch nicht standardisiert vor. Jedoch existieren vielfältige konzeptionelle Ansätze, insbesondere durch das entwickelte Benchmarking und es stehen Indikatoren in öffentlichen Datenquellen und branchenbezogenen Studien und Veröffentlichungen bereit. Hieraus wird in einem bottom-up-Prozess ein Indikatorenset zusammengestellt, welches die Ziele beschreibt und die Zielerfüllung beurteilt. Im Mittelpunkt stehen hierbei der Umfang der Leistungserbringung, deren Dauerhaftigkeit und die damit verbundenen Kosten.

In Bezug auf *Nachhaltigkeitsziele* sind Messkonzepte vorhanden, um Gewässerbelastungen und Zustände von Gewässern mit gesellschaftlichen Schutzziele zu vergleichen. Auch liegen durch die UGR und die Berichte zur WRRl grundsätzlich Datenquellen zu Belastungen und Zuständen von Gewässern vor. Damit steht grundsätzlich ein Ansatz zur Verfügung, um Rückwirkungen von Gewässernutzungen

auf das aquatische System zu bewerten. Die Nutzbarkeit der Berichte zur WRRL und der UGR für den konkreten Anwendungsfall bleibt zu prüfen. Es muss auch getestet werden, ob die Belastung von weiteren Umweltmedien anhand der Datenquellen berücksichtigt werden können.

Empirische Anwendung des Bewertungskonzeptes – Vorgehensweise

Messkonzepte zur Bewertung der Nutzenstiftung

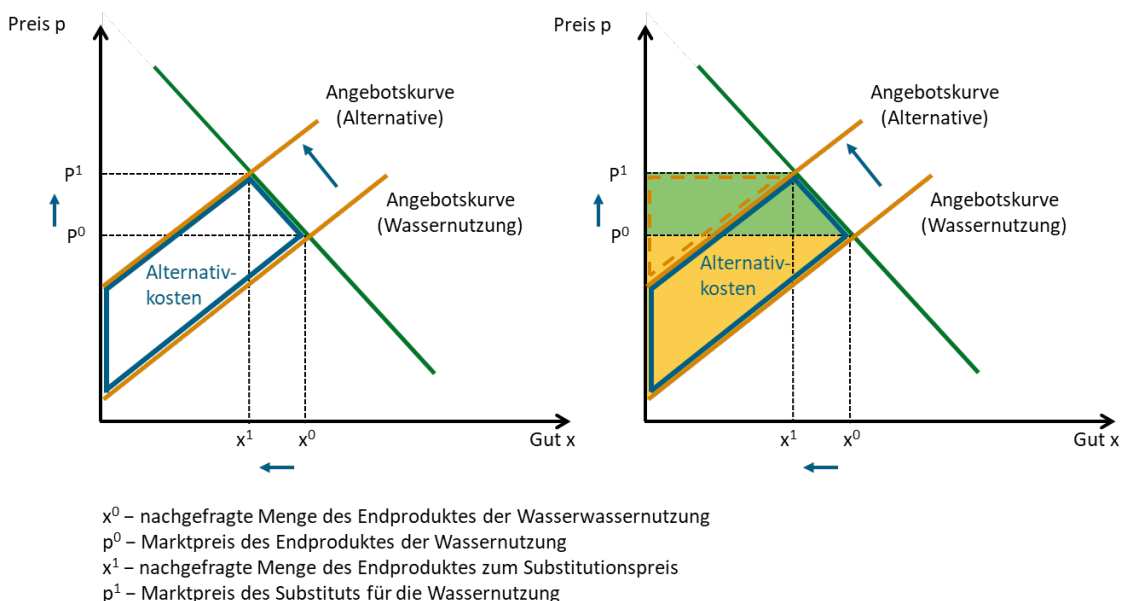
Für die Ermittlung der Nutzenstiftung werden die Restwertmethode und der Alternativkostenansatz herangezogen. Weiterhin erfolgt bei einem Spezialfall – der Trinkwasserbereitstellung – die Ermittlung der gesamten Konsumentenrente.

Der *Restwert* drückt die maximale Zahlungsbereitschaft der Unternehmen eines Sektors für die Inanspruchnahme von Wasser als Produktionsfaktor aus, ohne dass sich Produktionsentscheidungen ändern. Rechnerisch entspricht er dem Umsatzerlös des Sektors, der übrigbleibt, wenn alle anderen Produktionsfaktoren (einschließlich des Eigenkapitals und nicht entlohnter Beschäftigung) abgezogen wurden und der sich auch sachlogisch auf die Inanspruchnahme von Wasser zurückführen lässt. Der Restwert ist konzeptionell als eine langfristige Bewertung angelegt, da von einer freien Wählbarkeit auch bei gebundenen Kapitalgütern ausgegangen wird. Ein hoher Restwert verweist auf eine hohe Nutzenstiftung von Wasser für die Unternehmen des Sektors.

Der *Alternativkostenansatz* geht von der Annahme aus, dass die Nutzenstiftung einer wirtschaftlichen Inanspruchnahme von Wasser nicht höher liegen kann als die gesellschaftlichen Kosten, welche durch die Umstellung der Produktion entstehen, um dieselben Endprodukte ohne Nutzung von Wasser bereitzustellen. Die Alternativkosten umfassen sowohl die konsumentenseitigen als auch die produzentenseitigen Nutzenverluste solcher fiktiven Umstellungen (blau umrandete Fläche in Abbildung 4):

- ▶ Die Veränderung der Konsumentenrente lässt sich anhand des Preisunterschieds zwischen der Ausgangssituation und der Alternative sowie der geschätzten Nachfrage beim Substitutionspreis unter Berücksichtigung der Preiselastizität der Nachfrage schätzen (grüne Fläche).
- ▶ Die Änderung in der Produzentenrente ergibt sich aus dem Unterschied zwischen der Produzentenrente in der Ausgangssituation und der Produzentenrente im Zuge der Bereitstellung der Alternative (gelb ausgefüllte Fläche abzüglich der orange umrandeten Fläche).

Abbildung 4: Kurzfassung – Alternativkostenansatz als Veränderung des Marktgleichgewichtes



Quelle: Eigene Darstellung.

Dieser grundlegende Ansatz muss an die spezifischen marktlichen Gegebenheiten der einzelnen Wassernutzungen angepasst werden. Es wird daher fallspezifisch anhand der Preiselastizität der Nachfrage und des Angebotsverhaltens geprüft, welche Effekte bei der Bewertung zu berücksichtigen sind. Hohe Alternativkosten verweisen auf hohe Nutzenstiftung der Wassernutzung für die Gesellschaft.

Die *Schätzung der gesamten Konsumentenrente* erfolgte nur bei der Bewertung von Trinkwasser, da hier Wasser selbst das Endprodukt der Wassernutzung darstellt. Sie drückt – unter restriktiven Annahmen – den konsumseitigen Nutzen aus, der mit der Inanspruchnahme von Wasser oder Gewässern erwächst. Mit der Point-Expansion-Methode, die auch beim Alternativkostenansatz herangezogen wird, lässt sich die Nachfragekurve anhand der Preiselastizität und einem bekannten Punkt der Nachfragefunktion extrapolieren. Die gesamte Konsumentenrente entspricht der Fläche unterhalb der Nachfragekurve und oberhalb der Preislinie (Abbildung 3).

Messkonzepte zur Bewertung anhand von wirtschaftspolitischen Zielen

Im Rahmen dieses Projektes wird beispielhaft die direkte Wirkung der Wassernutzung auf die Beschäftigung und die Preisstabilität untersucht. Eine Steigerung der Beschäftigung durch Wassernutzungen bzw. preisdämpfende Wirkungen werden positiv beurteilt. Zur Abschätzung der Effekte wird auf dem Alternativkostenansatz aufgebaut und die Beschäftigungs- und Preiseffekte gegenüber dem Fall geschätzt, dass die Wassernutzung vollständig durch die wasserlose Alternative ersetzt wird.

Messkonzepte zur Bewertung anhand von Zielen der Daseinsvorsorge

Das Messkonzept im Hinblick auf die Daseinsvorsorge greift die gesellschaftlichen Ziele auf und nutzt sie, um die Leistungserbringung der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung zu bewerten in Hinblick auf:

- ▶ Leistungsumfang – räumliche und zeitliche Verfügbarkeit und Qualität,
- ▶ Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung,
- ▶ Kosten der Leistungserbringung.

Dies wird durch ein selbst zusammengestelltes Indikatorensystem beschrieben. Ein hoher Leistungsumfang und eine hohe Dauerhaftigkeit werden positiv beurteilt, ebenso die Einhaltung von normativen Vorgaben (zum Beispiel der Trinkwassergrenzwerte). Bezüglich der Kosten gilt das Minimierungsziel.

Messkonzepte anhand von Zielen der Nachhaltigkeit/des Erhaltes kritischer Naturbestandteile

Für die gesellschaftliche Nachhaltigkeitszielstellung bzgl. der zu erhaltenden Gewässer-Ökosysteme im Sinne kritischer Naturbestandteile wird auf die EU-Wasserrahmenrichtlinie zurückgegriffen. Die Ziele des guten ökologischen Zustands beziehungsweise des guten ökologischen Potentials werden als Näherung für den zu erhaltenden Bestand an Wasserressourcen und Gewässerökosystemen aufgegriffen. Zugleich liefert das geforderte Verschlechterungsverbot einen Bewertungsmaßstab unterhalb der Zielstellung des guten Zustandes.

Das Messkonzept folgt der PSR-Systematik (Pressure-State-Response) und nutzt folgende Indikatoren:

- ▶ *Belastungsindikatoren* stellen kritische Einflüsse der Wassernutzung auf die Gewässer dar und können mit dem Prinzip des Verschlechterungsverbots oder im Zusammenhang mit dem lokalen Wasserdargebot und der Assimilationskapazität bewertet werden.
- ▶ *Zustandsindikatoren* zeigen inwieweit der gegenwärtige Zustand den Zielen entspricht.
- ▶ *Maßnahmenindikatoren* verweisen auf die gesellschaftliche Anerkennung der Belastung.

Eine geringe Belastung, das Einhalten von Zielkorridoren sowie eine geringe Anzahl an Maßnahmen führen zu einer positiven Beurteilung der Wassernutzung.

Da Nachhaltigkeit eine ganzheitliche Betrachtung erfordert, wird ergänzend geprüft, inwieweit potentielle Verlagerungseffekte stattfinden könnten:

- ▶ *Verlagerungseffekte infolge von Gewässerschutzmaßnahmen* erfassen den Ressourcenverbrauch und Emissionen aufgrund von Gewässerschutzmaßnahmen. Daraus lässt sich der Beitrag von Wasser zur Nachhaltigkeit als vermiedene Belastungen von weiteren Umweltbereichen im Vergleich zur wasserlosen Alternative bemessen.
- ▶ *Verlagerungseffekte aufgrund von Änderungen der Marktstruktur* beschreiben Umwelteffekte, die infolge einer Verlagerung der Produktion der Endprodukte von der Wassernutzung zu anderen Sektoren im Inland auftreten. Einbezogen werden auch Produktionsverlagerungen ins Ausland.

Die Indikatoren weisen nur auf das mögliche Auftreten von Verlagerungseffekten hin und müssen bei Bedarf durch zusätzliche, adäquate Bewertungen (z. B. mit Hilfe von Ökobilanzen) ergänzt werden.

Einfluss der Kontextfaktoren auf die Bewertung

Eine Bewertungsaussage zur ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern ist an die konkreten Rahmenbedingungen gebunden. Diese Kontextfaktoren werden – unter Zugrundelegung des Prozessschemas (Abbildung 2) – vereinfachend zu drei Gruppen zusammengefasst:

- ▶ Faktoren, die die Nachfrage nach bzw. den Bedarf an den Endprodukten der Wassernutzungen beeinflussen,
- ▶ wertbestimmende Merkmale der Wasserressourcen und Gewässer selbst, welche deren Nutzbarkeit determinieren,
- ▶ weitere technische, marktliche und rechtliche Faktoren, die ebenfalls Umfang und Kosten der Produktion der Endprodukte beeinflussen.

Verändern sich Rahmenbedingungen, verändert sich daher zugleich die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern. Hierbei können sich die Wirkungen der Faktoren überlagern, verstärken oder gegenseitig abschwächen, so dass deren Berücksichtigung zur Interpretation von Wertaussagen wichtig ist.

Bewertung ausgewählter Nutzungen von Wasser und Gewässern

Die mit der Landkarte der Bewertung verfolgte multidimensionale Bewertungskonzeption wurde beispielhaft für die Sektoren Binnenschifffahrt, öffentliche Wasserversorgung/Abwasserbeseitigung von Haushalten sowie Energieerzeugung und Landwirtschaft angewandt. Alle Gewässernutzungen wurden im Hinblick auf die Nutzenstiftung bewertet. Weiterhin wurde jedes andere Wert- und Zielkonzept einmal ergänzend angewandt.

Binnenschifffahrt für den Güterverkehr

Durch die Binnenschifffahrt für den Güterverkehr (Sektor WZ 50.4) werden Transportdienstleistungen angeboten, die gerade für Massengüter wie Kohle, Steine/Erden, Mineralöl oder für chemische Stoffe bedeutsam sind. Mit der Binnenschifffahrt steht ein ergänzendes bzw. konkurrierendes Angebot zu Bahn und LKW zur Verfügung. Infolge dieser Ausweitung des Transportangebotes verringern sich die Transportkosten für die Güter. Binnenschifffahrt gilt als kostengünstig, sicher für Gefahrguttransporte und anpassungsfähig, was die Terminplanung angeht. Gleichzeitig ist es auch das langsamste Transportmittel und am wenigsten berechenbar aufgrund von saisonalen Einschränkungen der Wasserstraßen (Eis, Niedrigwasser).

Die ökonomische Bedeutung des Gewässers für Binnenschifffahrt hängt maßgeblich von folgenden Faktoren ab:

- ▶ *der Nachfrage nach Transportdienstleistungen* der Binnenschifffahrt, welche von der Wirtschaftsstruktur, der Logistikphilosophie, aber auch von alternativen Transportangeboten abhängt, wobei hier Eisenbahntransporte die wichtigste Alternative darstellen.
- ▶ *wertbestimmenden Gewässereigenschaften* wie der ganzjährigen Befahrbarkeit, Wassertiefe und somit der Abladetiefe der Schiffe sowie der Schleusenkapazitäten und der Lage der Binnenschifffahrtsstraßen zu Hochseehäfen und relevanten Wirtschaftszentren. Diese Faktoren beeinflussen die Kosten der Transportleistungen und die Zuverlässigkeit des Schiffstransportes.
- ▶ weiteren *marktlichen, technologischen und rechtlichen Faktoren*, welche das Angebot der Schifffahrtsleistungen beeinflussen. Hierzu zählen die technischen Möglichkeiten und Standards (durchschnittliche Schiffgröße oder Doppelhüllen-Standard bei Tankschiffen), Faktorpreise (Kapitalzinsen, Kraftstoffpreise) sowie die Emissionen der Motoren.

Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung

Um die Eignung der Gewässer als Schifffahrtsstraßen zu verbessern, werden sie vielfältigen Ausbaumaßnahmen (Stauufen, Gewässerbegradigung und -vertiefung, Kanalbaumaßnahmen) unterworfen. Daher stehen in der Regel keine naturnahen, sondern mit hohem Kostenaufwand maßgeblich veränderte Gewässer zur Bewertung an. Diese Kosten werden nicht durch den Sektor selbst getragen und werden in sektorbezogenen Statistiken auch nicht ausgewiesen.

Daher stellen die ermittelten Restwerte und Alternativkosten in-situ-Werte dar. Um zur at-source-Bewertung zu gelangen, wurden mit Abschreibung und Verzinsung wichtige Kostenkomponenten des Ausbau- und Erneuerungsaufwandes der Wasserstraßen und öffentlichen Häfen wertmindernd berücksichtigt.

Mit dem *Restwert* wurde die Zahlungsbereitschaft des Sektors Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung ermittelt. Die Ergebnisse beziehen sich auf die Schifffahrt auf deutschen Gewässern für den Zeitraum 2007 bis 2013, wobei über Annahmen neben inländischen auch die ausländischen Schiffe berücksichtigt sind.

Auf Deutschland bezogen, beträgt der durchschnittliche in-situ-Restwert ca. 500 Mio. €/a². Es zeigte sich eine Phase mit sehr hohen Restwerten zwischen 700 und 1.200 Mio. € von 2008 bis 2010, die von einer Phase mit sehr niedrigen Werten zwischen 120 und 220 Mio. € (ab 2011) abgelöst wurde.

Die in die at-source-Schätzung einbezogenen durchschnittlichen Kosten für Ausbau und Erneuerung der Wasserstraßen belaufen sich auf 1.300 Mio. €/a. Daher ergibt sich ein negativer at-source-Restwert von -700 Mio. €/a. Das bedeutet, dass die Zahlungsbereitschaft des Sektors für die Inanspruchnahme der Wasserstraßen unter Status-quo-Bedingungen nicht ausreicht, um die Kosten der Bereitstellung der Wasserstraßen zu decken.³

Die Analyse von Kontextfaktoren weist auf komplexe Einflüsse durch verschiedene Faktoren hin: Sowohl die Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt, als auch der Transportpreis – beides sind Kon-

² Alle Ergebnisse zur Nutzenstiftung sind in Preisen von 2010 angegeben, falls nicht anderes vermerkt.

³ Hieraus darf nicht gefolgert werden, dass die Kosten der Wasserstraßen nicht auf den Schiffsverkehr umgelegt werden können. Es bedeutet vielmehr, dass die Kosten bei einer Umlegung zumindest teilweise von den Schifffahrtsunternehmen auf die Konsumenten der Transportleistungen übergewälzt werden müssten. Einen Überblick zur kontroversen Diskussion von Entgeltmodellen zur Umlegung von Verkehrsinfrastrukturkosten bieten zum Beispiel die Europäische Kommission (1998) und der Wissenschaftliche Beirat für Verkehr beim Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (1999).

textfaktoren der Nachfrage – können zusammen mit Sachaufwendungen (Faktorkosten) und Nichtnutzungsrate verfügbarer Tonnage (Intensität des Wettbewerbs) Erklärungsansätze für die Entwicklung bieten. Demgegenüber haben sich wertbestimmende Eigenschaften der Gewässer über den Zeitraum nicht verändert.

Mit Hilfe *des Alternativkostenansatzes* wird bei der Schifffahrt die gesellschaftliche Nutzenstiftung abgeschätzt dafür, dass Transportleistungen durch die Binnenschifffahrt zu niedrigeren Kosten erfolgen können als durch die nächstbeste Alternative, dem Schienengüterverkehr. Entsprechend wurden mit dem Alternativkostenansatz die zusätzlichen gesellschaftlichen Kosten geschätzt, die anfallen, wenn die Eisenbahn die Transportleistung der Binnenschiffe übernehmen müsste. Hierbei wird stark vereinfachend angenommen, dass die Bahn die zusätzlichen Transportleistungen ohne Preiserhöhung aufnehmen und somit ihr Angebot elastisch an die erweiterte Nachfrage anpassen könnte.

Die Verluste an Konsumentenrente wurden mit der Point-Expansion-Methode ermittelt. Für die Nachfrage nach Transportleistungen der Binnenschifffahrt wurde eine isoelastische Nachfragekurve mit einer Preiselastizität von -0,6 angesetzt. Die producentenseitigen Effekte beim Binnenschifffahrtssektor wurden mit Hilfe des Restwertes dargestellt.

Die durchschnittlichen in-situ-Alternativkosten betragen 1.200 Mio. €/a für 2007 bis 2013 (in Preisen von 2010). Hierbei liegen die Veränderungen der Konsumentenrente mit durchschnittlich 700 Mio. €/a höher als die einbezogenen Effekte bei den Produzenten (500 Mio. €/a).

Werden im Sinne einer at-source-Betrachtung wiederum die Kosten der Bereitstellung der Wasserstraßen berücksichtigt, verringern sich die Alternativkosten auf 400 Mio. €/a, bleiben aber im positiven Bereich. Hierbei wurde ebenfalls berücksichtigt, dass auch beim Schienengüterverkehr wesentliche Kosten (400 Mio. €) zur Erhaltung des Schienennetzes durch den Staat getragen werden. Der Vergleich der positiven at-source-Alternativkosten (400 Mio. €/a) mit dem negativen at-source-Restwert (-700 Mio. €/a) verdeutlicht, dass die berücksichtigten gesellschaftlichen Nutzenwirkungen die Kostenkomponenten einschließlich der betrachteten Effekte für Ausbau und Erneuerung der Wasserstraßen übersteigen. Hierbei kommen große Anteile der Nutzenstiftung den Konsumenten der Transportleistungen zugute.

Eine *Regionalisierung* der Ergebnisse ist nur anhand eines Vergleiches der in NRW und Sachsen sehr unterschiedlich ausgeprägten Kontextfaktoren möglich, es lassen sich aber für die Regionen weder Restwerte noch Alternativkosten direkt schätzen. Die Kontextfaktoren weisen jedoch darauf hin, dass die ökonomische Bedeutung des Rheins wesentlich höher ausfällt als die der Elbe. Die Verkehrsleistung (Endprodukt) sowie wirtschaftsstrukturelle Faktoren zeigen die deutlich höhere Inanspruchnahme der Schifffahrtswege in NRW. So betrug die Verkehrsleistung von NRW für Binnenschifffahrt im Jahr 2013 mehr als das 150fache der Leistung auf der Oberelbe. Zugleich weisen die Gewässertiefe (Wasserstraßenkategorisierung) sowie die durchschnittlichen Kapazitäten der Schiffe (WSV-Statistik) ebenfalls auf die bessere Eignung des Gewässers Rheins für die Schifffahrt hin.

Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand wirtschaftspolitischer Ziele

Stellvertretend für wirtschaftspolitische Ziele werden die Beschäftigungseffekte durch Binnenschifffahrt sowie deren Wirkung in Bezug auf die Preisniveaustabilität betrachtet. Zu deren Beurteilung wurde wiederum die fiktive Alternative der Verlagerung der Schiffstransporte auf die Bahn herangezogen, die auch bei der Bewertung der Nutzenstiftung, beim Alternativkostenansatz, angewandt wurde.

Zur Ermittlung der *Preiseffekte* wurden die Preise für Bahn- und Schiffstransporte jeweils aus den Umsätzen und den erbrachten Verkehrsleistungen ermittelt und auf den Betrachtungsraum Deutschland bezogen. Die Preise des Schienengüterverkehrs liegen im Durchschnitt (2007 bis 2013) um 60 Prozent oberhalb der Transportpreise der Binnenschifffahrt (3,7 ct/tkm vs. 2,3 ct/tkm). Die Binnenschifffahrt

wirkt somit tendenziell preisdämpfend auf dem Transportmarkt. Da die Preisdifferenz über den Betrachtungszeitraum leicht zurückgegangen ist und auch der Anteil der Binnenschifffahrt am Modal Split der Güterbeförderung leicht rückläufig ausfiel (von 10,2 Prozent für 2007 auf 9,7 Prozent im Jahr 2013), hat sich die preisdämpfende Wirkung der Binnenschifffahrt über den Betrachtungszeitraum wahrscheinlich leicht abgeschwächt.

In Bezug auf die *Beschäftigungseffekte* wurde für Deutschland die durchschnittliche Zahl der Beschäftigten auf in- und ausländischen Schiffen mit 10.500 geschätzt (für 2008-2013, inklusive Schiffseigner und mithelfende Familienangehörige). Würde die gesamte Beförderungsleistung der Binnenschifffahrt durch den Schienengüterverkehr erbracht werden müssen, so wären zusätzlich weitere 3.000 Beschäftigte notwendig.

Die Schätzung ergibt, dass die Binnenschifffahrt bezogen auf die Beschäftigungseffekte eher negativ zu bewerten ist. Hierbei weist sie jedoch verschiedene Beschränkungen auf. Es wurde eine in-situ-Bewertung durchgeführt. Dabei wurden weder die Beschäftigten berücksichtigt, die zur Erhaltung der Schifffahrtsstraßen notwendig sind, noch der Arbeitsbedarf für den Bau und Erneuerung der Eisenbahnnetze (DB Netze). Weiterhin wurden keine indirekten Effekte berücksichtigt, die bei vorgelagerten Sektoren (Beschäftigung im Zuge des notwendigen Ausbaus des Schienennetzes) als auch bei nachgelagerten Sektoren (z. B. Anpassungsreaktionen auf die sich erhöhenden Transportpreise) auftreten, welche die Transportleistung nachfragen. Die Nettowirkung dieser Aspekte wurde daher nicht abgeschätzt.

Wassernutzung zur öffentlichen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung bei Haushalten

Trinkwasser wird Haushalten⁴ in der Regel durch die öffentliche Wasserversorgung bereitgestellt. Dort wird es für eine Vielzahl von Tätigkeiten gebraucht u. a. zum Trinken und zur Zubereitung von Lebensmitteln, zur Körperhygiene und -pflege und Nutzung von Sanitäreinrichtungen, zum Putzen im Haushalt und Wäschewaschen oder zum Bewässern von Zimmerpflanzen und des Gartens.

Wasser im Haushalt ist zum Teil notwendig und zum Teil auch ersetzbar. Wasser kann in seiner Bedeutung als Trinkwasser und für grundlegende Haushaltsbedarfe nicht ersetzt werden (z. B. Wasser zum Trinken und Kochen, grundlegende Hygiene und Körperpflege sowie Putzen). Bei anderen Nutzungen verbessert der Einsatz von Wasser im Haushalt Komfort und Bequemlichkeit, obgleich man auch verzichten könnte (z. B. Pools, Bewässerung im Garten). Eine verlässliche Wasserversorgung ist daher gegenwärtig zwingende Voraussetzung für modernes Leben und Wirtschaften. Das Ausmaß ihrer Inanspruchnahme ist den Haushalten freigestellt und variiert deutlich.

Der Anteil der öffentlichen Wasserversorgung an der gesamten Wasserentnahme beträgt rund 12 Prozent in Deutschland und weist auf die hohe Bedeutung dieser Wasserressourcennutzung bei der gesellschaftlichen Wasserinanspruchnahme hin. Zugleich bedarf eine umfassende Wasserversorgung zwingend einer Abwasserbeseitigung, durch die das an die Haushalte gelieferte Wasser wieder gesammelt, abtransportiert und gereinigt wird. Hier dienen Gewässer als Aufnahmemedium für das gereinigte Schmutzwasser sowie für das Regenwasser.

Die ökonomische Bedeutung der Wasserressourcen für die Trinkwasserversorgung wird maßgeblich bestimmt durch:

- ▶ Faktoren, welche die *Nachfrage nach bzw. die Bedarfe gegenüber Trinkwasser* bestimmen – beispielsweise der Lebensstandard und Ansprüche der Haushalte beim Umgang mit Wasser; deren Einstellung zum Wassersparen und der entsprechende technische Standard bei den wasserbrauchenden Geräten und Installationen in den Haushalten,

⁴ Im Folgenden wird die Bedeutung der Wasserressourcen für die öffentliche Wasserversorgung der Haushalte betrachtet. Darüber hinaus ist eine funktionierende Wasserversorgung auch für Gewerbe und öffentliche Einrichtungen bedeutsam.

- ▶ die *wertbestimmenden Eigenschaften der Wasserressourcen und Gewässer*, die zur öffentlichen Wasserversorgung genutzt werden, wie die räumliche Lage zu den Siedlungen sowie das Darangebot der Ressourcen, deren Qualität und Empfindlichkeit gegenüber Belastungen,
- ▶ weitere *marktliche, technologische und rechtliche Faktoren*, wie das technische Niveau der Wasserversorgungs- und Abwasserbeseitigungseinrichtungen, die Faktorkosten oder rechtliche Bedingungen, welche das Angebot und die Kosten für die Haushalte beeinflussen (z. B. gebührenrechtliche Regelungen).

Im Rahmen des Projektes wurde die Trinkwasserversorgung mit Hilfe von Wert- und Zielkonzepten der Nutzenstiftung und der Daseinsvorsorge bewertet. Dabei standen – im Sinne einer at-source-Betrachtung – die für die öffentliche Wassernutzung in Anspruch genommenen Wasserressourcen im Mittelpunkt. Die Abwasserbeseitigung wird einbezogen, da sie unverzichtbar an die Trinkwassernutzung gekoppelt ist.

Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung

Zur Bewertung der Nutzenstiftung werden zum einen die gesamte Konsumentenrente abgeschätzt und zum anderen der Alternativkostenansatz aufgegriffen. Die Restwertmethode findet demgegenüber keine Anwendung, da ein produzentenseitiger Nutzen aufgrund des Kostendeckungsprinzips in diesem Sektor nicht anfällt.

Grundlage der Nutzenbewertung bildet die Beschreibung der Nachfragekurve der Haushalte nach Trinkwasser. Hierfür werden statistische Daten zur Wasserabgabe und zum Trinkwasser- und Abwasserentgelt mit Literaturangaben verknüpft, welche Informationen zur Preiselastizität ($\epsilon = -0,242$; vgl. Schleich und Hillenbrand 2009) und zum funktionalen Zusammenhang zwischen Preis und Menge bieten. Zur Schätzung der *gesamten Konsumentenrente* wird eine lineare Nachfragefunktion zugrunde gelegt. Diese Funktion erlaubt eine einfache, eher untere, aber theoretisch nicht fundierte Schätzung, da sie das Nachfrageverhalten nicht realistisch widerspiegelt. Für die Ermittlung der *Alternativkosten* als besser fundierte und reflektierbare sowie im Ergebnis höhere Schätzung wird eine nichtlineare Nachfragekurve mit konstanter Preiselastizität angesetzt. Zugleich wird Flaschenwasser als flächendeckende, aber unabhängig von der öffentlichen Trinkwasserversorgung verfügbare Alternative angesetzt. Beide Bewertungsansätze verfolgen eine at-source-Perspektive und bewerten die Wasserressourcen zur Trinkwasserversorgung. Hierfür werden von der in-situ-Nutzenstiftung die Kosten der Trinkwasserversorgung sowie der Abwasserbeseitigung abgezogen.

Folgende Ergebnisse wurden ermittelt: Für Deutschland beträgt die *gesamte Konsumentenrente* für die Jahre 2007, 2010 und 2013 im Durchschnitt 26 Mrd. €/a bzw. 7,30 €/m³ oder 320 €/E. Sie war über die Zeit rückläufig, hauptsächlich aufgrund einer rückläufigen Wasserabgabe. In NRW ergibt sich eine Nutzenstiftung von 6,3 Mrd. €, in Sachsen von nur knapp 800 Mio. €. Der Unterschied ist auf die Bevölkerungszahlen, aber auch auf die deutlich verschiedenen spezifischen Wasserabgaben zurückzuführen. In Sachsen werden im Durchschnitt nur 85 l/(E*d) genutzt, in NRW demgegenüber 134 l/(E*d).

Der Schätzung der Alternativkosten liegt ein Substitutionspreis von 30ct/l oder 300 €/m³ zugrunde. Dann betragen die jährlichen *Alternativkosten* für Deutschland im Durchschnitt über 480 Mrd. € bzw. 5.900 €/E oder 134 €/m³. Dieser ausgesprochen hohe Wert ist u. a. zurückzuführen auf die empirisch ermittelte, sehr geringe Preiselastizität, auf die Annahme einer nichtlinearen Nachfragefunktion sowie auf den ca. 60-fachen Substitutionspreis für Flaschenwasser.⁵

⁵ Im Rahmen von Sensitivitätsanalysen wurde gezeigt, dass die Entwicklung des Alternativpreises die Entwicklung der Nutzenstiftung unterproportional beeinflusst und weiterhin, dass selbst bei sehr niedrigen Alternativpreisen vergleichsweise hohe Nutzenwirkungen induziert werden, die die Nutzenstiftung von Wasser bei den anderen untersuchten Sektoren übersteigen (vgl. Fußnote 97).

Es wurden Teilauswertungen zum lebensnotwendigen Trinkwasserbedarf (erstes Dezil der Nachfragemenge) und für die leicht substituierbare Menge (letztes Dezil) vorgenommen, um das Verständnis über die Entwicklung der Konsumentenrente entlang der Nachfragekurve zu verbessern. Die Nutzenstiftung des lebensnotwendigen Trinkwasserbedarfes beträgt mehr als 100 Mrd. € oder 1.300 €/E. und umreißt den Wohlfahrtverlust bei einer Gefährdung der Versorgung der Grundbedürfnisse wie Trinken, Kochen oder Hygiene. Dagegen beträgt der Wert der leicht substituierbaren Menge (z. B. Gartenbewässerung, Pool) nur 350 Mio. € oder 4,40 €/E. Der Nutzenverlust durch eine minimale Einschränkung der Wasserversorgung wäre somit wesentlich geringer.

Der Alternativkostenansatz stellt einen methodischen Fortschritt gegenüber der Schätzung der gesamten Konsumentenrente anhand einer linearen Nachfragekurve dar, da er auf der Annahme einer konstanten Preiselastizität entlang der Nachfragekurve aufbaut und zugleich explizit auf die Möglichkeit zur Substitution der von der öffentlichen Trinkwasserversorgung genutzten Wasserressourcen verweist.

Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand von Zielen zur Daseinsvorsorge

Die spezifischen Ziele der Daseinsvorsorge für die Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung beinhalten Vorgaben zum Leistungsumfang (im Sinne der räumlichen und zeitlichen Verfügbarkeit sowie der Qualität) sowie zur Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung und zu Kosten der Leistungen. Hierauf aufbauend wird die Zielerreichung der Daseinsvorsorge bewertet und im Sinne einer at-source-Betrachtung der Beitrag der Wasserressourcen beschrieben.

Zur Beurteilung der Zielerreichung wurden 13 Indikatoren und 4 Kennzahlen zu Kontextinformationen zusammengestellt. Diese ermöglichen es, einzeln und vor allem in ihrer Gesamtheit als Indikatorenset, einen Stand der Daseinsvorsorge zu beurteilen. Grundlage bilden die Indikatoren, anhand derer staatliche Stellen die Zielerreichung überwachen bzw. Träger der Daseinsvorsorge in der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung über ihre Leistungserbringung berichten.

Die Quellen ermöglichen prinzipiell Aussagen auf Bundes- und Landesebene, insbesondere zu Kosten und Qualität der Leistungen, allerdings ist nicht in allen Fällen eine flächendeckende Verfügbarkeit der Daten bzw. eine kontinuierliche Erhebung in der Zukunft gesichert.

Im Ergebnis der Beurteilung kann von einem hohen Zielerreichungsgrad der räumlichen und zeitlichen Verfügbarkeit sowie der Qualität und Kosten der Leistungen, gemessen an normativen Vorgaben und zeitlichen Entwicklungen der Indikatorenwerte, gesprochen werden – insbesondere:

- ▶ Die Ziele bzgl. der räumlichen und zeitlichen Verfügbarkeit sowie der Qualität der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung werden erreicht, gemessen an:
 1. den hohen und zugleich über die Zeit gestiegenen Anschlussgraden von über 99 Prozent der Einwohner an die Trinkwasserversorgung und knapp 97 Prozent an die öffentliche Kanalisation;
 2. an Versorgungsunterbrechungen nach internationalen Kennzahlenstandards (wenn mindestens 0,1 Prozent der versorgten Bevölkerung für mehr als 12 Stunden betroffen sind), die praktisch nicht vorkommen.
 3. wenigen Grenzwertüberschreitungen nach Trinkwasserverordnung ohne erkennbare Veränderung über die Zeit (Einhaltung der Trinkwasserqualität zu 99 Prozent) und
 4. dem hohen Prozentsatz von behandeltem Abwasser mit biologischen Zusatzverfahren (über 97 Prozent, steigend).
- ▶ Die spezifischen Entgeltbelastungen von Haushalten durch Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung zeigen hohe Konstanz für die Bürger und werden mit einem Anteil von 1,2 Prozent des Haushaltseinkommens als erschwinglich angesehen.

Bezogen auf die Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung, die sich durch Leitungsrehabilitationsraten der Netze im Vergleich zu technischen Nutzungsdauern ausdrücken lässt, weisen die Indikatoren allerdings kritische Werte aus, auf die in Zukunft reagiert werden muss.⁶

Die gegenwärtig in Anspruch genommenen Wasserressourcen der Trinkwasserversorgung bzw. die zur Abwasserentsorgung genutzten Gewässer sind somit geeignet, zumindest gegenwärtig eine erschwingliche Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung vor dem Hintergrund der hohen gesellschaftlichen Zielstellungen und dem damit verbundenen technischen Aufwand zu gewährleisten.

Diese auf Deutschland bezogenen Aussagen zum Leistungsniveau der Daseinsvorsorge treffen auch auf Ebene von einzelnen Bundesländern zu. Eine zusätzliche, vergleichende regionale Betrachtung mit Hilfe der Indikatoren verdeutlicht aber insbesondere den Einfluss unterschiedlicher Kontextfaktoren auf die jeweiligen regionalen Leistungswerte.

Wassernutzung zur Kühlung bei der thermoelektrischen Stromproduktion

Kühlwasser wird von thermoelektrischen Kraftwerken zur Stromerzeugung in großem Umfang eingesetzt. Aufgrund von physikalischen Gesetzmäßigkeiten werden nur ungefähr 40 Prozent der im Brennstoff enthaltenen Energie in Strom umgewandelt. Die restlichen 60 Prozent fallen als Wärme an, welche an die Luft oder ins Wasser abgegeben werden muss, um einen hohen Wirkungsgrad der Kraftwerke zu gewährleisten. Daher ist der Wirtschaftszweig Elektrizitätserzeugung ohne Verteilung (WZ 35.11) mit einem Anteil von rund 45 Prozent an der gesamten Wasserentnahme der mit Abstand größte Wassernutzer.

Entscheidend für den Wasserverbrauch der Kraftwerke ist das eingesetzte Kühlverfahren. Bei der Durchlaufkühlung wird auf den Einsatz einer Kühlanlage verzichtet und das erwärmte Wasser wird nach der Kühlung direkt ins Gewässer zurückgeleitet. Es ist aus Sektorperspektive das einfachste und wirtschaftlichste Verfahren, aber auch das wasserintensivste. Bei der Ablaufkühlung wird dagegen das Kühlwasser vor der Wiedereinleitung mit Hilfe von Kühltürmen heruntergekühlt und somit die Wärmebelastung des Gewässers vermindert. Bei der Kreislaufkühlung wird das rückgekühlte Wasser demgegenüber wieder zur Kühlung eingesetzt, so dass nicht nur der Wärmeeintrag in die Gewässer, sondern zusätzlich auch der Frischwasserbedarf stark verringert werden kann. Beim Einsatz von Kühlanlagen ist aber mit einem Wirkungsgradverlust der Stromproduktion zu rechnen.

Die ökonomische Bedeutung von Kühlwasser hängt maßgeblich von verschiedenen Faktoren ab – insbesondere von:

- ▶ der *Nachfrage nach thermoelektrisch produziertem Strom* – dem Energiebedarf der Bevölkerung und der Wirtschaft sowie von der Zunahme der alternativen Produktionskapazitäten aus erneuerbaren Energiequellen.
- ▶ *wertbestimmenden Eigenschaften der Gewässer für die Kühlwassernutzung* – beispielsweise von der großmaßstäblichen Verfügbarkeit von Wasser in der Nähe von potentiellen Kraftwerkstandorten, einem hohen Wärmeaufnahmevermögen einschließlich einer hohen ökologischen Unempfindlichkeit gegenüber der Wärmelast. Die Verfügbarkeit wird maßgeblich durch ordnungsrechtliche Gewässerschutzmaßnahmen mitbestimmt.

⁶ Geht man beim Erhalt der Netze von den technischen und wirtschaftlich angesetzten bzw. anerkannten Nutzungsdauern von 50 – 80 Jahren aus, müssten die durchschnittlichen Werte der Rehabilitationsrate bzw. Kanalsanierungsrate zwischen 1,25 bis 2 Prozent liegen. Diese Werte werden in der Realität nicht erreicht bzw. liegen am unteren Ende der genannten Spannweite (für 2013: eine Rehabilitationsrate von 0,4 bis 1,2 Prozent bei Trinkwassernetzen bzw. eine mittlere jährliche Kanalsanierungsrate von 1,1 Prozent).

- ▶ *weiteren marktlichen, technologischen und rechtlichen Faktoren* – von der Wasserintensität der Kühltechnologien oder dem Wirkungsgrad der Kraftwerke. Hier spielt auch die ordnungsrechtliche Begrenzung von thermoelektrischen Kraftwerkskapazitäten im Zuge des Atomausstiegs und der Energiewende hinein.

Im Rahmen des Projektes wurde die ökonomische Bedeutung des Kühlwassers für die Stromerzeugung mit dem Wertkonzept der Nutzenstiftung und dem Zielkonzept der Nachhaltigkeit bewertet.

Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung

Die Nutzenstiftung von Kühlwasser bei thermoelektrischen Kraftwerken wird anhand der Restwertmethode und dem Alternativkostenansatz in einer at-source-Betrachtung ermittelt.

Für thermoelektrische Kraftwerke beschreibt der *Restwert* die produktionsseitige Zahlungsbereitschaft für die Inanspruchnahme der Wasserressourcen zur Kühlung. Zur Abschätzung der Nutzenstiftung werden fachstatistische Daten zur Nettowertschöpfung, Personalkosten und Fremdkapitalkosten der Unternehmen der Energieversorgung herangezogen. Datenbedingt kann eine über den Fremdkapitalkosten liegende Eigenkapitalverzinsung nicht berücksichtigt werden.

Die Schätzungen erbrachten folgende Ergebnisse: Auf Deutschland bezogen beträgt der Restwert für den Sektor gesamte „Elektrizitätsversorgung“ (WZ 35.1)⁷ im Durchschnitt (2001-2013) 12 Mrd. € und weist große Schwankungen auf (3,6 Mrd. € in 2001 bis auf 21,6 Mrd. € in 2010). Für eine Regionalisierung der Bewertung reichen die veröffentlichten Daten nicht aus. Die Ermittlung des Bruttobetriebsüberschusses für Sachsen in 2013 und 2014 (770 und 750 Mio. €) weist aber auf einen relativ niedrigen Restwert hin.

Die ermittelten Restwerte können jedoch nicht direkt auf Wasser bezogen werden. Die verfügbare Gliederungstiefe der Fachstatistiken erlaubt es nur, den Restwert für die gesamte Elektrizitätsversorgung einschließlich Elektrizitätsübertragung, -verteilung und -handel aber auch einschließlich nicht-thermoelektrischer Anlagen abzuschätzen. Die oben aufgeführten Werte schließen somit auch etwaige Zahlungsbereitschaft für die erneuerbaren Energiequellen (Wind, Sonne, Wasserkraft) ein. Darüber hinaus umfasst es auch die Renten, die durch die bestehenden rechtlichen Regelungen zur Förderung von erneuerbaren Energieformen entstehen. Eine Bereinigung um die Einspeisevergütung im Rahmen des EEG ergibt einen durchschnittlichen Restwert von 4.000 Mio. € für Deutschland.

Im Rahmen der *Alternativkostenmethode* werden die Wohlfahrtseffekte betrachtet, die eintreten, wenn bei der Kühlung vom bestehenden Mix aus Durchlauf- und Kreislaufkühlung vollständig auf Kreislaufkühlung umgestellt werden würde und ausreichend Kraftwerkskapazitäten mit Kühltürmen zur Verfügung stünden. Literaturangaben zufolge ist bei Kreislaufkühlung mit einem Wirkungsgradverlust von 2 Prozent gegenüber Durchlaufkühlung zu rechnen. Der Beitrag der verschiedenen Kühlverfahren an der Stromerzeugung wurde mit Hilfe statistischer Daten zur Wasserentnahme und Annahmen zum spezifischen Wasserverbrauch der einzelnen Verfahren geschätzt.

Im Ergebnis betragen die absoluten Alternativkosten für Deutschland im Durchschnitt (2001 bis 2013) knapp 90 Mio. € pro Jahr (bzw. bezogen auf den Wassereinsatz 0,5 ct pro m³). Sie schwankten im Zeitverlauf (von ca. 60 Mio. € in 2013 bis 130 Mio. € in 2010), ohne dass ein bestimmter Trend verzeichnet werden kann.

Die Analyse der Kontextfaktoren zeigt, dass die Energiewende bei der Entwicklung bisher noch keinen maßgeblichen Einfluss hat, da nur ein leichter Rückgang der Bedeutung von Wärmekraftwerken im Vergleich zu 2001 zu erkennen ist. Vielmehr führen strukturelle Änderungen innerhalb der thermoelektrischen Produktion zu einer erheblichen Verbesserung der Kühlwasserintensität und daher zu

⁷ Aktuelle Gliederung der Wirtschaftsbereiche der öffentlichen Statistiken – Destatis (2007).

einer potentiellen Verringerung der Nutzenstiftung der Kühlwasserinanspruchnahme zur Durchlaufkühlung. So ist die wasserintensivste Stromproduktion aus Kernenergie um mehr als 40 Prozent zurückgegangen und wurde zum Teil durch „wassersparsamere“ Verstromung von Erdgas ausgeglichen. Zusätzlich ist der geschätzte Anteil der thermoelektrischen Produktion, die auf Durchlaufkühlung beruht, von knapp 30 Prozent in 2001 auf unter 20 Prozent in 2013 gefallen. Demgegenüber wirkt sich der Strompreis auf die Nutzenstiftung mal verstärkend, mal abschwächend aus.

Insbesondere vor dem Hintergrund des politisch forcierten Ausstiegs aus der Kernenergie sowie des zukünftigen Ausstiegs aus der Braunkohleverstromung ist davon auszugehen, dass der Umfang des Wassereinsatzes zu Kühlzwecken zukünftig weiter zurückgeht und somit auch der erzielte Nettonutzen durch den Wassereinsatz weiter sinken wird.

Mit dem gewählten Alternativkostenansatz wird eine untere Grenze der Nutzenstiftung von Wasserressourcen für die Durchlaufkühlung ermittelt. Investitionskosten für bauliche Anpassungsmaßnahmen der bestehenden thermoelektrischen Kraftwerke (Bau weiterer Kühltürme) konnten aufgrund mangelnder Daten zur Ausstattung der Kraftwerke mit Kühltechnologien nicht berücksichtigt werden. Weiterhin schließen die berechneten Ergebnisse nur den Wert des zur Durchlaufkühlung in Anspruch genommenen Wassers ein, nicht aber das Wasser, welches zur Kreislaufkühlung benötigt wird. Um die nasse Kreislaufkühlung ihrerseits zu bewerten, müsste eine komplett wasserverbrauchslose Alternative – z. B. die Trockenkühlung – als Vergleichsmaßstab herangezogen werden und Investitionskosten und höhere Wirkungsgradverluste für alle Kraftwerke angesetzt werden. Es ist daher offensichtlich, dass die Nutzenstiftung wesentlich höher liegen würde. Für Deutschland liegen aber keine Daten für belastbare Annahmen zur Trockenkühlung vor.

Bewertung des Einflusses auf den Naturhaushalt anhand von Zielen der Nachhaltigkeit/des Erhaltes kritischer Naturbestandteile

Bei der Bewertung anhand von Nachhaltigkeitszielen ist das vorrangige Ziel, die Auswirkungen der Kühlwassernutzung in Deutschland auf den *Zustand der Gewässer* zu bewerten. Die aquatischen Systeme werden hauptsächlich durch die (zeitweilige) Entnahme von Wasser und den Wärmeeintrag mit Wiedereinleitung des Kühlwassers beeinträchtigt. Die Belastung lässt sich in ihrem zeitlichen Verlauf unter Rückgriff auf das Verschlechterungsverbot oder im Vergleich mit dem lokalen Wasserdargebot und der Assimilationskapazität bewerten. Weiterhin können geplante Gewässerschutzmaßnahmen im Rahmen der WRRL-Bewirtschaftungspläne als Hinweis zur gesellschaftlichen Anerkennung der Belastung interpretiert werden. Statistische Daten aus den UGR sowie die Zahl der Gewässerschutzmaßnahmen aus der WRRL-Berichterstattung werden in der Bewertung herangezogen.

Mit einem Anteil von 45 Prozent an der gesamten Wasserentnahme ist der Sektor der Energieversorgung der mit Abstand größte Wassernutzer in Deutschland. Im Jahr 2013 wurden immerhin 7,3 Prozent der jährlichen Süßwasserressourcen für die Kühlung von Wärmekraftwerken eingesetzt. Allerdings hat sich die Menge des eingesetzten Frischwassers zum Kühlzwecke zwischen 2001 und 2013 fast halbiert. Dies ist insbesondere auf die Stilllegung von Atomkraftwerken in 2011 zurückzuführen und bedeutet eine deutliche Verringerung der Gewässerbelastung durch Wasserentnahmen. In Übereinstimmung hiermit konnten auch keine Maßnahmen zur Reduzierung von Kühlwasserentnahmen in den WRRL-Maßnahmenprogrammen für NRW und Sachsen identifiziert werden.

Die Ergebnisse zu theoretischen Wärmeeinträgen ins Gewässer – geschätzt aus Annahmen zur theoretischen Wärme-fracht der verschiedenen Kühlverfahren und zum Anteil der einzelnen Kühlverfahren in der thermoelektrischen Produktion – verweisen ebenfalls auf einen starken Rückgang der Belastung über den angegebenen Zeitraum. Dennoch wurden 2013 immer noch geschätzt 0,8 bis 2,0 MJ/m³ Süßwasserressource in deutsche Gewässer eingeleitet. Laut der WRRL-Bewirtschaftungspläne für NRW sind weiterhin 6 Oberflächenwasserkörper von Konzeptmaßnahmen und 10 von Umsetzungsmaßnahmen zur Reduzierung der Belastung durch Wärmeeinleitung in NRW betroffen und keine in Sachsen.

Dies deutet darauf hin, dass Gewässer in NRW stellenweise noch zu stark in Anspruch genommen werden.

Die rückläufigen Entwicklungen der Gewässerinanspruchnahme sind auf den zunehmenden Anteil der gewässerschonenden Kreislaufkühlung in Wärmekraftwerken und in geringerem Maße auf einen Rückgang der thermoelektrischen Stromproduktion infolge der Energiewende und des Atomausstiegs zurückzuführen. In welchem Umfang diese strukturellen Anpassungen zu *Verlagerungen von Umwelt-effekten* in andere Umweltbereiche oder ins Ausland geführt haben, wurde anschließend beschrieben.

Bei der verstärkten Nutzung von Kreislaufkühlung treten Verlagerungseffekte – weg von der Gewässerbelastung – hin zu einer stärkeren Inanspruchnahme fossiler Brennstoffe ein. Bei Einsatz der Kreislaufkühlung wurden schätzungsweise 74 PJ an Energieträgern zusätzlich eingesetzt um die Wirkungsgradverluste auszugleichen. Umgerechnet sind das 4,6 Mio. t CO₂, die allein auf den Einsatz der Kreislaufkühlung zurückzuführen sind. Dies ist über ein Drittel des Emissionsminderungsziels für Braunkohlekraftwerke bis 2020 oder 2,6 Prozent des Klimaschutzziels 2030 der deutschen Energiewirtschaft.

Demgegenüber trug die verbleibende Nutzung der Durchlaufkühlung zur Vermeidung von jährlich 1,6 Mio. t CO₂ zusätzlichen Emissionen bei (Durchschnittswerte für 2001 bis 2013). Kurzfristig steht also die Kreislaufkühlung potentiell im Konflikt mit den Klimaschutzzielen. Langfristig werden die Dekarbonisierung der Energiewirtschaft sowie der Atomausstieg zur Stilllegung weiterer wasserintensiver Wärmekraftwerke führen und diesen Konflikt entspannen.

Die strukturellen Änderungen im Energiesektor durch die Energiewende und den Atomausstieg können weiterhin Verlagerungen von Umweltwirkungen in andere Umweltbereiche oder ins Ausland mit sich bringen. Die verstärkte Nutzung erneuerbarer Energien geht mit einem Landschaftsverbrauch einher. Hinsichtlich der Umstellung der konventionellen Stromproduktion ist aber auch denkbar, dass mehr Strom aus dem Ausland importiert wird, so dass Umwelteffekte dorthin verlagert werden. Einfache Indikatoren können Hinweise geben, inwieweit derartige Verlagerungen auftreten. Der rückläufige Anteil von thermoelektrischen Kraftwerken an der gesamten inländischen Stromproduktion von 93 Prozent in 2001 auf 77 Prozent in 2013 ist mit potentiellen Verlagerungen von Umweltwirkungen in andere Umweltbereiche des Inlands (beispielsweise Beeinträchtigung von Landschaft durch Windkraftanlagen) verbunden. Eine Umweltverlagerung ins Ausland trat nicht auf, da der Austauschsaldo von Deutschland ab 2003 insgesamt einen deutlichen Überschuss aufweist.

Bewässerung in der Landwirtschaft

In Deutschland hat die Bewässerung gegenwärtig keine große Bedeutung, da im Frühjahr die Böden fast überall wassergesättigt sind. Gerade 4 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche waren in 2009 bewässerbar und der Wasserverbrauch für die Bewässerung entsprach weniger als 1 Prozent der Wasserentnahme Deutschlands in 2010. Jedoch kann es regional zu Wasserdefiziten und damit zu Trockenschäden kommen. In Hinblick auf den Klimawandel wird zukünftig von einer zunehmenden Rolle der Bewässerung ausgegangen (vgl. Gramm 2014).

Mit der Bewässerung verfolgen die landwirtschaftlichen Betriebe das Ziel einer Ertragssteigerung und -stabilisierung, aber auch der Qualitätsverbesserung ihrer Erzeugnisse. Bewässerung wird eingesetzt, wenn aufgrund der Standortbedingungen beim Klima und Boden der Wasserbedarf der Pflanzen unzureichend gedeckt wird (Beregnungsbedürftigkeit) und sich das Betriebsergebnis durch eine zusätzliche Wasserbereitstellung für die Landwirte verbessert (Beregnungswürdigkeit). Die erwarteten Mehrerlöse müssen die Zusatzkosten der Bewässerung (Bereitstellung des Wassers und Verteilung auf dem Feld) decken.

Die ökonomische Bedeutung von Wasser hängt hierbei maßgeblich von folgenden Faktoren ab:

- ▶ von der *Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten* und den Erlösen, welche die Landwirte für die angebauten Feldfrüchte erzielen und die hierdurch die Entscheidungen über den Anbau der Kulturen beeinflussen,
- ▶ von *den wertbestimmenden Eigenschaften der Wasserressourcen*, wie deren Ergiebigkeit und Lage in Bezug zu den Feldern und Faktoren, die den Aufwand für Förderung und Transport des Wassers zu den Pflanzen beeinflussen,
- ▶ von zahlreichen *weiteren geographischen sowie marktlichen, technologischen und rechtlichen Faktoren*, wie beispielsweise den standortgebundenen Boden- und Klimaverhältnissen, den verfügbaren Bewässerungstechnologien sowie den Kosten für die weiteren Produktionsinputs (Arbeitskräfte, Maschinen, Düngemittel etc.), aber auch von der Betriebsgröße usw., die die Bewässerungs- und Produktionskosten mitbestimmen.

Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung

Im Rahmen des Projektes wurde die Bewässerung in der Landwirtschaft nur anhand des Ziel- und Wertkonzepts der Nutzenstiftung bewertet. Dies erfolgte mit Hilfe der Restwertmethode und einer dem Alternativkostenansatz zuzuordnenden Schätzmethode (Veränderung des Nettoeinkommens).

Die *Restwertmethode* ermittelt die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft des Landwirtschaftssektors für Wasser im Sinne einer at-source-Betrachtung.

Der Restwert wurde über zwei Rechenwege mit Hilfe von verschiedenen Datenquellen ermittelt:

- ▶ Die anhand der Daten des Testbetriebsnetzes ermittelten Restwerte für die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche Deutschlands liegen mit -2,1 Mrd. €/a oder -125 €/ha*a (Durchschnitt für den Zeitraums 2007-2013) durchgehend im negativen Bereich. Die negativen Ergebnisse deuten möglicherweise auf einen systematischen, „konzeptionellen“ Fehler bzw. Doppelzählungen von Produktionsfaktorkosten hin. Zugleich lässt sich der für die Bewässerung relevante Teilsektor Feldfruchtanbau nur schwer gegenüber anderen Teilbereichen (Veredlung) abgrenzen.
- ▶ Die anhand des Berichtsmoduls „Landwirtschaft und Umwelt“ der UGR geschätzten Ergebnisse für die Jahre 1999, 2003, 2007 und 2010 ergeben einen positiven Restwert in Höhe von über 1 Mrd. €/a oder 125 €/ha. Er bezieht sich auf pflanzliche Nahrungsmittel⁸ und fokussiert zumindest auf die landwirtschaftlichen Teilbereiche, in denen Bewässerung vorkommt. Seit 1999 ist ein Rückgang von 355 €/ha auf ca. -160 €/ha in 2010 zu verzeichnen, der sich unter anderem durch die Abschaffung von produktbezogenen Subventionen erklärt.

Keiner der Rechenwege erbringt befriedigende Ergebnisse. Im Angesicht der heute noch äußerst geringen Bedeutung der Bewässerung in Deutschland werden die Ergebnisse hauptsächlich von der nicht bewässerten Fläche bestimmt.

Daher liefert die Restwertberechnung vor allem auf einer disaggregierten Ebene interessante Teilergebnisse. So zeigen nach Kulturarten bezogene Ergebnisse für Hackfrüchte (Kartoffel und Zuckerrüben) meistens einen positiven und vergleichsweise hohen Restwert unter den Feldfrüchten auf und zugleich fällt deren spezifischer Wasserverbrauch zur Bewässerung am höchsten unter allen Kulturen aus.

Zur Umsetzung des *Alternativkostenansatzes* wurde die Veränderung des Nettoeinkommens der landwirtschaftlichen Betriebe durch Bewässerung gegenüber einer Situation ohne Bewässerung geschätzt. Hierbei werden die bei Einsatz von Bewässerungsanlagen erzielten betrieblichen Mehrerlöse ermittelt

⁸ Getreide, Hackfrüchte, Handelsgewächse, Gemüse, Obst und Rebland.

und den entstandenen Zusatzkosten gegenübergestellt. Es wurde dabei vereinfachend davon ausgegangen, dass aufgrund der Größe des Marktes eine sehr hohe Elastizität der Nachfrage herrscht und daher keine Konsumenteneffekte auftreten. Die Bewertung konnte datenbedingt nur für das Jahr 2009 erfolgen:

- ▶ Die bewässerungsbedingten Mehrerlöse für Mais, Kartoffeln, Zuckerrüben und Raps wurden aus Ergebnissen von Feldexperimenten geschätzt und auf die gesamte bewässerte Fläche hochgerechnet. Für Deutschland lagen sie bei 320 Mio. €. Sie bemessen den in-situ-Wert des Bewässerungswassers.
- ▶ Dem stehen Bewässerungskosten von geschätzt 220 bis 290 Mio. € für Deutschland gegenüber. Diese binden somit einen Großteil der Nutzenstiftung.
- ▶ Die Differenz bildet die at-source-Nutzenstiftung der Bewässerung – für Deutschland lag sie zwischen 30 und 90 Mio. €. Die Berechnung weist darauf hin, dass der größte Teil der in-situ-Nutzenstiftung zur Deckung der Kosten herangezogen werden muss.

Die Schätzung konnte auch regionalisiert werden. In NRW ergab sich eine Nutzenstiftung von 1,5 bis 14,5 Mio. € bei einem Einsatz der Bewässerung für knapp 2 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche. Dagegen wird in Sachsen nicht einmal 0,5 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche bewässert. Die Nutzenstiftung fällt mit -0,6 bis 1,2 Mio. € dementsprechend niedrig aus.

Die Ergebnisse zeigen eine geringe at-source-Nutzenstiftung, welche vor dem Hintergrund des gegenwärtig marginalen Einsatzes von Bewässerung in Deutschland plausibel ist. Zugleich bedeuten die verhältnismäßig hohen Kosten, dass die Nutzenstiftung sehr sensitiv auf Nachfrageänderungen, technische und marktliche Rahmenbedingungen (und somit der Berechnungswürdigkeit), aber auch auf die Verfügbarkeit und Lagegunst der Ressourcen reagieren dürfte. Außerdem ist die Aussagekraft einer einmaligen Bewertung problematisch. Aufgrund von stark variierenden klimatischen Bedingungen und Marktpreisen lassen sich die Veränderungen des Nettoeinkommens nur langfristig sinnvoll interpretieren.

Vergleich der Bewertungsergebnisse

Die Landkarte der Bewertung steht für den Anspruch, Wassernutzungen umfassend aus verschiedenen Perspektiven zu betrachten und hierfür auch mehrere Wert- und Zielkonzepte heranzuziehen. Im Rahmen des Projektes wurde die Nutzenstiftung bei allen vier betrachteten Wassernutzungen ermittelt. Darüber hinaus wurde jedes weitere Wert- und Zielkonzept auf jeweils eine Wassernutzung angewandt. Die Gegenüberstellung und wechselseitige Einordnung der Bewertungsergebnisse erfolgt daher in zwei Richtungen:

- a) Es werden die betrachteten Wassernutzungen anhand der Aussagen zur Nutzenstiftung miteinander verglichen.
- b) Die Aussagen zur Nutzenstiftung werden durch den Vergleich mit den Bewertungsergebnissen bzgl. der anderen Wert- und Zielkonzepte ergänzt und erweitert.

Vergleich der Wassernutzungen anhand der Bewertungsergebnisse zur Nutzenstiftung

Die Wassernutzungen wurden anhand des Restwertes sowie anhand der Alternativkosten miteinander verglichen. Hierfür wurden die Durchschnittswerte für die Jahre 2007 bis 2013 herangezogen. Dieser Zeitraum konnte weitgehend für alle Wassernutzungen quantifiziert werden.

Anhand des *Restwertes* wurden die maximalen Zahlungsbereitschaften der betrachteten Sektoren für in Anspruch genommene Wasserressourcen und Gewässer ermittelt. Diese Aussagen vermitteln zum Beispiel einen Eindruck, in welchem Maße die einzelnen Sektoren Einnahmen („Renten“) aus der Nutzung der Gewässer ziehen und zum Beispiel fähig wären, Nutzungsentgelte oder (im Falle von Nut-

zungskonflikten) Gewässerschutzkosten nach dem Verursacherprinzip zu tragen, bevor es zu marktlichen Veränderungen kommt⁹. Zugleich geben die Ergebnisse Hinweise darauf, bei welchem Sektor am ehesten Anpassungsreaktionen zu erwarten sind, wenn höhere Nutzungsentgelte erhoben oder Gewässerschutzkosten in stärkerem Maße umgelegt würden. Insofern bietet der Vergleich mit Hilfe der Restwertmethode Hinweise zum gesellschaftlichen Konfliktpotential beim Gewässermanagement und zur Lenkungswirkung von umweltökonomischen Instrumenten.

Tabelle 1: Kurzfassung – Restwerte über den Zeitraum 2007 - 2013 (in Preisen von 2010)

Wasser- u. Gewässernutzung	Messkonzept/Indikator	Bewertungszeitraum	Restwert [Mio. €/a]
Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung	Restwert (in situ)	2007-2013	520
	Restwert (at source)		-740
Kühlwasser für die thermoelektrische Stromproduktion	Restwert (at source)*	2007; 2010; 2013	11.900
	Restwert (at source, abzüglich EEG-Umlage)*		3.960
Bewässerung in der Landwirtschaft	Restwert (at source, für pflanzliche Nahrungsmittel)	2007; 2010	-600
Öffentliche Wasserversorgung der Haushalte	Aufgrund des Kostendeckungsprinzips nicht zu ermittelt		

* ohne Abzug der Eigenkapitalverzinsung

Quelle: Eigene Berechnungen.

Der Vergleich ergibt folgende Aussagen zu den Zahlungsbereitschaften des Sektors (Tabelle 1):

- ▶ Die höchste Zahlungsbereitschaft weist der Sektor der thermoelektrischen Stromproduktion für Kühlwasser mit 4 Mrd. €/a auf.
- ▶ Beim Binnenschifffahrtssektor unterschieden sich der in-situ- und at-source-Restwert deutlich. Der Sektor hat mit 500 Mio. € eine positive in-situ-Zahlungsbereitschaft, die aber deutlich unterhalb des (at-source-)Wertes für Kühlwasser liegt. Werden wichtige Kosten der Errichtung und des Erhalts der Wasserstraßen einbezogen, so ergibt sich im Saldo ein negativer at-source-Restwert (-700 Mio. €).
- ▶ Mit einem Wert von -600 Mio. € für den Pflanzenbau in der Landwirtschaft zeigt sich, dass sich gegenwärtig mit den getesteten Ansätzen keine sinnvoll interpretierbaren Ergebnisse für den Sektor ermitteln lassen; insbesondere – aber nicht ausschließlich – deshalb, weil sich die vergleichsweise kleine Fläche mit Bewässerung nicht von der unbewässerten Fläche isolieren lässt.
- ▶ Für die Wassernutzung zur öffentlichen Trinkwasserversorgung/Abwasserbeseitigung wurde kein Restwert ermittelt, da für die Unternehmen dieses Sektors das Kostendeckungsgebot bei der Entgeltgestaltung gilt und daher keine Produzentenrente „entsteht“.

Der Vergleich der Wassernutzungen wird aufgrund von diversen Schätzproblemen erschwert oder im Fall der Landwirtschaft verhindert. Maßgeblich sind Probleme bei der sektorspezifischen/räumlichen Auflösung, bei der Zuordenbarkeit der Ergebnisse zu den Wasserressourcen sowie in Bezug auf die Schätzungsgenauigkeiten, die aufgrund von Annahmen in Kauf genommen werden müssen.

Insgesamt ist zu konstatieren, dass trotz der Schwächen und großen Schätzungsgenauigkeiten die Restwerte Hinweise auf unterschiedliche Zahlungsbereitschaften der Sektoren vermitteln. Weitere Verbesserungen in Bezug auf die räumliche und sektorspezifische Auflösung der statistischen Daten und bei der Annahmenbildung sind notwendig, um die Aussagekraft der Restwertermittlung zu verbessern.

⁹ Die hierbei ermittelte Zahlungsbereitschaft geht über die schon bestehenden Entgelte für Wasserinanspruchnahmen hinaus.

Der **Alternativkostenansatz** misst die gesellschaftlichen Zusatzkosten der Bereitstellung der gewünschten Endprodukte, bei einem fiktiven Wechsel vom gegenwärtigen Umfang der Wassernutzung zu einer wasserlosen oder -sparenden Alternative. Hiermit wird die Nutzenwirkung der Wasserinanspruchnahme zur Bereitstellung der Endprodukte ausgedrückt.

Allerdings werden bei den hier durchgeführten Schätzungen die Einflüsse auf den Naturhaushalt infolge der Wassernutzungen nicht berücksichtigt¹⁰. Daher erlauben die Bewertungsaussagen grundlegende, aber nicht abschließende gesellschaftliche Nutzenvergleiche. Die Ergebnisse für den Zeitraum 2007 bis 2013 für Deutschland sind der Tabelle 2 zu entnehmen.

Tabelle 2: Kurzfassung – Alternativkosten über den Zeitraum 2007 - 2013 für Deutschland (in Preisen von 2010)

Wasser- u. Gewässernutzung	Messkonzept/Indikator	Bewertungszeitraum	Alternativkosten [Mio. €/a]
Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung	Alternativkosten (at source) ^a bei Verlagerung auf Schienengüterverkehr	2007-2013	370
Kühlwasser für die thermoelektrische Stromproduktion	Alternativkosten bei Umstellung von Durchlauf- auf Kreislaufkühlung	2007; 2010; 2013	90
Öffentliche Wasserversorgung der Haushalte ^b	Alternativkosten bei Nutzung von Flaschenwasser	2007; 2010; 2013	481.500
Bewässerung in der Landwirtschaft	Veränderung des Nettoeinkommens bei Verzicht auf Beregnung	2009	60

^a mit Berücksichtigung der staatlichen Zahlungen zum Eisenbahnnetz; ^b einschließlich Abwasserbeseitigung

Quelle: Eigene Berechnungen.

Die Wassernutzungen unterscheiden sich deutlich in Bezug auf die Nutzenstiftung:

- ▶ Die mit deutlichem Abstand höchste Nutzenstiftung erwächst aus der Inanspruchnahme von Wasserressourcen und Gewässern zur Trinkwasserbereitstellung für die Haushalte. Der Wert für Deutschland liegt im dreistelligen Milliardenbereich (500 Mrd. € pro Jahr).¹¹
- ▶ Die Nutzenstiftung von Gewässern für die Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung lag im Durchschnitt bei knapp 400 Mio. €. Hierbei sind wichtige Kostengrößen zu Bau und Erneuerung der Schifffahrtsstraßen und Hafenanlagen und somit die Kosten für die Ermöglichung der Schifffahrt auf Gewässern berücksichtigt.
- ▶ Die Wertschätzung zur Nutzung von Kühlwasser für die Durchlaufkühlung von Wärmekraftwerken wurde mit knapp 90 Mio. € als vergleichsweise niedrig eingestuft.
- ▶ Die Wertschätzung für Bewässerungswasser in der Landwirtschaft liegt bei ca. 60 Mio. € für das Jahr 2009 ebenfalls sehr niedrig.

Generell sind folgende Einflussfaktoren auf die Bewertungen hervorzuheben, die sich wechselweise bedingen:

¹⁰ Derartige negative Konsequenzen z. B. durch die Ressourcenentnahme, durch Abwassereinleitungen bzw. Emissionen in die Umwelt (auch als externe Effekte bezeichnet) wurden nur insoweit berücksichtigt, wie sie gegenwärtig internalisiert sind und sich hierdurch aufgrund der Daten einbeziehen ließen. Beispielsweise stellen Wasserentnahmeentgelte oder Abwasserabgaben eine Form der Internalisierung bei Wassernutzungen dar. Wie beschrieben, wurden die Effekte anhand von Messkonzepten zur Bewertung hinsichtlich Nachhaltigkeit einbezogen. Daher besteht nicht die Notwendigkeit diese zu monetarisieren und über die Nutzenstiftung zu betrachten.

¹¹ Im Rahmen von Sensitivitätsanalysen wurde gezeigt, dass selbst bei sehr niedrigen Alternativpreisen vergleichsweise hohe Nutzenwirkungen induziert werden, welche die Nutzenwirkung von Wasser der anderen Sektoren übersteigen: Bei einer Preissteigerung von 1 Prozent oder 5 ct/m³ ergeben sich Alternativkosten von 3 Mrd. €.

- ▶ Die Preisdifferenz zwischen der Wassernutzung und der ausgewählten Alternative verdeutlicht, wie leicht eine Wassernutzung ersetzt werden kann. Bei Trinkwasser und bei Binnenschifffahrt müssen sehr hohe bzw. hohe Preisänderungen angesetzt werden, während bei der Kühlwassernutzung (Durchlaufkühlung) deutlich niedrigere anzusetzen sind. Entsprechendes gilt für Änderungen der Endproduktmenge, wenn – wie bei der Landwirtschaft – nicht der Preis, sondern die Endproduktmenge bei Nutzung der Alternative verändert wird.
- ▶ Die Preiselastizität der Nachfrage nach dem Output zeigt, wie leicht die Konsumenten mit dem Verlust der Wassernutzung zurechtkommen. Unelastische und sehr unelastische Nachfragen, wie bei Trinkwasserversorgung und Binnenschifffahrt, sind mit für die hohen Nutzenstiftungen verantwortlich. Demgegenüber wurde eine perfekt elastische Preiselastizität der Nachfrage bei landwirtschaftlicher Bewässerung zugrunde gelegt, so dass keine Konsumenteneffekte entstehen.
- ▶ Die Bedeutung der untersuchten Wassernutzung für die Befriedigung der Gesamtnachfrage drückt ebenfalls aus, wie leicht die Gesellschaft mit dem Verlust der Wassernutzung zurechtkommt: je höher der Anteil der Wassernutzung am Gesamtangebot des Endproduktes ausfällt, desto höher ist auch die Wertschätzung der Wassernutzung.

Der Alternativkostenansatz stellt eine pragmatische Vorgehensweise dar, um produzenten- und konsumentenseitige Nutzen von Wassernutzungen zu betrachten. Die Qualität der Aussage hängt hierbei von der Wahl einer plausiblen Alternative zur Wassernutzung sowie der sorgfältigen Analyse der Marktbedingungen ab – sowohl des Status-quo als auch der fiktiven Situation zur Bereitstellung der Alternative. Im Rahmen der Schätzung wurden status-quo-Marktinformationen zu den Alternativen genutzt, um die Substitutionspreise festzulegen. Diese Herangehensweise zur Ableitung des Substitutionspreises führt zu maßgeblichen Ungenauigkeiten beim Schätzergebnis.

Im Rahmen des Projektes konnte das Potential der Landkarte zur Bewertung von Wassernutzungen anhand eines einzelnen Wert- und Zielkonzeptes nicht ausgeschöpft werden. Grundsätzlich lassen sich Wassernutzungen auch vergleichen anhand:

- ▶ ihrer wirtschaftspolitischen Effekte, wie Preisstabilität und Beschäftigung, welche eine hohe Relevanz für politische Entscheidungen haben könnte,
- ▶ ihrer Zielerreichung bzgl. Daseinsvorsorge, welcher ein Vergleich der gesellschaftlichen Notwendigkeit der einzelnen Wassernutzungen vorangehen müsste,
- ▶ von Nachhaltigkeitszielen bezüglich der Wasserressourcen und Gewässer sowie in Bezug auf andere Umweltmedien, was bei der Priorisierung von Gewässerschutzmaßnahmen helfen könnte.

Vergleich der Bewertungsergebnisse zur Nutzenstiftung mit den Ergebnissen zu weiteren Wert- und Zielkonzepten

Die Wertaussagen zur Nutzenstiftung lassen sich mit den Bewertungsergebnissen bzgl. der weiteren Zielkonzepte ergänzen. Oft sind die Bewertungen nicht vollständig voneinander unabhängig, da bei ihrer Ermittlung die gleichen Marktreaktionen zugrunde gelegt werden. Sie sind auch nicht vollständig korreliert, da sie zum Teil verschiedene wirtschaftliche, technologische oder ökologische Aspekte aufgreifen.

Der *Vergleich der Bewertungsergebnisse zur Nutzenstiftung und zu wirtschaftspolitischen Zielen* erfolgt beispielhaft für die Binnenschifffahrt.

Die Binnenschifffahrt induziert einen positiven Nettonutzen durch die preiswerter angebotenen Transportleistungen im Vergleich zu Eisenbahntransporten. Dieser positive Effekt wird auch beim wirtschaftspolitischen Indikator „Preiseffekt“ sichtbar. Hier greifen Nutzenstiftung und Bewertung anhand wirtschaftspolitischer Ziele den gleichen Effekt (Preisunterschied zwischen Binnenschiff und

Bahn) auf. Allerdings erfolgt dies mit unterschiedlichen Indikatoren und im Falle von Nutzenstiftung unter zeitgleicher Berücksichtigung von weiteren Informationen (Nachfragereaktion, Veränderungen bei Produzentenrente).

Die Transportleistungen der Binnenschifffahrt sind mit niedrigeren Beschäftigungszahlen verbunden als etwaige Transportleistungen durch die Bahn. Diese Ergebnisse ergänzen die Nutzenstiftung um den Aspekt der induzierten Faktorinanspruchnahme, welche in Bezug auf beschäftigungspolitische Ziele für sich genommen wertvoll sind.

Der Vergleich *der Bewertungsergebnisse zur Nutzenstiftung und zu Zielen der Daseinsvorsorge* erfolgt beispielhaft für die öffentliche Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung.

Die Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung ist in Deutschland Teil der Daseinsvorsorge, weil diese Dienstleistungen für unsere Lebens- und Wirtschaftsweise notwendig sind. Die Notwendigkeit ergibt sich nicht nur aus der lebenserhaltenden Funktion des Trinkwassers, sondern auch weil Wasser zur Körperhygiene, zur Toilettenspülung, zur Wäschereinigung und zum Hausputz etc. als Grundbedürfnisse betrachtet werden.

Es wurde gezeigt, dass die Ziele der Daseinsvorsorge gegenwärtig auf sehr hohem Niveau zu erschwinglichen Entgelten/Kosten erfüllt werden, langfristig aber auf die derzeit niedrigen Rehabilitationsraten reagiert werden muss.

Die hohe Wertschätzung für die Dienstleistungen der Daseinsvorsorge zur Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung wird durch das Konzept der Nutzenstiftung bestätigt. Neben der hohen generellen Zahlungsbereitschaft ist insbesondere die errechnete Zahlungsbereitschaft der Wassernutzer für das erste Dezil des Trinkwasserverbrauchs – erwartungsgemäß – extrem hoch.

Weiter gilt für beide Bewertungskonzepte, dass eine Verschlechterung der Ressourcensituation (Verschmutzung, Einschränkung des Dargebotes) Wertverluste mit sich bringt. Bei dem einen Bewertungskonzept würde man von einer Absenkung der Standards der Daseinsvorsorge sprechen, bei dem anderen von Nutzeneinbußen.

Beide Bewertungskonzepte ergänzen sich, führen aber nicht zu identischen Aussagen. So gibt es Bereiche, die nur mit einem der Konzepte sinnvoll analysiert werden können. Beispielsweise gibt es sicherlich auch Trinkwasserverwendungen, die nicht zur Befriedigung der Grundbedürfnisse und Daseinsvorsorge zählen können, wie z. B. die Bewässerung von Ziergärten oder das Füllen von privaten Schwimmbädern. Indikatoren der Daseinsvorsorge sind nur unzureichend geeignet, um die Wertschätzung für diese – nicht notwendigen – Wasserdienstleistungen zu messen, während die Wertschätzung dieser Wassernutzung mit Hilfe des Konzeptes der Nutzenstiftung gut erfasst werden kann.

In dem als gesellschaftlich notwendig erkannten Bereich erlaubt allerdings das Zielkonzept der Daseinsvorsorge demgegenüber eine weit umfassendere Reflexion der Situation in Hinblick auf Leistungsumfang, Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung und Kosten anhand von gesellschaftlich abgestimmten Zielvorgaben, als durch das individualistische Konzept der Nutzenstiftung leistbar ist.

Der Vergleich *der Bewertungsergebnisse zur Nutzenstiftung und zu Zielen der Nachhaltigkeit* erfolgt beispielhaft für Kühlwassernutzung durch thermoelektrische Kraftwerke.

Die Bewertung des Erhalts kritischer Naturbestandteile bezieht sich auf Auswirkungen, die durch die Inanspruchnahme des Gewässers für die Kühlung auf das Gewässer entstehen (Perspektive Einfluss auf Naturhaushalt). Zugleich werden Verlagerungseffekte zu anderen Umweltmedien einbezogen, die aufgrund von Gewässerschutzmaßnahmen erwachsen.

Hierbei zeigt sich ein Konflikt zwischen Gewässerschutz einerseits und Nutzenstiftung und Schutz anderer Umweltmedien andererseits.

Eine deutliche Kopplung von Nutzenstiftung (Alternativkosten) und Auswirkung auf die Gewässer ist zu erkennen. Die Nutzenstiftung der Wasserinanspruchnahme zur Durchlaufkühlung geht mit Belastungen der Gewässer insbesondere aufgrund von Wärmeeinträgen einher. Gleichwohl sind die Indikatoren der Nutzenstiftung (Alternativkosten) und der zur Gewässerbelastung nicht vollständig korreliert. Steigende Strompreise wirken „nur“ nutzenerhöhend, während der Energiemix der thermoelektrischen Stromproduktion die Gewässerbelastung maßgeblich beeinflusst.

Weiterhin zeigt sich eine Kopplung zwischen der Nutzenstiftung von Wasserressourcen zur Durchlaufkühlung und der Schonung von weiteren Umweltbereichen. Aufgrund des höheren Wirkungsgrades wird bei der Durchlaufkühlung im Vergleich zur Kreislaufkühlung weniger Treibhausgas emittiert. Mit rückläufiger Gewässerinanspruchnahme durch eine verringerte Nutzung der Durchlaufkühlung gehen daher sowohl die ökonomische Bedeutung des Wassers (Alternativkosten) als auch die vermiedenen CO₂-Emissionen gegenüber einer Stromproduktion bei ausschließlicher Kreislaufkühlung zurück. Es wird ein Trade-off zwischen den Gewässerschutz- und Klimaschutzmaßnahmen deutlich.

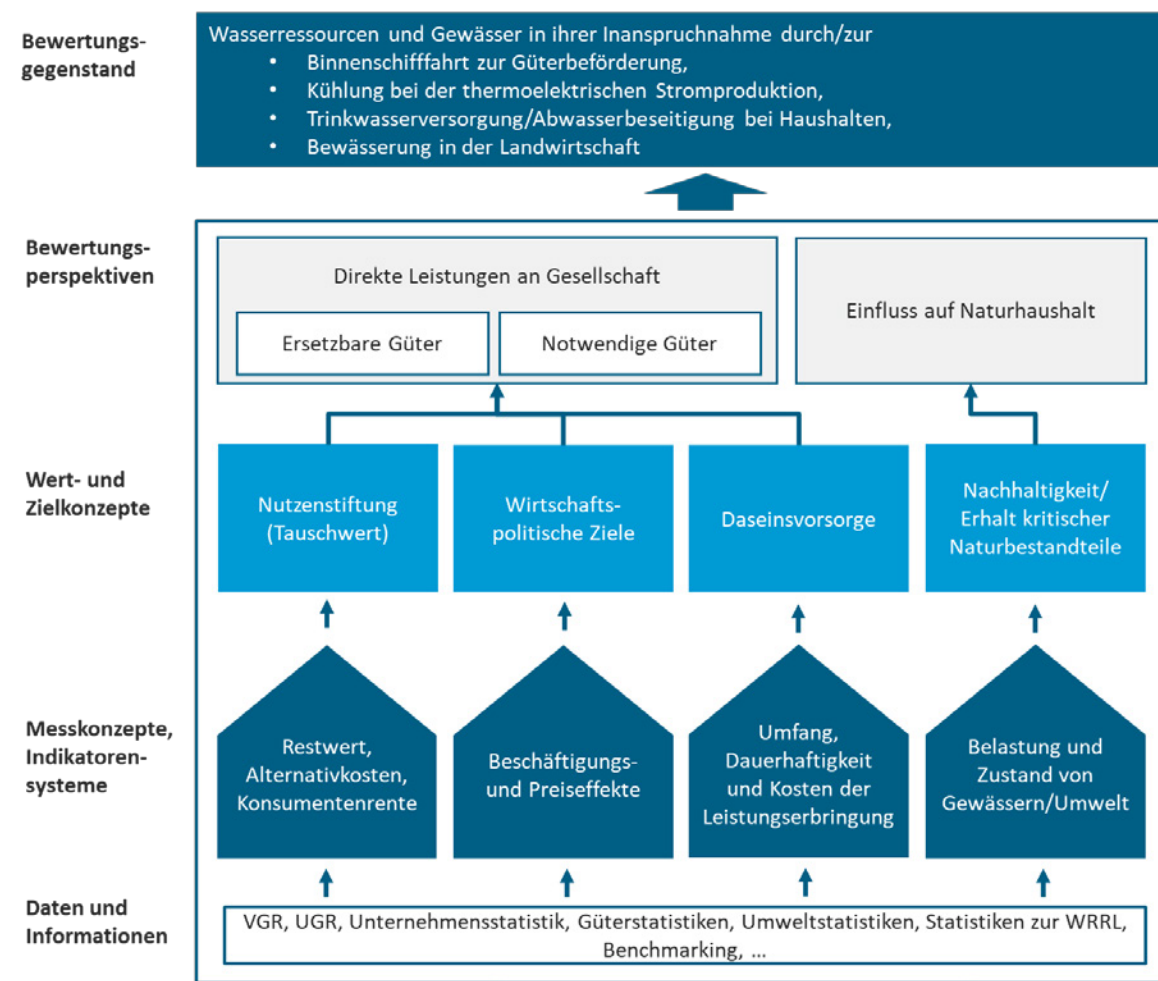
Einordnung der Bewertungen in die Landkarte der Bewertung

Ziel der Landkarte der Bewertung ist, eine Hilfestellung zur mehrdimensionalen ökonomischen Bewertung von Wasser und Gewässern zu geben. Hintergrund ist die hohe Komplexität der ökonomischen Bedeutung von Wassernutzungen. Abschließend sollen daher die getesteten Bewertungsschritte in die Landkarte der Bewertung eingeordnet werden (Abbildung 5):

- ▶ Der Bewertungsgegenstand war die Inanspruchnahme von Wasserressourcen und Gewässer durch vier Wirtschaftssektoren.
- ▶ Die Perspektive der *direkten Leistungen an die Gesellschaft* wurde durch die Bewertungen zur Nutzenstiftung, zu wirtschaftspolitischen Effekten und zur Daseinsvorsorge aufgegriffen, die jeweils spezifische Bewertungsbeiträge leisten.
- ▶ Zugleich wurden die Konsequenzen beleuchtet, die sich aus der Frage der *Ersetzbarkeit* bzw. *Notwendigkeit* (sprich Nicht-Ersetzbarkeit) der Wassernutzungen bzw. deren Endprodukte für die Bewertung ergeben (Beispiel Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung). Hierbei zeigte sich, dass individuelle Nutzenüberlegungen und gesellschaftliche Zielvorgaben als Wert- und Zielkonzepte in ihrer Kombination sinnvolle Bewertungsbeiträge liefern.
- ▶ Die Perspektive des *Einflusses auf den Naturhaushalt* infolge der Wassernutzung wurde fast ausschließlich durch die Bewertung anhand von Nachhaltigkeitszielen aufgegriffen. Vor dem Hintergrund der verfügbaren Daten war es wesentlich praktikabler, Belastung und Zustand der Wasserressourcen und Gewässer im Hinblick auf gesellschaftliche Ziele zum Erhalt von kritischen Naturbestandteilen zu bewerten als beispielsweise im Hinblick auf Nutzenstiftung und wirtschaftspolitische Effekte.¹²

¹² Die Bewertung zur Daseinsvorsorge lieferte für den Teilaspekt Abwasserbeseitigung Erklärungsbeiträge zur Belastung der Gewässer, da hier gesellschaftliche Ziele zum Ausbau der Kläranlagen bestehen.

Abbildung 5: Kurzfassung – Einordnung der empirischen Bewertungsschritte in die Landkarte der Bewertung



Quelle: Eigene Darstellung.

Somit erhält die Landkarte der Bewertung ihre Bedeutung nicht nur als Strukturierungshilfe von Bewertungsansätzen, sondern darüber hinaus als pragmatischer Ansatz zur umfassenden Auswertung von öffentlich zugänglichen Daten. Sie hilft dabei, pragmatisch mit der Knappheit an verfügbaren Daten umzugehen, um gleichwohl möglichst viele Effekte der Wassernutzungen zu betrachten.

Ausblick

Mit der Landkarte der Bewertung wurde ein Bewertungsansatz geschaffen, um systematisch und transparent verschiedene Wert- und Zielkonzepte zu bündeln und auf die Bewertung von Wassernutzungen anzuwenden. Im Hinblick auf die direkten Leistungen an die Gesellschaft sollten nicht nur die Nutzenstiftung, sondern auch Wirkungen bzgl. wirtschaftspolitischer Ziele sowie eine sichere und bedarfsgerechte Versorgung mit notwendigen Gütern in eine Bewertung einbezogen werden. Die gleichzeitige Betrachtung der Gewässer- und Umweltbelastungen, welche mit den Wassernutzungen einhergehen („Einfluss auf Naturhaushalt“), stellt den Bezug zu hierdurch beeinträchtigten Ökosystemfunktionen und den vielfältigen Folgewirkungen für die gegenwärtigen und zukünftigen Generationen her. Die Landkarte der Bewertung weist somit den Weg zu einer umfassenden ökonomischen Betrachtung von Wassernutzungen.

Die hier erarbeiteten methodischen Ansätze, Messkonzepte und Indikatorensysteme lassen sich zu einem Monitoring der Wassernutzungen weiterentwickeln, das der Komplexität der ökonomischen und wirtschaftlichen Bedeutung von Wassernutzungen gerecht wird. Zugleich werden bestehende, hoch

aggregierte Indikatoren zur Wassernutzung (z. B. Wasserproduktivität für die Gesamtwirtschaft) durch stärker disaggregierte, sektorbezogene Informationen ergänzt. Die hierdurch mögliche Betrachtung sektorspezifischer Entwicklungen lässt sich möglicherweise einfacher mit Politikmaßnahmen in Verbindung bringen als Trends bei hoch aggregierten, sektorübergreifenden Indikatoren.

Weiterhin können Projektergebnisse bei der Umsetzung und Weiterentwicklung der Wasserrahmenrichtlinie inspirierend wirken. So erscheint der Restwert als geeigneter zur Beschreibung des ökonomischen Wertes von Wasser für Sektoren als einfache Indikatoren, wie Umsatz oder Bruttowertschöpfung. Er zeigt insbesondere, dass die einfachen Indikatoren die Bedeutung von Wasser tendenziell überschätzen. Daneben wurde mit den Alternativkosten darauf hingewiesen, dass eine Wassernutzung für die Gesellschaft dann besonders bedeutsam ist, wenn sie nur zu hohen gesellschaftlichen Kosten ersetzt werden kann.

Die hiermit erzielten Aussagen können dabei unterstützen, die vielfältigen Konflikte um Gewässernutzung und nachhaltigem Erhalt der Wasserkörper zu priorisieren, da die Nutzungen hinsichtlich ihrer ökonomischen Bedeutung besser verglichen werden können. Zugleich können die Ergebnisse dabei helfen, Positionen von Vertretern der wassernutzenden Sektoren anhand öffentlich zugänglicher Daten zu hinterfragen.

Um die hier umrissenen Aufgaben umfassend leisten zu können, sind Weiterentwicklungen bei den Indikatorensystemen notwendig. So müssen die Anwendungsfelder vervollständigt werden. Die Analysen haben gezeigt, dass trotz gleicher Messkonzepte die Spezifizierung der Indikatorsets speziell auf einzelne Wassernutzungen ausgerichtet werden muss.

Die auf Alternativen aufbauenden Bewertungsansätze hängen von den hierbei getroffenen Annahmen zu Substitutionsmöglichkeiten und zu den marktlichen Bedingungen (Substitutionspreis) ab. Daher ist deren sachliche Richtigkeit als nächstbeste Alternative sicherzustellen. Da die im Rahmen des Projektes einbezogenen Alternativen pragmatische erste Ansätze darstellen, sind auch diese weiter zu verbessern. Hierbei ist möglicherweise auch eine regionale Differenzierung von Alternativen erforderlich.

Weiterhin müssen die erarbeiteten Indikatorensysteme validiert werden, um deren Aussagekraft zu überprüfen. Hilfreich ist hier eine bessere Datenauflösung für Wirtschaftsbereiche und Regionen bei den Statistiken. Hierzu sollten die Potentiale, die sich durch statistische Mikrodaten ergeben, stärker ausgenutzt werden.

Schließlich sind die wirtschaftlichen Verflechtungen der Wassernutzungen mit anderen Sektoren und die entsprechenden nachgelagerten Effekte besser einzubeziehen. Hierzu müssen ergänzende Messkonzepte entwickelt werden.

Summary

Scope and goals of the project

Objective of the research project „**Indicators for assessing the economic value of water and watercourses**” was to develop practical approaches for assessing the economic value and economic importance of water and watercourses and their services to the German economy.

The project focussed on the question to which extend the effects of sectoral water and watercourses’ uses can be quantified periodically, using publicly available data and statistics. The scope of the project excluded the explicit valuation of aquatic ecosystem functions. Also not included was the assessment of conflicts related to water uses, such as upstream-downstream conflicts.

The project achieved following results:

- ▶ A multidimensional framework was developed in order to evaluate the use of water and watercourses with regard to divers resulting economic effects.
- ▶ In view of the available sources of data, the project critically reviewed mainstream value and goal concepts, measurement concepts as well as indicator systems.
- ▶ The concept of utility was applied to determine the benefits of selected water uses and to test the quantification of benefits for Germany and two Federal states – North-Rhine-Westphalia (NRW) and Saxony.
- ▶ Three further value and goal concepts for respectively one water use were applied in order to complement the assessment of utility.
- ▶ The results of the different value and goal concepts were compared and the (mutual) complementarity of the assessments systematically discussed.

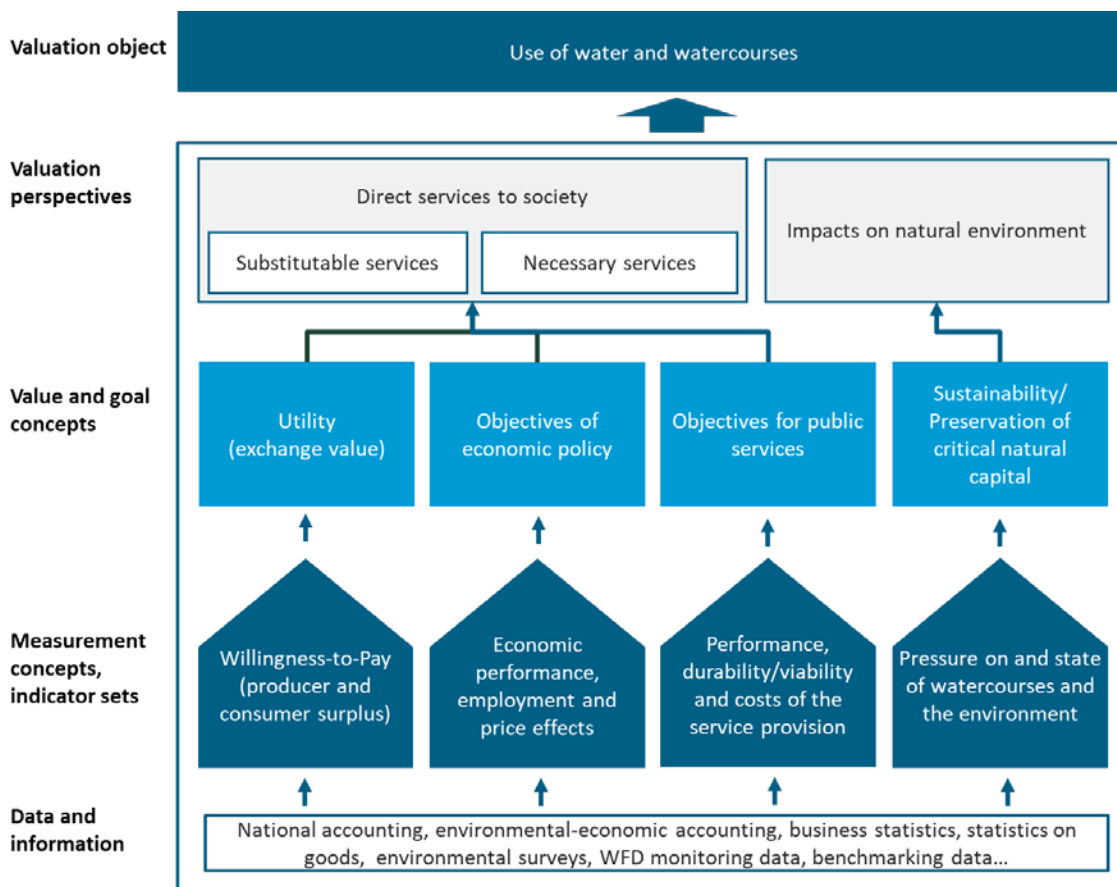
Therefore, the project extends the methodological possibilities of water valuation for water resource management.

Concept for the assessment of the economic importance of water and watercourses – the Evaluation map

The economic relation of human society with water and watercourses is characterized by fundamental dependencies and at the same time by the pursuit of wellbeing. Water and watercourses provide numerous services to society (e. g. as drinking water, for cooling, for transportation...). Simultaneously, water has essential functions for the natural environment (e. g. for soil formation, for climate regulation, as natural habitat...). The use of water and watercourses by human society can lead to severe alterations in watercourses, which in turn will affect human society directly or indirectly.

With respect to these complex relations, the economic value of water and watercourses needs to be considered and analysed from various perspectives by applying different value and measurement concepts. The Evaluation map provides an overview of the valuation perspectives and concepts for the economic value of water and watercourses (Figure 1).

Figure 1: Summary – the Evaluation map



Source: own representation.

The Evaluation map is structured in five sections:

- ▶ *The valuation objects* are water and watercourses, when used for economic activities in the broadest sense. At this level, water and watercourse uses are being defined and narrowed down.
- ▶ *Valuation perspectives* aim to emphasise different specific properties and characteristics of the valuation object.
- ▶ *Value and goal concepts* put the valuation object in relation to ethical and moral conceptions and societal or individual objectives.
- ▶ *Measurement concepts* are approaches to derive *indicator sets*, which generate value- and goal-based information on the economic value of water use.
- ▶ *Data and information* are the empiric data and information sources for implementing the measurement concepts.

Each level is being concretized and closer defined with the help of different approaches, which are described hereafter. The different approaches at one level can be combined in various ways with the approaches at other levels, illustrating that there is not a unique way to determine the economic value of water and watercourses. Rather, the Evaluation map shows that different combinations are to be pooled in order to obtain a comprehensive evaluation. At the same time, it serves to structure the assessment in a systematic way and to help identifying the appropriate combination(s) for a specific problem or context.

Valuation object

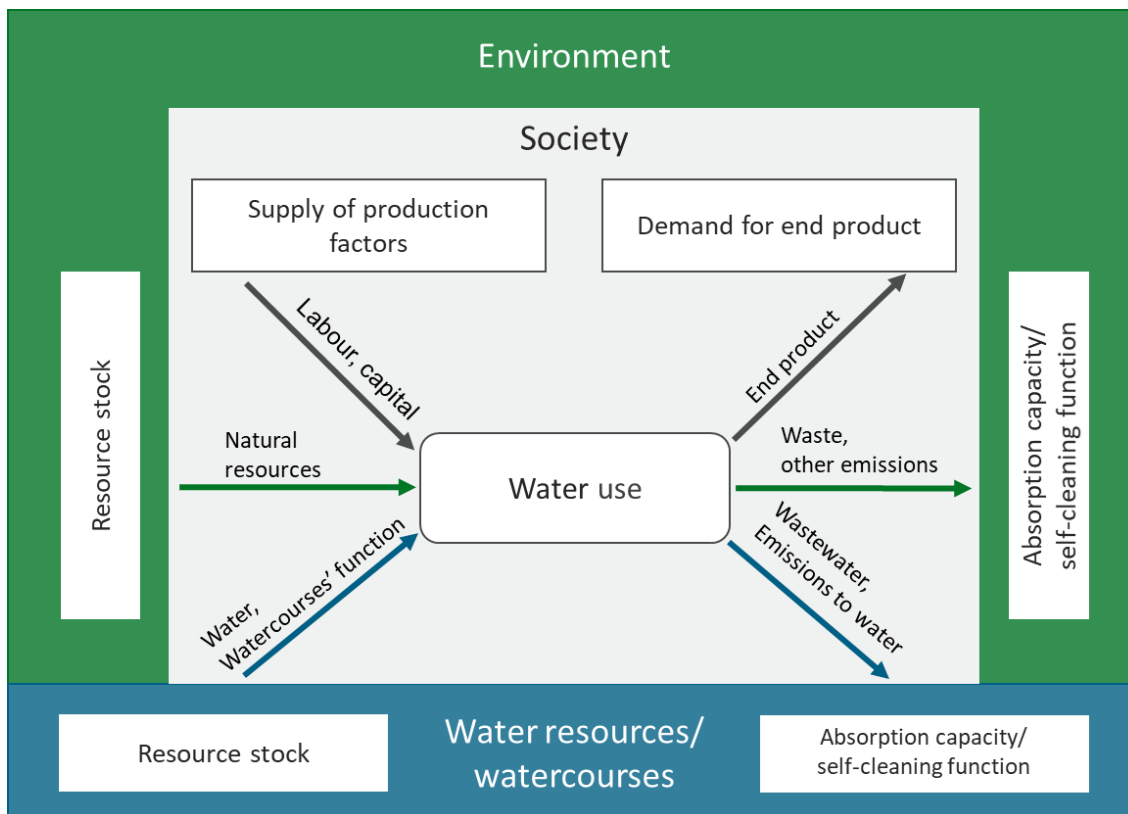
The objects of the economic valuation are water, water resources or watercourses when used by different sectors. Water serves human beings either when contained in final products (drinking water, food...), or when contributing to the production of other goods and services (power supply, freight transport). In this case the final products are the ones valued.

The use of water or watercourses is perceived as a process, which enables the production of the desired goods and services. The main driver of this process is the demand for the corresponding final product (such as drinking water or electricity from thermoelectric power plants). Besides water, other natural resources (e.g. energy) and production factors (labour, capital) are employed for the production of the final product. At the same time, some more or less desired outputs (waste, emissions) are being generated, which may end up in watercourses or other environmental compartments. A generic process schema of water use illustrates these interrelations (Figure 2).

“Direct effects to society” (Figure 1) are effects, which result from the provision of final products to society. These include also production factors from society itself (labour, capital). Impacts on watercourses and the environment in general, which result from the water use itself or the release of outputs (wastewater, waste and emission), are described under “Impacts on natural environment” (Figure 2). Obviously, such impacts have manifold repercussions in the society (e.g. “external effects” like river training for inland navigation diminishes for instance the value of watercourses for fishing; air pollution by water-cooled thermoelectric power plants contributes to climate change).

Hence, the assessment approach centres on sectoral water uses and not on the diversity of services of aquatic ecosystems. However, by including impacts on the natural environment in the assessment, effects of the sectoral water use on these ecosystem services are taken into account as well.

Figure 2: Summary – generic process schema of water use



The arrows depict the different inputs and outputs of the water use.
Source: own representation.

The assessment follows an at-source principle: the economic value relates to the water resources or watercourses. This means that costs for pumping, treatment and transport of water to the location of use are already taken into account. Under the at-source principle, the assessment results can be interpreted for water resource management. In some cases, the at-source perspective will be compared to the in-situ perspective, which measures the economic value of water at the location of the water use, and does not take into account that a part of the benefits are already used to cover the water provision costs.

The valuation perspectives

Valuation perspective is meant as the focus on certain characteristics of water and watercourses while disregarding others when necessary. The different perspectives overlap and are not clearly delineated from each other, nonetheless they allow to highlight details, which otherwise would not come to light so clearly. A first distinction is made between “direct services to society” and “impacts on the natural environment”.

“*Direct services to society*” encompass typical water uses, which contribute to the satisfaction of human needs either directly through consumers’ goods (e.g. drinking water) or indirectly as production factors (e.g. cooling water in electricity production). One can further distinguish them into:

- ▶ a *substitutable good*, when an alternative exists for part or all of the water use in the production of the final product or for the final products itself (e.g. freight navigation when railway connection are available),
- ▶ a *necessary good* (like drinking water for basic needs), when there is no alternative to the water use and when the consumption of the final product resulting from the water use cannot be foregone under current life situation and economic activities.

„*Impacts on natural environment*“ encompass the economic consequences, which society has to bear when water resources and watercourses are affected by human water uses. Alterations can last over long periods of time and thus affect present and future generations.

Value and goal concepts

Four major economic value and goal concepts were selected which are suitable to assess the economic value of water use according to the different perspectives. At the same time, they are the fundament for the measurement concepts and the consequent identification of indicator sets. The four value and goal concepts are:

- ▶ the welfare economic concept of *utility (exchange value)*. It builds on individual preferences and actors’ choices under the principle of utility maximization. It is consistent with microeconomic explanatory approaches of economic production and exchange activities and thus suited for the valuation of priced and non-priced goods.
- ▶ the *objectives of economic policy* that lead policy development in Germany. They include steady economic growth, full employment, price stability and balance in foreign trade.
- ▶ the concept of *public services*. It combines societal objectives for providing a certain level of services that is prerequisite for the social and economic life of a commune.
- ▶ *sustainability/preservation of critical natural capital*. It follows the concept of strong sustainability with the objective, among others, of maintaining over time the basis for life and economic activities and thus taking into account the needs of future generation. Objectives of ecosystems preservation are at the core of the concept.

Measurement concepts and indicator sets

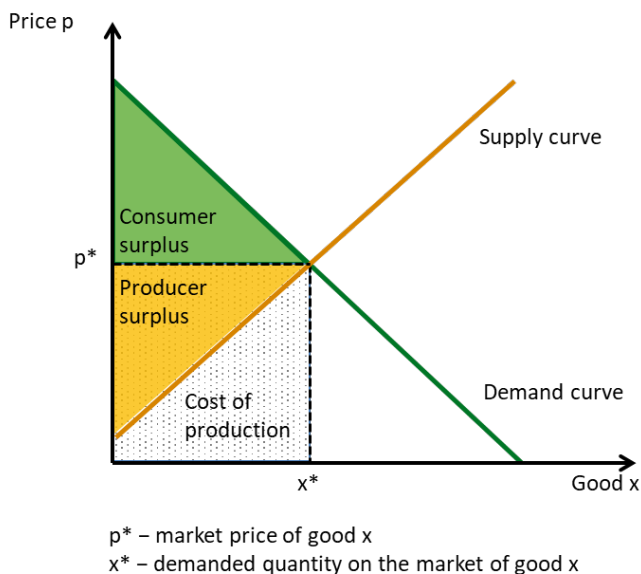
Measurement concepts are methods to derive indicator sets for generating value and goal-based information on the economic value of the water use. Effects of the water use are described and put in relation to the objectives of the value and goal concepts.

Required indicators were derived from available measurement concepts and reviewed according to available sources of data and information. The main identified sources are the national and environmental-economic accounts, which count numerous statistics and encompass much information about the economic activities of Germany and on interdependencies between society and its natural environment. The applicability of the statistical sources and therefore of a measurement concept depends ultimately on many aspects: e.g. the regional and sectoral resolution of data indicators, the completeness of information or the compatibility with other sources of data.

The following measurement concepts can be applied based on the identified available data:

The methods to measure the *utility* indicate the willingness-to-pay of people for purchasing a good. Among the many concepts, the methods of the residual value and the alternative costs (see next section) have been selected for this project given the available data. Both methods build on the idea of consumer and producer surplus (Figure 3) and are suitable to assess the direct services to society.

Figure 3: Summary – consumer and producer surplus



Source: own representation.

Many measurement concepts applied for the empirical studies of the impacts of water uses on the natural environment require the collection of primary data. Information to conduct contingent valuations, travel costs or hedonic price assessments etc. cannot be gathered over statistics and are therefore not applicable for this project. The benefits-transfer-method, which consists in transferring the value of one study to different cases, is applicable in principle. However, it has many downsides including regarding the validity and reliability of such value transfers. Thus, it has not been further considered and this project has focused on the implementation of the other valuation methods of direct services to society.

The prevalent indicators to measure the *objectives of economic policy* encompass the national economy as a whole, whereas water use takes place at sector level and is locally bounded. The relation between

water use and macroeconomic performance of an economy is not straight forward and requires complex analysis of direct and indirect effects.

The national accounts compile data, which describe the economic processes around the water use in a comprehensive manner: amount of produced output, quantity of mobilised production factors. However, the assessment of the effect of water use requires isolating the net contribution of water. This can be done with the comparison of the current situation of water use with the fictive case, when water would not be available for the production of the final product.

The operationalisation of the concept of *public services* focuses on drinking water supply and wastewater disposal since both are undisputable parts of it and a discussion whereas public services could encompass further water uses, was not object of the project.

Standardised measurement concepts for the assessment of drinking water supply and sanitation on the basis of general objectives for public services are not established yet. Nonetheless, manifold concepts are available, in particular thanks to benchmarking activities, and indicators can be found in public statistics, sectoral studies and publications. In a bottom-up approach, an indicator set was put together to describe the goals of public services and to measure achievements. The performance of the service provision, its durability and viability and its costs are at the core of the assessment.

Regarding *sustainability objectives*, existing measurement concepts describe pressures on and states of watercourses and compare them with the environmental protection objectives set by society. Data on pressures on and states of watercourses are made available by the economic-environmental accounts and the European Water Framework Directive (WFD) reporting. Thereby an approach is available to assess the repercussions of water uses over the aquatic systems in principle. However, the usefulness of these data for assessing the sectoral water uses under consideration has to be determined case by case. Further research is also needed to determine whether the available information are sufficient to extend the analysis to pressures on further environmental media.

Implementation of the valuation concepts – modus operandi

Measurement concepts for the assessment based on utility

The valuation based on utility draws upon the methods of the residual value and the alternative costs. In addition, the assessment of a special water use – drinking water supply – relies upon the method of the total consumer surplus.

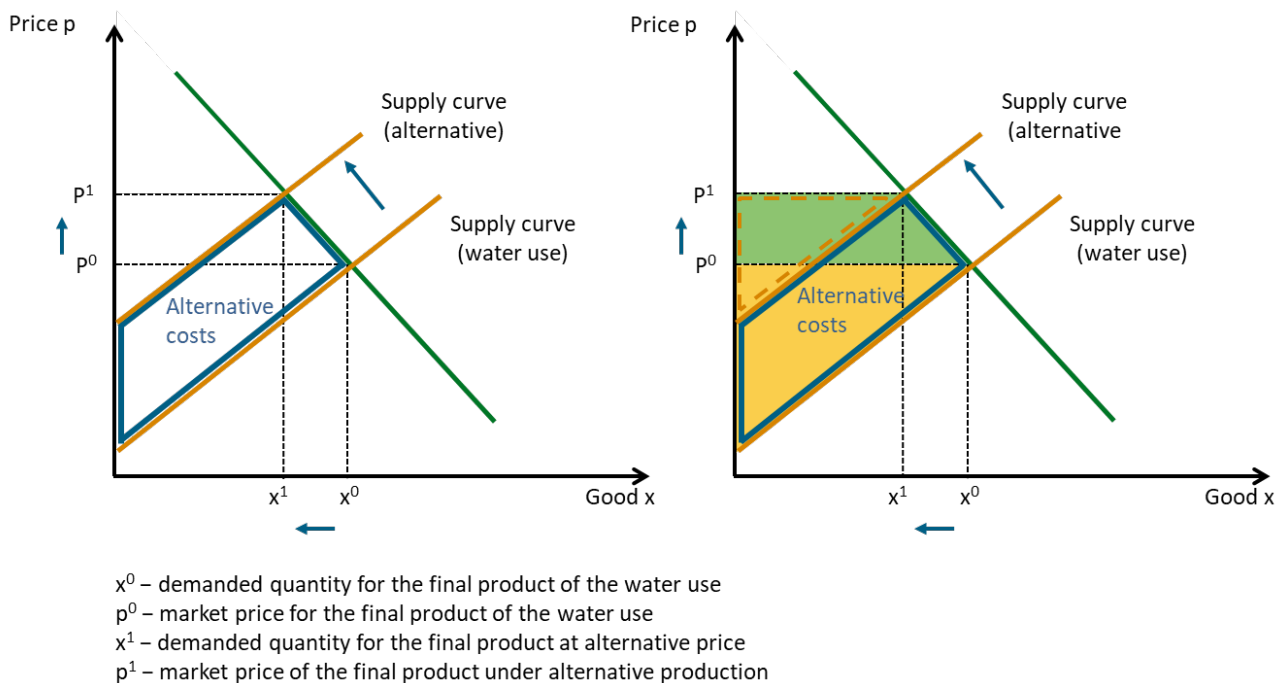
The *residual value* conveys the maximal willingness-to-pay by companies of a sector for the use of water as production factor without requiring production adjustments. It represents the amount of sales revenues that remains after the costs for all other production factors (inclusive capital costs and unpaid labour) have been subtracted and that can be logically attributed to the use of water. The residual value is a concept for long term valuation, since it is assumed that fixed assets can be freely allocated. A high residual value indicates high benefits from water for the companies of the sector.

The method of the *alternative costs* assumes that the benefits of the water use (for economic purposes) cannot exceed the costs borne by society for abandoning water use in the production of the final product. Therefore, the alternative costs sum up changes in producer and consumer surplus, which would result from such adjustments in the production (area with a blue rim in Figure 4 left):

- ▶ The change in consumer surplus is measured based on the price difference between the initial and the alternative situation as well as the estimated demand at the substitution price under consideration of the price elasticity of the demand (green area in Figure 4 right).
- ▶ The change in producer surplus is equal to the producer surplus in the initial situation minus the producer surplus in the alternative situation (yellow area minus the area with an orange rim in Figure 4 right).

This general concept must be adapted to the specific market context around a particular water use. The effects to be included in the assessment must be discussed on a case-by-case basis according to the price elasticities of the demand and the supplies. High alternative costs indicate a high benefits for society.

Figure 4: Summary – method of alternative costs as changes in the market equilibrium



Source: own representation.

The *estimation of the total consumer surplus* was applied only to the case of the drinking water supply, because water is the final product in itself. This method measures the utility on the consumer side that arises from the use of water. The point-expansion-method, which is also applied to calculate the alternative costs, allows extrapolating the demand curve from only one known point of the curve and the price elasticity of the demand. The total consumer surplus amounts to the area below the demand curve but above the market price (Figure 3).

Measurement concepts based on the objectives of economic policy

For this project, the direct impact of the water use over employment and price stability are exemplified. Upward effects on employment and downward effects on price are valued positively. The assessment of these effects builds upon the method of the alternative costs since price and employment effects of the water uses are compared with the cases whereby water was to be fully replaced by a substitute.

Measurement concepts based on objectives for public services

Regarding the provision of public services, the measurement concept builds upon the societal objectives regarding:

- ▶ the performance of the service provision – spatial and temporal availability as well as quality,
- ▶ the durability/viability of the service provision,
- ▶ the costs of the service provision.

These objectives were used to assess the actual level of service provision of drinking water supply and wastewater disposal.

The service level was described by a set of selected indicators. High performance of services provision and high durability and viability as well as high compliance with normative specifications (e.g. thresholds in drinking water) influence the assessment positively while costs should remain as low as possible.

Measurement concepts based on sustainability goals/on maintenance of critical natural capital

In order to determine the societal objectives for the preservation of aquatic ecosystems (critical natural capital), the assessment builds upon the European Water Framework Directive (WFD). The objectives of the good ecological state or good ecological potential are interpreted as the stock of water resources and wetland ecosystems to be maintained. Additionally, the non-deterioration principle provides a valuation standard when the objective of good ecological status is not fulfilled.

The measurement concept is structured according to the PSR framework (Pressure-State-Response) and builds upon following indicators:

- ▶ *Pressure indicators* describe the critical influence of the water use on the watercourses and can be interpreted with the help of the non-deterioration principle or in relation with water availability or assimilation capacities of the local resources.
- ▶ *State indicators* measure the actual state according to the objectives.
- ▶ *Measure indicators* indicate the societal acknowledgement of the pressure.

The water use is positively valued when pressures are low, the state shows little deviation from the objectives and protection measures are not necessary.

Since sustainability requires a holistic approach, potential spillover effects to other environment areas inland and abroad are also considered:

- ▶ *Spillover effects as a result of water protection measures* describe the consumption of resources and emissions due to water protection measures. The contribution of water to sustainability is measured as the avoided pressure on further environmental media in comparison to a waterless alternative.
- ▶ *Spillover effects as a result of market changes* describe possible switches in environmental degradation to other environmental areas (domestic and/or abroad), which result from changes in the production of the final products or production relocation.

These indicators only aim at drawing attention to potential spillover effects and additional assessments should complete them (for instance LCA).

Influence of the context factors on the assessment

A value statement about the economic importance of water and watercourses is bound to the specific structural conditions surrounding the water use. These context factors can be simplified into three main groups referring to the process schema (Figure 2):

- ▶ factors, which influence the demand or the need for the final product produced out of the water use,
- ▶ the essential characteristics of the water resources and watercourses, which determine its usability and therefore its value,
- ▶ further technical, market-based and legal factors, which influence produced quantity and costs of production of the final product.

A change in the conditions surrounding the water use leads to a change in the economic value of water and watercourses. The effects of the factors can overlap, reinforce or weaken each other making their interpretation essential to any value statement.

Assessment of selected water use

The assessment according to the Evaluation map was tested for the sectors of inland water transportation, public drinking water supply/ wastewater disposal to households, thermoelectric power production, and agriculture. The utility-based assessment was carried out for all four water uses. Additionally, each further value and goal concept was applied to one single water use respectively.

Inland water transport

Inland freight water transport (group 50.4 of German classification of economic activities) is an essential transport service for bulk goods such as coal, stones/soil, petroleum as well as for chemicals. Inland water transport broadens the offer of transport services by road or railway and to some extent is in competition with them, thus contributing to lower freight costs. Inland water transport is considered as relatively cheap, particularly safe for the transport of hazardous materials and flexible regarding schedules. At the same time, it is also the slowest means of transport and the least predictable because of seasonal navigation restrictions (ice, low water levels).

The economic value of watercourses for inland water transport mainly depends on following factors:

- ▶ the *demand for transport services* on inland waterways, which depends on the economic structure, the logistics concepts, but also the alternative means of transport, whereas railway is the main one.
- ▶ the *essential characteristics of the watercourses* such as the year-round navigability, the water depth and thus the loading capacity of the vessels as well as the lock capacities, the connection of the waterways to seaports and to other relevant economic centres. These factors influence the costs and reliability of the transport services.
- ▶ further *technical, legal and market-based factors*, which determine the offer of transport services. It included technologies and standards (size of vessels, double hull standard for tankers), costs of production (capital costs, fuel price) as well as motor emissions.

Assessment of direct services to society based on utility

In order to improve their navigability, waterways have undergone many alterations (creating barrages, straightening or deepening watercourses, constructing channels ...). Thus, the valuation objects are no pristine rivers but watercourses, which have been heavily modified at great costs. Since these costs are not borne by the sector itself, they are not accounted for in the sectoral statistics.

For this reason, calculating the residual value and the alternative costs by help of sector-data results in in-situ values. To derive at-source values, main cost components for construction and renewal of the waterways and public ports (depreciation of investments and interest of fixed capital) were subtracted.

The residual value measures the willingness-to-pay of the sector. The results refer to freight transportation in Germany between 2007 and 2013 and include ships under German and foreign flags.

On average, the in-situ residual value amounts to €500 million¹³. Over time, a period of quite high values (€700-1,200 million p.a. between 2008 and 2010) was followed by a period of quite low residual values (€120-220 million p.a. between 2011 and 2013).

¹³ Unless specified otherwise, results are stated in 2010 prices.

The costs of construction and renewal of the waterways have been estimated to €1.3 billion p.a. Therefore, the at-source value is highly negative (-€700 million p.a. on average). This implies that the willingness-to-pay of the sector for the use of waterways is insufficient to cover the costs of infrastructures under current conditions.¹⁴

The analysis of context factors hints to complex interplays. The supplied amount of transport (transport performance) of inland water transport as well as cargo rates are important context factors of demand. They interfere with material expenses (factor costs) and rate of underutilisation of ship capacity (competition pressure). In comparison the essential characteristics of the watercourses have remained stable over time.

With the *alternative costs*, the social benefits of the provision of cheaper freight transport capacities than railway are accounted for. The higher costs that a switch from waterway to railway would have induced, were estimated. For simplification purposes, it was assumed that rail service can expand its transport capacity without price increase and therefore is able to adjust its capacity elastically to meet the additional demand.

The loss in consumer surplus was estimated with the point expansion method. The demand for inland water transport was set as an isoelastic demand function with a price elasticity of -0.6. Changes in producer surplus of the water transport sector have been estimated over the residual value.

The in-situ alternative costs amount to an average of €1.2 billion p.a. between 2007 and 2013. The loss in consumer surplus totals €700 million and surpasses the changes in producer surplus (€500 million).

When the cost for the waterways infrastructures are taken into account for the at-source perspective, the alternative costs go down to €400 million but remain positive. This result takes into account the substantial governmental subsidises for the construction and renewal of the railway networks (€400 million per year). When comparing the positive at-source alternative costs (€400 million), with the negative at-source residual value (-€700 million) it becomes clear that most of the benefits of the water use for inland water transport goes to the consumers in the sector.

The comparative assessment of Saxony and NRW at state level can only be done on the basis of context factors, as neither residual value nor alternative costs could be estimated at regional level. However, context factors already describe the tremendous importance of the River Rhine for freight transport compared to the River Elbe. For instance, transport performance on the River Rhine (measured in tonne-kilometre) exceeds the one of the river Elbe by 150 times. In addition, the depth of water (waterway categories) and the average vessel's size indicate more valuable characteristics of the navigability of the River Rhine.

Assessment of direct services to society based on the objectives of economic policy

From the different objectives of economic policy, the effects of inland water transport on employment and price stability were evaluated. Again, the assessment was based on the fictive switch of freight transport from waterway to railways.

In order to calculate the *price effects*, the price for waterway and railway transport have been estimated based on statistics on sales revenues and transport performances. The average price (2007-2013) for railway transport is 60% higher than the one for waterway transport (3.7 Euro-cent per tonne-kilometre vs. 2.3 Euro-cent per tonne-kilometre). Thus, the inland water transport has a price

¹⁴ One should not draw the conclusion that the costs for infrastructures can not be shifted to the sector. It only means that a cost reallocation to companies of the sector would be at least partially passed on to consumers of transport services. For instance, the European Commission (1998) or the Scientific Advisory Board for Transport to the Federal Ministry of transport, Building and Housing (1999) provide an overview over the controversial discussion regarding charges scheme for the cost reallocation of infrastructures.

curbing effect. However, both the price gap and the share of waterway transport in the modal split (10.2% in 2007 against 9.7% in 2013) have decreased over time leading to slightly smaller price curbing effects of water transport

Regarding *employment effects*, the number of persons working on ships on German waterways, amounts to 10,500 persons on average between 2008 and 2013. This figure refers to ships under German and foreign flags and includes unpaid owners and family workers. If the transportation had been carried out by rail service, three thousand more persons would have been needed.

Thus, the inland water transport is judged critically regarding employment effects. However, the assessment contains the following weaknesses. First, only an in-situ assessment has been carried out. Jobs in construction and maintenance for both waterway and railway networks have not been taken into account. Second, indirect effects, that would affect upstream (employment for the construction of railway network) and downstream sectors (adaptation to higher prices), have not been incorporated.

Public drinking water supply and wastewater disposal for households

Drinking water for private households¹⁵ is usually being supplied by public services. It is used for numerous purposes such as drinking, preparation of foods, personal care and hygiene, for the use of sanitation facilities, house cleaning and laundry or watering of indoor plants and gardens.

Water in household is in part essential but also in part substitutable. Drinking water for some basic needs in the household cannot be replaced (e. g. water for drinking and cooking, basic hygiene and care, or cleaning). Other usages can improve comfort and convenience, though one could do without them (e. g. swimming pools, watering the garden). Therefore, a reliable water supply is a mandatory prerequisite for modern life and economies. At the same time the extent of the water use depends on the households and can vary considerably.

The share of the public water supply amounts to 12% of the total water abstraction in Germany and points out the high importance of this water use for society. At the same time a comprehensive water supply system requires imperatively wastewater disposal in order to collect and treat the water supplied to the households. Watercourses serve as receiving medium for the treated wastewater as well as for the rainwater run-off.

The economic value of the water resources for drinking water supply depends mainly on

- ▶ factors, which *determine the demand and therefore the need for drinking water* - e.g. living standards and habits of the household when dealing with water, their attitudes towards water savings, the corresponding technical standards of equipment and installations, which consume water,
- ▶ the *essential characteristics of the water resources and watercourses*, which are used for the public water supply: it includes the distance to settlement, the yield of the resource, its quality and sensitivity to pollutions,
- ▶ further *technical, legal and market-based factors*, such as the technology standard of water supply facilities and treatment plants, the costs of further production factors, or legal conditions, which affect the supply or its costs for the households (e.g. fee regulations).

As part of the project, the drinking water supply has been assessed according to the value concept of utility and the objectives for public services. The water resources, which are used for public water supply, are at the core of the assessment according to the at-source perspective. Wastewater disposal is included in the assessment since it is imperatively coupled to the use of drinking water.

¹⁵ In this section, only the value of the public drinking water supply for private households is analysed. However, businesses and public institutions rely as well on public drinking water supply.

Assessment of direct services to society based on utility

Two methods are applied for the utility-based assessment: the total consumer surplus and the alternative costs. The residual value method is not suitable in the case of Germany because this sector works under the principle of cost-recovery, and therefore, no producer surplus is expected.

The demand curve of the households for drinking water is at the core of the assessment. Statistics on water consumption and water and wastewater charges are put in relation with literature-based assumption about price elasticity ($\varepsilon = -0.242$, Schleich und Hillenbrand 2009) and the type of price-quantity function. The estimation of the *total consumer surplus* is based on a linear demand function. This allows for a straightforward and low, but theoretically ill-founded estimation since it doesn't reflect the real consumers' behaviour. A non-linear demand curve under assumption of a constant price elasticity is used for the assessment of the *alternative costs*: compared to the assessment of the total consumer surplus, results are better founded as well as reflexible and turn out much higher. Bottled water, which is widely available and whose provision can be ensured independently from the public water supply systems, is set as the alternative. Both assessments strive for at-source results and a valuation of the water resources for public drinking supply: therefore, charges for water supply and wastewater disposal are subtracted from the in-situ value.

Results are as following. In Germany, the *total consumer surplus* for the years 2007, 2010 and 2013 amounts on average to €26 billion p.a. or respectively €7.30 per m³ and €320 per capita. The total consumer surplus shows a negative trend, mostly due to a shrinking individual water consumption. The benefits in NRW amounts to €6.3 billion p.a. while those in Saxony amounts to barely €800 million. The difference between both states goes back to the population size, but also to different patterns in water consumption. In Saxony, the average lies at only 85 l per capita and day, in NRW, at 134 l per capita and day.

The estimation of the alternative costs is based on a substitution price of €0.3 per litre or €300 per m³ for bottled water. The yearly alternative costs for Germany amount to €480 billion p.a. or respectively €5,900 per capita and €134 per m³ on average. This particularly high value is traced back to the very inelastic empiric price elasticity together with the assumption of a non-linear demand curve and the substitution price that is 60 times higher than charges for public drinking water supply and wastewater disposal.¹⁶

Evaluations of parts of the water demand, i.e. (i) for vital needs (first decile of the water consumption) and (ii) for the easily substitutable part of it (last decile), contribute to a better understanding of the progression of the consumer surplus along the demand curve. The benefits of water for vital needs amount to more than €100 billion p.a. or €1,300 per capita. It measures the welfare loss, which would result from a failure of the water supply for basic needs such as drinking, cooking or personal care and cleaning. By contrast, the value for the easily substitutable quantity (e.g. watering of gardens, swimming pools) only amounts to €350 million or €4.40 per capita. The welfare loss regarding minimal disruptions of water supply is clearly smaller.

The method of the alternative costs constitutes an improvement compared to the evaluation of the total consumer surplus by means of a linear demand curve: it builds on the assumption of a constant price elasticity along the demand curve and at the same time refers explicitly on the possibility of substitution of the water resources used for public drinking water supply.

Assessment of direct services to society based on goals of public services

Based on the objectives for public services, standards for the public water supply and wastewater services specify performance requirements (spatial and temporal availability, quality, durability/viability of the service provision) and on its costs. Hereupon the assessment measures the achievements of these objectives and describes the contribution of water resources to fulfil them.

¹⁶ Sensitivity analyses have shown that the alternative price has an under-proportional effect on the level of benefits and furthermore, that even very small price increases result in relatively high benefits compared to the other sectors assessed.

13 indicators and 4 context factors were compiled to evaluate achievements in term of public services. Taken separately but above all as a whole, they provide an insight over the present situation of public services. Monitoring indicators by governmental agencies or performance indicators for the reporting by providers of public drinking water supply and wastewater disposal are at the core of the assessment.

Information could be gathered at federal and states level, in particular for costs and quality of the service provision. However, neither are all data countrywide available, nor is their future availability guaranteed.

The assessment demonstrated that the service provision reaches high standards in terms of spatial and temporal availability, quality and costs when compared with normative requirements and given observable trends:

- ▶ The performance requirements for drinking water supply and wastewater disposal regarding temporal and spatial availability as well as quality are fulfilled as measured by:
 1. the already high and still improving connection rate of more than 99% to public drinking water supply nets and almost 97% to public sewage,
 2. practically no service interruptions as defined by international standards (when a minimum of 0.1% of the connected population is affected for more than 12 hours);
 3. the only few exceedances of drinking water threshold value (relative constant compliance with limit values for drinking water in 99% of the cases),
 4. the high rate of biological wastewater treatment (above 97% and still increasing).
- ▶ The financial burden of households by drinking water and wastewater charges remains constant at a rate of 1.2% of the household revenue and is considered affordable.

However, regarding the durability and viability of the service provision as measured by the rate of pipes renovation in comparison with their useful life expectancy, results are critical and demonstrate the need to act on this issue in the near future.¹⁷

Currently used water resources and watercourses are suitable to ensure an affordable drinking water supply and wastewater disposal with regard to the high societal goals and the related technological investments to fulfil them.

The assessment regarding the performance of the service provisions comes to similar results for Germany and the two assessed Federal states. A differentiated analysis of regional indicators underlines the influence of various context factors on the respective level of service provision.

Water use for cooling purpose in thermoelectric power production

Large amounts of cooling water are used in thermoelectric power plants for the production of electricity. Due to physical laws, only about 40% of the energy contained in combustibles is converted into electricity. The remaining 60% come out as heat, which must be released to the air or to water in order to maintain high conversion factor of the power plant. For this reason the sector “production of electricity” (class 35.11 of German classification of economic activities) is by far the largest user of water in Germany and accounts for 45 % of the total water abstraction.

The type of cooling system is decisive for the water consumption of a power plant. In once-through cooling systems without cooling tower, the heated water is simply send back to the river after use. This is the simplest and cheapest technique for the energy production sector, but also the most water

¹⁷ Technicians and economists agree on a useful life expectancy of 50 to 80 years in order to maintain functioning pipes and sewage systems: the renovation rate of the drinking water network and the sewage systems should amount between 1.25 to 2 percent. Actual indicators found values below this threshold (0.4 to 1.2 percent for the drinking water network and 1.1 percent for the sewage systems in average for 2013).

intensive one. In once-through cooling systems with cooling tower, the heated water is cooled down before being discharged into the rivers, reducing heat effluents. In open recirculating systems, the cooled-down water is collected and sent back into the system not only avoiding heat effluents but also reducing tremendously the amount of freshwater needed. However, such systems are characterized by lower conversion factors.

The economic value of cooling water depends on numerous factors, in particular:

- ▶ factors, which *determine the demand for electricity by thermoelectric power plants*– e.g. the energy demand of the population and of the economic sectors together with the growing production capacity of renewable energy,
- ▶ the *essential characteristics of the watercourses*, such as the size of the watercourse close to the location of the power plant, its capacity to take up heat including its insensitivity to heat effluents. Its availability for cooling purposes is also determined by regulatory water protection measures,
- ▶ further *technical, legal and market-based factors*, such as the water intensity of the cooling technologies or the conversion factors of the power plant. These include the regulations on the production capacity of thermoelectric power plants resulting from the nuclear phase-out or the energy transition as well.

The economic value of cooling water in electricity production was assessed according to the value concept of utility and the goal concept of sustainability.

Assessment of direct services to society based on utility

The benefits of cooling water for thermoelectric power were measured with the methods of the residual value and the alternative costs applying an at-source approach.

The residual value measures the willingness-to-pay of thermoelectric power plant operators for the use of water for cooling purposes. The assessment relies on data of companies from the power supply sector about net value-added, costs of labour and borrowed capital costs. Equity costs could not be considered due to a lack of data.

The estimation of the residual value for the sector “Electric power generation, transmission and distribution” (group 35.1 of German classification of economic activities)¹⁸ as a whole amounts to €12 billion on average (2001-2013) with large fluctuations (€3.6 billion in 2001 and €21.6 billion in 2010). Data at regional level were not sufficient for state-specific estimations. However, the gross operating surplus of the sector in Saxony indicates low values in 2013 and 2014 (€770 and 750 million respectively).

The estimated residual values do not relate directly to water. Sectoral statistics are only available for the whole sector of electricity supply including transmission, distribution and trade as well as the electricity production from other energy sources. Thus, the estimates include the willingness-to-pay for renewable energy (wind, sun, hydropower...). Additionally, it contains the surplus resulting from the subvention of renewable energy. By subtracting the EEG-feed-in remuneration under the EEG, the residual value for Germany reduces to €4.0 billion.

The alternative costs assess the welfare loss resulting from a complete switch of once-through cooling to an open recirculating system assuming that current production capacities that are fitted with recirculation systems are sufficient to cover the demand. According to literature sources, a switch would

¹⁸ Recent classification of economic activities for Germany –Destatis (2007).

cause a loss of 2% in the conversion factor of the power plant. The share of the respective cooling systems in the electricity production was estimated from statistics on water abstraction and literature-based assumptions on the water intensity of the different cooling systems.

The alternative costs amount to close €90 million p.a. on average (2001-2013) or Euro-cent 0.5 per m³ and fluctuate over time without recognisable trend (from €60 million in 2013 to €130 million in 2010).

The analysis of the context factors demonstrates that the energy transition has no big influence over the results yet since only a small decline in the production of thermoelectric power plants since 2001 could be observed. However, structural changes in the thermoelectric production have led to a drastic improvement of the water intensity and thus to a smaller value of water for once-through cooling systems. For instance, the water intensive production from nuclear energy has fallen by 40% and has been partly compensated by the less water intensive gas-fired plants. Also, the estimated share of the production running over once-through cooling systems has gone back from almost 30% in 2001 to less than 20% in 2013. The price fluctuation on the electricity market has sometimes accentuated or reduced the effects of these structural changes.

In the context of the planned nuclear phase-out and further decommissioning of lignite coal power plants, the amount of water for cooling purposes is expected to fall further and with it the economic value of water for the sector.

The assessment of the alternative costs sets a lower boundary for the value of water for once-through cooling systems. Investment costs for structural adjustments of existing cooling systems (construction of cooling towers) could not be taken into account due to the lack of data on the equipment of power plants with cooling systems. Furthermore, the evaluation only measures the value of water for once-through cooling, not the one for the amount used in open recirculating cooling systems. The evaluation of such systems would require setting a “waterless” alternative like closed circuit cooling system as standard of comparison and taking into account investment costs and higher loss of conversion factors for all power plants in Germany. Obviously, the value of water for open recirculating cooling systems would be much higher than the value for once-through cooling. However, there are no robust data to set realistic assumptions for such additional costs since the technology is currently not implemented in Germany.

Assessment of the impacts on the natural environment based on sustainability goals /maintenance of critical natural capital

The overall objective of the sustainability assessment is to evaluate the impacts of the water use for cooling purposes on *the states of the German watercourses*. Rivers are mostly affected by the (temporary) water abstraction and the heat effluents of the water discharge. The resulting pressures can be assessed according to their trends under the principle of non-deterioration or in relation with the local water resources availability and their assimilation capacity. Furthermore, water protection measures of the WFD management plans are interpreted as indicators for the acknowledgment of pressures by society. The assessment builds upon statistical data from the environmental-economic accounts and the number of measures according to WFD reporting.

With a 45% share of the total water abstraction, the energy sector is by far the largest user of water in Germany. In 2013, about 7.3% of German renewable freshwater resources were used for the cooling of thermoelectric power plants even though the amount of used water has been cut in half since 2001. This sharp reduction of pressure on the watercourses is mostly due to the decommissioning of nuclear facilities in 2011. In accordance to these findings no water protection measure related to water abstraction for cooling purpose could be identified in the WFD reporting for NRW and Saxony.

The theoretical heat effluents have been estimated from literature-based assumptions on the heat discharge of the respective cooling systems and the share of the particular systems in the thermoelectric production. The results indicate a sharp decline of pressure over the same period. Still a heat load of 0.8 till 2.0 MJ per m³ renewable freshwater were discharged into German watercourses in 2013. According to WFD reports for NRW, six surface waterbodies were listed for conceptual measures and 10 for implementation measures to mitigate these pressures. In Saxony, no measure could be identified. This indicates that watercourses in NRW are still overused for cooling purposes.

The falling trends are mostly due to the increasing share of open recirculating cooling systems in thermoelectric power plants and less to a decline of thermoelectric production caused by the energy transition or the nuclear phase-out. Whether these structural changes could have led to *spillover effects* to other environmental areas or abroad, has been described with the help of additional indicators.

Spillover effects arise from the increasing implementation of open recirculating cooling systems, which prevent damages to watercourses but require additional fossil fuel. The compensation of loss in conversion factor alone requires an estimated 74 PJ of extra fuel and causes 4.6 million tons additional CO₂ emissions. This represents about a third of the 2020 target for emission reductions of the brown coal-fired power plants or 2.6% of the 2030 climate protection goal for the German energy sector.

In contrast, the remaining use of the once-through cooling contributes to avoid 1.6 million t of additional CO₂ emissions per year on average (2001-2013). In the short term open recirculating cooling systems are in potential conflict with climate protection goals. On the long term the decarbonisation of the energy sector and the nuclear phase-out is expected to lead to the closure of further water intensive power plants and should contribute to overcome this conflict.

The structural changes of the energy sector caused by the energy transition can lead to further spillover effects to other environmental areas inland or abroad. The intensified use of renewable energy goes along with landscape consumption. A reduction of the conventional electricity production could also be compensated by electricity imports and therefore lead to a shift of environmental impacts abroad. Simple indicators can denote whether such effects are taking place. The decreasing share of thermoelectric power plants in the overall inland electricity production from 93% in 2001 to 77% in 2013 hints at potential spillover effects on other inland environmental areas (damage to landscape due to wind turbines). Spillover effects abroad can be neglected since the electricity trade balance displays a clear surplus since 2003.

Irrigation in the agriculture

Irrigation has presently a minor role in Germany since agricultural lands are usually waterlogged by spring. Barely 4% of the utilized agricultural area was irrigable in 2009, i.e. was fitted with irrigation pipes, and the share of the water abstraction for irrigation purposes was less than 1% of the total amount in Germany in 2010. Yet locally, water deficit can cause (drought-)damages to the cultures. Furthermore, in context of climate change, irrigation is expected to play an increasing role in the future (Gramm 2014).

Farmers are resorting to irrigation with the aim of increasing and stabilizing yields as well as improving the quality of their production. Irrigation is applied when local climate and soil conditions do not ensure a sufficient coverage of the water need of the plants (irrigation needs) and the operating results improve as a result of additional water (irrigation worthiness). Indeed, the expected additional revenues must cover the costs of irrigation (i.e. for water supply and distribution on the field).

The economic value of water depends mostly on following factors:

- ▶ factors, which *determine the demand for agricultural products* and the revenues, which farmers expect for the different crops, and ultimately motivate the production decisions,

- ▶ the *essential characteristics of the water resources and watercourses*, such as yield and distance to the fields, as well as factors which influence water pumping and distribution costs to the crops,
- ▶ further *geographical as well as technical, legal and market-based factors*, which determine the costs of irrigation and production, for instance local climate and soil conditions, the available irrigation technologies and the costs of further production factors (e.g. land, labour, equipment, pesticides and fertilizers) but also the size and specialisation of the farms.

Assessment of direct services to society based on utility

For this project irrigation was only assessed based on the concept of utility. The method of residual value and a valuation method related to the concept of the alternative costs (change in net income) were applied.

The *residual value* measures the willingness-to-pay of the agricultural sector for water in an at-source perspective.

The residual value was measured with the help of two different data sources:

- ▶ The residual value based on data from the Farm Accountancy Data Network is generally negative with an average value of -€2.1 billion p.a. for the total utilized agricultural land or -€125 per ha and year (over the period 2007-2013). These results point to a potential conceptual error in the implementation of the method or double counting of production factors. Furthermore, the data do not allow to distinguish clearly between the relevant part of the production for irrigation (field crops) and other agricultural activities (animal production).
- ▶ The residual value based on data from the environmental-economic accounts for the agricultural sectors reveals positive benefits (€1 billion p.a. or €125 per ha) on average for the years 1999, 2003, 2007 und 2010. It covers only vegetable food and thus, focuses on the part of the agricultural production which is potentially irrigated. However, a sharp decline from €355 per ha in 1999 to about -€160 per ha in 2010 can be observed, which goes back among others to the abolition of product subsidies.

None of the results is satisfying. Given the particularly low prevalence of irrigation currently in Germany, the residual value is mainly determined by non-irrigated agricultural land. Therefore, the method provides interesting results only at a disaggregated level. Root crops (potatoes and sugar beets) are usually characterised by high positive residual value compared to other field crops and happened to have the highest water consumption.

The alternative costs method was implemented by estimating the change of farmers' net income when irrigating against a situation without irrigation. The additional revenues obtained by irrigation are estimated and compared to the irrigation costs. It is assumed that no changes in consumer surplus occur because the size of the markets leads to a fully elastic demand curve. The estimation could only cover 2009 due to data availability:

- ▶ The estimated additional revenues for maize, potatoes, sugar beets and rapeseed have been estimated out of field trials and projected for the total irrigated area in Germany. This projection amounts to €320 million and measures the in-situ value of the water use for irrigation purposes.
- ▶ The costs of irrigation are estimated between €220 and 290 million and bind most of the benefits.
- ▶ The difference represents the at-source value of the water use for irrigation purposes. For Germany it amounts between €30 and 90 million. The results show that most part of the in-situ value is used to cover the high costs of irrigation.

The estimation has been carried out at regional level. In NRW the benefits amount to €1.5 to 14.5 million for barely 2% of irrigated agricultural land. In Saxony not even 0.5% are irrigated. Accordingly, the benefits turn out particularly low with a value between -€0.6 and 1.2 million.

The results indicate a low at-source economic value and are coherent with the current marginal use of irrigation in Germany. At the same time the high costs of irrigation show how highly sensitive to changes the economic value is, namely changes in demand, technology and on the market, but also location and availability of the water resources. Moreover, a single estimation is problematic: given the strong fluctuations in climate conditions and prices on the agricultural market, results are only meaningful in the long run.

Comparison of the different assessment results

The assessment map aims to evaluate the water uses from different perspectives and thus draws on different value and goal concepts. For this project, all four water uses were assessed regarding the utility. In addition, each further value and goal concept was tested with one water use. The comparison and linking of the assessments' results with each other is discussed in two ways:

- a) the comparison of all four water uses according to the results of the utility-based assessment,
- b) the comparison and enhancement of the results of the utility-based assessments with the assessment results of the further value and goal concepts.

Comparison of the water uses based on the assessment results regarding the utility.

The water uses can be compared according to their residual value and the alternative costs. The comparison draws on the results for the period 2007-2013, which has been evaluated for nearly all water uses.

The *residual value* estimates the maximal willingness-to-pay of the considered sector for all the water (and watercourse) uses. It provides, for instance, a general idea, to which extent a sector drawing benefits (producer surplus) out of the water use would be able to pay user charges or, in case of water use conflict, cover the costs of required water protection measures according to the polluter-payer principle, before market adjustments take place¹⁹. At the same time, the results show which sector is most likely to react to higher user charges or higher costs of water protection measures. In this respect the comparison of the residual values of the different sectors can inform the management of water conflicts within society or provide insights on the steering effects of environmental policy instruments.

Table 1: Residual values over the period 2007-2013 (in 2010 prices)

Water and watercourses use	Measurement concept / Indicator	Period	Residual value [million € p.a.]
Inland water transport	Residual value (in situ)	2007-2013	520
	Residual value (at source)		-740
Cooling water in thermoelectric power production	Residual value (at source)*	2007; 2010; 2013	11,900
	Residual value (at source), excl. EEG-feed-in tariffs)*		3,960
Irrigation in agriculture	Residual value (at source, for food plants)	2007; 2010	-600
Public drinking water supply for households	Not assessed according to the cost-recovery principle		

* without deduction of capital equity.

Source: own calculations.

¹⁹ The measured willingness-to-pay is net of abstraction or wastewater charges.

The results indicate following willingness-to-pay of the respective sector (Table 1):

- ▶ The sector of thermoelectric power production exhibits the highest willingness-to-pay for cooling water with €4 billion p.a.
- ▶ The at-source residual value for the sector of inland water transportation differs greatly from the in-situ value. With €500 million, the sector exhibits a positive in-situ willingness-to-pay but remains clearly under the at-source value of cooling water. Are the main costs for construction and renewal of the waterways subtracted, the at-source residual value turns out negative (-€700 million).
- ▶ The negative value of -€600 million for the vegetable foods production shows that the tested method is currently not able to provide sound results for the agricultural sector, in particular because the assessment cannot isolate the comparably marginal irrigated area from the large non-irrigated one.
- ▶ No residual value has been calculated for public drinking water supply/wastewater disposal, since in Germany companies of the sector are required to work according to the cost-recovery principle and no producer surplus is expected.

The various estimation difficulties complicate or – in the case of agriculture – prevent the comparison of the economic value for the different water uses: in particular the insufficient sectoral and/or spatial data resolution does not allow to link results with the water uses; and assumed values contribute to further inaccuracies in the results.

Despite weaknesses and inaccuracies, the residual values show differences in the willingness-to-pay of the sectors. Better sectoral and spatial resolution of the data, and more robust assumptions are necessary, in order to improve the validity and informative value of the method.

The *alternative costs* measure the additional costs that society has to bear in order to supply the desired final products despite a fictive switch from the current amount of water use to a waterless or water-saving alternative. The economic value of the water use is expressed in the production of the final products.

However, the carried evaluations do not take into account the impacts of the water use over the natural environment²⁰. Thus, the evaluation allows for a general but not definitive comparison of the societal benefits. The results for the period 2007 to 2013 are summed up in Table 2.

Table 2: Alternative costs over the period 2007-2013 (in 2010 prices)

Water and watercourses use	Measurement concept / Indicator	Period	Alternative costs [million € p.a.]
Inland water transport	Alternative costs (at source) ^a for shifting to freight rail transport	2007-2013	370
Cooling water in thermoelectric power production	Alternative costs (at source) for shifting from once-through to open recirculating systems	2007; 2010; 2013	90
Public drinking water supply for households ^b	Alternative costs (at source) for shifting to bottled water	2007; 2010; 2013	481,500
Irrigation in agriculture	Change in net income when giving-up irrigation	2009	60

^a including the public subsidies of railway networks; ^b including wastewater disposal

Source: own calculations

²⁰ Such negative impacts like water abstraction, wastewater discharges or emissions to water (so-called external effect) have been only considered, when already internalized and included into the data. For instance, water abstraction charges or wastewater charges are assimilated to a form of internalisation of the water use. However, the measurement concept regarding sustainability goals explicitly analyses such effects and their monetarisation in the utility-based assessment would have redundant.

The water uses differ clearly in their economic value to society:

- ▶ By far the highest benefits are generated with the use of water resources for the supply of households with drinking water. For Germany the value amounts to three-digit billion range (€500 billion p.a.).²¹
- ▶ The benefits of watercourses for inland water transport add up to almost €400 million p.a. The results take into account the costs for construction and renewal of waterways and inland ports or basically the costs for enabling navigation on watercourses.
- ▶ The economic value for the use of cooling water in once-through cooling systems of thermo-electric power plants is quite low with about €90 million.
- ▶ Likewise, the benefits of irrigation in agriculture are quite low with barely €60 million.

Generally, following mutually dependant factors have a large influence on the assessments:

- ▶ The price difference between the water use and the selected alternative indicates how easily replaceable a water use could be. Very high to high price differences have been estimated for respectively drinking water and inland water transport but only a very small one was set for cooling water in once-through cooling systems of thermoelectric power plants. The same is true for quantity changes, when like in agriculture not the price but the quantity of the final products are affected by the alternative.
- ▶ The price elasticity of the demand for the final product expresses how well consumers would cope with the loss of water use. Very inelastic and inelastic demands, like respectively in the sector of drinking water supply and inland water transport, contribute to high benefits. For agriculture a perfect elastic demand has been assumed, so that no consumer surplus is expected.
- ▶ The importance of the assessed water use for meeting the total demand of a final product shows how well society would cope with the loss of water use: the higher the share of the production relying on water use into the total production of the final product, the higher its economic value

The alternative costs approach is a pragmatic measure of the economic benefits for both producers and consumers. The quality of the conclusions depends on the choice of a plausible alternative to the water use as well as the careful analysis of the market conditions in the status-quo and in the notional alternative situation. For this project, market information on the current status-quo situation have been projected to the alternative situation in order to determine the substitution price, what leads to significant inaccuracies in the results.

This project did not fully exploit the potential of the Evaluation map for the assessment of water uses with the help of a single value and goal concept. Basically, water uses can also be compared with regard to:

- ▶ the effects on the objectives of economic policy, like price stability and full employment, which are highly relevant for political decisions,
- ▶ achieving the goals of public services, for which a comparison of societal needs for the different water uses would be prerequisite,
- ▶ the effects concerning the sustainability of water resources and watercourses as well as other environmental media, which can help prioritize water protection measures.

²¹ Sensitivity analysis have shown that even with a very low alternative price, benefits for drinking water remains higher as for other sectors: a price increase of one percent or about €0.05 per m³ generates alternative costs of €3 billion p.a.

Comparison of the assessment results based on utility with the results based on further value and goals concepts.

The value statements regarding utility can be completed with the assessment results of the other value and goal concepts. The assessments are neither completely independent, because they build upon the same market reactions, nor perfectly correlated, because they take into account different economic, technological or ecologic aspects.

The *comparison of the assessment results based on utility with the ones based on the objectives of economic policy* was done for inland water transport.

The positive benefits of inland water transport results from comparatively less expensive transport services than railway. This positive effect is also visible with the indicator of economic policy “price effect”. Both the assessment based on utility and the assessment based on the objectives of economic policy build upon the price difference between waterway and railway transport. However, results are expressed in different indicators and in the case of the utility-based assessment take further information (demand reaction, changes in producer surplus) into consideration.

The transport services of inland waterways are provided with less employment than the transport services of the railway system. These results extend the utility assessment to an analysis of the required production factors, which in the case of employment, is an objective of economic policy itself.

The *comparison of the assessment results based on utility with the ones based on the objectives for public services* was carried out for public drinking water supply and wastewater disposal.

Because drinking water supply and wastewater disposal are essential for daily life and economic activities in our society, they are considered in Germany as integral part of public services. Drinking water is not only considered necessary for its vital functions, but also because personal care and hygiene, the use of sanitation facilities, house cleaning etc. are regarded as basic human needs.

The assessment of public drinking water supply demonstrated a presently high performance of the service provision at affordable costs. However, in the long term the issue of low rehabilitation rates has to be addressed.

The high valuation of the drinking water supply and wastewater disposal as objectives of public service confirms the results regarding the utility. Accordingly, the total willingness-to-pay, but also and in particular the willingness-to-pay for the first decile of the water consumption, are extremely high.

Further, a deterioration of the water resources (pollution, scarcity) would lead to a loss of value according to both concepts. With one concept, it would translate into a diminution of standards in public services, with the other, to a loss of benefits.

The assessment concepts complement each other, but do not lead to identical conclusions. However, for certain aspects of the water use, only one concept can contribute to a meaningful analysis. For instance, drinking water does not only satisfy basic needs: uses like watering of gardens and indoor-plants or the filling of pools are no service of general interests and indicators to assess public services are hardly appropriate to assess their value. In contrary, the concept of utility provides a good measure for such non-necessary services too.

But for the water uses considered necessary by society, the goal concept of public services allows a more comprehensive reflexion of the situation regarding performance, durability/viability and costs of the service provisions than the sole individualistic concept of utility.

The *comparison of the assessment results based on utility with the ones based on the objectives of sustainability* was carried out for cooling water in thermoelectric power plants.

The assessment according to the maintenance of critical natural capital measures the impacts on the water resources and watercourses, which result from the use of water for cooling purposes according to the perspective of the impacts on natural environment. At the same time spillover effects to other environmental media, which arise from water protection measures, are taken into account.

Conflicts between water protection on one hand and utility and the protection of further environmental media on the other hand came to light.

The correlation between benefits regarding the utility (alternative costs) and environmental impacts over the watercourses is obvious. The benefits from water use in once-through cooling go along with pressures on the watercourses, in particular by heat effluents. At the same time that correlation is only partial: rising electricity prices only affect the benefits regarding utility, while the energy-mix of the thermoelectric production has a large influence on the pressures of watercourses.

Further, the economic benefits of water for once-through cooling are correlated with the preservation of further environmental media. Due to a higher conversion factor, electricity production using once-through cooling emits less greenhouse gases as recirculating cooling systems. With the declining water abstraction due to a lower reliance on once-through cooling, not only the economic value of water (alternative costs) are going down, but also the avoided CO₂-emissions of the once-through cooling compared with an electricity production relying exclusively on recirculating cooling systems. The trade-off between water protection and climate protection measures becomes obvious.

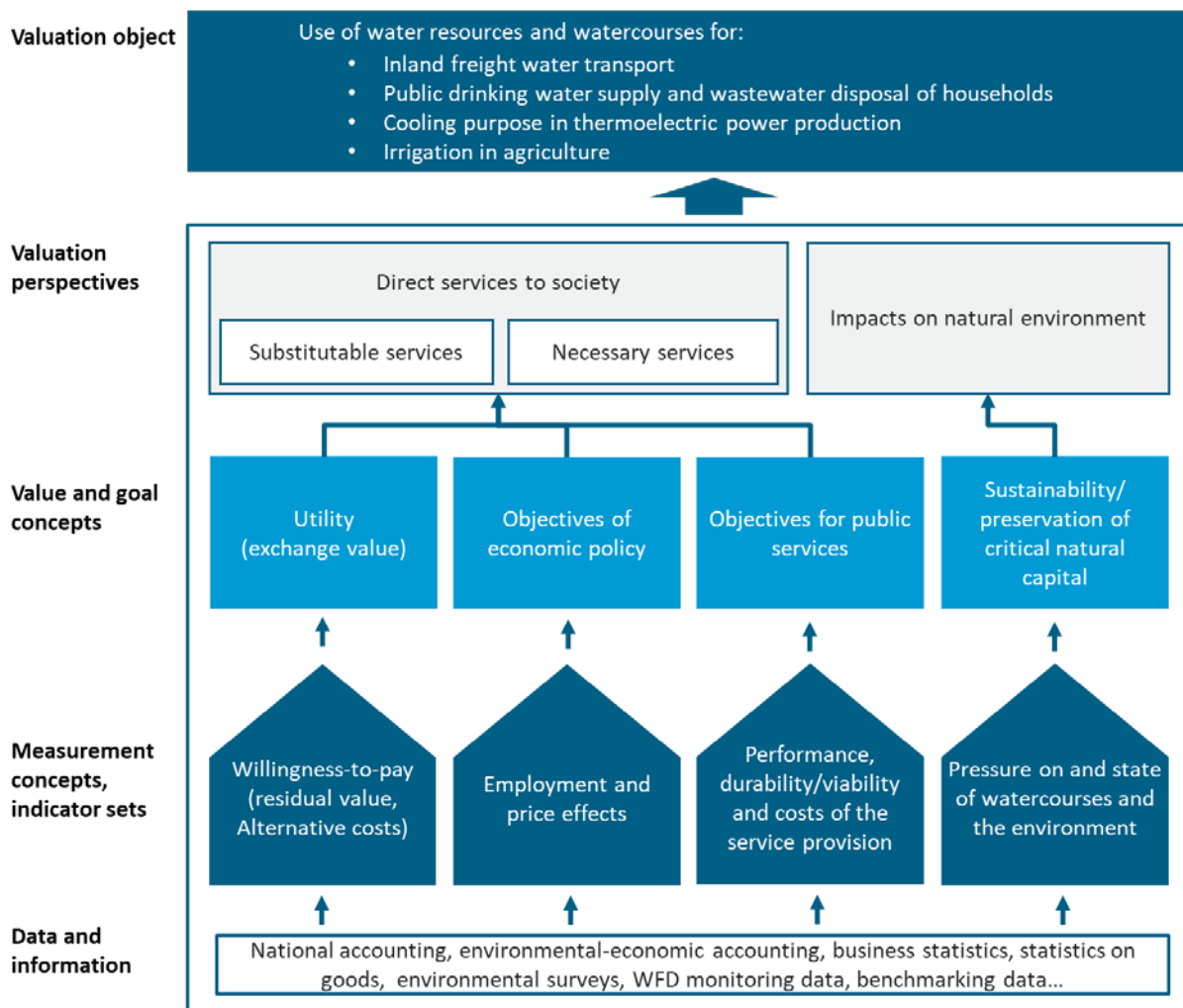
Reflecting on the assessments by means of the Evaluation map

The objective of the Evaluation map (Figure 1) was to support a multidimensional economic assessment of water and watercourses given the complex economic relations between society and water and watercourses. In conclusion, the tested assessment steps should be reviewed according to their relations in the Evaluation map (Figure 5):

- ▶ The valuation object was the use of water resources and watercourses by four sectors.
- ▶ The perspective *direct services to society* was assessed with the concept of utility and with its effects regarding objectives of economic policy and public services.
- ▶ The consequences arising from the question about the *substitutability* and *necessity* (non-substitutability) of the water use (or its final product) were examined (example of public drinking water supply and wastewater disposal). The project demonstrated that the combination of the individualistic utility concept with societal objectives contributed to meaningful conclusions.
- ▶ The perspective *impacts on natural environment* resulting from the water use was almost exclusively assessed by means of sustainability objectives. Given the available data, it was more feasible to evaluate pressures and states of watercourses according to the societal objective “maintenance of critical natural capital” than regarding their utility or effects on objectives of economic policy²².

²² Since societal goals set requirements for the construction of wastewater treatment plants, the assessment based on the objectives for public services also contributed to explain pressures on watercourses originating from wastewater disposal.

Figure 5: Summary – reflecting on the assessments by means of the Evaluation map



Source: own representation.

Therefore, the Evaluation map is significant not only as a support to structure the various valuation concepts, but also as a pragmatic approach to conduct holistic assessments based on publicly available data. It is a practical tool to work around data gaps, and at the same time to consider as many effects as possible.

Outlook

The Evaluation map presented here is a new methodical approach that combines different value and goal concepts for the valuation of water uses in a systematic and transparent way. The valuation of direct services to society should not only rely on welfare effects, e.g. utility, but also incorporate macroeconomic effects of economic policy and the safe and sufficient provision of essential goods. The simultaneous consideration of pressures on watercourses and the environment (“impact on natural environment”) make the link to impaired ecosystem functions and current and future consequences of water uses for society. Thus, the Evaluation map opens the way for a comprehensive economic reflection on water uses.

The developed methodical approaches, measurement concepts and indicator sets could develop further into a monitoring system that does justice to the complexity of the economic value of water use. In addition, more disaggregated sector specific information complete existing high aggregated indicators (like water productivity of a national economy as a whole). The analysis of sector specific trends can better be reflected back to policy development than more aggregated information.

Furthermore, the project results can inspire the implementation and further development of the EU Water Framework Directive. For instance, the residual value appears a more suitable indicator of the value of water for companies than simple ones, such as revenues or gross value added, which tend to overestimate the value of water. Additionally, the method of alternative costs has demonstrated that a water use has a large value for society when it can only be substituted at large costs.

The developed approach can help prioritising the manifold conflicts between the use of watercourses and their preservation since water uses can be better ranked according to their economic value. Similarly, the results can be used to scrutinise the positions of representatives of the sectors using water with the help of publicly available data.

In order to fully fulfil the tasks outlined here, further enhancements of the indicator sets are required. For instance, the value and goal concepts should be applied to all water uses wherever applicable. Experience has shown that the indicator sets have to be adapted and specified to the single water use even when applying the same measurement concept.

The assessments based on a notional waterless alternative strongly depend on the assumptions regarding the substitution possibilities and the market conditions of the alternative (substitution price). Thus, the chosen alternatives have to be realistic and should be checked against new developments. Since the alternatives in the project are first approximations they should be refined as well. Hereby, regional differentiated alternatives may be necessary.

Furthermore, the described indicator sets should be further validated, in particular in light of the insufficient regional and sectoral data resolution. The potential of statistical microdata should be stronger exploited.

Finally, the economic interdependencies of water uses in other upstream and downstream sectors should be acknowledged to a greater extend. This requires the development of supplementary measurement concepts and indicator sets.

1 Einleitung

Wasser und Gewässer bieten den Bürgern und der Wirtschaft vielfältige Leistungen, um grundlegende Bedarfe zu befriedigen und zum Wohlstand beizutragen. Die Verfügbarkeit von sauberem Trinkwasser ist Vorbedingung für menschliche Siedlungen. Wasser wird im Haushalt, aber auch im gewerblichen Bereich in vielfältiger Weise gebraucht: als Lebensmittel, als Rohstoff oder Prozessmittel beziehungsweise als Löschmittel und zur Reinigung. Wasser ist weiterhin das wichtigste Kühlmittel im Energie- und Gewerbesektor und dient der Bewässerung in der Landwirtschaft.

Fließgewässer und Seen werden für den Gütertransport genutzt, sind Energieträger und werden in vielfältiger Weise zur Erholung und für den Tourismus in Anspruch genommen. Nicht zuletzt bilden Wasser und Gewässer eine notwendige abiotische Komponente aller Ökosysteme und sind somit entscheidend für zahlreichende Ökosystemdienstleistungen, von denen Menschen und Gesellschaft abhängen. Wasser und Gewässer sind daher von fundamentaler Bedeutung für die Menschen.

Die gesellschaftliche Diskussion um das wünschenswerte Maß an Wassernutzung und Gewässeranspruchnahme muss sich hierbei mit vielfältigen Aspekten auseinandersetzen:

- ▶ Die Wassernutzungen bringen nicht nur positive Leistungen für die Gesellschaft, sondern beeinträchtigen den Gewässer- und Naturhaushalt. Beispielsweise ist die Kühlwassernutzung zur Durchlaufkühlung mit einem Wärmeeintrag in die Gewässer verbunden. Diese und weitere Wassernutzungen, wie Binnenschifffahrt, kommunale Abwasserbeseitigung und Landwirtschaft werden als signifikante Belastungen zur Erreichung des guten Zustands der Oberflächengewässer und Grundwasserkörper benannt (vgl. z. B. IKS 2015: 13 ff.; IKSE 2015: 18 ff.).
- ▶ Wassernutzungen können auch im Konflikt zueinander stehen. Auch wenn in Deutschland grundsätzlich keine Knappheit an Wasser besteht, so unterscheiden sich die regionalen Wasserbilanzen (gebietsbürtige Abflüsse, natürliches Wasserdargebot) deutlich, so dass selbst quantitative Konflikte nicht von vornherein flächendeckend auszuschließen sind.²³ Noch stärker treten gegenwärtig qualitätsbasierte Konflikte um Wasser hervor (vgl. z. B. Oelmann *et al.* 2017).
- ▶ Die Bedeutung von Wassernutzungen ändert sich über die Zeit. Beispielsweise spielte die Binnenschifffahrt im 19. Jahrhundert eine tragende Rolle bei der Industrialisierung Deutschlands (vgl. Henning 1989), stellt mittlerweile im Modellsplit nur ca. 10 Prozent hinter dem Straßen- und Schienengüterverkehr dar (vgl. Tabelle 20 in Abschnitt 5.1.1.1). Demgegenüber findet gegenwärtig Bewässerung in der Landwirtschaft nur auf zwei Prozent der landwirtschaftlichen Nutzfläche statt (vgl. Tabelle 117 in Abschnitt 5.4.1.2). In Hinblick auf den Klimawandel ist zu erwarten, dass die Bedeutung zunimmt (vgl. Jäkel und Gramm 2013; Jäkel 2013).

Gesellschaftliche Diskussionen greifen hierbei immer stärker ökonomische Argumente auf. Als Sinnbild hierfür steht die EU-Wasserrahmenrichtlinie (vgl. z. B. Europäische Kommission 2003), bei der ökonomische Analysen von Sektoren und Betrachtungen der Verhältnismäßigkeit von Maßnahmen verankert sind. Dies wird auch durch die Tatsache erleichtert, dass sich die Datenverfügbarkeit zur Beschreibung der Wechselwirkungen zwischen Gewässern und der Gesellschaft verbessert hat. Dies manifestiert sich zum Beispiel in der Entwicklung der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (vgl. DESTATIS 2015; UN Statistics Division 2012), in zahlreichen Untersuchungen im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie²⁴ und in vielfältigen Bewertungsstudien zum Thema Wasser (vgl. z. B. Meyerhoff 2004; Brouwer *et al.* 2009; Salvetti 2013) als auch in Indikatorsystemen, die von relevanten

²³ So werden bei gebietsbürtigen Abflüssen (dem Teil des Niederschlags, der nach Abzug der Verdunstung in einem Gebiet übrigbleibt) Werte zwischen $<50 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ und $>1.500 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$ je Landkreis ausgewiesen (Durchschnittswerte für 1961-1990 – vgl. www.bmbf.wasserfluesse.de, abgerufen am 5.10.2017).

²⁴ Vgl. hierzu die Bund/Länder-Informations- und Kommunikationsplattform zur EU-WRRRL: <http://www.wasserblick.net/servlet/is/1/>, abgerufen am 4.10.2017.

Akteuren selbst für Zwecke der Leistungsdarstellung und Verbesserung veröffentlicht werden (vgl. z. B. ATT *et al.* 2015).

Gerade hierbei zeigen sich auch die gegenwärtigen Grenzen der bisherigen Ansätze:

- ▶ Im Zuge der ökonomischen Bewertung zur Wasserrahmenrichtlinie wurden Anstrengungen unternommen, um die Wertschätzung von Gewässern durch die Bürger zu erfassen, die nicht auf dem Markt sichtbar werden (vgl. Brouwer *et al.* 2009; Dietrich und Schumann 2006; Türk *et al.* 2013; Hasler *et al.* 2009; Hartje *et al.* 2003; Marzelli *et al.* 2012). Weit weniger intensiv wurde demgegenüber der Frage nachgegangen, wie sich der ökonomische Nutzen einer Wassernutzung für die Wirtschaftssektoren beschreiben lässt.
- ▶ Pragmatische Ansätze zur Beschreibung der Bedeutung von Wasser für Sektoren bestehen gegenwärtig immer noch aus sehr einfachen Ansätzen und ziehen hierfür die Anzahl von Unternehmen, deren Produktionsumfang (Bruttowertschöpfung), aber auch die Beschäftigten als Indikatoren heran, zusammen mit weiteren qualitativen Einschätzungen zur Abhängigkeit von Wasser (vgl. z. B. Salvetti 2013; LAWA 2015). Jedoch wurde hierbei kaum reflektiert, welche Aussagekraft derartige einfache Indikatoren zum Nutzen der Wasserinanspruchnahme durch die Sektoren aufweisen.
- ▶ Vor dem Hintergrund der sich weiterentwickelnden Datenbasis und methodischen Konzepte (vgl. z. B. UN Statistics Division 2012: 117 ff.) wurden bisher für Deutschland noch nicht systematisch die sich hieraus ergebenden neuen Möglichkeiten zur ökonomischen Beurteilung von Wassernutzungen getestet.
- ▶ Schließlich stellt sich die Frage, wie die eingangs skizzierte Mannigfaltigkeit bei der Verwendung von Wasser durch Haushalte und der Wirtschaft gewürdigt werden kann: als Grundnahrungsmittel, als vielfältig eingesetztes Medium im Haushalt, als Produktionsinput im primären und sekundären Sektor, aber auch als Infrastruktur für Transporte sowie als Bestandteil der Ökosysteme.

Aufgabe des durch das Umweltbundesamt in Auftrag gegebenen Forschungsvorhabens „**Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern**“ war es, praktikable Ansätze zu erarbeiten, die eine Abschätzung des ökonomischen Wertes und der wirtschaftlichen Bedeutung von Wasser und Gewässern sowie von wassergebundenen Dienstleistungen für Deutschland ermöglichen.

Der Schwerpunkt lag auf der Frage, inwieweit sich die nutzungsabhängigen Wirkungen der Wasserressourcen und Gewässer anhand von öffentlich zugänglichen Daten regelmäßig quantifizieren lassen. Eine Bewertung von Ökosystemdienstleistungen von Gewässern wurde entsprechend der Aufgabenstellung nicht vorgenommen. Auch stand die Bewertung von Wassernutzungskonflikten, die zum Beispiel als Ober-Unterlieger-Konflikte sichtbar werden, nicht im Fokus des Projektes.

Im Rahmen der Projektarbeit werden hierfür ein mehrdimensionaler Bewertungsansatz – die Landkarte der Bewertung – entwickelt, um den Ansprüchen an Wasser und den hierdurch induzierten wirtschaftlichen Wirkungen in ihrer Vielfalt gerecht zu werden. Dieser Ansatz greift verschiedene ökonomische Wert- und Zielkonzepte auf, um Wassernutzungen aus verschiedenen Perspektiven zu beurteilen: die Nutzenstiftung, wirtschaftspolitische Ziele, die Daseinsvorsorge sowie Aspekte der Nachhaltigkeit. Die Landkarte der Bewertung wird in Abschnitt 2 vorgestellt.

Weiterhin werden die empirisch anwendbaren Messkonzepte herausgearbeitet, um die verfügbaren statistischen Daten auszuwerten (vgl. Abschnitt 3). Dies basiert auf einer kritischen Würdigung der vorhandenen Messkonzepte/Indikatorensysteme vor dem Hintergrund bestehender Datenquellen.²⁵

²⁵ Die Autoren danken den Studenten eines an der Universität Leipzig im Rahmen des Studienganges „International Joint Master Program in Sustainable Development“ durchgeführten Seminars für ihre Unterstützung bei der Erprobung von einigen hier zur Anwendung gekommenen methodischen Ansätzen. .

In den Abschnitten 4 bis 6 werden für ausgewählte Wassernutzungen Indikatorensysteme zur Ermittlung der Nutzenstiftung erarbeitet (vgl. Abschnitt 4), deren Quantifizierbarkeit für Deutschland und zwei Bundesländer (NRW und Sachsen) getestet (vgl. Abschnitt 5) und die Ergebnisse miteinander verglichen (vgl. Abschnitt 6). Dies erfolgte für die

- ▶ Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung,
- ▶ Wassernutzung von Haushalten im Rahmen der öffentlichen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung,
- ▶ Kühlwassernutzung durch die thermoelektrische Stromproduktion sowie für die
- ▶ Bewässerung in der Landwirtschaft.

Bei jedem der aufgeführten Sektoren wird die Nutzenstiftung durch die Wasserinanspruchnahme beurteilt. Darüber hinaus werden drei weitere Wert- und Zielkonzepte mit Indikatorensystemen unterlegt und jeweils am Beispiel einer Wassernutzung quantifiziert. Die Ergebnisse werden abschließend miteinander verglichen.

Das Projekt dient somit der Erweiterung der methodischen Möglichkeiten zur Bewertung von Wasser im Rahmen des gesellschaftlichen Wasserressourcenmanagements in seiner Nutzung durch Wirtschaftssektoren auf regionaler und nationaler Ebene.

2 Konzept für die Erfassung der ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern – eine Landkarte der Bewertung

2.1 Die Landkarte der Bewertung

Die ökonomische Beziehung der Gesellschaft zu Wasser und Gewässern ist durch fundamentale Abhängigkeiten und zugleich durch das Streben nach Wohlstand gekennzeichnet. Wenn es darum geht, die Bedeutung von Wasser zu beschreiben, darf der Hinweis nicht fehlen, dass Trinkwasser für den Menschen lebenswichtig ist. Ein kluges Management von Wasser und Gewässern darf bei dieser Feststellung nicht stehen bleiben, sondern erfordert eine viel weitergehendere, differenziertere Betrachtung der vielfältigen Verwendungsmöglichkeiten von Wasser. Wasser ist ein Input für die verschiedenen Wirtschaftszweige: die Landwirtschaft, Industrie und Gewerbe, die Energieerzeugung, den Bergbau, die Haushalte – eigentlich für alle Bereiche des wirtschaftlichen Lebens. Je nach Verwendungszweck und Kontext kann die Wichtigkeit von Wasser durchaus unterschiedlich groß sein. Manchmal kann Wasser durch andere Produktionsfaktoren ersetzt werden, manchmal ist es essentiell. Manchmal wird „Wasser“ als physischer Stoff oder chemische Substanz betrachtet, manchmal interessiert man sich für die Wasserressource und manchmal stehen Flüsse und Seen als „Gewässer“ im Fokus. Wasser wird dann als Teil der Landschaft und des Naturhaushalts angesehen.

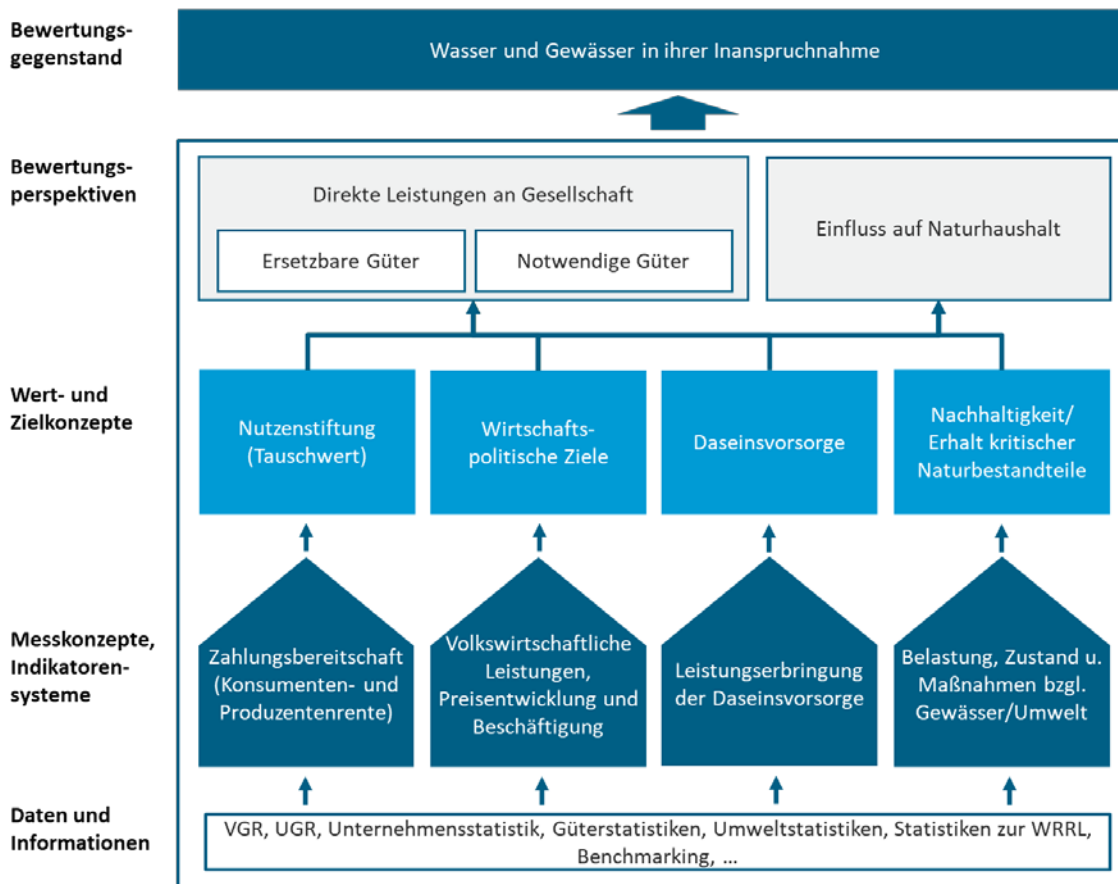
Wasser und Gewässer sind äußerst komplexe Bewertungsgegenstände, die man hinsichtlich ihrer ökonomischen Bedeutung aus verschiedenen Perspektiven mit unterschiedlichen Wert- und Messkonzepten betrachten und analysieren kann. Kein einzelnes Wertkonzept und auch kein einzelnes Messkonzept werden nach Überzeugung der Autoren ausreichen, Wasser und Gewässer in ihrer ganzen Komplexität zu erfassen.

Um dieser Komplexität des Bewertungsgegenstandes und der Vielfältigkeit der Betrachtungsperspektiven gerecht zu werden, haben die Autoren eine „Landkarte der Bewertung“ erarbeitet. Sie gibt einen Überblick über verschiedene Bewertungsperspektiven und -konzepte. Hierdurch ermöglicht sie nicht nur eine Verortung von Bewertungsaussagen und hilft, diese miteinander in Bezug zu setzen. Sie dient insbesondere der systematischen Entwicklung des Bewertungsdesigns (Abbildung 6).

Die Landkarte unterscheidet fünf verschiedene Ebenen. Auf jeder Ebene stehen unterschiedliche Betrachtungsweisen, Spezifizierungen oder Konzepte zur Auswahl. Sie können auf verschiedene Weise miteinander kombiniert werden. Jede Kombination besteht aus einem „Pfad“ von oben nach unten durch die Landkarte der Bewertung, bei dem der Bewertungsgegenstand, die Bewertungsperspektive, das Wert- und Zielkonzept, die Messkonzepte und Indikatorensysteme sowie die Daten- und Informationsquellen festgelegt werden. Eine solche Kombination beschreibt damit eine mögliche Herangehensweise, um die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern zu beurteilen. Manche Kombinationen erscheinen dabei vielleicht zweckmäßiger als andere. Wichtig ist aber vor allem festzustellen, dass es in der Regel viele verschiedene sinnvolle, valide Herangehensweisen an die Beantwortung der Frage nach der ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern gibt.²⁶

²⁶ Tendenziell stehen näherliegende Kombinationen in der Landkarte untereinander. Das schließt aber nicht aus, dass andere Kombinationen ebenfalls zu interessanten Aussagen führen können.

Abbildung 6: Landkarte der Bewertung



Quelle: Eigene Darstellung.

Die fünf Ebenen der Landkarte der Bewertung sind:

- ▶ **Bewertungsgegenstand:** Auf der ersten Ebene geht es darum, den Bewertungsgegenstand zu spezifizieren und genauer zu beschreiben. Hierzu gehört zunächst die Beantwortung der Frage, ob auf Wasser als physischen Stoff am Ort seines Einsatzes, ob auf die natürlichen Ressourcen oder auf Gewässer abgestellt werden soll. Wenn man nach der ökonomischen Bedeutung eines Gegenstandes fragt, dann geht es in erster Linie um die Inanspruchnahme des Gegenstandes. Deshalb muss anschließend konkretisiert werden, welche Wasser- beziehungsweise Gewässernutzung betrachtet werden soll, ob beispielsweise Wasserressourcen zur Trinkwasserversorgung/Abwasserbeseitigung oder Gewässer als Binnenschifffahrtsstraßen betrachtet werden.
- ▶ **Bewertungsperspektiven:** Diese Bewertungsgegenstände können aus unterschiedlichen Perspektiven betrachtet werden. Aus einer anderen Perspektive erscheint ein und derselbe Gegenstand in einem anderen Licht und es zeigen sich andere Facetten, die unterschiedliche Bedeutungen hervorheben. Dabei müssen Eindrücke, die man durch das Einnehmen verschiedener Bewertungsperspektiven erhält, nicht unbedingt konträr sein. Zumeist sind sie komplementär. Im Rahmen des Berichtes werden daher folgende Perspektiven zur Bewertung der Inanspruchnahme von Wasser und Gewässern unterschieden:
 - a) **Direkte Leistungen an die Gesellschaft:** Wasser und Gewässer generieren Leistungen, die von der Gesellschaft unmittelbar in Anspruch genommen werden, weil sie direkt als Güter konsumiert oder weil sie in einem Produktionsprozess zur Herstellung von Gütern ver-

wendet werden. Bei der Betrachtung der Leistungen an die Gesellschaft kann man noch unterscheiden, ob es sich hier um Leistungen oder Güter handelt, die durch andere *ersetzbar* sind, oder ob sie prinzipiell nicht zu ersetzen und daher *notwendig* sind. Auf die Unterscheidung zwischen „ersetzbar“ und „notwendig“ wird weiter unten noch ausführlicher eingegangen.

- b) *Einfluss auf den Naturhaushalt*: Wasser oder Gewässer üben einen Einfluss auf den Naturhaushalt aus. Ein intakter Naturhaushalt wird für wirtschaftliches und gesellschaftliches Handeln als selbstverständlich vorausgesetzt. Insofern handelt es sich um indirekte Leistungen von Wasser und Gewässern für die Gesellschaft, die gegenwärtig erbracht werden, aber weit in die Zukunft reichen können.

- ▶ *Wert- und Zielkonzept*: Selbst mit dem Anspruch, nur nach der ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern zu fragen, zeigt sich, dass unterschiedliche, zumeist komplementäre Konzepte vorhanden sind, mit denen Wasser und Gewässer bewertet werden können. Im Rahmen des Projektes werden als Wert- und Zielkonzepte einbezogen:
 - a) die Nutzenstiftung,
 - b) wirtschaftspolitische Ziele,
 - c) die Daseinsvorsorge,
 - d) Nachhaltigkeit/Erhalt kritischer Naturbestandteile.

Wenn ein spezifischer Bewertungsgegenstand, beispielsweise eine Binnenwasserstraße, unter der Perspektive „ersetzbares Gut“ in seiner direkten Bedeutung für die Gesellschaft betrachtet wird, dann kann man fragen, ob sie dazu beiträgt, wirtschaftspolitische Ziele zu erreichen (etwa Verbesserung der wirtschaftlichen Leistungskraft einer Region) oder ob Wohlfahrtswirkungen für die Bürger (Nutzenstiftung) in einem allgemeineren Sinne erzeugt werden. Im Hinblick auf den Einfluss auf den Naturhaushalt könnten zugleich die Effekte der Binnenschifffahrt auf die Gewässer und die Umwelt selbst beurteilt werden und hierbei Ziele der Nachhaltigkeit aufgreifen.

- ▶ *Messkonzepte, Indikatorensysteme*: Zum Beschreiben und Bewerten der ökonomischen Wirkungen durch die Wassernutzung bedarf es Messkonzepte, die an die Wert- und Zielkonzepte angepasst sind. Sie beschreiben die gesellschaftlichen Wirkungen der Wassernutzung so in einer geeigneten Weise, dass sie sich mit den entsprechenden Zielen und Werten verknüpfen lassen und die Zielerreichung bewertet werden kann.
- ▶ *Daten, Informationen*: Die Bewertung von Wasser- und Gewässernutzungen mithilfe von Messkonzepten und Indikatorensystemen ist datenintensiv. Überwiegend werden quantitative Daten benötigt, es können aber auch qualitative, beschreibende Informationen einbezogen werden. Im Rahmen dieses Berichtes werden schwerpunktmäßig öffentlich zugängliche Statistiken und Datenquellen herangezogen. Oft werden Bewertungsstudien aber auch für spezifische Fragestellungen durchgeführt, bei denen Daten extra für eine fragespezifische Untersuchung erhoben werden. Beispielsweise kann es notwendig werden, für eine Kosten-Nutzen-Analyse von Renaturierungsmaßnahmen an Flüssen, die Nutzenwirkung aus Sicht der Bürger zu erfragen (vgl. z. B. Hartje *et al.* 2003). Grundsätzlich ist die Landkarte der Bewertungen auch hierfür anwendbar.

Die Landkarte der Bewertung gibt einen Überblick über verschiedene mögliche Antwortansätze auf die Frage nach der ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern. Sie ist ein Hilfsmittel, um die Auswahl der für eine bestimmte Frage oder einen konkreten Entscheidungskontext geeigneten Bewertungsansätze zu erleichtern. Die verschiedenen Möglichkeiten sind oft komplementär. Hierbei ver-

deutlicht die Landkarte der Bewertung, dass es oftmals zweckmäßig ist, unterschiedliche Bewertungsperspektiven, -ansätze, -konzepte und -methoden nebeneinander anstatt alternativ zu verwenden, um eine umfassende Bewertungsaussage zu erhalten. Sicherlich steigt hierdurch der Aufwand und unter Umständen sind die Aussagen, die man mit verschiedenen Bewertungsansätzen erhält, nicht kohärent, womöglich sogar widersprüchlich. Welcher Bewertungsansatz beziehungsweise welche Kombination verschiedener Bewertungsansätze am geeignetsten ist, hängt von der Problemstellung und dessen Kontext ab.

Im Folgenden werden die fünf Ebenen der Landkarte der Bewertung in fünf Abschnitten genauer vorgestellt.

2.2 Bewertungsgegenstand

Wasser ist multifunktional und hat viele Erscheinungsformen. Es liegt in bestimmten Mengen und bestimmter Qualität in Form von ober- und unterirdischen Ressourcen vor und wird in Haushalten und Unternehmen als physischer Stoff in bestimmter Menge und Qualität verwendet. Zugleich sind Gewässer Gegenstand zahlreicher Nutzungen wie zum Beispiel der Schifffahrt oder der Naherholung.

Bevor die Frage nach der ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern sinnvoll beantwortet werden kann, muss daher der Bewertungsgegenstand konkretisiert und eingegrenzt werden. Der Gegenstand einer ökonomischen Bewertung sind Wasser und Gewässer in ihrer Inanspruchnahme durch die Gesellschaft. Im Rahmen des Berichtes stehen direkte Wassernutzungen im Zentrum des Interesses, wie die Bereitstellung von Trinkwasser, die Bewässerung in der Landwirtschaft beziehungsweise die Binnenschifffahrt. Das Bewertungskonzept ist aber nicht auf solche direkten Nutzungen begrenzt, sondern könnte auch eine Bewertung von weniger offensichtlichen Leistungen, wie klimatische Effekte von Wasser und Gewässern, strukturiert vorbereiten.

Aus den mit der Inanspruchnahme des Wassers generierten ökonomischen Effekten wird auf die Bedeutung von Wasser und Gewässern geschlossen. Unter Wasser und Gewässer kann hierbei unter anderem verstanden werden:

- ▶ Wasserressourcen und natürliche Gewässer,
- ▶ Wasser, das in den Haushalten bereitgestellt wird, d. h. aus dem Hahn gezapft werden kann,
- ▶ künstliche oder stark anthropogen überformte Gewässer.

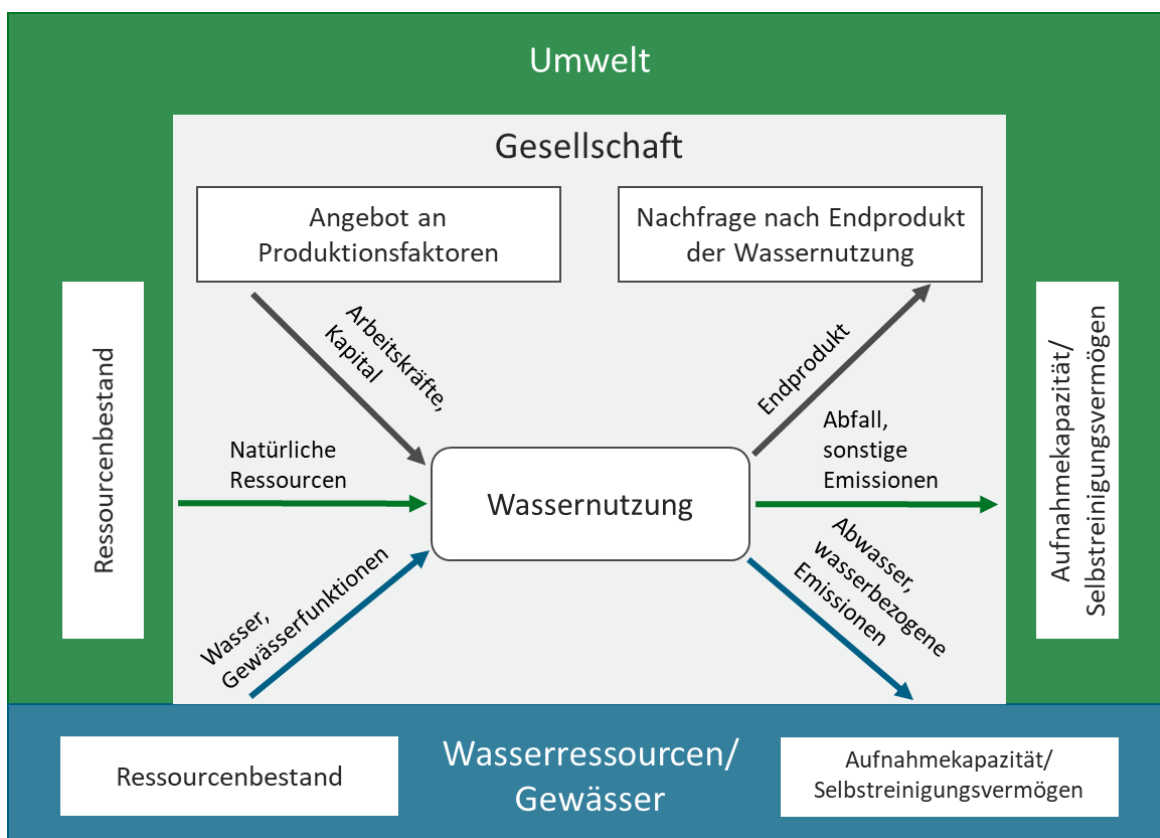
In der Einleitung wurde darauf verwiesen, dass es ein Anspruch des Projektes ist, das methodische Rüstzeug für Bewertungen im Rahmen des gesellschaftlichen Wasserressourcenmanagements zu erweitern. Daher stehen natürliche Wasserressourcen, Wasserkörper und Gewässer im Mittelpunkt (at-source-Betrachtung). Hierfür muss jedoch die ökonomische Bedeutung des genutzten Wassers – zum Beispiel des Trinkwassers im Haushalt – bekannt sein (in-situ-Betrachtung). Beide Werte unterscheiden sich beispielsweise hinsichtlich des Aufwandes, das Wasser zu fördern, bereitzustellen und aufzubereiten. Bei Gewässernutzungen – wie der Schifffahrt – ergibt sich eine entsprechende Differenzierung durch den Aufwand, mit dem die Gewässer schiffbar gemacht werden müssen. Es muss letztendlich bei der empirischen Anwendung jeweils herausgearbeitet werden, welche Betrachtung erfolgt und welche Rückschlüsse sich auf die natürlichen Wasserressourcen und Gewässer ergeben.

Weiterhin muss die zu betrachtende Wassernutzung konkretisiert werden. Im Rahmen des Projektes werden die Inanspruchnahme von Gewässern durch die Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung betrachtet, die Wasserressourcennutzung zur Trinkwasserversorgung/Abwasserbeseitigung der Haushalte, weiterhin die Wasserressourcennutzung zur Kühlung bei der Stromproduktion sowie Inanspruchnahme von Wasserressourcen zur Bewässerung in der Landwirtschaft (vgl. Abschnitt 5).

In diesem Zusammenhang ist es hilfreich, den sachlichen Bezug von den Wasserressourcen/Gewässern zur gesellschaftlichen Nutzung herzustellen. Hierfür wird ein Prozessschema vorgeschlagen, das in seiner allgemeinen Form in Abbildung 7 dargestellt ist. Es beleuchtet die sachlogische Verknüpfung der Wasserressourcen/Gewässer mit den gesellschaftlichen Nachfragern nach den Endprodukten der Wassernutzungen. Dies können beispielsweise Haushalte als Konsumenten von Trinkwasser sein oder Unternehmen, die Transportdienstleistungen von Binnenschiffen in Anspruch nehmen. Darüber hinaus werden die weiteren notwendigen Inputs aufgezeigt, die entweder gesellschaftlich bereitgestellt werden (Arbeitskräfte, Kapital) oder der Umwelt entnommen werden (natürliche Ressourcen wie Energieträger). Schließlich werden auch die mehr oder weniger erwünschten Outputs aufgeführt, die im Zuge der Wassernutzung neben dem Endprodukt entstehen. Dies können Outputs an die Gewässer selbst (z. B. Abwasser, wasserbezogene Emissionen) oder an die Umwelt sein (z. B. Abfall, Emissionen).

Das Prozessschema hebt somit hervor, dass die Nachfrage nach den Leistungen der Wassernutzungen als zentraler Treiber für den ökonomischen Wert und die wirtschaftliche Bedeutung der Wassernutzung gesehen wird. Weiterhin zeigt sie, dass bei der Wassernutzung nicht allein die Wasserinanspruchnahme und die Abgabe der Endprodukte betrachtet werden dürfen, sondern hierbei die anderen Inputs und Outputs zu berücksichtigen sind. Hierbei weist das Prozessschema darauf hin, dass die Wassernutzung die gesellschaftliche/wirtschaftliche Sphäre mit aquatischen Ökosystemen und der Umwelt verbindet. Später in Abschnitt 5, in dem das Bewertungskonzept auf ausgewählte Beispiele angewendet wird, wird dieses Schema nutzungsspezifisch konkretisiert.

Abbildung 7: Generisches Prozessschema von Wasser- und Gewässernutzungen



Die Pfeile stellen Inputs und Outputs der Wassernutzung dar.

Quelle: Eigene Darstellung.

Bei der Wassernutzung interagiert das gesellschaftliche System mit dem aquatischen System. Ökonomische Wassernutzungen lassen sich in der Regel einem Wirtschaftssektor zuordnen. Wir verwenden

dazu in diesem Bericht die Klassifizierung der Wirtschaftssektoren aus den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (vgl. DESTATIS 2007).

Zur Charakterisierung der Inputs einer Wassernutzung aus dem aquatischen System wird im Rahmen des Berichtes weitgehend auf die Charakterisierung von Wasserfunktionen nach WBGU (1997) zurückgegriffen (Tabelle 3), eine weitere Aufstellung aquatischer Ökosystemleistungen bietet das Millennium Ecosystem Assessment (2005) oder Brouwer *et al.* (2009: 23 ff.) an.

Tabelle 3: Wasserfunktionen entsprechend des WBGU

Naturfunktion	Kulturfunktion		
	Verbrauch, Entnahme	Benutzung	Belastung
<ul style="list-style-type: none"> • Lebenserhaltungsfunktion • Regelungsfunktion • Energiehaushalt <ul style="list-style-type: none"> ○ Wasserkreislauf ○ Stoffhaushalt (Erdgestaltung: Hochwasser, Erosion, Sedimentation; Lösungs- und Transportmittel; Selbstreinigung) 	<ul style="list-style-type: none"> • Lebensmittelfunktion <ul style="list-style-type: none"> ○ Trinkwasser ○ Speise- und Getränke-zubereitung ○ Reinigungsfunktion • Produktionsfunktion <ul style="list-style-type: none"> ○ Rohstoff (Chemie, Lebensmittelherstellung) ○ Prozesswasser (Transport-, Wasch-, Lösungs-, Kühl-, Löschmittel, usw.) ○ Pflanzen- und Tierversorgung (Bewässerung, Aquakultur, Tränke usw.) 	<ul style="list-style-type: none"> • Heilmittelfunktion • Energieträgerfunktion • Transportwegfunktion • Erholungsfunktion • Gestaltungsfunktion • Ästhetische Funktion • Religiöse Funktion • Versorgungsfunktion (Fischerei) 	<ul style="list-style-type: none"> • Deponiefunktion • Selbstreinigungsfunktion

Quelle: WBGU 1997.

Die Ausführungen verdeutlichen, dass erst einmal einzelne Wassernutzungen und keine Wasserkonflikte im Zentrum der Bewertung stehen. Typische Wasserkonflikte (Ober-Unterlieger-Konflikte) können aber durch die Verknüpfung der Bewertungen von den miteinander in Konflikt stehenden Wassernutzungen analysiert werden.

Zugleich rückt der Ansatz sektorale Wassernutzungen in den Mittelpunkt und nicht die Vielfalt der Ökosystemdienstleistungen von Gewässern (vgl. WBGU 1997; Millennium Ecosystem Assessment 2005). Durch die Berücksichtigung der Einflüsse auf den Naturhaushalt werden aber Beeinträchtigungen der Ökosystemdienstleistungen von Gewässern durch die sektoralen Wassernutzungen grundsätzlich einbezogen.

2.3 Bewertungsperspektiven

Das in diesem Bericht verfolgte Bewertungskonzept unterscheidet verschiedene Bewertungsperspektiven in Hinblick auf den Bewertungsgegenstand Wasser und Gewässerinanspruchnahme. Unter Perspektive wird die fokussierte Betrachtung von bestimmten Eigenschaften des Wassers und der Gewässer gegebenenfalls bei gleichzeitiger Vernachlässigung anderer Eigenschaften verstanden.

Alle der im Folgenden vorgestellten Bewertungsperspektiven betrachten andere ökonomisch relevante Aspekte von Wasser und Gewässern. Die Perspektiven überlagern sich, beziehungsweise sind nicht scharf voneinander getrennt, jedoch ermöglicht jede für sich eine Annäherung an den Bewertungsgegenstand aus einem anderen Blickwinkel. Der Blickwinkel lässt typischerweise Details erkennen, die aus einem anderen nicht oder zumindest nicht mit derselben Deutlichkeit zu sehen sind. Zur Beschreibung und Quantifizierung der ökonomischen Bedeutung von Wasser und Gewässern kann es

daher sinnvoll sein, unterschiedliche Bewertungsperspektiven einzunehmen, da sich dadurch ein umfassenderes Bild ergibt. Im Rahmen des Berichtes werden folgende Perspektiven gewählt:

Unterschieden wird erst einmal zwischen den *direkten Leistungen an die Gesellschaft* und dem *Einfluss auf den Naturhaushalt*. Bei den direkten Leistungen an die Gesellschaft wird weiterhin zwischen Wasser als ersetzbare Güter beziehungsweise als notwendige Güter unterschieden. Die Perspektiven werden im Folgenden umrissen.

2.3.1 Direkte Leistungen an die Gesellschaft

Unter direkten Leistungen an die Gesellschaft werden typische Endprodukte verstanden, die unter Inanspruchnahme von Wasser bereitgestellt werden (Abbildung 6). Beispielsweise zählen hierzu die Nutzung von Wasser zur Trinkwasserbereitstellung oder die Bereitstellung von Transportleistungen der Binnenschifffahrt. Die Leistungen dienen der Befriedigung menschlicher Bedürfnisse. Sie sind für Menschen nützlich, dadurch werden sie wertvoll. Im ökonomischen Sprachgebrauch nennt man diese Leistungen Güter. Man unterscheidet zwischen Konsumgütern und Produktionsfaktoren. Konsumgüter können unmittelbar Bedürfnisse befriedigen, während Produktionsfaktoren deshalb nützlich und wertvoll sind, weil sie selbst wieder zur Produktion von Konsumgütern verwendet werden. Wasser ist beides zugleich: Trinkwasser wird direkt konsumiert, Strom wird nicht direkt konsumiert, sondern wiederum als Input für verschiedenste Prozesse herangezogen. Weiterhin werden aber auch die Effekte hinzugeordnet, die sich durch die Inanspruchnahme von gesellschaftlichen Produktionsfaktoren im Zuge der Wassernutzung ergeben (Abbildung 6).

Die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern geht mit seiner Verwendung zur Bedürfnisbefriedigung einher. Sie lässt sich jedoch weiter ausdifferenzieren, in Wasserverwendungen, die durch andere ökonomische Aktivitäten ersetzt werden können und solche, die als notwendig erachtet werden.

2.3.1.1 Wasser und Gewässer als ersetzbare Güter

Ein Merkmal wirtschaftlicher Prozesse ist, dass viele produzierte Güter für den Konsum und auch die Produktionsfaktoren häufig teilweise oder vollständig durch andere ersetzt werden können. Dies trifft auch auf genutztes Wasser zu:

- ▶ Die Bemühungen um einen sparsamen Umgang mit Trinkwasser im Haushalt führten dazu, dass durch modernere Haushaltgeräte weniger Wasser beim Waschen eingesetzt werden muss. Hierfür sind allerdings komplexere Geräte notwendig.
- ▶ Der Umfang der von Kraftwerken in Anspruch genommenen Kühlwassermenge lässt sich dadurch reduzieren, dass von Durchlaufkühlung auf Kreislaufkühlung oder gar auf andere Produktionstechnologien (Solarenergie) umgestiegen wird. Hierbei erhöht sich aber unter Umständen der Bedarf an Energieträgern (Kreislaufkühlung) oder es steigt der Flächenbedarf (Solarenergie).
- ▶ Transportleistungen können grundsätzlich von Binnenschiffen auf die Eisenbahn verlagert werden. Allerdings müssen dann die Kapazitäten bei der Eisenbahn gegebenenfalls erweitert werden.

Produktion kann aber auch räumlich verlagert werden. Fällt die Möglichkeit einer Wassernutzung an einem Standort weg, so kann durch räumliche Reallokation der Produktionsmittel Wasser an einer anderen Stelle genutzt werden. Freiwerdende Produktionsfaktoren können idealerweise in anderen Produktionsprozessen genutzt werden.

Durch diese Anpassungsprozesse wird die ökonomische Bedeutung von Wassernutzungen dahingehend begrenzt, dass zweitbeste Alternativen zur Bedürfnisbefriedigung bestehen. Beispielsweise kön-

nen viele der Gütertransporte, die mit dem Binnenschiff transportiert werden, auch per Bahn durchgeführt werden. Auch wenn sie vielleicht keinen perfekten Ersatz liefern, so führt eine Nichtberücksichtigung dieses Aspektes zu einer deutlichen Überschätzung der Bedeutung der Wassernutzung. Die Berücksichtigung derartiger Anpassungsreaktionen stellt eine Schlüsselherausforderung bei der ökonomischen Bewertung von ersetzbaren Gütern dar. Die Eigenschaft der Ersetzbarkeit kann jedoch auch bestritten werden.

2.3.1.2 Wasser und Gewässer als notwendige Güter

Notwendig im engen Sinne ist das, was zum bloßen Leben unbedingt erforderlich ist: Essen und Trinken, Schlafen, Kleidung und eine Behausung. Das Notwendige übt einen Zwang auf Menschen aus. Im Notwendigen sind sie der Natur unterworfen: Sie müssen bestimmte Dinge tun, um überhaupt leben zu können. Im Gegensatz zu dem Nützlichen haben sie hier keine Wahl. Aus der Perspektive der modernen Wirtschaftswissenschaften gibt es das Notwendige eigentlich nicht. Beim Notwendigen gibt es nichts zu wählen. Gemäß dem Wirtschaftswissenschaftler Lionel Robbins (1932: 15) hingegen hat man überall Wahlmöglichkeiten und die Möglichkeit der Ersetzbarkeit. Man wählt zum Beispiel zwischen verschiedenen Behausungen auf dem Wohnungsmarkt. Und selbst bei den überlebensnotwendigen Lebensmitteln hat man die Wahl zwischen Brot und Müsli. Im Folgenden wird nun aber argumentiert, dass es in der Ökonomik durchaus sinnvoll sein kann, von einer objektiven Notwendigkeit zu sprechen, die einem keine Wahl lässt (siehe Exkurs).

Exkurs: Notwendige Bedürfnisse

Georg Wilhelm Friedrich Hegel (1983: 341; § 185) unterscheidet in seiner Philosophie der Wirtschaft zwischen „notwendigen“ und „zufälligen“ Bedürfnissen. Das zufällige Bedürfnis hängt im Grunde von der Willkür eines Menschen ab. In der Sprache der modernen Ökonomie würde man sagen: von seinen individuellen Präferenzen. Notwendige Bedürfnisse hingegen sind unabhängig von den Präferenzen. Sie sind objektiv gegeben. Zu ihnen zählen zunächst die sogenannten naturnotwendigen Bedürfnisse etwa nach Nahrung und Kleidung. Aber Hegel kennt offenbar darüber hinaus weitere notwendige Bedürfnisse, die gleichwohl nicht naturnotwendig sind. Er bringt dazu ein Beispiel – die Uhr. Er sagt: „Eine Uhr kann man einen Luxusartikel nennen, und in einfachen Verhältnissen kann solche sehr wohl entbehrt werden; nicht aber im verwickeltern Verhältnisse“ (vgl. Hegel 1983: 153). Das Bedürfnis nach einer Uhr ist nicht naturnotwendig, „in einfachen Verhältnissen“ braucht man die Uhr nicht; sie ist dort ein „Luxusartikel“, und das Bedürfnis nach ihr ist zufällig. Notwendig sind die Uhr und das Bedürfnis nach ihr jedoch „im verwickeltern Verhältnisse“ (vgl. Petersen 2016).

Ob ein bestimmtes Bedürfnis notwendig ist oder nicht, hängt also von den Umständen oder Verhältnissen ab. In der modernen, durch exakte Zeitmaße bestimmten Welt, ist die Uhr unentbehrlich (vgl. Petersen 2016). Wer an der Gesellschaft teilhaben will, muss sich danach richten. Deshalb ist die Dienstleistung „Uhrzeit“ notwendig und ihr Wert ist nicht mit Geld zu beziffern.

Genauer gesagt ist es nicht die Uhr, sondern die Dienstleistung der Uhrzeit, die ein notwendiges Gut darstellt. Die einzelne Uhr ist austauschbar, etwa durch die Zeitanzeige am Handy. Nicht austauschbar ist der Service einer verlässlichen Zeitmessung. Diese Dienstleistung hängt von einer umfangreichen Infrastruktur ab, zu der die Atomuhren gehören, nach denen andere Uhren gestellt werden, die elektronischen Zeitsignale über Funk oder auch die öffentlichen Uhren in Bahnhöfen und Plätzen.

Ein anderes, zeitgemäßes Beispiel für ein notwendiges Gut ist der Anschluss an das Internet. Er ist sicherlich nicht lebensnotwendig, aber für einen jungen Erwachsenen ist der Anschluss erforderlich, um am gesellschaftlichen Leben teilnehmen zu können oder für eine Firma im ländlichen Raum, die sich auf den Vertrieb regionaler Produkte spezialisiert hat, ist eine leistungsstarke Verbindung Voraussetzung für ihren wirtschaftlichen Erfolg.

Trinkwasser ist offensichtlich ein lebensnotwendiges, ein naturnotwendiges Gut. Die Dienstleistung der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung, Trinkwasser jederzeit und verlässlich in sehr guter

Qualität aus einem Wasserhahn laufen lassen zu können und gleichzeitig das Abwasser auf hygienische Weise abzuleiten und zu reinigen, ist selbst zwar nicht überlebenswichtig – man könnte das Trinkwasser in Flaschen transportieren –, aber es wird doch in unserer Gesellschaft als unverzichtbar angesehen. Viele Abläufe würden ohne zuverlässige Wasserversorgung so nicht funktionieren. Daher ist eine zuverlässige Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung ein notwendiges Gut in der modernen Industriegesellschaft Deutschlands.

Auf welchem Niveau solche Ver- und Entsorgungsleistungen als notwendig erachtet werden, ist allerdings nicht vorgegeben, sondern wird von der Gesellschaft bestimmt. Typischerweise bildet sich hierüber in einem gesellschaftlichen Diskurs ein Konsens aus, der sich in Gesetzen, Regeln und Normen niederschlägt. Ein Beispiel für eine solche Norm ist die Trinkwasserverordnung, in der die Qualität beschrieben wird, der Trinkwasser in Deutschland genügen muss. In anderen Ländern und Gesellschaften kann ein anderes Niveau der Versorgungsleistungen als normal erachtet werden. In Jordanien beispielsweise ist Wasser aus dem Versorgungsnetz normalerweise nur zweimal in der Woche verfügbar. Weil die Wasserversorgung nicht kontinuierlich erfolgt, kann es auch zu hygienischen Problemen kommen. Die Menschen behelfen sich mit Vorrattanks im Haus und kaufen zusätzlich abgefülltes Trinkwasser in Flaschen und Kanistern (vgl. Klassert *et al.* 2015). In Deutschland wäre ein solcher Versorgungsstandard undenkbar.

2.3.2 Einfluss auf den Naturhaushalt

Mit der Inanspruchnahme von Wasser und Gewässern gehen in der Regel Veränderungen beim aquatischen System einher: sei es eine Veränderung des Grundwasserspiegels bei der Rohwassergewinnung, der Veränderung von physischen Eigenschaften durch den Wärmeeintrag durch Kraftwerke oder seien es strukturelle Veränderungen im Zuge der Anpassung von Gewässern an die Bedürfnisse der Binnenschifffahrt (Abbildung 6). Diese Veränderungen können zu komplexen Wirkungen im Naturhaushalt führen, die beträchtlich sein können und indirekt wieder auf die Gesellschaft zurückwirken (vgl. Wallacher 2001: 87 ff.):

- ▶ Wasser ist für die geologischen und klimatischen Verhältnisse auf der Erde von großer Bedeutung für die Bodenbildung, die Formung von Landschaften oder bei der Ausprägung von unterschiedlichen Klimazonen. Die hohe Wärmespeicherkapazität von Wasser mildert die Temperaturschwankungen im globalen Ökosystem.
- ▶ Die biologische Bedeutung von Wasser wird an dessen Vorhandensein in allen Lebewesen ersichtlich. Durch den Prozess des Stoffwechsels ist eine regelmäßige Wasseraufnahme Voraussetzung für das Leben. Wasser ist gleichzeitig Grundlage der Nahrungsketten, da der Biomasseaufbau nur mittels Wasser möglich ist.
- ▶ Gewässer sind auch vielfältiger Lebensraum. Hierzu zählen u. a. Stillgewässer, Fließgewässer und Grundwasser, das Meer sowie der Übergangsbereich von Wasser und Land – die Küste und das Wattenmeer. Über den Wasserhaushalt sind Gewässer mit anderen ökologischen Teilsystemen wie Luft, Boden und Biosphäre in einem komplexen Wirkungsgeflecht verbunden und hängen in vielfältiger Weise voneinander ab. (vgl. Wallacher 2001: 87 f.)

Eingriffe in den natürlichen Wasserhaushalt haben auch immer Folgen für den gesamten Naturhaushalt. Sie können dazu beitragen das lokale, regionale und globale Klima zu verändern, den Boden durch Auswaschung und Versalzung zu schädigen, den Grundwasserspiegel abzusenken und das Artenspektrum von Pflanzen und Tieren zu verschieben. Eingriffe können unter Umständen nicht reversibel sein, wie beispielsweise der Abbau fossiler Grundwasservorkommen (vgl. Wallacher 2001: 95 f.).

Werden daher Wassernutzungen auf ihren Einfluss in Bezug auf den Naturhaushalt hin betrachtet, so stehen einerseits die Veränderungen bei den aquatischen Systemen im Fokus, auch wenn keine Rückwirkungen auf die Gesellschaft bekannt sind. Andererseits stehen indirekte Leistungsveränderungen

an die Gesellschaft in Gegenwart und Zukunft im Mittelpunkt des Interesses:

- ▶ Leistungen, welche zur Lebensgrundlage für die Menschen beitragen, die vielleicht gar nicht spezifisch zuordenbar sind, wie nachteilige Langzeiteffekte einer sich verringernden Biodiversität;
- ▶ leichter abgrenzbar- und zuordenbare Wirkungen wie Veränderungen der Häufigkeit und Stärke von Hochwasserereignissen oder kleinklimatische Veränderungen.

Schließlich schränken Veränderungen des aquatischen Systems auch dessen Wert für andere Wasser- und Gewässernutzungen ein. Hier sei auf den Konflikt zwischen landwirtschaftlicher Nitratemission und der Entwertung von Grundwasservorkommen für die Trinkwassergewinnung als Beispiel verwiesen. Diese Wirkungen stehen jedoch vordergründig nicht im Fokus der Bewertung, denn sie sollten durch eine Bewertung dieser Gewässernutzungen ihrerseits mit Hilfe der Landkarte der Bewertung abgeschätzt werden.

Über die Auswirkungen auf die Gewässer hinaus werden im Folgenden auch die Auswirkungen auf andere Umweltmedien, die z. B. durch die Abgabe von Outputs (z. B. Abwasser, Abfall, Emissionen) entstehen (Abbildung 6), ebenfalls unter der Perspektive „Einfluss auf den Naturhaushalt“ (Abbildung 6) erfasst. Auch hier ist intuitiv klar, dass diese Einflüsse ihrerseits vielfältige Rückwirkungen auf die Gesellschaft haben können (z. B. Luftverunreinigungen infolge der thermoelektrischen Stromproduktion). Somit greift diese Perspektive viele Aspekte auf, die volkswirtschaftlich als externe Effekte von Wassernutzungen erfasst werden.

2.4 Wert- und Zielkonzepte

Die Bewertungsperspektiven haben zunächst einen eher einordnenden Charakter: Der Bewertungsgegenstand – Wasser und Gewässer in ihrer Inanspruchnahme – wird aus einem bestimmten Blickwinkel betrachtet, beschrieben und analysiert. Um den Gegenstand zu bewerten muss nun noch ein Bewertungskonzept hinzukommen. Ein solches Konzept verknüpft den Bewertungsgegenstand mit ethisch-moralischen Vorstellungen und gesellschaftlichen oder individuellen Zielen. Die Wirtschaftswissenschaften haben sich mit dem Problem der Bewertung sehr intensiv auseinandergesetzt und mit der Wohlfahrtstheorie einen konsistenten Erklärungsansatz für Wert geschaffen, der auf den ethischen Ansätzen des Utilitarismus ruht und der zugleich mit den mikroökonomischen Erklärungsansätzen zu marktwirtschaftlichen Mechanismen kompatibel ist. Ein anderer, bedeutsamer Bewertungsansatz ist, eine vorhandene oder geplante Wasser- oder Gewässernutzung anhand ihrer Beiträge zur Erreichung vorgegebener wirtschaftspolitischer Ziele zu beurteilen. Zwei weitere Bewertungskonzepte, die im Folgenden näher behandelt werden sollen, sind das aus den Rechtswissenschaften stammende Konzept der Daseinsvorsorge und das durch den Brundtland-Bericht (vgl. Hauff 1987) bekannt gewordene umwelt- und entwicklungspolitische Ziel einer nachhaltigen Entwicklung, zu dem sich seit der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro 172 Staaten verpflichtet haben.

2.4.1 Nutzenstiftung

Das gegenwärtig zentrale ökonomische Wertkonzept der Nutzenstiftung ist individualistisch und orientiert sich sehr eng am Wohlergehen von Personen. Ausgangspunkt bildet das Konzept des individuellen Tauschwertes.

Das wohlfahrtsökonomische Wertkonzept des Tauschwertes begründet sich nach Marggraf und Streb (1997: 244) auf dem sozialen Subjektivismus. Sein normativer Aussagegehalt basiert auf der utilitaristischen Werttheorie, nach der das Wohlergehen der Individuen allein ausschlaggebend ist (Konsumentensouveränität) für eine Bewertung von Handlungen, nicht aber Zielvorgaben des Staates. Darüber hinaus ist das Konzept konsequentialistisch in dem Sinne, dass die Handlungen anhand ihrer Folgen für die Individuen zu bewerten sind.

Zur Darstellung der Nutzenstiftungen werden Zahlungsbereitschaften der Betroffenen mit der Annahme erfasst, dass die Personen ihre Entscheidungen so treffen, dass sie ihren Nutzen möglichst vergrößern. Diese Zahlungsbereitschaften beschreiben den Tauschwert. Das ist das Einkommen, auf das die Betroffenen bereit sind zu verzichten, um das zu bewertende Gut zu erhalten. Dieses Wertkonzept erlaubt die Interpretation ökonomischer Handlungsentscheidungen als Handlungen, um den Nutzen zu vergrößern. Nutzt eine Person das angebotene Trinkwasser und bezahlt hinterher seine Wasserabrechnung, so wird angenommen, dass es der Person wichtiger war, das Trinkwasser „einzukaufen“ als das Geld für andere Dinge auszugeben.

Das theoretische Konzept der Nutzenstiftung vermag verschiedene soziale Phänomene einzubeziehen:

- ▶ Menschen haben unterschiedliche Präferenzen und Vorlieben. So halten manche Personen einen privaten Swimmingpool für wichtig, während andere nicht bereit sind, hierfür Geld auszugeben;
- ▶ aus Sicht von Personen, lassen sich Güter oft gegenseitig austauschen, gleichwohl muss dieser wechselseitige Austausch nicht als perfekt empfunden werden; beispielsweise kann man für die Körperreinigung duschen oder ein Vollbad nehmen;
- ▶ Menschen würdigen ein Gut höher, wenn nur eine geringe Menge hiervon zur Verfügung steht, als wenn hiervon eine große Menge verfügbar ist. Beispielsweise hat ein Liter Trinkwasser einen anderen Wert, wenn nur zehn Liter pro Tag zur Verfügung stehen als wenn einhundert Liter genutzt werden könnten;
- ▶ die Ausstattung mit Einkommen und damit die Fähigkeit, Güter zu erwerben, bestimmt die Wohlfahrt von Menschen wesentlich mit. Ein höheres Einkommen wird erst einmal als besser empfunden;
- ▶ es werden auch Güter wertgeschätzt, die nicht durch Einkommen zu erwerben sind, wie ausreichend Zeit zur Erholung, attraktive Landschaften und romantische Seen oder eine intakte Umwelt.

Die wohlfahrtsökonomische Werttheorie fügt sich in mikroökonomische Erklärungsansätze zu wirtschaftlichen Produktions- und Handelsprozessen ein. Sie betrachten Marktphänomene und liefern Vorhersagen zu Marktreaktionen. Mikroökonomische Ansätze ermöglichen ein Verständnis beispielsweise zu:

- ▶ Produktionsentscheidungen von Unternehmen zum Produktionsumfang und zur Wahl der Produktionsfaktoren in Abhängigkeit von Preisen der Produktionsfaktoren, erzielter Erlöse für Endprodukte und technischen Produktionsmöglichkeiten: So kann zum Beispiel erklärt werden, wie sich landwirtschaftliche Produktion in Abhängigkeit des zur Verfügung stehenden Wassers verändert;
- ▶ Entstehung von Marktpreisen als Interaktion von aggregierter Nachfrage und Angebot in Abhängigkeit von Zahlungsbereitschaften (Tauschbereitschaft), Bereitstellungskosten und dem institutionellen Setting (Wettbewerb, Monopolmärkte)²⁷: Auf den Märkten passt sich unter normalen Umständen der Preis so an, dass Angebot und Nachfrage ausgeglichen sind – man sagt, dass sich die Märkte dann im Gleichgewicht befinden (vgl. Klauer 1998: 61). Märkte koordinieren die Knappheiten und die diversen individuellen Bedürfnisse und benutzen hierzu Preissignale. Je größer die Nachfrage nach einem Gut und je kleiner das Angebot wird, desto knapper ist es und desto mehr steigt der Preis. Somit verdeutlichen Preise die Knappheit von Gütern im Verhältnis zur nachgefragten Menge.

Diese Konsistenz des Konzeptes der Nutzenstiftung mit Erklärungsansätzen zum wirtschaftlichen Handeln erlaubt es, sowohl die Nutzenwirkungen von bepreisten Gütern zu beschreiben, als auch die

²⁷ Zum Beispiel im Rahmen der Allgemeinen Gleichgewichtstheorie (vgl. Debreu 1959; Arrow und Hahn 1971).

Nutzenwirkung von Wassernutzungen, welche nicht mit Preisen versehen sind. Dies ist die Stärke des Konzeptes bei der Bewertung von Wasser und Gewässern. Denn es fällt leichter, nicht marktvermittelte und somit nicht bepreiste Nutzungen von Wasser als Beispiele aufzuzählen als bepreiste. Mineralwasser mag als Gegenbeispiel dienen. Es wird auf Märkten gehandelt, Marktpreise existieren und es kann angenommen werden, dass der Markt quasi automatisch für eine Maximierung der Nutzenstiftung der Bevölkerung durch eine nachfragegerechte Mineralwasserversorgung sorgt. Viele andere Wassernutzungen werden nicht über Märkte vermittelt: beispielsweise der Einsatz von Wasser zur Bewässerung in der Landwirtschaft oder als Kühlwasser, aber auch Nutzenwirkungen von Gewässern als schöne Landschaften oder als wichtige Ökosysteme.

Diese breite Anwendbarkeit des Wertkonzeptes der Nutzenstiftung beruht auch darauf, dass vielfältige Motivationen angenommen werden, weshalb Menschen ein Gut und entsprechend auch Wasser und Gewässer wertschätzen (Tabelle 4). Nutzenwirkungen werden nicht nur bei einer direkten Nutzungsabsicht von Wasser und Gewässern angenommen (direkter Nutzen), sondern darüber hinaus bei vielfältigen anderen. So können weit weniger direkte Wirkungen honoriert werden (indirekte Nutzen) oder es zeigt sich in der Zahlungsbereitschaft der Wunsch, sich die Möglichkeit der Nutzung zu erhalten (Optionswert). Es kann aber auch schon die Existenz eines Gutes honoriert werden (Existenzwert) oder der Wunsch, anderen Menschen oder späteren Generationen die Nutzung des Gutes zu ermöglichen, ohne dass ein eigenes Nutzungsinteresse besteht (Vermächtniswert, altruistischer Wert).

Tabelle 4: Ökonomischer Gesamtwert

Direkte Nutzen	Indirekte Nutzen	Optionswert	Existenzwert	Vermächtniswert	Altruistischer Wert
Dieser basiert auf der Nutzung der Natur und ihrer Leistungen für Konsum- und Produktionszwecke oder den Genuss einer schönen Landschaft.	Dies sind ökologische Leistungen der Natur, die dem Menschen indirekt nützen, z. B. Wert einer Aue als Retentionsfläche bei Hochwasser.	Hierbei handelt es sich um eine Art Versicherungsprämie für die zukünftige, potentielle Nutzung – z. B. die Option, die Natur als Genpool zu nutzen.	Allein die Kenntnis vom Vorhandensein einer seltenen Art kann für eine höhere Zufriedenheit sorgen und stiftet somit einen positiven Nutzen.	Dieser entsteht aus dem Anliegen, nachfolgenden Generationen die Natur so zu hinterlassen, dass diese denselben Nutzen aus ihr ziehen können wie die heutige Generation.	Dieser entsteht daraus, dass Menschen miteinander einen Nutzen empfinden, wenn andere Menschen einen Zugang zu Umweltressourcen haben.

Quelle: Hansjürgens und Herkle 2012, verändert.

Im folgenden Exkurs wird ein weiteres Wert- und Zielkonzept vorgestellt, das eine interessante Alternative zum Konzept der Nutzenstiftung darstellt. Da die Operationalisierung noch nicht ausreichend geklärt ist, wird es aber nicht weiter aufgegriffen.

Exkurs: Ansatz der Verwirklichungschancen (Capability Approach)

Der vom Philosophen und Ökonom A. Sen entwickelte Ansatz der Verwirklichungschancen (Capability Approach – CA) hat sich in den letzten Jahrzehnten zu einem bedeutsamen theoretischen Rahmen für normative Fragestellungen der Bewertung individueller Wohlfahrt, sozialer Verhältnisse und politischer Maßnahmen entwickelt (vgl. Robeyns 2011: 2). Er wurde als Alternative zur utilitaristischen Werttheorie der Wohlfahrtsökonomie entwickelt und somit zum Wert- und Zielkonzept der Nutzenstiftung (vgl. Robeyns 2011: 21).

Zentrale Begriffe des Ansatzes sind die *Funktionsweise* (functionings) und die *Verwirklichungschancen* (capabilities). Jeder individuelle Akteur nutzt seine *Ressourcen* (wie Güter, Kapital aber auch Rechte), um verschiedene Funktionsweisen (wie Essen, Studieren, Reisen) zu realisieren. Was der *befähigte Akteur* (capable agent) tatsächlich *tut oder ist* (doing and being) hängt einerseits von seinen *Verwirklichungschancen* ab und andererseits von seiner *Wahlfreiheit*, daraus tatsächlich Funktionen zu realisieren (vgl. Robeyns 2011: 4 f.).

Verwirklichungschancen entstehen aus den zur Verfügung stehenden Ressourcen, aber auch aus dem sozialen und physischen Umfeld. Darüber hinaus hängen sie vor allem von den individuellen Fähigkeiten ab, Ressourcen in Funktionsweisen umzuwandeln (vgl. Robeyns 2011: 9 f.).

Durch seine Differenzierung bei den Fähigkeiten werden komplexere Realitäten berücksichtigt:

- Der Ansatz erkennt mit Hilfe des individuellen Umwandlungsfaktors die Vielfältigkeit der Menschen an, die von individuellen Eigenschaften wie Geschlecht, Alter, Behinderung, Stoffwechsel, aber auch von seiner Erziehung oder Bildung abhängt.
- Der Ansatz verweist mit Hilfe der sozialen Umwandlungsfaktoren darauf, dass z. B. Normen, Sitten oder Machtverhältnisse zur Diskriminierung führen können.
- Der Ansatz misst auch dem physischen Umfeld eine Bedeutung zu. Hierbei werden geographische Merkmale wie Klima, Umweltverschmutzungen, Anfälligkeit gegenüber Naturkatastrophen ebenso einbezogen wie Transport und Kommunikationsinfrastrukturen.

Der Ansatz bietet zugleich eine fundierte Basis für einen interpersonellen Wohlfahrtsvergleich. Funktionsweisen stellen die Konzeptualisierung für einen interpersonellen Vergleich von individuell (erreichtem) Wohlergehen. Verwirklichungschancen bilden die konzeptionelle Basis für den interpersonellen Vergleich von Freiheit, um Wohlergehen zu erreichen (vgl. Robeyns 2011: 5). Die relevanten Funktionsweisen zur Erreichung von Wohlergehen umfassen sowohl elementare Bedürfnisse (z. B. ausreichend Nahrung oder Gesundheit) als auch komplexere Verwirklichungen, wie die politische Beteiligung (vgl. Robeyns 2011: 6), so dass sowohl ressourcenbasierte Dimensionen als auch eher subjektive Dimensionen Berücksichtigung finden (vgl. Robeyns 2011: 10). Im Gegensatz zu ressourcenbasierten Ansätzen, zu denen auch die wohlfahrtsökonomischen Ansätze gezählt werden, steht jedoch das Ziel (die Verwirklichungschancen und die Wahlfreiheit, sie zu realisieren) und nicht die Mittel (die Ressourcen) im Fokus (vgl. Robeyns 2011: 7 ff.). Darüber hinaus stellen die Verwirklichungschancen ein normatives Ziel bei der Bekämpfung von Armut, Ungleichheit und sozialem Ausschluss dar (vgl. Robeyns 2011: 11 f.).

Gegenwärtig noch nicht befriedigend gelöst ist die Operationalisierung des Ansatzes bei der Bewertung von individuellem Wohlergehen. Dennoch hat er in den letzten Jahren immer mehr an politischer Bedeutung gewonnen. Teilaspekte der Verwirklichungschancen werden vom etablierten UNDP Human-Development Report oder vom Armuts- und Reichtumsbericht der deutschen Bundesregierung aufgegriffen. (vgl. Robeyns 2006)

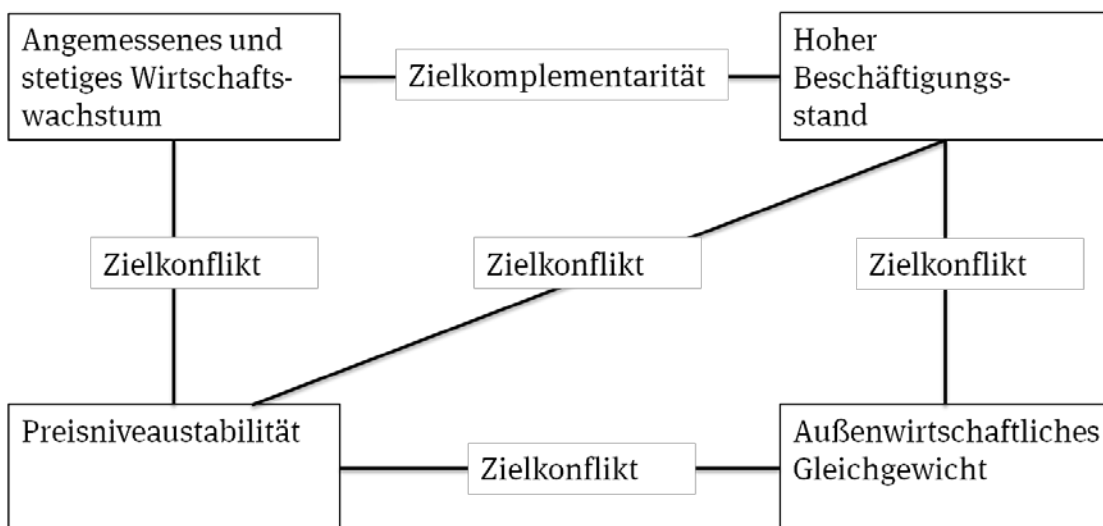
2.4.2 Wirtschaftspolitische Ziele

Politische Ziele sind das Ergebnis politischer Willensbildung. Die Formulierung, Auswahl und Priorisierung der Ziele sind normative Entscheidungen, die von der Werthaltung einer Gesellschaft abhängen. Einige typische Ziele der Wirtschaftspolitik betreffen Konjunktur-, Wachstums-, Beschäftigungs-, Preisniveau-, Außenhandels-, und Verteilungsziele (vgl. Altmann 2007: 7 f.). In Deutschland haben sich einige Ziele der Wirtschaftspolitik im Grundgesetz, im Gesetz zur Förderung der Stabilität und des

Wachstums der Wirtschaft (StabG 1967²⁸) und dem Gesetz über den Sachverständigenrat (SachvRatG 1963²⁹) niedergeschlagen. Die Wirtschaftspolitik in Deutschland umfasst in erster Linie Maßnahmen zur Erreichung beziehungsweise zum Erhalt mehrerer gesamtwirtschaftlicher Stabilitätsziele. Darunter fallen die Stabilität des Preisniveaus, ein hoher Beschäftigungsstand, das außenwirtschaftliche Gleichgewicht sowie ein stetiges und angemessenes Wachstum (vgl. Altmann 2007: 7 ff.).

Die genannten vier Stabilitätsziele bilden das „magische Viereck“ (vgl. Abbildung 8). „Magisch“ wird es deshalb genannt, da nicht alle Ziele gleichzeitig erreicht werden können. Jeweils bis zu drei Ziele sind miteinander kompatibel, das vierte lässt sich aber nicht gleichzeitig erreichen. Beispielsweise steht das Ziel „hoher Beschäftigungsgrad“ im Konflikt mit dem Ziel der „Preisniveaustabilität“. Nachfragebelebende Maßnahmen zur Erhöhung der Beschäftigung können durch die Erzeugung von Kapazitätsengpässen in einigen Sektoren inflationär wirken. Nachfragedämpfende Maßnahmen zur Abschwächung eines Preisauftriebs wiederum verursachen unter Umständen Arbeitslosigkeit (vgl. Altmann 2007: 596 f.). Weiterhin kann bei fixen Wechselkursen eine Preisstabilisierungspolitik zu Leistungsbilanzüberschüssen führen und somit das Außenhandelsgleichgewicht gefährden. Werden weitere Ziele der Wirtschaftspolitik noch hinzugezogen, erhöht sich das Konfliktpotential (vgl. Altmann 2007: 604 f.).

Abbildung 8: Magisches Viereck der Wirtschaftspolitik



Quelle: Beeker 2011: 17.

Neben den Stabilitätszielen verfolgt die Bundesregierung in der Wirtschaftspolitik sogenannte Humanisierungs- und Allokationsziele. Humanisierungsziele wurden bereits 1963 im Gesetz über die Bildung des Sachverständigenrates beschrieben. Denn auch wenn eine Wettbewerbswirtschaft effizient ist, können aus sozialer Sicht Ungerechtigkeiten entstehen. Im Rahmen der Humanisierungspolitik werden Ziele der Umverteilung (Sekundärverteilung der erzielten Einkommen), der Sozialpolitik (soziale Sicherungssysteme) sowie der Humanisierung und Demokratisierung verfolgt. Unter Allokationspolitik wird die Marktsubstitutionspolitik (Bereitstellung öffentlicher Güter), Marktergänzungspolitik (Regulierung externer Effekte) und die Wettbewerbspolitik verstanden (vgl. Beeker 2011: 16 ff.).

Der Bezug der wirtschaftspolitischen Ziele zu Wasser und Gewässern ist gleichwohl erst einmal indirekt. Da Wasser für nahezu alle Produktionsprozesse benötigt wird, ist die Bereitstellung von Wasser

²⁸ StabG - Gesetz zur Förderung der Stabilität und des Wachstums der Wirtschaft vom 8. Juni 1967 (BGBl. I S. 582), das zuletzt durch Artikel 267 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist.

²⁹ SachvRatG - Gesetz über die Bildung eines Sachverständigenrates zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung in der im Bundesgesetzblatt Teil III, Gliederungsnummer 700-2, veröffentlichten bereinigten Fassung, das zuletzt durch Artikel 249 der Verordnung vom 31. August 2015 (BGBl. I S. 1474) geändert worden ist.

notwendig, um die wirtschaftspolitischen Ziele zu erreichen. Entsprechend lieferten und liefern Wasser- und Gewässernutzungen wichtige Beiträge zur wirtschaftlichen Entwicklung eines Landes. Beispielsweise wurde in Deutschland im 19. Jahrhundert die Länge der Kanäle und kanalisierten Flussstrecken von 2.200 km (Ende 18. Jh.) auf 6.600 km (Beginn 20. Jh.) ausgebaut (vgl. Henning 1989: 84, 166, 250). Dies unterstützte maßgeblich die Industrialisierung, da hierdurch die Versorgung der Industriezentren mit Rohstoffen sowie die Verbindung von Kohlebergbau und Eisenverarbeitung ermöglicht wurde sowie eine kostengünstige Versorgung großer Ballungsräume (vgl. Henning 1989: 84, 249 f.). Weiterhin war die wirtschaftliche Entwicklung nicht ohne Energieversorgung und diese nicht ohne Kühlwassernutzung denkbar.

Anhand dieser Beispiele kann illustriert werden, dass wirtschaftspolitische Ziele und das Wertkonzept der Nutzenstiftung nicht deckungsgleich sein müssen. So werden gerade wasserwirtschaftliche Großprojekte in den USA als Ausgangspunkt für die Bemühungen genannt, nicht nur die direkten wirtschaftlichen Effekte von diesen Projekten zu quantifizieren, sondern auch Kosten, die nicht direkt messbar vorliegen, zu erfassen (vgl. Marggraf und Streb 1997: 10 f.). Wirtschaftspolitische Ziele müssen aufgrund ihres engen Bezugs zu den realen Wirtschaftsflüssen und Wirkungen nicht mit Nutzenaspekten nichtmarktlicher Art deckungsgleich sein. Wirtschaftswachstum wird daher beispielsweise nicht als deckungsgleich mit einer Wohlstandsmehrung angesehen (vgl. Abschnitt 3.2.2).

2.4.3 Ziele der Daseinsvorsorge

Der Begriff der Daseinsvorsorge wird zwar im allgemeinen Diskurs, insbesondere wenn es um die Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung geht, breit verwendet, seine Fundierung ist jedoch – anders als die des ökonomischen Preisbegriffs – nicht gleichermaßen bekannt. Deshalb wird an dieser Stelle der Erläuterung des Begriffs etwas breiterer Raum eingeräumt. Die Darstellung folgt dabei Petersen (2016).

2.4.3.1 Was versteht man unter Daseinsvorsorge?

In Deutschland gilt es als selbstverständlich, dass Trinkwasser in sehr guter Qualität bei Bedarf zu jeder Zeit aus den Wasserhähnen der Haushalte kommt und dass Abwasser zuverlässig, geruchsfrei und einfach entsorgt werden kann. Das gleiche gilt für die Strom- und Gasversorgung oder in Bezug auf das Straßennetz. Diese Dienste, die Versorgung mit Wasser und Energie und die Verfügbarkeit von Transportmöglichkeiten, sind Voraussetzungen dafür, dass vielen wirtschaftlichen Tätigkeiten – der Produktion und Konsumption von Gütern und Dienstleistungen – nachgegangen werden kann. Es sind notwendige Güter im Sinne von Abschnitt 2.3.1.2. Diese Dienste erfordern umfangreiche, aufwändige Infrastrukturen. Im Falle der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung sind das insbesondere die Brunnen, Wasserwerke, Trinkwassernetze, die Abwassernetze und Kläranlagen. Diese Infrastrukturen und ihre Dienste gehören zur sogenannten „Daseinsvorsorge“.

Den Begriff „Daseinsvorsorge“ hat der deutsche Rechtswissenschaftler Ernst Forsthoff geprägt. Daseinsvorsorge ist eine öffentliche Aufgabe. Daseinsvorsorge reagiert darauf, dass der Mensch unter modernen Lebensbedingungen und ihrer Komplexität zusehends auf kollektive Leistungen angewiesen ist, um überhaupt existieren zu können. Daseinsvorsorge definiert Forsthoff als „die Aufgabe und die Verantwortung [...], alles das vorzukehren, was für die Daseinsermöglichung des modernen Menschen ohne Lebensraum erforderlich ist“ (Forsthoff 1958: 8 f.). Näher führt er aus:

„Mit der Zusammenbringung großer Bevölkerungsmassen auf engsten Raum in den Großstädten, wie sie die industrielle Emanzipation im 19. und 20. Jahrhundert mit sich brachte, ergaben sich für die individuelle Daseinsführung neue Bedingungen und Erfordernisse. Sie lassen sich in der Weise verdeutlichen, dass man den beherrschten und den effektiven Lebensraum des einzelnen unterscheidet. [...] Die durch die Industrialisierung ausgelöste räumliche Verschichtung der Bevölkerung hat dazu geführt, dass sich der beherrschte Lebensraum des Einzelnen mehr und mehr verringerte (von Haus, Hof und Werkstatt zur Mietwohnung und dem Arbeitsplatz in der Fabrik), während die Technik den

effektiven Lebensraum außerordentlich erweiterte. Mit dem beherrschten Lebensraum gingen dem Einzelnen die Sicherungen verloren, die seinem Dasein eine gewisse Eigenständigkeit verliehen. Nun war er auf Vorkehrungen angewiesen, die seiner sozialen Bedürftigkeit zur Hilfe kommen und die Daseinsführung ohne beherrschten Lebensraum erst möglich machen: Gas, Wasser, elektrische Energie, Abwasserableitung, Verkehrsmittel usw. Die soziale Bedürftigkeit ist also unabhängig vom Vermögen. [...] Dieser Bedürftigkeit zu Hilfe zu kommen, ist staatliche Aufgabe geworden, wobei Staat im weiteren, auch die Gemeinden umfassenden Sinne verstanden sein soll. Was in Erfüllung dieser Aufgabe geschieht, ist Daseinsvorsorge“ (Forsthoff 1971: 75 f.).

Die Daseinsvorsorge wird nicht zum Kernbereich „genuiner Staatsaufgaben“ gerechnet; „Forsthoff betrachtete die Daseinsvorsorge als staatliche Komplementärfunktion zur Ergänzung der gesellschaftlichen Daseinsstabilisierung“ (Knauff 2004: 171, 174). Worin aber besteht nun genau die Daseinsvorsorge? Kriterium ist der „unmittelbare Vorteil“, den sie den Einzelnen gewährt; deswegen gehören die „genuinen Staatsaufgaben“ Aufrechterhaltung der Rechtsordnung, die Landesverteidigung und die Finanzverwaltung nicht zur Daseinsvorsorge:

„Wirtschaftliche Unternehmungen dienen der Daseinsvorsorge dann, wenn sie unmittelbar den einzelnen Staatsgenossen Leistungen und Vorteile gewähren; unmittelbar muß der Vorteil sein, d. h., er muß den einzelnen direkt zugute kommen. [...] Zur Daseinsvorsorge ist somit zu rechnen: neben der wirtschaftlichen Tätigkeit in dem bezeichneten Sinne die hoheitliche Verwaltung, soweit sie bestimmungsgemäß dem einzelnen unmittelbar Leistungen und Vorteile zuwendet. Das trifft vor allem für das Recht der öffentlichen Sachen und die sogenannten nutzbaren öffentlichen Anstalten zu, die als ein ausgeformter Bestandteil des traditionellen Verwaltungsrechts in den neuen Zusammenhang des Rechts der Daseinsvorsorge zu übernehmen sind. [...] Es macht die Besonderheit der Daseinsvorsorge aus, daß sie sich in sächlichen Mitteln (Straßen, Plätzen, Wasserstraßen, Verkehrsmitteln, Betriebs-einrichtungen usw.) vergegenständlicht“ (Forsthoff 1973: 372, 5. Abschnitt Die Verwaltung als Leistungsträger).

Die Leistungen der Daseinsvorsorge sind nicht mit dem gleichzusetzen, was in den Wirtschaftswissenschaften als ein „öffentliches Gut“ bezeichnet wird. So sind die Bereitstellung von „Gas, Wasser, elektrische[r] Energie, Abwasserableitung, Verkehrsmittel usw.“ Dienstleistungen, die sich von öffentlichen Gütern insbesondere durch ein objektives Moment unterscheiden: Auf die Daseinsvorsorge ist der Mensch „angewiesen“ durch eine „soziale Bedürftigkeit“; die Daseinsvorsorge ist daher nach Forsthoff eine notwendige „Verwaltungsobliegenheit“ (vgl. Forsthoff 1958: 15) beziehungsweise „eine in den modernen Staaten notwendige, öffentliche Aufgabe, deren Bewältigung nicht mehr im Belieben der Verwaltung steht“ (Forsthoff 1973: 410).

Die Daseinsvorsorge enthält also ein Element von Notwendigkeit. Allerdings will Forsthoff die Daseinsvorsorge nicht auf „lebensnotwendige“ Leistungen beschränken. Auch „städtische Theater, Volkshochschulen und vieles andere mehr“ kann die Daseinsvorsorge umfassen, auch wenn der „moderne Mensch“ nicht so auf sie angewiesen ist wie auf „Wasser, Gas, Elektrizität und Verkehrsmittel“ (1973: 370; vgl. Scheidemann 1991: 173). Wie bei Petersen (2016) ausgeführt wird, erlaubt es der systemische Begriff der Wirtschaft, den Hegel benutzt, den für die Konzeption der Daseinsvorsorge zentralen Begriff der Notwendigkeit in einer befriedigenden Weise zu bestimmen. Was nämlich in einer Wirtschaft notwendig ist, muss sich nicht auf einen Begriff der Naturnotwendigkeit beschränken, der nur eine recht dürftige Begründung für Tätigkeiten und Institutionen der Daseinsvorsorge liefert. Notwendig sind auch Dinge, die die Bürger voraussetzen müssen, um am gesellschaftlichen Leben teilhaben zu können.

Der systemische Begriff der Wirtschaft zeigt darüber hinaus, dass die Notwendigkeit von Bedürfnissen und Erfordernissen nicht nur Sache subjektiver Einschätzungen und Bewertungen ist. Was notwendig ist, hängt vielmehr von den Strukturen des wirtschaftlichen Systems ab, die auf kurze Frist nicht verändert werden können. Was genau zur Daseinsvorsorge dazugehört, muss in einem gesellschaftlichen

Aushandlungs- und Normierungsprozess festgelegt werden. Moderne Volkswirtschaften verlangen bestimmte Standards in der Versorgung mit Energie und Wasser, Breitbandnetzen und Verkehrswegen etc. Das bedeutet: Was für eine solche Wirtschaft notwendig ist, und welche Bedürfnisse notwendigerweise befriedigt werden müssen, ist prinzipiell erkennbar und objektiv bestimmbar. Beispielsweise enthält die deutsche Trinkwasserverordnung (TrinkwV 2001³⁰) Grenzwerte für Verunreinigungen des Trinkwassers. Dies ist ein Hinweis darauf, dass eine bestimmte Trinkwasserqualität in Deutschland als notwendig erachtet wird.

2.4.3.2 Die Daseinsvorsorge als Wert- und Zielkonzept

Die Daseinsvorsorge ist im ursprünglichen Verständnis auf Bedürfnisse bezogen. Es ist also ein Bedürfnis nach etwas. Das Besondere ist nun, dass die Daseinsvorsorge nicht auf beliebige, sondern auf notwendige Bedürfnisse bezogen ist und die Notwendigkeit dieser Bedürfnisse durch den oben entwickelten systemischen Begriff der Wirtschaft begründet ist. Dann nämlich ist es möglich aus dieser Notwendigkeit auf bestimmte erforderliche Daseinsvorsorgeleistungen zu schließen – unter anderem auf eine bestimmte Qualität und Quantität des Wassers. Die Daseinsvorsorge stellt notwendige Güter bereit. Sie erbringt Voraussetzungen für gesellschaftliches und wirtschaftliches Leben und Zusammenleben. Ohne die Leistungen der Daseinsvorsorge würde die Gesellschaft so nicht funktionieren. Darin liegt der Wert der Daseinsvorsorge.

Wegen der Notwendigkeit der Güter lässt sich ihr Wert nicht in Geldeinheiten ausdrücken. Das bedeutet allerdings nicht, dass ökonomische Abwägungen keine Rolle bei der Diskussion spielen, wenn es darum geht, das Niveau der Daseinsvorsorge zu diskutieren und festzulegen. Eine Verbesserung der Daseinsvorsorge bringt den Bürgern Nutzen, ist aber auch mit Kosten verbunden, die dem Nutzen entgegenstehen. Sie allein reichen aber nicht aus. Neben solchen Kosten-Nutzenüberlegungen spielt im traditionellen Konzept der Daseinsvorsorge die Frage der Gerechtigkeit eine wichtige Rolle. Denn nach verbreitetem Verständnis ist eines der mit der Daseinsvorsorge verfolgten Ziele die „Gleichwertigkeit der Lebensverhältnisse“. Auch Forsthoff (1958: 14 f.) betont schon die „soziale Funktion“ der Daseinsvorsorge, durch die unter Umständen „dem Gewinnstreben Schranken gesetzt“ seien, und das Erfordernis „sozialer Abgleichungen“. Der Begriff des – auf ein System der Wirtschaft bezogenen – notwendigen Bedürfnisses gibt allerdings auch hier einen Hinweis: Die Befriedigung notwendiger Bedürfnisse und die Garantie „einer gewissen Subsistenzweise, die sich von selbst als die für ein Mitglied der Gesellschaft notwendige reguliert“, kann als eine Art Minimalstandard einer gerechten Ordnung von Wirtschaft und Gesellschaft betrachtet werden.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass die Daseinsvorsorge zum Ziel hat, den Bürgern Dienste und die dazu erforderlichen Infrastrukturen bereitzustellen, die für das Dasein der Bürger als notwendig erachtet werden. Erst die Verfügbarkeit der Gegenstände der Daseinsvorsorge ermöglicht den Menschen am zeitgemäßen gesellschaftlichen Leben teilhaben zu können. Was im Einzelnen zur Daseinsvorsorge gehört und was nicht, ist das Ergebnis eines gesellschaftlichen Meinungsbildungs- und Entscheidungsprozesses. Wenn etwas zur Daseinsvorsorge hinzugehört, schlägt sich das häufig in rechtlichen Regelungen nieder. Die Ausprägung der Regelung und der Grad ihrer Einhaltung sind wichtige Indikatoren für die Bedeutung, die dem entsprechenden Aspekt der Daseinsvorsorge von der Bevölkerung zugemessen wird. Es ist durchaus möglich, aber nicht zwingend, dass sich die Aspekte der Daseinsvorsorge auch in wirtschaftspolitischen Zielen, wie zum Beispiel in bestimmten Verkehrsinfrastrukturprojekten, niederschlagen. Insofern sind diese beiden Perspektiven typischerweise nicht identisch.

³⁰ TrinkwV - Trinkwasserverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 10. März 2016 (BGBl. I S. 459), die zuletzt durch Artikel 1 der Verordnung vom 3. Januar 2018 (BGBl. I S. 99) geändert worden ist.

2.4.4 Erhalt kritischer Naturbestandteile als Teilziel der Nachhaltigkeit

Nachhaltigkeit ist mit Beschluss der sogenannten Rio-Deklaration auf der UN-Konferenz für Umwelt und Entwicklung vom 3.-14. Juni 1992 in Rio de Janeiro und der anschließenden Ratifizierung durch 172 Staaten zu einem verbindlichen Ziel der internationalen Umwelt- und Entwicklungspolitik geworden. Die am weitesten verbreitete Definition des Begriffs der Nachhaltigkeit stammt aus dem sogenannten Brundtland-Bericht der UN-Kommission für Umwelt und Entwicklung (Hauff 1987: 46):

„Dauerhafte Entwicklung ist eine Entwicklung, die den Bedürfnissen der heutigen Generation entspricht, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen. Zwei Schlüsselbegriffe sind wichtig:

- ▶ *Der Begriff 'Bedürfnisse', insbesondere der Grundbedürfnisse der Ärmsten der Welt, die die überwiegende Priorität haben sollten;*
- ▶ *der Gedanke von Beschränkungen, die der Stand der Technologie und sozialen Organisation auf die Fähigkeit der Umwelt ausübt, gegenwärtige und zukünftige Bedürfnisse zu befriedigen.“*

Bei Nachhaltigkeit geht es also insbesondere um die langfristige Sicherung der Möglichkeiten, dass jeder seine Bedürfnisse und insbesondere seine Grundbedürfnisse befriedigen kann. Hierbei ist eine intakte Natur und Umwelt wesentliche Voraussetzung.

Auch in der europäischen und deutschen Umweltpolitik ist seit 1992 das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung etabliert. Die Enquete-Kommission des 13. Deutschen Bundestages „Schutz des Menschen und der Umwelt“ hat aufbauend auf der Arbeit der Brundtland-Kommission das sogenannte „Drei-Säulen-Modell der Nachhaltigkeit“ entwickelt, wonach eine nachhaltige Entwicklung eine Integration und Balance der ökologischen, ökonomischen und sozialen Dimension erfordert. Eine Weiterentwicklung und Operationalisierung des Drei-Säulen-Modells wurde im Rahmen eines Forschungsprojekts unter Federführung des Forschungszentrums Karlsruhe (heute KIT – Karlsruhe Institute of Technology) versucht (vgl. Kopfmüller *et al.* 2001; Grunwald und Kopfmüller 2006: 55). Als zentrale Nachhaltigkeitsziele werden dort formuliert:

- ▶ Sicherung der menschlichen Existenz;
- ▶ Erhaltung des gesellschaftlichen Produktivpotentials;
- ▶ Bewahrung der Entwicklungs- und Handlungsmöglichkeiten.

Wenn die Umweltentwicklung – und somit auch die Entwicklung von Gewässersystemen – einen entscheidenden Einfluss auf die Möglichkeit ausübt, gegenwärtig und in Zukunft Bedürfnisse zu befriedigen, gesellschaftliches Produktivpotential zu erhalten beziehungsweise Entwicklungs- und Handlungsmöglichkeiten zu bewahren, dann müssen gesellschaftliche Ziele benannt werden, wie die Umwelt zu erhalten/zurückzubilden ist, um die Gefahr von Fehlentwicklungen zu verringern.

Anhand dieser Ziele lassen sich dann auch solche Einflüsse auf das aquatische System beschreiben und bewerten, die kurz- oder langfristig auf die Gesellschaft zurückwirken. Hierauf wurde bei der Beschreibung der Bewertungsperspektive „Einfluss auf den Naturhaushalt“ eingegangen (vgl. Abschnitt 2.3.2).

Ansätze zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit bieten beispielsweise die Ideen der starken und schwachen Nachhaltigkeit.³¹ Hierbei spielen Diskussionen um das Ausmaß der Substituierbarkeit von

³¹ Ein anderes Begründungskonzept wurde beispielsweise von Ciriacy-Wantrup mit dem „Safe-Minimum-Standard“ eingeführt. Bei Maßnahmen, deren Folgen sich nicht quantifizieren lassen, aber möglicherweise negativ und nicht reversibel sind, sollten die Maßnahmen so gestaltet werden, dass extrem große Verluste in Zukunft vermieden werden. Eine auf Maximierung von Nettoeffekten ausgerichtete Bewertung von Maßnahmen verliert hierbei an Bedeutung (vgl. Ciriacy-Wantrup 1964).

Leistungen aquatischer Güter hinein sowie um die Reversibilität der Veränderungen (für einen Abriss der Nachhaltigkeitskonzepte – vgl. z. B. von Hauff 2014: 19 ff.):

- ▶ Das Konzept der schwachen Nachhaltigkeit geht davon aus, dass sich verschiedene Kapitalarten als Inputs für die Nutzengenerierung gegenseitig ersetzen können. Hierbei wird zwischen Naturkapital, zu dem Wasserressourcen und aquatische Systeme zählen, sowie Sach- und Humankapital unterschieden. Zu letzterem zählen zum Beispiel Gebäude, Maschinen, der technologische Wissensstand und vieles mehr. Gleichen eine Zunahme von Sach- und Humankapital den Verbrauch von Naturkapital aus, so ist eine nachhaltige Entwicklung gewährleistet (vgl. von Hauff 2014: 56)
- ▶ Das Konzept der starken Nachhaltigkeit verneint eine grundsätzliche Substituierbarkeit zwischen den Kapitalgütern. Für eine nachhaltige Entwicklung (vgl. von Hauff 2014: 56) darf der Bestand beider Kapitalformen nicht sinken.

Am ehesten operabel sind hierbei die Zielstellungen, die auf den Erhalt von durch die Gesellschaft als maßgeblich beschriebenen Naturbestandteilen abzielen und sich somit am Konzept der starken Nachhaltigkeit anlehnen (vgl. von Hauff 2014: 51 ff.). Im Folgenden nicht weiter herangezogen wird das Konzept der schwachen Nachhaltigkeit. Dieses basiert auf dem Gedanken der Substituierbarkeit von Naturgütern und anderen Produktionsfaktoren als Produktionsmittel zur Erzeugung von gesellschaftlicher Wohlfahrt (vgl. von Hauff 2014: 44 ff.). Die Intuition dahinter verdeutlicht zum Beispiel die Tatsache, dass mittlerweile technische Aufbereitungsanlagen hochwertiges Trinkwasser auch aus verschmutztem Rohwasser erzeugen können, wenngleich hierfür mehr finanzielle Ressourcen und mehr Energieressourcen in Anspruch genommen werden müssen.

Bei einer Hochskalierung von solchen Einzelfällen ergeben sich jedoch vielfältige ethische, konzeptionelle und bewertungstechnische Probleme (für eine Zusammenfassung – siehe von Hauff 2014: 46 ff.) – z. B.:

- ▶ Die Präferenzen zukünftiger Generationen sowie die dann vorhandenen Produktionsmöglichkeiten sind unbekannt, so dass der in Zukunft akzeptierte „Umtauschkurs“ zwischen Leistungen des aquatischen Systems und anderen Produktionsfaktoren nicht bekannt ist.
- ▶ Um Leistungen der aquatischen Systeme immer weiter zu ersetzen, muss ein hohes Maß an technischem Fortschritt angenommen werden. Inwieweit ein solcher Technikoptimismus eintritt, kann nicht vorausgesagt werden.

Schließlich ergibt sich das Bewertungsproblem, Veränderungen bei aquatischen Systemen mit Veränderungen – zum Beispiel bei anderen produktiven Faktoren (Kapital, Wissen, Technologien) – zu vergleichen (siehe z. B. Hamilton und Bolt 2007).

Das Zielkonzept „Erhalt kritischer Naturbestandteile“ ist nicht das einzige Zielkonzept zur Bewertung von Wasser als Teil des Naturhaushaltes. So können individualistische Nutzenkonzepte (wie die Nutzenstiftung) Präferenzen der gegenwärtig Lebenden in Bezug auf Naturerhalt erfassen (z. B. anhand des Existenz- und Vermächtniswertkonzeptes). Sie versagen jedoch als Ansatz um die Wertschätzung zukünftiger Generationen zu beschreiben, da weder die Präferenzen der zukünftig Lebenden, noch die dann geltenden wirtschaftlichen Rahmenbedingungen und Produktionsmöglichkeiten bekannt sind. Weiterhin lassen sich Veränderungen bei aquatischen Systemen anhand ihrer wirtschaftspolitischen Wirkungen bewerten. So führen Hochwasserereignisse zu Produktionsausfall bei direkt oder indirekt betroffenen Betrieben, der ermittelt werden kann. Aber wiederum sind keine Aussagen zur langfristigen Wirtschaftsstruktur in einer Region möglich, so zumindest die langfristigen Effekte nicht erfassbar sind.

2.5 Zwischenfazit

In diesem Kapitel wurde die Landkarte der Bewertung als Konzept eingeführt, um Wasser und Gewässer in ihrer ökonomischen Bedeutung zu bewerten. Sie gibt einen Überblick über verschiedene Bewertungsperspektiven und -konzepte. Hierdurch ermöglicht sie nicht nur eine Verortung von Bewertungsaussagen und hilft, diese miteinander in Bezug zu setzen. Sie dient insbesondere der systematischen Entwicklung des Bewertungsdesigns.

Es wurde ein Überblick über dieses Bewertungskonzept gegeben. Näher erläutert wurden die zu bewertenden Perspektiven, wobei zwischen den „direkten Leistungen an die Gesellschaft“ und „dem Einfluss auf den Naturhaushalt“ unterschieden wurde. Bei den direkten Leistungen an die Gesellschaft wird weiterhin zwischen Wasser als ersetzbare Güter beziehungsweise als notwendige Güter differenziert.

Im Anschluss wurden vier Wert- und Zielkonzepte vorgestellt, die für die Abschätzung der ökonomischen Bedeutung von Wassernutzungen von Relevanz sind. Neben der Nutzenstiftung und wirtschaftspolitischen Zielen sind dies die Ziele der Daseinsvorsorge und des Erhaltes kritischer Naturbestandteile. Gerade bei den letztgenannten Zielkonzepten wurde deutlich, dass sie an bestimmte Teilperspektiven auf Wasser und Gewässer gebunden sind. Die Daseinsvorsorge bezieht sich auf notwendige Güter. Die Ziele bzgl. des Erhalts von kritischen Naturbestandteilen beziehen sich in erster Linie auf die Einflussnahme auf aquatische Systeme im Zuge einer Wasser- und Gewässernutzung. Diese erst einmal ergänzende Funktion der beiden Zielkonzepte gewinnt jedoch dadurch an Bedeutung, dass die durch sie bedienten Bewertungsperspektiven nicht umfassend durch die „klassischen“ Konzepte der Nutzenstiftung und anhand wirtschaftspolitischer Ziele aufgegriffen werden können.

Im nächsten Kapitel wird auf die Messkonzepte und Indikatorensysteme eingegangen, die der Operationalisierung der Zielkonzepte dienen. Zugleich wird auf wichtige, öffentlich zugängliche Datenquellen eingegangen, die für die empirische Bewertung verfügbar sind.

3 Messkonzepte, Indikatorensysteme und Datenquellen

Das im vorangegangenen Abschnitt vorgestellte Bewertungsschema begründet eine Vielzahl an Bewertungsansätzen. Aufgabe des hier vorgelegten Berichtes ist es allerdings zu testen, inwieweit die Bewertungen anhand öffentlich zugänglicher Daten – insbesondere statistischer Informationen – vorgenommen werden können.

Hierfür müssen in einem ersten Schritt die Wert- und Zielkonzepte anhand von Messkonzepten in ein Indikatorensystem übertragen und in einem zweiten Schritt die theoretisch notwendigen Indikatorensysteme mit den verfügbaren Indikatoren der statischen Datenquellen abgeglichen werden. Gerade dieser zweite Schritt hat einen iterativen, abwägenden Charakter, bei dem die konzeptionell notwendigen Indikatoren und Informationen den verfügbaren Indikatoren und Daten gegenübergestellt werden müssen.

Hierbei wird folgendermaßen vorgegangen: Es wird zuerst ein grober Überblick über die durch statistische Datenquellen zur Verfügung gestellten Informationen gegeben. Hierbei geht es darum zu prüfen, inwieweit statistische Informationen zu den im Prozessschema (vgl. Abbildung 7) aufgeführten Hauptkompartimenten und Prozessen vorliegen:

- ▶ zur Inanspruchnahme von Wasserressourcen und Gewässer für wirtschaftliche Aktivitäten,
- ▶ zur Beschreibung des Wirtschaftszweiges im Hinblick auf das Endprodukt, weitere Outputs und den Einsatz von Produktionsfaktoren.

Danach werden Messkonzepte für die in Abschnitt 2.4 beschriebenen Wert- und Zielkonzepte vorgestellt und diskutiert, welche von ihnen vor dem Hintergrund der umrissenen Datensituation am ehesten einsetzbar sind.

3.1 Sichtung wichtiger öffentlicher Datenquellen

Das folgende Kapitel umreißt einige zentrale statistische Datenquellen, auf denen in Deutschland aufgebaut werden kann, um die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern abzuschätzen. Die einzelnen Datenquellen verfolgen spezifische Ziele und bieten hierfür sowohl Indikatorensysteme als auch entsprechende Daten an. Tabelle 5 führt statistische Datenquellen für Deutschland auf, die einerseits die Struktur und Verflechtung von Sektoren sowie den Leistungsumfang der Wirtschaft beschreiben. Andererseits sind Statistiken aufgelistet, welche die Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft und Umwelt beleuchten.

Im Folgenden wird beispielhaft auf die Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen (VGR) und die Umweltökonomische Gesamtrechnungen (UGR) eingegangen mit dem Ziel, einen groben Überblick über Hauptindikatoren zu vermitteln, die zur Verfügung stehen. Gesamtrechnungen verfolgen den Anspruch der Systemorientierung, Vollständigkeit und weitgehende Themenunabhängigkeit (vgl. DESTATIS 2015: 9) und sind daher am ehesten geeignet, einen Überblick zu liefern.

Tabelle 5: Übersicht über Statistiken in Deutschland (Auswahl)

	Beschreibung von Struktur, Verflechtung und Leistungen der Wirtschaft	Beschreibung der Wechselwirkung zwischen Gesellschaft und Umwelt
Statistiken des Statistischen Bundesamtes	<p>Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen (VGR)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Inlandsprodukt • Vermögensrechnung • Input-Output-Rechnung • EU-Stabilitätspakt <p>Weitere Statistiken zur Gesamtwirtschaft</p> <ul style="list-style-type: none"> • Unternehmen und Handwerk (Register, kleine und mittlere Unternehmen, Gewerbeanmeldungen, Insolvenzen, IKT in Unternehmen) • Arbeitsmarkt (Erwerbstätigkeit, Erwerbslosigkeit) • Verdienste & Arbeitskosten (Arbeitskosten & Arbeitsnebenkosten, Mindestlöhne, Reallohne, Nettoverdienste) • Preise (Verbraucherpreisindizes, Erzeugerpreisindizes, Bau- & Immobilienpreise, internationaler Preisvergleich) <p>Statistiken für einzelne Wirtschaftsbereiche (Leistungen, Umsatz, Beschäftigte, Betriebe, Investitionen, ...)</p>	<p>Umweltökonomische Gesamtrechnungen (UGR)</p> <ul style="list-style-type: none"> • Material- und Energieflüsse • Umweltschutzmaßnahmen • Nachhaltigkeit <p>Umweltstatistische Erhebungen</p> <ul style="list-style-type: none"> • Abfallwirtschaft • klimawirksame Stoffe • Umweltökonomie (laufende Aufwendungen im produzierenden Gewerbe, Umweltschutzinvestitionen im produzierenden Gewerbe, Waren und Dienstleistungen für den Umweltschutz) • Wasserwirtschaft (Wasserversorgung/-gewinnung und Abwasserentsorgung/-einleitung; Unfälle mit wassergefährdenden Stoffen; Trink- und Abwasserentgelte, Klärschlamm entsorgung)
Weitere ausgewählte Datenquellen mit Relevanz für das Projekt		<p>Berichtswesen zur EG-WRRL</p> <ul style="list-style-type: none"> • Merkmale, Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten und wirtschaftliche Analyse der Wassernutzungen • Zustand der Oberflächengewässer, des Grundwassers und der Schutzgebiete • Bewirtschaftungspläne
	Branchenbild der Wasserwirtschaft	

Quelle: Eigene Zusammenstellung auf Grundlage von <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/ZahlenFakten.html>, abgerufen am 4.1.2017.

Beide Gesamtrechnungen integrieren zugleich die Informationen vieler, in Tabelle 5 separat aufgeführter Statistiken. Zudem reichen sie aus, um grundlegende Aussagen zur Eingrenzung von Messkonzepten zu treffen. Der folgende Exkurs verweist darüber hinaus auf ein Beispiel europäischer Umweltindikatoren.

Exkurs: EEA-Indikatoren and EEA-Kernset an Indikatoren (CSI)

Die Europäische Umweltagentur (European Environment Agency – EEA) entwickelt ein Indikatorensystem, um Informationen in Bezug auf die europäische Umweltpolitik anzubieten und hierbei alle Phasen des politischen Prozesses zu unterstützen, von der Entwicklung von Rahmenrichtlinien bis zum Monitoring und der Kommunikation. Gegenwärtig werden hierfür 137 Indikatoren zu 13 Themenbereichen herangezogen. Die Indikatoren werden in weitere Kategorien eingeordnet:

- Fokus entsprechend DPSIR-Ansatz: Driver (D), Pressure (P), State (S), Impact (I), Response (R);
- Typ in Bezug zur Umweltpolitik: Beschreibender Indikator (A), Performance-Indikator (B), Effizienz-Indikator (C) Indikator zur politischen Wirksamkeit (D), Indikator zur nachhaltigen Wohlfahrt (E).

Bei Wasser (Tabelle 6) fokussiert die EEA auf die Umsetzung relevanter Richtlinien wie der EG-WRRL. Geplant ist, Indikatoren für den Weg in ein ressourceneffizientes Europa zu entwickeln.

Exkurs: EEA-Indikatoren and EEA-Kernset an Indikatoren (CSI)

Tabelle 6: Indikatoren zum Thema Wasser

Name des Indikators	Fokus	Typ
Nutzung neuer Ressourcen	P	A
Vorkommen sauerstoffverbrauchender Substanzen im Fluss	S	A
Nährstoffe in Süßwasser	S	A
Nährstoffe in Übergangs-, Küsten- und maritimen Gewässern	S	A
Qualität der Badegewässer	S	A
Chlorophyll in Übergangs-, Küsten- und maritimen Gewässern	S	A
Urbane Abwasserbehandlung	R	A
Gefährliche Stoffe in Meeresorganismen	P	A
Emissionsintensität der Landwirtschaft in Europa	P	C
Emissionsintensität des Haushaltssektors in Europa	P	C
Emissionsintensität der Fertigungsindustrie in Europa	P	C

Quelle: EEA 2014: 27.

Zusätzlich hat die EEA Schlüsselindikatoren („core set of indicators“ – CSI) identifiziert, welche die Prioritäten der EU Umweltpolitik und deren Fortschritt abbilden sollen. Die Schlüsselindikatoren für Frischwasserressourcen sind in Tabelle 7 zusammengefasst.

Tabelle 7: Drei Sets von Schlüsselindikatoren (CSI) mit Bezug zu Wasser und Gewässern

Schlüsselindikatoren für Frischwasserressourcen		
Thema	Indikator	Fokus
Wasserressourcen/Wasserarmut und Dürre	Nutzung von Frischwasserressourcen	P
Frischwasser-Ökosysteme	Trends im ökologischen Status	S
Wasserverschmutzung und -qualität	Sauerstoffkonsumierende Substanzen in Flüssen	S
	Nährstoffe in Frischwasser	S
Wasser und Gesundheit	Badewasserqualität	S
Einfluss des Klimawandels auf Wasser	Einfluss des Klimawandels auf Wasser	I
Belastung von Wasser	Belastung von Wasser	P

Quelle: EEA 2014: 29 f.

Die Stärke des EEA-Indikatorensystems ist es, dass eine Verbindung von sektoraler Politik zu zentralen Umweltthemen hergestellt wird. Aus einer Verflechtungsmatrix lassen sich die Beiträge unterschiedlicher wirtschaftlicher Sektoren zur Umweltsituation abschätzen. Jedoch fällt nach Zieschank (2001) die Formulierung der Politikfelder teilweise inkonsistent aus und es ist zu überprüfen, ob die Indikatoren-Bereiche und die darunter subsummierten Einzelindikatoren den Politikbereich entsprechend genau abbilden. (vgl. Zieschank 2001: 11 f.)

3.1.1 Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen (VGR)

Die VGR dienen der umfassenden Information zum Wirtschaftsgeschehen einer Volkswirtschaft in einer abgelaufenen Wirtschaftsperiode. Hierfür stellt sie ein systematisches Indikatorensystem bereit, das konzeptionell so angelegt wurde, Informationen bzgl. der wirtschaftspolitischen Ziele bereitzustellen. (vgl. Brümmerhoff 2007: 1)

Die VGR werden vom Statistischen Bundesamt erstellt. Sie haben die Aufgabe, für einen bestimmten Zeitraum ein möglichst umfassendes, übersichtliches, hinreichend gegliedertes, quantitatives Gesamtbild des wirtschaftlichen Geschehens in der deutschen Volkswirtschaft zu geben. Benötigt werden die VGR zur Ausrichtung der Wirtschaftspolitik. Sie sollen eine genaue Beschreibung der Entwicklung der wirtschaftlichen Aktivitäten und Produktivkraft eines Landes ermöglichen. (vgl. Haslinger 1995: 142 f.; Brümmerhoff 2007: 1)

Verwendet werden die VGR zur Beantwortung von Struktur-, Wachstums- und Konjunkturfragen. Insbesondere sind die Berechnung des Sozialprodukts mit der Ermittlung der gesamtwirtschaftlichen Güterproduktion und der daraus entstandenen Einkommen Ziele der VGR. Zudem sollen die Bestände an Sach- und Geldvermögen, die Forderungen und Verbindlichkeiten einzelner Sektoren, die Verflechtungen innerhalb der nationalen Volkswirtschaft sowie die Interaktionen mit dem Ausland bestimmt werden. (vgl. Brümmerhoff 2007: 4)

Es handelt sich bei den VGR um ein statistisches Werk mit mehreren Teilrechnungen. Der Kern der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen besteht aus der Entstehungs-, Verteilungs- und Verwendungsrechnung des Bruttoinlandsproduktes (BIP) und Bruttonationaleinkommens (BNE) sowie weiterhin der Darstellung der Umverteilungs- und Vermögensbildungsvorgänge (vgl. Brümmerhoff 2007: 54):

- ▶ Die Entstehungsrechnung beantwortet die Frage, was wo von wem erzeugt wurde. Ausgehend von der Bruttowertschöpfung der Wirtschaftsbereiche wird das Bruttoinlandsprodukt ermittelt. Hierfür werden u. a. der Umsatz und die Veränderung von Lagerbeständen ermittelt sowie Vorleistungen für die Wirtschaftszweige erhoben und aggregiert.
- ▶ Die Verwendungsrechnung weist die Verwendung des Bruttoinlandsproduktes u. a. im Hinblick auf Konsumausgaben, Bruttoanlageninvestitionen und Vorratsveränderungen nach.
- ▶ Die Verteilungsrechnung beschreibt die Erwerbs- und Vermögenseinkommen und grenzt Arbeitnehmerentgelte sowie Unternehmens- und Vermögenseinkommen ab.

Die Inlandsproduktberechnung wird um weitere Rechnungen ergänzt. Die **Vermögensrechnung** gibt einerseits einen Einblick in den Gesamtbestand an Sachvermögen, andererseits werden auch zugrundeliegende Finanzierungs- und Eigentumsverhältnisse offengelegt (vgl. Haslinger 1995: 93). Schließlich werden Informationen zu Abschreibungen des Anlagevermögens, d. h. der Wertminderung durch normalen Verschleiß und wirtschaftliches Altern bereitgestellt.

Erweitert werden diese Berechnungen durch die Finanzierungsrechnung, welche Veränderungen bei den Forderungen und Verbindlichkeiten darstellt, und die **Input-Output-Tabellen** zur Beschreibung der Wirtschaftsverflechtungen. Darüber hinaus werden in den VGR die Zahlungsbilanz mit dem Ausland abgebildet sowie Informationen zu Produktionsfaktoren, zum Beispiel den Erwerbstätigen, bereitgestellt.

Das wirtschaftliche Geschehen kann für die gesamte Volkswirtschaft (Deutschland) oder ein Teil davon (zum Beispiel ein Bundesland) ermittelt werden. Die Region außerhalb des jeweiligen Wirtschaftsgebiets wird als „Übrige Welt“ bezeichnet. Für die Abgrenzung ist im Allgemeinen die Zurechnung zu den inländischen Wirtschaftseinheiten bedeutend (also ständig im Inland befindliche Personen, Produktionsstätten, Verwaltungseinrichtungen, etc.). Wirtschaftseinheiten sind alle Personen und

Organisationen mit ihren für die Beschreibung des Wirtschaftsablaufs wichtigen wirtschaftlichen Tätigkeiten und damit verbundenen Vorgängen (Produzieren, Verteilen, Konsumieren, Investieren, Finanzieren). Sie werden in Wirtschaftsbereiche zusammengefasst (vgl. Brümmerhoff 2007: 32 ff.).

Die Berechnungen werden jährlich für Deutschland durchgeführt und dann in einem Top-Down-Ansatz regionalisiert, wobei Angaben bis auf Kreisebene erfolgen. Die Regionalisierung der Informationen geht jedoch mit einer Aggregation der Indikatoren einher, so dass auf Kreisebene nur wenige Hauptindikatoren zur Verfügung stehen.

3.1.2 Umweltökonomische Gesamtrechnungen (UGR)

Aufgrund des gestiegenen Umweltbewusstseins ist auch der Bedarf an Informationen gestiegen, welche Auskunft über die gegenseitige Beeinflussung von Ökonomie und Umwelt bereitstellen. Die VGR sind hierzu nicht in der Lage, da sie weder natürliche Ressourcen als Vermögen einbeziehen noch deren Verwendung und Verlust systematisch erfassen. (vgl. Brümmerhoff 2007: 288 f.)

Dabei sollen nicht nur Aussagen über den Zustand der Umwelt ermöglicht werden, vielmehr sollen Wechselbeziehungen und Entwicklungsprozesse von Ökonomie und natürlichen Ressourcen verdeutlicht werden. Zu diesem Zweck wurde das Konzept der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen geschaffen. (vgl. Klaus 1994: 13)

Hierbei greifen die UGR die Idee des Umweltsatellitensystems der UN auf, welche diese in Erweiterung der VGR konzipiert hat (vgl. UN Statistics Division 2012: 4). Dieses Konzept wird im folgenden Exkurs vorgestellt.

Exkurs: System of integrated environmental and economic accounting (SEEA) der Vereinten Nationen

Das SNA-Konzept der Vereinten Nationen von 1968, welches als Richtlinie für die Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen (VGR) gilt, wurde im Jahr 1994 revidiert. Dabei wurde nicht nur das Kernsystem der Gesamtrechnungen verändert, sondern auch der Vorschlag gemacht ein Satellitensystem, das „System of integrated environmental and economic accounting“ (SEEA), als Erweiterung einzuführen. Zu diesem Zweck war bereits 1993 das Konzept des SEEA in Form eines Handbuchs erarbeitet worden. Das SEEA greift die Kritikpunkte gegenüber den VGR auf, die Umweltinanspruchnahme nicht adäquat zu berücksichtigen und versucht durch zusätzliche Angaben die entsprechenden Informationslücken zu schließen. Das SEEA soll sich in den Rahmen der VGR einfügen und zugleich durch den Zugriff auf andere statistische Daten die Aktivitäten in Zusammenhang mit der Ressource Wasser aufzeigen. (vgl. UN Statistics Division 2012: 4)

Das SEEA-Water, ein Subsystem des SEEA speziell für die Ressource Wasser, wurde unter der Zielstellung entwickelt die Konzepte und Methoden des Wasser-Accounting zu standardisieren. Es bietet einen konzeptionellen Rahmen zur Organisation von ökonomischen und hydrologischen Daten, um eine konsistente Analyse des Beitrags von Wasser auf die Wirtschaft und Wohlfahrt sowie den Einfluss ökonomischer Aktivitäten auf die Ressource Wasser zu ermöglichen (vgl. UN Statistics Division 2012: 4). Es zeigt (vgl. UN Statistics Division 2012: 3):

- Bestands- und Stromgrößen für Wasserressourcen in der Umwelt,
- Umweltbelastungen in Bezug auf Wasserentnahme und Emissionen im Zuge der Abwassereinleitung,
- Wasserbereitstellung und Verwendung in der Wirtschaft und in Haushalten,
- Wiedernutzung von Wasser in der Wirtschaft,
- Bereitstellungskosten und Entgelte für die Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung,
- Abgaben für die Nutzung von Wasser.

Exkurs: System of integrated environmental and economic accounting (SEEA) der Vereinten Nationen

Hierfür stellt das SEEA-Water physische und ökonomische Bestände und Flüsse dar, die in Zusammenhang mit Wasser stehen. Umweltdienstleistungen beinhalten die Bereitstellung von Rohmaterial und den Energiebedarf, um die Güter und Dienstleistungen zu produzieren (Ressourcenfunktion), die Aufnahme von Abfällen (Senken-Funktion) sowie die grundlegenden Funktionen zur Bereitstellung der Lebensgrundlage und Lebensqualität wie Landschaft (Dienstleistungen).

Im SEEA-Water werden auch die Wasserqualität und die Emission von Schadstoffen betrachtet. Das Modell beinhaltet zwei Subsysteme: die Wirtschaft und die inländischen Wasserressourcen. Das hydrologische System besteht aus Oberflächen-, Grund- und Bodenwasser. Die Wirtschaft wird nach dem „International System of Industry“ (ISIC) klassifiziert. Die Anwendung des SEEA-Modells ist auf verschiedenen geografischen Ebenen möglich. (vgl. UN Statistics Division 2012)

Die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) wurden ebenfalls als Satellitensystem zu den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen konzipiert, d. h. sie ergänzen diese durch eine Quantifizierung des „Produktionsfaktors Umwelt“, der mit ökonomischen Größen in Beziehung gesetzt wird. Zur Systematisierung der Wechselwirkungen orientieren sich die UGR am „Pressure-State-Response-Schema“ (PSR-Schema) (vgl. auch Exkurs zum DPSIR-Modell):

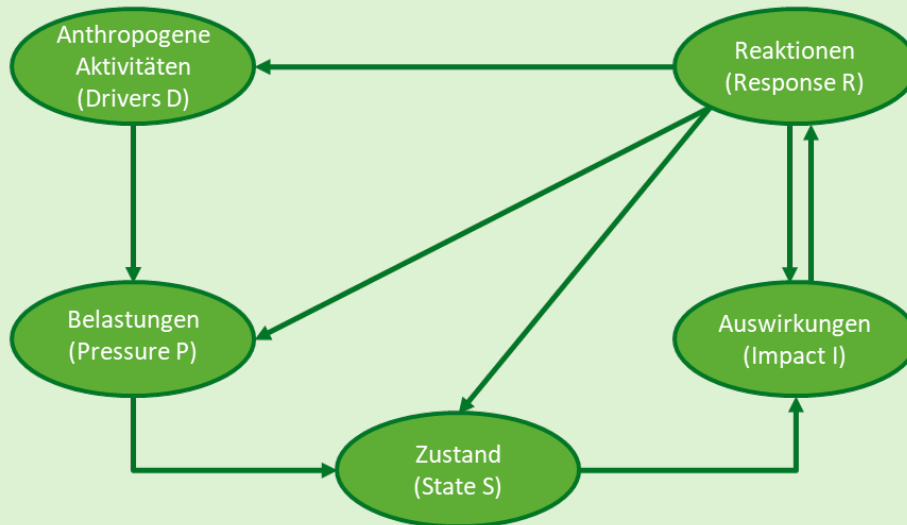
- ▶ Pressures – Umweltbelastungen (Stoffströme zwischen Natur und Wirtschaft werden mittels Material- und Energieflussrechnung dargestellt)
- ▶ State – Auswirkungen der Umweltbelastungen, Veränderung des Umweltzustands
- ▶ Response – Umweltschutzmaßnahmen, Sanierung von Umweltschäden

Exkurs: DPSIR-Modell der European Environmental Agency (EEA)

Um das Denken über das Zusammenspiel zwischen Umwelt und Menschen zu strukturieren, hat die EEA das DPSIR-Modell (DPSIR - driving force, pressure, state, impact and response) entwickelt (Abbildung 9): Gesellschaftliche und wirtschaftliche Entwicklungen (anthropogene Aktivitäten - drivers) verursachen Umwelteinwirkungen (Belastungen – pressure), wie Emissionen oder Ressourcenverbrauch, infolge dessen sich der Zustand (state) der Umwelt verändert. Diese Zustandsänderungen wirken sich auf Ökosystemfunktionen, Gesundheit des Menschen oder die Wirtschaftsleistung (Auswirkung – impact) aus. Die gesellschaftlichen und politischen Reaktionen (response) hierauf beeinflussen direkt oder indirekt die anderen Bestandteile vom System. (vgl. EEA 2014: 15 ff.)

Exkurs: DPSIR-Modell der European Environmental Agency (EEA)

Abbildung 9: DPSIR-Modell



Quelle: EEA 1999: 6 f.

Das DPSIR-Modell wird zur Strukturierung und Systematisierung von EEA-Umweltindikatoren herangezogen (vgl. EEA 1999: 6) und ist kohärent mit statistischen Systemen – zum Beispiel dem Framework for the Development of Environment Statistics der UN (vgl. EEA 2014: 17).

Zur Beschreibung der Effekte bedienen sich die UGR einer Material- und Energieflussrechnung, Indikatoren zur Darstellung von Bestandsveränderungen sowie der Erhebung von Umweltschutzmaßnahmen (Tabelle 8). Mit einer Material- und Energieflussrechnung werden in den UGR die physischen Ströme zwischen Wirtschaft und Umwelt bilanziert und betreffen qualitative (Degradation oder Verbesserung) oder quantitative Veränderungen (Entnahme von Ressourcen). Wasserflussrechnungen sind ein Bestandteil des Gesamtsystems der Material- und Energieflussrechnungen. Erfasst werden die gesamte Wasserinanspruchnahme und die gesamte mengenmäßige Umweltbelastung durch die Abwassereinleitung für alle Wirtschaftsbereiche und privaten Haushalte in einer Region. Der Umweltzustand wird in den UGR bisher nur für die Bodenfläche betrachtet, so dass diesbezüglich keine Informationen zu Wasser bereitstehen. Umweltschutzmaßnahmen umfassen Investitionen und laufende Ausgaben für den Umweltschutz für ausgewählte Sektoren sowie umweltbezogene Steuern. Sektorale Berichtsmodulare vertiefen für bedeutsame Themenbereiche die Betrachtung der Wechselwirkungen zwischen Umwelt und Wirtschaft. (vgl. DESTATIS 2015: 6 f.; DESTATIS 2010: 14) Die Dienstleistungsströme, welche die Umwelt (Umweltvermögen) zur Durchführung der wirtschaftlichen Aktivitäten erbringt, werden – in Analogie zu den VGR – als Primärinput (Produktionsfaktor) in den Produktionsprozess und im Falle von Umweltinputs ergänzend auch für den Konsumtionsprozess betrachtet (vgl. DESTATIS 2010: 3).

Tabelle 8: Module der deutschen Umweltökonomischen Gesamtrechnungen

Belastung (Material- und Energieflussrechnung)	Umweltzustand	Umweltschutzmaßnahmen
Physische Materialströme <ul style="list-style-type: none"> • Gesamtwirtschaftliches Materialkonto • Rohstoffrechnung nach Branchen • Energieflussrechnung nach Branchen • Primärmaterial nach Branchen • Emissionsrechnungen nach Branchen • Wassergesamtrechnung nach Branchen • Physische Input-Output-Tabellen 	Quantitative und qualitative Bestandsveränderung des Naturvermögens in physischen Einheiten Siedlungsfläche nach Branchen	Umweltbezogene monetäre Ströme und Bestände <ul style="list-style-type: none"> • Umweltschutzmaßnahmen • Umweltsteuern
Sektorale Berichtsmodule		
<ul style="list-style-type: none"> • Verkehr und Umwelt • Landwirtschaft und Umwelt • Waldgesamtrechnung • Private Haushalte und Umwelt 		

Quelle: DESTATIS 2015: 6.

Grundsätzlich sollen die UGR die VGR ergänzen. Gegenwärtig liegt keine echte Integration der UGR mit den VGR vor. Ausnahme bilden die Ausgaben für den Umweltschutz, welche ohnehin bereits Bestandteil der VGR sind. Im Einzelnen zeigt sich die mangelnde Integration daran, dass

- ▶ die Materialflüsse zwar bilanzmäßig dargestellt und in physische Input-Output-Tabellen eingeführt werden können, diese aber nicht deckungsgleich sind mit den Kosten- und Kapitalverbrauchs begriffen der VGR; sie lassen sich daher nicht als Gegenstück zu den Flussgrößen der VGR abbilden;
- ▶ die Flächennutzung und die Indikatoren des Umweltzustandes eher der Umweltstatistik zuzuordnen sind, da auch sie kein physisches Gegenstück zu den VGR darstellen;
- ▶ die Vermeidungskosten, welche den Ansatz zu einer Bewertung des Naturkapitalverbrauchs darstellen könnten, von der amtlichen Statistik als hypothetisch und nur für Teilaspekte als anwendbar angesehen werden. (vgl. Schoer 2001: 41)

3.1.3 Würdigung

Mit den Gesamtrechnungen liegen Indikatorensysteme und Datenquellen vor, die einen systemischen und konsistenten, beschreibenden Überblick über wesentliche der im Prozessschema (vgl. Abbildung 7) aufgeführten Komponenten und Ströme geben. Es sind grundsätzlich Daten zur Wasserinanspruchnahme vorhanden, die folgende Fragen beantworten:

- ▶ Wie viel Wasser entnehmen die Wirtschaftsbereiche und die privaten Haushalte aus der Natur?
- ▶ Wie viel Wasser setzen die einzelnen Bereiche für Produktion und Konsum ein? Welche Branchen sind dabei besonders wasserverbrauchsintensiv?
- ▶ Wie viel Abwasser leiten die Bereiche in die Natur ein und auf welchen Wegen?

Weiterhin liegen Daten zum Umsatz und zum Einsatz von Produktionsfaktoren, zu Vorleistungen, Personal- und Sachaufwand sowie zu Abschreibungen für die Wirtschaftsbereiche vor (VGR) und Informationen zur Verflechtung der Wirtschaftsbereiche (VGR). Nicht durch die UGR und VGR bereitgestellt werden demgegenüber Informationen zum Gewässerzustand.

Vor diesem Hintergrund werden im Folgenden Messkonzepte und Indikatorensysteme skizziert, die sich an den im Abschnitt 2.4 vorgestellten Wert- und Zielkonzepten orientieren. Im Abgleich der Messkonzepte mit der Datenverfügbarkeit erfolgt eine Schwerpunktsetzung dahingehend, welche Messkonzepte im empirischen Teil getestet werden sollen. Damit einher geht zugleich eine Entscheidung, welche Wert- und Zielkonzepte sich am ehesten auf die Perspektiven anwenden lassen, wenn zur Bewertung statistische Datenquellen herangezogen werden.

Die Anwendbarkeit der statistischen Quellen hängt letztendlich von vielen Aspekten im Detail ab, zum Beispiel der regionalen und sektoralen Auflösung der Indikatoren, der Vollständigkeit der Informationen beziehungsweise der Passfähigkeit mit anderen Datenquellen. Diese Aspekte lassen sich nur am konkreten Fallbeispiel beurteilen, gleichwohl vermittelt die Betrachtung der folgenden zentralen Datenquellen einen ausreichenden Eindruck, um die Einsetzbarkeit der Messkonzepte zu diskutieren.

3.2 Überblick über relevante Messkonzepte und Indikatorensysteme

Unter Messkonzepten werden methodische Ansätze verstanden, mit deren Hilfe Indikatorensysteme abgeleitet werden können, um wert- und zielbezogene Aussagen zur Bedeutung der Wassernutzung zu generieren. Hierbei geht es um das Beschreiben der Effekte und den Abgleich mit dem gewünschten Zustand. Die folgende Übersicht der Messkonzepte beschreibt die jeweiligen Ansätze stark vereinfacht, so dass für einen tiefergehenden Einblick auf entsprechende Lehrwerke und die wissenschaftliche Diskussion zu den spezifischen Stärken und Schwächen verwiesen sei.

3.2.1 Messkonzepte zur Bewertung der Nutzenstiftung

3.2.1.1 Konzept der Zahlungsbereitschaft

Die Messkonzepte der Nutzenstiftung aggregieren die Zahlungsbereitschaft von Personen, um ein Gut zu erwerben beziehungsweise um eine weitere Einheit eines Gutes zu erhalten.³² Die Zahlungsbereitschaft einer Person beschreibt das Einkommen, das eine Person freiwillig bereit ist, für den Erwerb eines Gutes einzutauschen. Die Person erhält dann das eine Gut, verzichtet zugleich jedoch auf die Fähigkeit andere Güter mit dem weggetauschten Einkommen zu erwerben. Da eine Person vermutlich nur dann freiwillig in den Tausch einwilligt, wenn es das Gut entsprechend hoch würdigt, wird Zahlungsbereitschaft als Indikator für die Nutzenstiftung herangezogen.

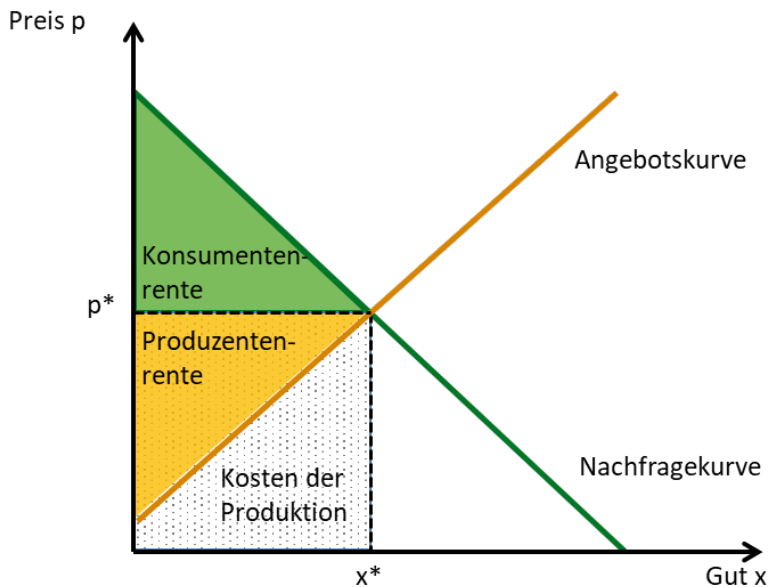
Die Zahlungsbereitschaft vieler Personen nach einem Gut wird im Allgemeinen anhand einer Nachfragekurve versinnbildlicht (Abbildung 10).³³ Diese lässt sich beispielsweise dahingehend interpretieren, dass durch sie die Zahlungsbereitschaften der Personen der Höhe nach sortiert dargestellt werden. Die abfallende Neigung der Kurve stellt somit dar, dass die Zahlungsbereitschaft bei verschiedenen Menschen unterschiedlich ausfällt. Darüber hinaus könnte eine solche Nachfragekurve auch die unterschiedliche Würdigung von Gütern durch eine Person darstellen, wenn jede Person mehrere Einheiten

³² Für grundlegende Ausführungen zur Nutzen-Kosten-Analyse – siehe Marggraf und Streb 1997, Mühlenkamp 1994, Hahnusch *et al.* 2011, Freeman 2003 sowie als intuitiv eingängige Einführung Pearce *et al.* 2006. In der englischsprachigen Literatur gibt es drei Werke, die sich explizit mit der Nutzen-Kosten-Analyse von Wasser beschäftigen: Young und Loomis 2014, im Folgenden in einer Vorgängerauflage zitiert (vgl. Young 2005), Griffin 2006 sowie Howe und Easter 2011.

³³ Es gibt mit der kompensierenden und äquivalenten Variation methodisch validere Ansätze zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft als die hier beschriebene Konsumenten- und Produzentenrente. Für die pragmatischen, anwendungsorientierten Bewertungen im Rahmen dieses Projektes sind die Konsumenten- und Produzentenrente jedoch ausreichend. Für eine tiefere Diskussion – vgl. z. B. Marggraf und Streb (1997: 87 ff. und 167 ff.).

eines Gutes konsumiert. So ist es intuitiv einleuchtend, dass Personen für den ersten Liter Wasser, den sie durstig angeboten bekommen, mehr bezahlen würden als für den zehnten Liter.

Abbildung 10: Konzept der Produzenten- und Konsumentenrente



p^* – Marktpreis des Gutes x

x^* – auf dem Markt nachgefragte Menge des Gutes x

Quelle: Eigene Darstellung.

In Anwendung des Konzeptes auf die ökonomische Bewertung von Wasser lassen sich aus Nachfragekurven drei Informationen ableiten, mit deren Hilfe der Nutzen von Handlungen bewertet werden kann.

Die **gesamte Zahlungsbereitschaft** (grüne, gelbe und grau-gepunktete Fläche in Abbildung 10) wird als Summe der Zahlungsbereitschaften aller Konsumenten und somit als gesamtökonomische Wohlfahrt bezeichnet, die für die Menge x^* eines Gutes besteht. Sie symbolisiert die gesamte Nutzenstiftung der Bereitstellung der Menge x^* an Wasser und ermöglicht grundsätzliche Aussagen zur generellen Bedeutung einer Wassernutzung.

Für die Abschätzung der gesamten Netto-Nutzenstiftung eignen sich Konsumenten- und Produzentenrente. Dabei bemisst sich die Konsumentenrente als Differenz zwischen der Zahlungsbereitschaft des Konsumenten und dem tatsächlichen Marktpreis, den er für den Erwerb des Guts zu bezahlen hat. Dies ist in Abbildung 10 die grüne Fläche. Die Differenz ergibt sich aus der Tatsache, dass in einem kompetitiven Markt alle Konsumenten denselben Preis für den Erwerb eines Guts zahlen, unabhängig von ihrer individuellen Zahlungsbereitschaft. (vgl. UN Statistics Division 2012: 122)

Ergänzt wird sie durch die Produzentenrente, welche durch die orange Fläche symbolisiert wird. Sie ist der Umsatz den die Unternehmen bei der Bereitstellung der Menge x^* des Gutes zum Preis von p^* erzielen, abzüglich der für die Produktion benötigten Kosten (grau schraffierte Fläche). Die Differenz verbleibt als Einkommen beim Unternehmen und sie kann als Gewinn im landläufigen Sinne verstanden werden.

Der Nettowohlfahrtseffekt bemisst sich aus der Summe von Konsumenten- und Produzentenrente (grüne + orange Fläche) beziehungsweise aus der Differenz der gesamten Zahlungsbereitschaft und den Bereitstellungskosten (graue Fläche). Sie gibt somit Auskunft über die Nutzenwirkung, die nach Abzug der Bereitstellungskosten verbleiben.

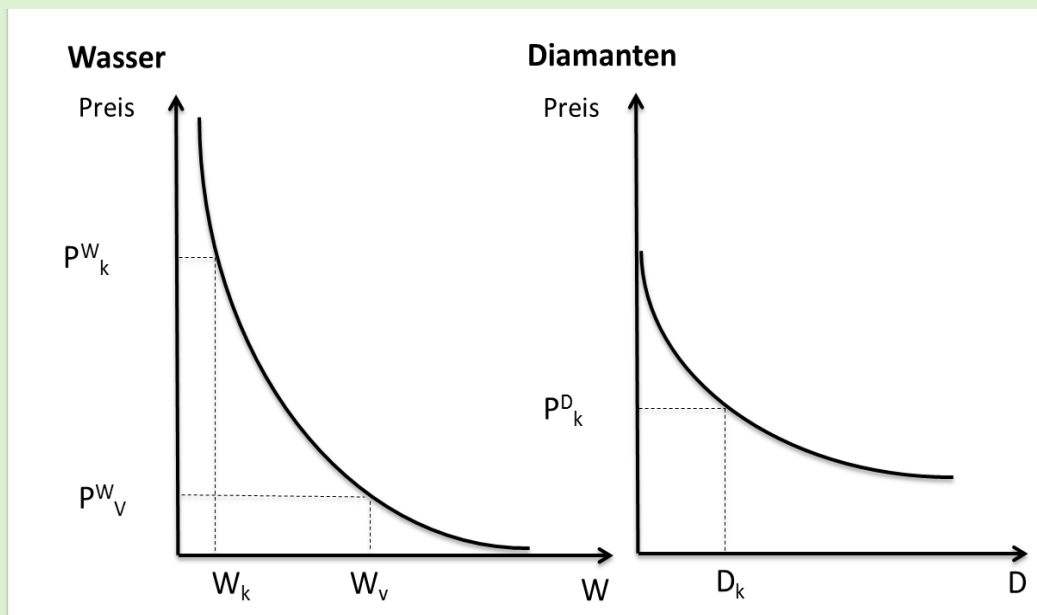
Die **durchschnittliche Zahlungsbereitschaft** bildet sich aus dem Durchschnitt der Zahlungsbereitschaften aller Käufer³⁴. Der Wert umfasst auch die Zahlungsbereitschaften, die den tatsächlichen Preis, der von den Konsumenten gefordert wird, übersteigt. (vgl. UN Statistics Division 2012: 120 ff.)

Die **marginale Zahlungsbereitschaft** p stellt den Grenzwert einer Einheit Wasser bei der Gesamtmenge x dar. Für eine Person stellt der marginale Wert beispielsweise den Nutzen dar, den der Konsum einer zusätzlichen Einheit – zusätzlich zu x^* – mit sich bringt. Bei einem Vergleich von mehreren Personen stellt der marginale Wert den Preis p^* dar, den der letzte Käufer bereit ist, für eine zusätzliche Einheit des Guts zu bezahlen. (vgl. UN Statistics Division 2012: 120; siehe auch den folgenden Exkurs)

Exkurs: Bedeutung der marginalen Zahlungsbereitschaft zur Erklärung des Diamanten-Wasser-Paradoxes

Am Beispiel des Diamanten-Wasser-Paradoxon (Abbildung 11) wird deutlich, dass der Preis für ein Gut nicht unbedingt von der „Nützlichkeit“ des Gutes abhängt. So ist der Preis, der gegenwärtig in der Regel für eine Einheit Wasser zu zahlen ist (P^W_v), niedriger als für eine Einheit Diamanten (P^D_k), obwohl Wasser nützlicher und vielfältiger verwendbar ist. Aufgelöst wird dieses Paradoxon durch die Unterscheidung zwischen dem marginalen Nutzen und dem Gesamtnutzen. Der Gesamtnutzen von Wasser, die Fläche unter der Nachfragekurve ist erheblich höher als der von Diamanten. Der Preis wird aber durch den marginalen Nutzen bestimmt, also dem Nutzen, den eine weitere Einheit dieses Gutes bietet. Eine zusätzliche Einheit wird nur nachgefragt, wenn der marginale Nutzen des Gutes größer beziehungsweise gleich dem Preis ist. Wenn Wasser im Überfluss vorhanden (W_v) ist, befindet sich der Wasserverbrauch in der Nähe der Sättigungsmenge. Der marginale Nutzen ist damit gering und somit auch der Preis P^W_v . Bei Wassermangel steigt der marginale Nutzen der verfügbaren Wassermenge W_k gegen unendlich, da Wasser als lebensnotwendiges Gut nicht substituierbar ist, entsprechend steigt der Preis P^W_k (vgl. Abbildung 11). (vgl. Hardes und Uhly 2007: 143 f.)

Abbildung 11: Wasser-Diamanten-Paradoxon



Quelle: Hardes und Uhly 2007: 143.

³⁴ Die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft stellt den Quotienten aus der gesamten Zahlungsbereitschaft und der Menge Wasser x^* dar. Der durchschnittliche Nettonutzen bemisst sich aus der Summe von Produzenten- und Konsumentenrente, geteilt durch die Wassermenge x^* .

Für ein Unternehmen spiegelt der marginale Wert die Steigerung des Nettoumsatzes wider, der sich aus der Erhöhung des Produktionsfaktors Wasser um eine Einheit ergibt. Der marginale Wert erlaubt wichtige Interpretationen: Wenn eine Ausweitung und Verknappung von Angeboten bewertet werden soll und diese Veränderung nicht zu groß ausfällt, kann eine solche Veränderung anhand der marginalen Werte beurteilt werden.

Während der Preis als marginale Wertschätzung wichtige Informationen an die Produzenten bei der Planung ihrer Produktion liefert, verdeutlichen die gesamten und durchschnittlichen Zahlungsbereitschaften, dass die Nutzenstiftung durch die Bereitstellung des Gutes im Umfang x^* größer ausfällt als durch den Preis p^* und den Umfang des Endproduktes (Produkt aus p^* und x^*) dargestellt wird.

Der Verweis auf die gesamte und die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft ist bei der Bewertung größerer Veränderungen wichtig, da der marginale Wert (d. h. der Preis) dann seine Aussagekraft verliert.

Um Handlungen und Entwicklungen dahingehend zu prüfen, inwieweit sie die Nutzenstiftung verbessern, werden die hierdurch induzierten Konsumenten- und Produzentenrenten ermittelt und aggregiert.³⁵ Die Handlung, welche zum höchsten Ergebnis führt, ist dann zu bevorzugen.

Bei der Bewertung der Nutzenstiftung wird auf Netto-Effekte abgestellt. Dies erfolgt über die Berücksichtigung der Opportunitätskosten. Dieses Konzept beschreibt die Kosten der Bereitstellung der Produktionsfaktoren als die entgangene alternative Nutzenstiftung, wenn die gebundenen Produktionsfaktoren woanders eingesetzt worden wären (vgl. Marggraf und Streb 2007: 28 ff.).

3.2.1.2 Monetarisierungsmethoden zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft von nicht bepreisten Gütern und Leistungen

Die Messkonzepte greifen die Idee der Zahlungsbereitschaft auf und wenden sie auf die verschiedenen Bewertungssituationen an, um die Nutzenstiftung von Handlungen zu ermitteln. Ziel ist es beispielsweise, den Nutzen einer Bereitstellung von Wasser für einen Wirtschaftszweig oder für Freizeitaktivitäten der Menschen zu beziffern.

Hierfür wurden Messkonzepte entwickelt, die an spezifische Bewertungssituationen angepasst sind. Da sie in Bezug auf Nutzenstiftung darauf ausgelegt sind, die Zahlungsbereitschaft in Geldeinheiten auszudrücken, werden sie im Folgenden Monetarisierungsmethoden genannt. Die Bewertungssituationen unterscheiden sich dahingehend, ob die Güter auf Märkten vermittelt werden oder außerhalb von Märkten stehen. Es finden sich allerdings nur wenige Wassernutzungen, die direkt marktvermittelt sind: ein Beispiel ist der Verkauf von Flaschenwasser an Konsumenten. In Ländern außerhalb von Deutschland existieren Märkte für Wasserressourcen (Zertifikatelösungen) und somit ein Markt für Wasser als Produktionsinput. Die meisten Wassernutzungen in Deutschland sind demgegenüber nicht marktvermittelt – weder die Kühlwasserinanspruchnahme durch Kraftwerke oder die Wasserinanspruchnahme der Landwirtschaft für die Bewässerung noch die Inanspruchnahme von Gewässern durch Binnenschiffe. Daher haben die Monetarisierungsmethoden, welche die Nutzenstiftung von Gütern, die außerhalb von Märkten stehen, abbilden, für die Bewertung von Wassernutzungen eine besondere Bedeutung.

Tabelle 9 bietet einen Überblick über die Monetarisierungsmethoden. Ein Ansatz der Messkonzepte ist es, das Verhalten der betroffenen wirtschaftlichen Akteure (von Personen oder Unternehmen) zu beobachten. Existiert ein Markt, so kann das Marktverhalten (Marktpreisänderungen, Nachfrageänderungen) ausgewertet werden (Tabelle 9 – direkte Methoden/beobachtetes Verhalten). Im Fall von nicht marktvermittelten Wassernutzungen wird beobachtetes Verhalten mit Marktinformationen von anderen Gütern verknüpft, um Rückschlüsse auf die Zahlungsbereitschaft nach Wasser zu ziehen (Tabelle 9 – indirekte Methoden/beobachtetes Verhalten). Demgegenüber gibt es auch Messkonzepte,

³⁵ Für die hierbei im Detail zu berücksichtigenden Aspekte sei wiederum auf die einschlägige Literatur verwiesen.

welche die Reaktionen von Personen in hypothetischen Situation auswerten (Tabelle 9 – hypothetisches Verhalten) und hierbei die Zahlungsbereitschaft entweder direkt abfragen oder im Rahmen von Choice-Experimenten indirekt ermitteln beziehungsweise anhand von fiktiven Annahmen bewerten.

Hierfür bauen die Messkonzepte auf wirtschaftstheoretischen Konzepten zum Verhalten von Firmen und dem Verhalten von Bürgern auf. Dies wird ergänzt durch Erklärungsansätze von Produktionsprozessen – zum Beispiel nichtlinearer wechselseitiger Abhängigkeiten von Produktionsfaktoren bei der Produktion von Gütern.

Tabelle 9: Überblick über Monetarisierungsmethoden

	Beobachtetes Verhalten	Hypothetisches Verhalten
Direkt	Marktpreise: Marktwertmethode	Dargelegte Zahlungsbereitschaft/Kompensationsforderung: Kontingente Bewertung
Indirekt	Offenbarte Präferenzen: <ul style="list-style-type: none"> • Restwert • Veränderung des Nettoeinkommens • Mathematische Programmierungsmo- delle • Hedonischer Preisansatz • Reisekostenmethode • Vermeidungskosten 	Annahmen und Experimente: <ul style="list-style-type: none"> • Choice Modellierung/ Choice Experimente • Alternativkostenansatz
Generalisierende Ansätze	Benefit-Transfer <ul style="list-style-type: none"> • Transfer von Nutzenwerten • Transfer von Nutzenfunktionen • Meta-Analysen 	

Es gibt Kategorisierungsvorschläge zu Monetarisierungsmethoden, die von dem hier vorgestellten Ansatz tlw. abweichen – z. B. Mühlenkamp (1994: 192) ordnet die Marktpreismethode unter den indirekten Bewertungsverfahren ein. Quelle: Aylward *et al.* 2010: 2, verändert und ergänzt.

Marktwertmethode als direkte Monetarisierungsmethode

Die Marktwertmethode beruht auf dem Prinzip, dass der Markt jedem Gut einen Preis und somit einen Tauschwert zuordnet. Unter idealen Wettbewerbsbedingungen entspricht der Preis dem marginalen Wert (vgl. Abschnitt 3.2.1.1) und vereinigt drei wichtige Informationen – die marginale Zahlungsbereitschaft für das Gut, die Menge, auf die sich die marginale Zahlungsbereitschaft bezieht sowie die marginalen Kosten für die Bereitstellung. Anhand von punktuellen Informationen zum Marktpreis lassen sich jedoch keine Aussagen zur Konsumentenrente ableiten. Dies kann dann erfolgen, wenn Informationen zu Marktpreis- und Nachfrageänderungen ausgewertet werden. Ein Ansatz hierfür ist die Ermittlung der Preiselastizität der Nachfrage. Hierbei wird empirisch ermittelt, wie stark sich die Nachfrage nach einem Gut verändert, wenn sich der Preis um ein Prozent erhöht. Anhand solcher Informationen können dann Maßnahmen im Vorfeld der Durchführung (ex-ante-Bewertungen) hinsichtlich der Zahlungsbereitschaften bewertet werden. (vgl. Aylward *et al.* 2010: 3)³⁶

³⁶ Diese Methode wird im empirischen Teil des Berichtes z. B. bei der Bewertung der Konsumenteneffekte bei der Bewertung der öffentlichen Wasserversorgung/Abwasserbeseitigung (vgl. Abschnitte 5.2.2.1, 5.2.2.2) bzw. bei der Binnenschifffahrt zum Gütertransport (vgl. Abschnitt 5.1.2.3) angewandt. Dort wird mit der Point-Extension-Methode ein pragmatisch vereinfachender Ansatz getestet. Für weitere Informationen – siehe Abschnitte 4.3.2 und 4.3.3.3.

Offenbarte Präferenzen

Die folgenden Ansätze leiten Wertaussagen entweder aus dem Verhalten der Unternehmen ab, welche Wasser als Produktionsfaktor nachfragen (Restwertmethode, Veränderung des Nettoeinkommens, mathematische Programmierungsmodelle) oder sie analysieren das Nutzungsverhalten von Bürgern in Bezug zu Wasser und Gewässern - auch wenn keine Marktinformationen zum genutzten Wasser vorliegen.

Restwertmethode

Die Restwertmethode wird häufig im Kontext von Landwirtschaft zur Bewertung des für die Bewässerung eingesetzten Wassers als Produktionsfaktor angewandt (vgl. Young 2005). Wenn die Preise aller Inputfaktoren bis auf Wasser anhand ihres Marktpreises bekannt sind, lässt sich die Nutzenstiftung von Wasser aus der Differenz zwischen dem Produktionswert und den aggregierten Kosten aller anderen Produktionsfaktoren berechnen (vgl. UN Statistics Division 2012: 125). Die Restwertmethode lässt sich gut bei Unternehmen/Sektoren anwenden, in denen Wasser ein wesentlicher Produktionsinput ist und wo der Wassereinsatz direkt einem Produkt zugeordnet werden kann. Sie weist einen Durchschnittswert für das genutzte Wasser aus, aber nicht den marginalen Wert für einen weiteren Kubikmeter Wasser (vgl. UN Statistics Division 2012: 126).³⁷

Veränderung des Nettoeinkommens

Für Anwendungsfälle, in denen durch den Einsatz von Wasser eine Vielzahl von Produkten entsteht, kann die Methode „Veränderung des Nettoeinkommens“ (Change in Net Income - CNI) verwendet werden. Sie misst die Veränderung des betrieblichen Nettoeinkommens als Resultat einer Veränderung der im Produktionsprozess verwendeten Menge von Wasser. Im Gegensatz zur Restwertmethode werden Veränderungen der Nutzenstiftung infolge eines veränderten Wassereinsatzes bewertet und es kann auch der marginale Wert von Wasser angegeben werden (vgl. UN Statistics Division 2012: 128; Young 2005).³⁸

Mathematische Programmierungsmodelle

Die mathematischen Programmierungsmodelle sollen als Grundlage für Entscheidungen der Wasserallokation und Infrastrukturbereitstellung dienen. Mit Hilfe von Produktionsfunktionen, welche die Verknüpfung von Produktionsfaktoren und Ressourcen zum Endprodukt darstellen, dem Wasserangebot, sowie institutionellen und verhaltensbezogenen Annahmen werden Produktionsprozesse und wirtschaftliche Entscheidungsprozesse simuliert. Zum Einsatz kommen lineare Programmierungsmodelle, Simulationsmodelle oder (üblicherweise im Bereich der gesamtwirtschaftlichen Analyse) General-Equilibrium-Modelle. Die Modelle berechnen, ausgehend von einer optimalen Allokation von Wasser und einer entsprechenden Anpassung der weiterhin benötigten Produktionsfaktoren, den marginalen Wert von Wasser. Ein solcher Ansatz wird z. B. verfolgt, wenn in der Landwirtschaft der optimale Mix von Feldfrüchten bestimmt werden soll. (vgl. UN Statistics Division 2012: 129)

Hedonischer Preisansatz

Der hedonische Preisansatz leitet die Nachfragefunktion nach Umweltgütern aus beobachtbarem Marktverhalten der Konsumenten gegenüber solchen Gütern ab, die am Markt gehandelt werden und zusammen mit dem Umweltgut genutzt werden (vgl. Young 2005: 119 f.). Grundgedanke des hedoni-

³⁷ Diese Methode wird im empirischen Teil des Berichtes für die Bewertung der Gewässernutzung durch die Binnenschifffahrt (vgl. Abschnitt 5.1.2.1), der Bewertung von Wasser zur Kühlung im Energiesektor angewandt (vgl. Abschnitt 5.3.2.1) sowie zur Bewertung der Bewässerung in der Landwirtschaft (vgl. Abschnitt 5.4.2.1). Für weitere methodische Informationen – siehe auch Abschnitt 4.3.1.

³⁸ Diese Methode wird im empirischen Teil des Berichtes für die Bewertung von Wasser in der Landwirtschaft als Bewässerungswasser (vgl. Abschnitt 5.4.2.2) angewandt. Für weitere Informationen – siehe auch Abschnitt 4.3.3.4.

schen Preisansatzes ist, dass die Umweltqualität indirekt den Preis bestimmter Güter beeinflusst. Beispielsweise kann sich die Lage von Wohngrundstücken in Überflutungsgebieten negativ auf deren Grundstückspreis auswirken. Demgegenüber kann in Städten die Lage von Wohngebäuden an Gewässern deren Wert erhöhen, da die Käufer mit der Wohnungen zugleich die Möglichkeit zur Aussicht auf das Gewässer erwerben. Die Wertschätzung für ein Umweltgut schlägt sich somit in einer geänderten Zahlungsbereitschaft für ein privates Gut nieder (vgl. Young 2005: 129 f.). Beim hedonischen Preisansatz werden dementsprechend Immobilienpreise ausgewertet, um Rückschlüsse auf die Wertschätzung von Gewässern in der Nachbarschaft zu ziehen (siehe folgender Exkurs).

Exkurs: Anwendungsbeispiel Hedonischer Preisansatz

Im Rahmen einer Forschungsarbeit zur Ermittlung des Einflusses von Hochwasserrisiken auf Immobilienpreise wurden verschiedene US-Studien verglichen, die diesen Zusammenhang mit Hilfe des hedonischen Preisansatzes untersuchen. Ziel der Forschungsarbeit war es, Einflussfaktoren auf Immobilienpreise zu identifizieren, aus deren Ausprägung sich die impliziten Kosten für Hochwasserrisiken ableiten lassen. In den meisten Studien wurde als abhängige Variable der Verkaufspreis einer Immobilie genutzt. Das Hochwasserrisiko wurde überwiegend durch die Wiederkehrhäufigkeit eines Hochwasserereignisses in Jahren ausgedrückt, aus der sich die Hochwasser-Wahrscheinlichkeit pro Jahr errechnen lässt. Aus der Untersuchung ergab sich, dass bei einem jährlichen marginalen Anstieg des Hochwasserrisikos um 0,01 der Transaktionspreis gegenüber sonst ähnlichen Immobilien um 0,6 Prozent sinkt. Der Vergleich von Immobilienpreisen direkt vor und nach einem Hochwasserereignis wurde als zusätzlicher Ansatz genutzt, um auch das subjektive/kurzfristige Risikoempfinden einzubeziehen. Der Einfluss dieses Vorher-/Nachher-Vergleichs hat sich im Rahmen dieser Forschungsarbeit als relativ gering und die Methode als noch sehr ungenau in der Behandlung subjektiver Risikowahrnehmung herausgestellt. (vgl. Daniel *et al.* 2009)

Reisekostenmethode

Um die Wertschätzung für kollektiv nutzbare Umweltgüter wie Naturparks oder Bademöglichkeiten zu ermitteln, wurde die Reisekostenmethode entwickelt. Grundgedanke ist, den Erholungsnutzen anhand der gesamten freiwillig getätigten Aufwendungen zum Besuch oder zur Nutzung der Erholungsgebiete (zum Beispiel Fahrtkosten, Zeitaufwand) abzuschätzen und hieraus Rückschlüsse auf die Zahlungsbereitschaft für die dabei genutzten Umweltgüter, zum Beispiel für den Badesee, zu ziehen. Durch die Berücksichtigung von Aufwendungen, die sich nicht unmittelbar in getätigten Ausgaben wiederfinden, gelingt eine Annäherung an die tatsächliche Zahlungsbereitschaft. (vgl. Young 2005: 120 ff.)

Vermeidungskosten

Beim Ansatz der Vermeidungskosten wird der Wert eines Umweltgutes aus dem beobachteten Verhalten von Betroffenen zur Vermeidung von Schäden eruiert. Der Ansatz geht davon aus, dass Individuen bereit sind Aufwand in Kauf zu nehmen, um sich vor Schaden zu schützen. (vgl. Young 2005: 133) Diese Maßnahmen verursachen im Allgemeinen Kosten. Unter der Annahme, dass der ausgegebene Betrag für die Reduzierung der Umweltbelastung (Vermeidungskosten) maximal so hoch ist wie der von den Betroffenen empfundene Schaden selbst, kann der Wert für Umweltgüter aus dem Aufwand der Haushalte zur Vermeidung von Umweltschäden ermittelt werden. (vgl. Aylward *et al.* 2010: 5) Eine Anwendung erfährt der Ansatz hauptsächlich in Studien zur menschlichen Gesundheit, indem aus der Bereitschaft zum Kauf von Flaschenwasser und dem Einbau von Wasserfiltern infolge einer wahrgenommenen Gefährdung der Trinkwasserqualität auf die Wertschätzung der Trinkwasserqualität geschlossen wird. Dieser Ansatz darf nicht mit dem weiter unten beschriebenen Ansatz der gesellschaftlichen Alternativkosten verwechselt werden, da bei den individuellen Vermeidungskosten reale Verhaltensänderungen von Bürgern interpretiert werden. Das Beispiel im folgenden Exkurs zeigt, dass hierbei sowohl individuelles als auch gesellschaftliches Verhalten im Sinne von Vermeidungskosten interpretiert werden können.

Exkurs: Anwendungsbeispiel Vermeidungskostenansatz

In einer Studie zur Evaluierung volkswirtschaftlicher Kosten des Pestizideinsatzes in der Schweiz wurden 2014 die externen Kosten des Pestizideinsatzes für verschiedene Wirkungsbereiche (Gesundheitsschäden, Ökosystemschäden, Regulierungsaufwände) untersucht, mit dem Ziel Hinweise auf mögliche politische Handlungsoptionen zur Senkung dieser externen Kosten zu entwickeln. Zur ökonomischen Bewertung wurden individuelle und gesellschaftliche Vermeidungskosten ermittelt. Obgleich sich die Ansätze auf den Pestizideinsatz in der Landwirtschaft beziehen, lassen sie sich auch auf die Bewertung von Wasser und Gewässern übertragen. (vgl. Zandonella *et al.* 2014)

Individuelle Vermeidungskosten auf Haushaltsebene wurden im Wirkungsbereich „Gesundheitsschäden“ beispielsweise anhand von Zahlungsbereitschaften für Bio-Lebensmittel und dem bezahlten Aufpreis für pestizidfreie Lebensmittel gemessen. Dafür wurde in der Studie zum einen der jährliche Gesamtumsatz mit pflanzlichen biologischen Lebensmitteln in der Schweiz ermittelt, der sich 2012 auf gut 600 Mio. CHF belief. Zum anderen wurden die Mehrausgaben für Bioprodukte aus der Preisdifferenz zwischen biologischen und herkömmlichen Lebensmitteln geschätzt. Die Mehrausgaben für pflanzliche Biolebensmittel wurden hierbei mit reichlich 200 Mio. CHF pro Jahr angegeben. Allerdings lässt sich nur ein Teil dieser Kosten der Vermeidung gesundheitlicher Schäden durch Pestizideinsatz zurechnen, da auch andere Motive zum Kauf von Bio-Lebensmitteln berücksichtigt werden müssen. (vgl. Zandonella *et al.* 2014: 43 ff.)

Gesellschaftliche Vermeidungskosten gehen davon aus, dass politische Ziele zur Reglementierung des Pestizideinsatzes bestehen, um größere negative Auswirkungen zu vermeiden. Hierbei anfallende Regulierungskosten können somit als Vermeidungskosten interpretiert und beispielsweise anhand des Personalaufwands im Bereich Pflanzenschutzmittelregulierung quantifiziert werden. Berücksichtigt wurden dabei die Kosten für Vollzeitstellen im Bereich Zulassung, Kontrolle/Monitoring und Forschung im Zusammenhang mit Pflanzenschutzregulierung. (vgl. Zandonella *et al.* 2014: 48 f.)

Hypothetisches Verhalten

Die folgenden Bewertungsansätze erheben die Zahlungsbereitschaften der Betroffenen, indem sie hypothetische Situationen vorgeben und die Personen um deren Bewertung fragen. Die Befragten sollen dann ihre Zahlungsbereitschaft für eine verbesserte Bereitstellung des Gutes oder zur Vermeidung einer Verschlechterung der Situation beziffern. Ebenso könnten auch Kompensationsforderungen für die Erduldung einer Verschlechterung abgefragt werden.

Kontingente Bewertung

Die kontingente Bewertung leitet den Wert eines Umweltgutes durch Abfrage von Zahlungsbereitschaften ab. Durch die unmittelbare Bestimmung der Zahlungsbereitschaft einer Person lässt sich die kontingente Bewertung demnach den direkten Bewertungsmethoden zuordnen. Der Begriff „kontingent“ meint in diesem Fall die Abhängigkeit der Zahlungsbereitschaft von einem zuvor beschriebenen fiktiven Szenario. Die Befragten werden gebeten, ihre Zahlungsbereitschaft bezüglich eines bestimmten Umweltgutes, abhängig von hypothetischen Veränderungen in der Zukunft, preiszugeben. Der Zahlbetrag wird als Wertschätzung für das Umweltgut interpretiert. (vgl. stellvertretend Young 2005: 135 f.; Pearce *et al.* 2006: 105 ff.) Mit Hilfe dieses Ansatzes lässt sich zum Beispiel die Nutzenstiftung von Renaturierungsmaßnahmen von Gewässern bewerten oder die Zahlungsbereitschaft zur Verbesserung der Güte von Fließgewässern (vgl. z. B. Hartje *et al.* 2003; Meyerhoff 2004; Dehnhardt 2013).

Ein wesentlicher Vorteil der kontingenten Bewertung als direkte Bewertungsmethode im Vergleich zu den indirekten ist vor allem ihre Eignung, auch die Nicht-Gebrauchswerte (Options-, Existenz- oder Vermächtniswert) zu erheben. Somit können auch zukünftige Umweltveränderungen bewertet werden.

Choice Modelling/Choice Experimente

Die Choice Experimente beziehungsweise das Choice Modelling haben dasselbe Einsatzgebiet wie die kontingente Bewertung (die Bewertung von nicht marktvermittelten Umweltgütern), nur wird bei der Wertermittlung des Umweltgutes (durch Einbeziehung von Kosten und differenzierte Entwicklung von Szenarien) anders vorgegangen. Den Befragten werden unterschiedliche Optionen zur Umweltqualität (zum Beispiel zur erreichbaren Gewässerqualität) zur Auswahl angeboten. Die Optionen unterscheiden sich nicht nur in den Merkmalen des Umweltgutes, sondern auch in den Kosten, die der Haushalt für die Bereitstellung des Gutes zu tragen hätte. Im Unterschied zur kontingenten Bewertung werden die Befragten mehrmals gebeten, aus einer bestimmten Anzahl von Szenarien das von ihnen präferierte auszuwählen. Diesem Ansatz liegt die Annahme zugrunde, dass der Befragte jeweils die Option wählt, die ihm den größten Nutzen im Vergleich mit den zu tragenden Kosten bietet. (vgl. Young 2005: 148 f.)

Alternativkostenansatz

Die Methode der Alternativkosten geht von der Annahme aus, dass die maximale Zahlungsbereitschaft für ein Gut oder eine Dienstleistung nicht höher ausfallen kann, als die Kosten, welche durch einen alternativen Prozess oder eine alternative Technologie zur Bereitstellung des Gutes verursacht werden. (vgl. Young 2005: 102). Bei einem gegebenen Projekt mit spezifiziertem Endprodukt, welches weniger Kosten verursacht als ein nächstbestes Projekt mit demselben Endprodukt, können die Zusatzkosten des nächstbesten Projektes als Gesamtnutzen des gegebenen Projektes angesehen werden. Falls beispielsweise die Transportkosten für Güter per Schiff niedriger liegen als die Transportkosten per Eisenbahn, so kann der Nutzen der Schifffahrt für den Transportsektor anhand der fiktiven Zusatzkosten geschätzt werden, die sich bei einem ausschließlichen Transport auf dem Schienenweg ergäben. Dies gilt jedoch nur, wenn die teurere Alternative in Abwesenheit des gegebenen Projektes auch realisiert werden würde. (vgl. Young 2005: 102) Von daher hängt die Bewertung entscheidend davon ab, dass plausible Verhaltensannahmen getroffen werden. Im Wasserressourcenmanagement wird u. a. auf Einsatzbeispiele dieser Methode zur Bewertung der Nutzenstiftung von Wasserkraftwerken oder der Binnenschifffahrt verwiesen (vgl. Young 2005: 102; Herfindahl und Kneese 1974: 167 f.; siehe folgender Exkurs).³⁹

Exkurs: Anwendungsbeispiel der Methode der Alternativkosten für einen Fall in New York

Die Stadt New York City musste Anfang der 1990er Jahre Maßnahmen ergreifen, um die behördlichen Qualitätsstandards für Trinkwasser weiterhin zu erfüllen. Das geplante Projekt umfasste den Bau einer Wasserfiltrations- und -reinigungsanlage für 6-8 Mill. \$, welches weiterhin Betriebskosten von ca. 300 Mill. \$ pro Jahr verursacht hätte. Als Alternativprojekt wurde die Verbesserung der ökologischen Funktion des Trinkwassereinzugsgebietes in den Catskill Mountains mit einer Investitionssumme von einmalig 1,5 Mill. \$ ermittelt. Die Abwägung der Alternativen zwischen künstlicher Reinigungsanlage und der Verbesserung des Ökosystems fiel zugunsten der zweiten Variante aus. (vgl. Grunewald und Bastian 2012: 102)

Benefit-Transfer

Zusätzlich existieren Verfahren, mit deren Hilfe Wertaussagen, die für ein Fallbeispiel erhoben wurden, auf andere Anwendungen übertragen werden. Alternativ zur Erhebung von Primärdaten für eine Bewertung kann auch die Methodik des Benefit-Transfers angewendet werden, um unter Nutzung von bereits vorhandenen Bewertungsdaten die Nutzen vergleichbarer Umweltgüter zu ermitteln. Ziel ist es

³⁹ Diese Methode wird im empirischen Teil des Berichtes für die Bewertung der Nutzenstiftung bei allen Wassernutzungen herangezogen. Für weitere methodische Informationen – siehe Abschnitt 4.3.3.

etwaige Wohlfahrtsveränderungen zu prognostizieren (vgl. Young 2005: 152 f.). Allgemein kann der Benefit-Transfer als Methodik definiert werden, die den ökonomischen Wert für eine Umweltveränderung aus einer bestehenden Studie (study site) analysiert und diesen mit mehr oder weniger aufwendigen Korrekturverfahren auf die aktuelle Bewertungssituation (policy site) überträgt. Je nach Methode können Zahlungsbereitschaften übertragen werden (Transfer von Nutzenwerten) oder die ermittelte Nachfragefunktion für Umweltgüter (=Wertefunktion) unter Anpassung an die jeweiligen Bedingungen des Politikortes (Transfer von Nutzenfunktionen). Die Nutzenfunktion kann schließlich auch aus einer Vielzahl an empirischen Studien ermittelt worden sein (Meta-Analyse). Hierbei wurden Bewertungen übertragen, die beispielsweise auf kontingenten Bewertungsansätzen oder auf der Reisekostenmethode beruhen. (vgl. Young 2005: 152 ff.; vgl. auch van Houtven *et al.* 2007; Brouwer *et al.* 2009; Dietrich und Schumann 2006)

Ein wesentlicher Diskussionspunkt bei der Methode bezieht sich auf die Validität und Zuverlässigkeit der Wertübertragung. Diesbezüglich wurden verschiedene Anforderungen an die Übertragbarkeit definiert. So müssen die Merkmale der zu bewertenden Effekte, aber auch die sozioökonomischen Bedingungen bei der Primärstudie und dem Ort der Übertragung übereinstimmen. Weiterhin müssen die Abgrenzungen der zu bewertenden Effekte sowie des Marktes bei den Primärstudien nachvollziehbar, detailliert und plausibel sein, so dass die mit der Übertragung verbundenen Konsequenzen beurteilt werden können. Nicht zuletzt sollten die Primärstudien den wissenschaftlichen Standards genügen und aktuell sein. (vgl. z. B. Brouwer *et al.* 2009: 42 f.; UBA 2012: 22 f.)

Die Validität von Benefit-Transfer-Ansätzen wurde mehrfach getestet. Brouwer *et al.* (2009: 41) bieten eine Zusammenfassung verschiedener Studien mit Wasserbezug, die speziell den Transferfehler untersucht hatten. Er kann vernachlässigbar klein sein, aber auch bis zum Fünffachen des „wahren“ Wertes betragen.

3.2.1.3 Würdigung

Wesentliches Merkmal der Messkonzepte zur Nutzenstiftung ist, dass sie mit der Zahlungsbereitschaft auf einen hoch aggregierten monetären Indikator abstellen, der nicht von der konkret betrachteten Wassernutzung abhängt. Dies erleichtert zum einen die Aggregierbarkeit und den Vergleich von Nutzenstiftungen über verschiedene Wassernutzungen hinweg. Zum anderen können Nutzenwirkungen von Bürgern (Konsumentenrente) und Nutzenwirkungen, die Unternehmen erwachsen (Produzentenrente), miteinander verglichen werden.

Mit den Messkonzepten kann daher geprüft werden, inwieweit sich eine (politisch vorgegebene) Veränderung der Wassernutzung aus Sicht der Bürger positiv oder negativ auswirkt. Das Messkonzept der Zahlungsbereitschaft aggregiert hierfür individuelle Bewertungen. Deutlich wird dies zum Beispiel bei der kontingenten Bewertung und beim hedonischen Preisansatz. Wie eingangs beschrieben, steht jedoch auch hinter einer Marktnachfrage nach Gütern eine individuelle Zahlungsbereitschaft. Darüber hinaus liegen auch bei der Restwertmethode oder bei der Veränderung des Nettoeinkommens Annahmen zu individuellem Verhalten von Unternehmen (Gewinnmaximierung) zugrunde. Am wenigsten deutlich ist dies bei der Alternativkostenmethode. Daher ist es dort Aufgabe des Bewertenden darzulegen, dass er mit der Auswahl der Alternative plausible Annahmen zur Verhaltensänderung der Bürger getroffen und so den Bezug zum individuellen Verhalten hergestellt hat.

Mit den Monetarisierungsmethoden stehen Analyseansätze bereit, um den expliziten Beitrag von Wasser und Gewässern auf die Zahlungsbereitschaft und Nutzenstiftung herauszuarbeiten (siehe auch Anhang 1):

- ▶ Grundsätzlich bewertbar sind sowohl Wasser- und Gewässernutzungen, welche als Produktionsfaktoren in Wirtschaftsprozesse einfließen (z. B. Bewässerung in der Landwirtschaft) als auch solche, die von den Menschen in ihrer Freizeit und erst einmal unabhängig von Marktprozessen genutzt werden (Badenutzung von Gewässern).

- ▶ Direkte Bewertungsmethoden werden zudem angewandt, um die Zahlungsbereitschaft für den Erhalt von Gewässerökosystemen zu ermitteln – selbst wenn die Bürger ohne eigene Nutzungsambitionen sind.
- ▶ Es lassen sich die Substitutionsmöglichkeiten von Wasser berücksichtigen und somit die Tatsache, dass häufig zweitbeste Alternativen vorhanden sind, ein Produktionsziel zu erreichen oder Freizeitalternativen zu wählen. Augenscheinlich wird dies bei den Monetarisierungsmethoden der individuellen Vermeidungskosten, der Anpassungskosten, aber auch der Alternativkosten.
- ▶ Bei der Bewertung des Wassereinsatzes als Produktionsmittel wird der Beitrag von Wasser zur Nutzenstiftung von den Beiträgen der anderen, ebenfalls notwendigen Produktionsfaktoren abgegrenzt. Hierbei wird zugleich berücksichtigt, dass der ökonomische Beitrag von Wasser nur im Zusammenspiel mit anderen Produktionsfaktoren möglich ist. Zugleich wird berücksichtigt, dass in den Wassernutzungen gebundene Produktionsfaktoren auch anderweitig produktiv eingesetzt werden können (Opportunitätskosten der Produktionsfaktoren).

Die Messkonzepte sind daher grundsätzlich sehr gut geeignet Bewertungsaussagen zu direkten Leistungen von Wasser und Gewässern an die Gesellschaft als auch zum Einfluss der Wassernutzungen auf den Naturhaushalt zu ermitteln.

Die statistischen Datenquellen (VGR u. a.) stellen wichtige Indikatoren bereit, insbesondere zu eingesetzten Produktionsfaktoren und den Endprodukten von Wirtschaftssektoren. Hierauf kann bei der Bewertung der direkten Leistungen der Wassernutzungen an die Gesellschaft aufgebaut werden. Einerseits lässt sich die Restwertmethode zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft von Unternehmen nach Wasser als Produktionsinput heranziehen sowie vereinfachte Ansätze der Marktwertmethode und der Veränderung des Nettoeinkommens. Hierfür scheinen die statistischen Angaben zu den Inputs und Endprodukten grundsätzlich geeignet zu sein. Andererseits erscheint der Alternativkostenansatz grundsätzlich als praktikabel in den Fällen, in denen Endprodukte anderer Wirtschaftssektoren als Alternative für die Endprodukte der Wassernutzung herangezogen werden können. Dann ließe sich der Nutzen für Konsumenten und Produzenten aus den statistischen Daten über den alternativen Sektor ableiten.

Vielfach werden Monetarisierungsmethoden in empirischen Projektstudien genutzt, um im Zuge von Primärerhebungen Einflüsse von Wassernutzungen auf den Naturhaushalt zu bewerten (siehe auch Anhang 1). Hierzu werden u. a. kontingente Bewertungsstudien, der Reisekostenansatz, aber auch der hedonische Preisansatz und verschiedene andere Konzepte herangezogen, um die nicht über Märkte sichtbaren Bewertungen der Bürger abzubilden. Für die in diesem Projekt verfolgte Zielstellung erscheinen jedoch diese Messkonzepte nicht einsetzbar zu sein:

- ▶ Die aufgeführten direkten und indirekten Monetarisierungsmethoden benötigen Informationen, die im Rahmen der statistischen Spiegelung von Marktprozessen durch die VGR oder UGR u. ä. nicht erfasst werden. Beispielsweise müssten Zahlungsbereitschaften für die Gewässerschönheit oder das Reiseverhalten von Bürgern sehr detailliert durch die Statistiken abgebildet werden.
- ▶ Hierbei werden räumlich hoch aufgelöste Informationen benötigt (z. B. beim Reisekostenansatz und dem hedonischen Preisansatz). Selbst wenn die Statistiken Informationen zu Grundstückspreisen oder zum Reiseverhalten bieten, dann nicht in der nötigen disaggregierten Form.

Schließlich kommen noch die Ansätze des Benefit-Transfers zur Bewertung des Einflusses von Wassernutzungen auf den Naturhaushalt in Betracht. Sie werden im Rahmen des Projektes nicht weiter getestet, obgleich sie grundsätzlich als anwendbar erscheinen. Bei dieser Entscheidung spielten die vielfältigen methodischen Schwierigkeiten im Hinblick auf die Validität und Verlässlichkeit der Wertübertragung eine maßgebliche Rolle.

3.2.2 Messkonzepte zur Bewertung anhand von wirtschaftspolitischen Zielen

3.2.2.1 Messkonzepte und Indikatoren

Wichtige wirtschaftspolitische Ziele beziehen sich insbesondere auf ein angemessenes und stetiges Wirtschaftswachstum, auf die Förderung von Beschäftigung, auf Preisstabilität sowie auf das außenwirtschaftliche Gleichgewicht. Weitere relevante Ziele können ergänzend hinzugezogen werden, wie zum Beispiel Verteilungsziele bzgl. Einkommen zwischen den Bürgern (vgl. Abschnitt 2.4.2).

Die Struktur und Leistungsfähigkeit einer Wirtschaft ist das Ergebnis einer Vielzahl an individuellen Entscheidungen bei den Unternehmen, Haushalten und staatlichen Organen. Um die Situation entsprechend der wirtschaftspolitischen Ziele beschreiben zu können, fassen Messkonzepte und Indikatoren die vielfältigen und komplexen wirtschaftlichen Tätigkeiten entsprechend zusammen. Hierfür wurde mit den VGR ein umfassendes Konzept entwickelt, um die Wirtschaft zu beschreiben. Es entstand aus dem Wunsch, die Zielerreichung der wirtschaftspolitischen Ziele darzustellen und die Wirkung von wirtschaftspolitischen Maßnahmen zu überprüfen (vgl. Brümmerhoff 2007: 3 ff. – siehe Abschnitt 3.1.1 und Exkurs auf S. 96).

Beispiele für Indikatoren und Messkonzepte zur Beschreibung einer Volkswirtschaft im Hinblick auf die wirtschaftspolitischen Ziele sind (vgl. Winker 2007: 75 ff.)⁴⁰:

Wirtschaftliche Entwicklung

Messkonzepte zur wirtschaftlichen Entwicklung beziehen sich auf die Entwicklung der wirtschaftlichen Produktion eines Landes. Dabei steht das Bruttoinlandsprodukt im Zentrum. Es fasst den wirtschaftlichen Output aller inländischen Produktionstätigkeiten des Landes in einer Periode zusammen. Hierfür wird der Wert der Endprodukte wie Waren und Dienstleistungen (nach Abzug der Vorleistungen, d. h. im Produktionsprozess der verbrauchten Güter) ermittelt. Diese Leistungen stehen für den Konsum zur Verfügung beziehungsweise können investiert werden. Grundlage des Bruttoinlandsproduktes ist bei gewerblichen Sektoren im Wesentlichen der Wert der verkauften Waren und Dienstleistungen abzüglich der hierbei verbrauchten oder verarbeiteten Güter. Bei Nichtmarktproduzenten wird er durch Addition der Aufwandsposten ermittelt. (vgl. Brümmerhoff 2007: 54 ff.)

Zentrales Ziel ist es ein stetiges Wachstum des Bruttoinlandsproduktes zu erreichen. Ergänzende Messkonzepte zum Wirtschaftswachstum untersuchen, in welchem Maße die vorhandenen Produktionskapazitäten ausgelastet werden, in welchem Maße in die Erweiterung von Produktionskapazitäten investiert wird und überdies, wie sich die Produktivität der einzelnen Produktionsfaktoren (als Verhältnis von Output zum Input des Faktors) entwickelt hat. Im Hinblick auf die Wassernutzung werden im Rahmen der UGR beispielsweise Wasserproduktivitäten ermittelt. Hierbei wird das Bruttoinlandsprodukt in Relation zum Wassereinsatz gestellt (vgl. StatÄ Bund und Länder 2016: 30 f.).

Preisstabilität

Messkonzepte zur Preisstabilität vergleichen die Entwicklung der produzierten Güter und Dienstleistungen mit der Entwicklung der Geldmenge. Messkonzepte untersuchen hierfür beispielsweise für bestimmte Warenkörbe die Entwicklung der Preise (Verbraucherpreisindex) oder auf gesamtwirtschaftlicher Ebene die Änderung aller Preise mit Hilfe des BIP-Deflators. Weiterhin wird eine Vielzahl an sektorspezifischen Preisindizes ermittelt.

⁴⁰ Für einen Überblick, wie die Indikatoren angewandt und wie zu deren Interpretation wirtschaftswissenschaftliche Modelle genutzt werden – vgl. z. B. Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung 2015.

Beschäftigungsstand

Beim Beschäftigungsstand rückt die Nachfrage nach einem Produktionsfaktor in den Mittelpunkt des Interesses. Messkonzepte zum Beschäftigungsstand vergleichen die Nachfrage nach Arbeitskräften mit dem Angebot und stellen dies beispielsweise als Arbeitslosenquote (registrierte Arbeitslose im Verhältnis zu den Erwerbspersonen) oder als Anspannungsindex (Zahl der registrierten Arbeitslosen im Verhältnis zur Zahl der offenen Stellen) dar.

Außenwirtschaftliches Gleichgewicht

Das außenwirtschaftliche Gleichgewicht bezieht sich auf das Verhältnis von Waren- und Dienstleistungsausfuhr im Vergleich zur Einfuhr. Dies lässt sich über die Leistungsbilanz sowie über Preisindizes für Export- und Importgüter und deren Vergleich beschreiben.

Verteilungsindikatoren

Verteilungsindikatoren messen die Aufteilung des produzierten Gesamteinkommens auf die Eigentümer der einzelnen Produktionsfaktoren, wie Arbeitnehmer, Kapitaleigentümer oder deren Verteilung zwischen Bevölkerungsklustern. Hierbei kann z. B. auf die Lohnquote (Verhältnis aus Bruttoeinkommen aus unselbstständiger Arbeit und Volkseinkommen) oder auf gini-Koeffizienten zurückgegriffen werden.

Diese Messkonzepte haben ihr Fundament in zentralen wirtschaftswissenschaftlichen Modellvorstellungen zur Struktur, Funktionsweise und dem Zusammenwirken von volkswirtschaftlichen Teilbereichen (klassische oder keynesianische makroökonomische Totalmodelle) und den hierbei auftretenden Güter-, Dienstleistungs- und Finanzströmen. Sie basieren auf Modellvorstellungen z. B. von:

- ▶ der Aufgabenverteilung zwischen Unternehmen und Haushalten, die zu Wirtschaftskreisläufen führen. Während erstere als Produzenten von Gütern, Dienstleistern und Nachfragern nach Produktionsfaktoren auftreten, bieten die Haushalte Produktionsfaktoren (Arbeit, Kapital) und fragen Güter und Dienstleistungen nach;
- ▶ gewerblichem Output als Ergebnis des Zusammenwirkens von Produktionsfaktoren (Arbeitskräfte, Kapital) sowie der Nutzung von Vorprodukten, Ressourcen etc. in Abhängigkeit von Technologien, Faktorpreisen und weiteren Einflussfaktoren;
- ▶ der Koordination von Angebot und Nachfrage nach produzierten Gütern und Dienstleistungen, aber auch von Produktionsfaktoren und Kapital;
- ▶ Wachstumsprozessen einer Wirtschaft als Ergebnis von technischem Wandel und Investition von Einkommen in Produktionsfaktoren sowie
- ▶ Eigenschaften der Währungssysteme.

Die Übersicht zu Messkonzepten zeigt weiterhin, dass zur Beurteilung der Entwicklung im Hinblick auf die wirtschaftspolitischen Ziele auf einer hochaggregierten Ebene gemessen wird. Um zum Beispiel die Bedeutung einer Wasser- und Gewässernutzungen als Produktionsfaktor im Hinblick auf die Beschäftigungswirkungen zu beurteilen, müssen daher im Idealfall die Wirkungen

- a) der Gewässernutzungen auf den Sektor und die sich hieraus ergebenden Beschäftigungseffekte sowie
- b) die Wirkung der sektoralen Effekte auf die gesamte Wirtschaft beschrieben werden.

Exkurs: Keine Deckungsgleichheit von Wirtschaftsentwicklung und Wohlstandsmehrung

Die VGR stellt somit eine Informationsbasis im Hinblick auf die wirtschaftspolitischen Ziele dar. Lange Zeit war man der Ansicht, dass eine günstige Wirtschaftsentwicklung auch einen positiven Einfluss auf den Wohlstand ausübt. Daher wurden die Daten der VGR über die Beschreibung der wirtschaftlichen Aktivitäten hinaus auch zu quantitativen Aussagen zur Entwicklung des Wohlstandes herangezogen. Gerade die Funktion als Wohlstandsindikator wird jedoch stark kritisiert und zugunsten der beschreibenden Funktion aufgegeben. (vgl. Haslinger 1995: 143)

Die Kritik am Bruttosozialprodukt beziehungsweise am Bruttonationaleinkommen oder Bruttoinlandsprodukt als Wohlfahrtsmaß ist nicht neu. Im Gegenteil, es wurde bereits seit den 1920er Jahren auf die Schwächen des BSP hingewiesen, insbesondere darauf, dass eine Steigerung des wirtschaftlichen Wohlstandes (gemessen durch das Sozialprodukt) nicht notwendigerweise zu einem Anstieg des totalen Wohlstandes führt. Im Zentrum der Diskussion standen folgende drei Argumente. Im BSP seien:

- Größen enthalten, die wohlfahrtsmindernd wirken,
- Größen enthalten, die Wohlfahrtsminderungen nur ausgleichen,
- Größen nicht enthalten, die im Zusammenhang mit der Entstehung und Verwendung des Sozialproduktes wohlfahrtsmindernd beziehungsweise -erhöhend wirken. (vgl. Brümmerhoff 2007: 278 f.)

So werden einige wohlstandsrelevante Vorgänge in den VGR überhaupt nicht berücksichtigt, andere Transaktionen werden zwar erfasst, aber zum Teil widersprechend zur Logik der VGR. Dazu gehören (vgl. Haslinger 1995: 121 ff.):

- Eigenleistungen der Haushalte,
- soziale Kosten und soziale Erträge,
- Zeitallokation der Bevölkerung,
- Einkommensverteilung,
- schattenwirtschaftliche Aktivitäten sowie
- Bewertung staatlicher Leistungen zu Herstellungskosten.

Aufwendungen zur Beseitigung von Umweltschäden sowie Umweltschutzausgaben werden in der Logik der VGR ebenfalls als wohlstandssteigernd ausgewiesen, obgleich sie Defensivausgaben darstellen. (vgl. Haslinger 1995: 124 ff.; Klaus 1994: 14)

Für den ersten Schritt werden Kenntnisse zum funktionalen Bezug zwischen Wasser als Produktionsinput und dem Endprodukt sowie zwischen dem Endprodukt und der Beschäftigung benötigt. Hierfür steht nach Kenntnis der Autoren kein fertiges Methodenset – ähnlich der Monetarisierungsmethoden – zur Verfügung. Vielmehr müssen, ausgehend von den wirtschaftstheoretischen Modellen, fall-spezifische Messkonzepte erarbeitet werden. Zugleich sind entsprechende Daten notwendig. Die Wirtschaftsbereiche werden im Rahmen der VGR umfassend beschrieben und es werden Informationen sowohl zum Output, als auch zu den Produktionsfaktoren (Beschäftigte, Abschreibungen, Vorleistungen) bereitgestellt. Inwieweit deren sektorale und räumliche Aufgliederung ausreicht, muss am konkreten Beispiel geprüft werden.⁴¹

Im zweiten Schritt müssen dann die Auswirkungen auf den gesamten Sektor beschrieben werden, die durch die wirtschaftlichen Verflechtungen mit vor- und nachgelagerten Sektoren bestehen. Hierdurch können sich die wirtschaftspolitischen Effekte der Wassernutzung entweder noch verstärken oder ab-

⁴¹ Beispielsweise werden bei Bertenrath *et al.* 2006 Bewertungsansätze vorgestellt, welche einen produktionsfunktionsbasierten Ansatz nutzen, um eine regionale Infrastrukturausstattung in ihren Wirkungen auf wirtschaftspolitische Indikatoren zu bewerten. Die Quantifizierung erfolgt unter Nutzung großer, kleinräumig aufgelöster Datenmengen und unter einem hohen statistischen Aufwand. Dieser Aufwand liegt weit oberhalb dessen, was im Rahmen dieses Projektes geleistet werden kann.

schwächen. Diese Vernetzungen lassen sich zum Beispiel mit Input-Output-Analysen darstellen, welche unter vereinfachenden Annahmen wirtschaftliche Wirkungsbeziehungen zu anderen Sektoren und somit vor- und nachgelagerte Effekte quantifizieren können. Zur Analyse der Wechselwirkungen mit realitätsnäheren Annahmen sind jedoch komplexe Modelle notwendig (vgl. Winker 2007: 121).

Folgende weitere Aspekte sind zu berücksichtigen: Es dürfen nicht Bruttoeffekte, sondern es müssen Nettowirkungen von Wasser berücksichtigt werden (vgl. Gertler *et al.* 2010: 33 ff.; Kluge 2012). Ähnlich der Messkonzepte zur Nutzenstiftung müssen Vergleiche mit fiktiven Alternativen durchgeführt werden, um beispielsweise die zusätzliche Beschäftigungswirkung durch die Gewässernutzung zu ermitteln. Es ist möglich, dass die Bruttowirkung einer Gewässerinanspruchnahme aufgrund folgender Überlegungen verringert werden müsste:

- ▶ Herrscht ein hoher Beschäftigungsgrad, müssen die zusätzlich eingestellten Beschäftigten woanders „abgeworben“ werden, so dass im ungünstigen Fall nur eine Verlagerung von Beschäftigung, aber keine neuen Arbeitsplätze entstehen.
- ▶ Durch die Gewässerinanspruchnahme werden möglicherweise konkurrierende Sektoren aus dem Markt gedrängt und es können somit an anderer Stelle Entlassungen vorgenommen werden, so dass sich Arbeitsplätze zum Teil nur verlagern.

3.2.2.2 Würdigung

Mit den VGR steht eine Datenquelle zur Verfügung, welche die wirtschaftlichen Aktivitäten und Leistungen umfassend für eine wirtschaftspolitische Bewertung beschreibt. Es werden sowohl Produktionsergebnisse beschrieben als auch der Umfang der eingesetzten Produktionsfaktoren. Es muss für den konkreten Anwendungsfall geprüft werden, inwieweit die Daten in einer ausreichend disaggregierten Form vorliegen.

Die Messkonzepte für wirtschaftspolitische Ziele greifen am Gesamtsystem Wirtschaft an, obgleich Wassernutzungen in der Regel sektorenspezifisch erfolgen und regional verortet sind. Die logische Verknüpfung zwischen Wassernutzungen und wirtschaftspolitischen Zielen bedarf daher komplexer und spezifischer Analysen.

Auch bei der Bewertung wirtschaftspolitisch relevanter Effekte müssen – wie bei der Bewertung der Nutzenstiftung – Nettowirkungen ermittelt werden, um Fehlinterpretationen zu vermeiden. Es bedarf einer kontrafaktischen Berücksichtigung des Falles, dass Wasser nicht für die Nutzung zur Verfügung stünde. Der Beitrag der Wassernutzung zur Zielerreichung kann dann über die Differenz zwischen der Wassernutzung und der nächstbesten, wasserlosen Bereitstellung der Endprodukte ermittelt werden.

Trotz einer grundsätzlich guten Datenbasis stellt sich die Bewertung des Beitrags von Wasser zur Erfüllung wirtschaftspolitischer Ziele als komplexe Herausforderung dar. Beim Testen der Anwendbarkeit der Messkonzepte scheinen daher erst einmal einfache Fallbeispiele sinnvoll zu sein.

Grundsätzlich können wirtschaftspolitische Ziele bei der Betrachtung aller Perspektiven herangezogen werden. So ist eine Bewertung von Beschäftigungseffekten der Binnenschifffahrt denkbar (direkte Leistungen an die Gesellschaft) sowie zur Bewertung von Produktionsausfällen durch Hochwasser, dass durch den Ausbau der Schifffahrtswege entsteht (Einfluss auf Naturhaushalt). In Anbetracht der Herausforderungen bei der Anwendung der Messkonzepte erscheint eine Anwendung auf den Einfluss von Gewässernutzungen auf den Naturhaushalt als wenig erfolgversprechend.

3.2.3 Messkonzepte zur Bewertung anhand von Zielen der Daseinsvorsorge

3.2.3.1 Messkonzept

Das Zielkonzept der Daseinsvorsorge wird aus pragmatischen Gründen am Beispiel der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung getestet. Zum einen werden diese Wassernutzungen gemeinhin schon zur Daseinsvorsorge gezählt (vgl. z. B. Kluge und Libbe 2006: 13), zum anderen ist diese Einordnung aufgrund der Notwendigkeit der Trinkwasserbereitstellung und Abwasserbeseitigung intuitiv verständlich. Eine funktionierende Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung ist die Voraussetzung für das Wohnen und Leben in urbanen Siedlungsräumen sowie für viele wirtschaftliche Aktivitäten (vgl. hierzu auch Abschnitte 2.3.1.2 und 2.4.3). Daher werden im Folgenden auch die Messkonzepte direkt in Bezug zu diesen Wassernutzungen diskutiert.

Die Daseinsvorsorge hat zum Ziel, den Bürgern Dienstleistungen und die dazu erforderlichen Infrastrukturen bereitzustellen, die für das Dasein als notwendig erachtet werden (vgl. Abschnitt 2.3.1.2). Erst die Verfügbarkeit der notwendigen Güter der Daseinsvorsorge ermöglicht es den Menschen, am zeitgemäßen gesellschaftlichen Leben teilhaben zu können. Es ist Aufgabe der Gesellschaft, die Ziele der Daseinsvorsorge festzulegen und hierbei die Grundbedarfe abzuschätzen sowie Gerechtigkeitsüberlegungen einfließen zu lassen, um den Umfang der Leistungserbringung zu definieren.

Die Bewertung von Wassernutzungen im Hinblick auf die Daseinsvorsorge greift diese gesellschaftlichen Ziele auf und nutzt sie, um die Leistungserbringung zu bewerten. Die Ziele beziehen sich maßgeblich auf:

- ▶ Leistungsumfang – räumliche und zeitliche Verfügbarkeit und Qualität,
- ▶ Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung,
- ▶ Kosten der Leistungserbringung,

auch wenn im Speziellen sehr ausdifferenzierte Zielkataloge diskutiert werden können.⁴²

Viele der Leistungen lassen sich nur mit Hilfe von physischen Indikatoren messen. Dies unterscheidet die Messkonzepte zur Daseinsvorsorge von denen der Nutzenstiftung. Für Messkonzepte müssen daher Indikatorensysteme spezifisch für die jeweiligen Aspekte der Daseinsvorsorge erarbeitet werden und es können, im Gegensatz zu den zuvor beschriebenen Messkonzepten zur Nutzenstiftung und zu wirtschaftspolitischen Zielen, Indikatoren nicht nutzungsübergreifend angewandt werden. Beispielsweise werden sowohl Straßen als auch die Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung als Infrastrukturen der Daseinsvorsorge gezählt. Bei Straßeninfrastrukturen werden Leistungsqualität und Verfügbarkeit beispielsweise mit Hilfe von Indikatoren zur Erreichbarkeit von zentralen Reisezielen beschrieben, bei der Trinkwasserversorgung erfolgt dies mit Hilfe des Anschlussgrades oder der Einhaltung von Grenzwerten der Trinkwasserverordnung beziehungsweise der Einleiterlaubnisse für Abwasser.

Weiterhin existiert gegenwärtig kein Standardansatz eines Messkonzeptes der Daseinsvorsorge.⁴³ Gleichwohl kann auf verschiedene Ansätze aus Wissenschaft und Praxis zurückgegriffen werden: Ne-

⁴² Im Zuge von Diskussionen werden z. T. wesentlich komplexere Zielkataloge herangezogen. Für eine Zusammenstellung von Zielkatalogen für eine nachhaltige Siedlungswasserwirtschaft sei beispielsweise auf Reese und Bedtke 2015 verwiesen. Für die Diskussion um notwendige, d. h. unumgängliche Güter und vor dem Hintergrund, dass ein Bewertungsansatz mit einem hohen Aggregationsniveau (Regionen, Länder, Deutschland) verfolgt wird, ist die Konzentration auf Kernziele aus Sicht der Autoren notwendig und sinnvoll.

⁴³ Der Vollständigkeit halber sei erwähnt, dass auch Messkonzepte existieren, welche den Beitrag der Infrastrukturausstattung – auch von denen zur Daseinsvorsorge – zur Erreichung wirtschaftspolitische Ziele oder der Nutzenstiftung messen (vgl. z. B. Bertensrath *et al.* 2006). Derartige Messkonzepte können dabei mithelfen, den Umfang an Infrastrukturausstattung gesellschaftlich festzulegen. Hierbei zeigt sich, dass der Übergang fließend ist zwischen der Bewertung von Infra-

ben Messgrößen der existierenden Umweltstatistiken und der Überwachung der Wasserrahmenrichtlinie sind dies Indikatorenkataloge sowohl im internationalen als auch nationalen Kontext, wie z. B. das Kennzahlensystem der International Water Association (IWA) (vgl. Alegre *et al.* 2006; Matos *et al.* 2003) oder die Indikatoren der sog. Sustainable Development Goals (SDG's)⁴⁴ und im nationalen Rahmen definierte Indikatorensysteme aus freiwilligen Benchmarkingprojekten und Benchmarkingkonzepten in Deutschland, welche zum Teil auf das genannte IWA-Kennzahlensystem rekurrieren (siehe folgenden Absatz), oder auch spezifische einmalige Studien (vgl. dazu die spezifischen Untersuchungen zur Trinkwasserversorgung in Abschnitt 5.2.3.2).⁴⁵

Etablierte nationale Benchmarkingsysteme existieren für die Wasserversorgung, Abwasserbeseitigung als auch den Bereich der Talsperren (vgl. ATT 2009; DWA 2008a; Merkel *et al.* 2014). Punktuell wird die Benchmarkingmethode auch im Bereich der Gewässerunterhaltung angewandt und ist in einem einmaligen Projekt ansatzweise auch für die Anwendung auf Wassernutzungen in gesamten Flusseinzugsgebieten als zusammenhängendes Indikatorensystem entwickelt worden (vgl. Exkurs zur Bewertung von Flusseinzugsgebieten unter Nutzung der Benchmarkingsystematik). Grundlage der in Deutschland verbreiteten Benchmarkingansätze bilden fünf Leistungsmerkmale der Wasserwirtschaft (Sicherheit, Qualität, Nachhaltigkeit, Wirtschaftlichkeit und Kundenservice der Versorgungs- und Entsorgungsdienstleistungen), für die die Leistungen beschrieben und bewertet werden. Inhaltlich bieten sie eine breite Grundlage für die Beschreibung von Leistungsumfang, Dauerhaftigkeit und Kosten. Zur Vereinfachung der Kommunikation des Leistungsstandes von Abwasserbeseitigung und Trinkwasserversorgung ist dafür zusätzlich in den vergangenen Jahren ein begrenzter Satz von Kennzahlen ausgewählt und definiert worden, die sog. „Branchenkennzahlen“ (vgl. Schulz und Graf 2013: 1; Merkel *et al.* 2014: 36). Der folgende Exkurs zeigt ein Beispiel für ein Benchmarkingsystem auf Flusseinzugsgebietsebene.

Je nach Zielstellung der Analysen unterscheiden sich die Kennzahlen und Indikatoren der genannten Ansätze voneinander. Sie sind prinzipiell umfassender angelegt als eine dezidierte Kommunikation der Zielerreichung der Daseinsvorsorge.

Daher wird zur Konkretisierung im Rahmen der empirischen Untersuchung ein bottom-up-Prozess genutzt. Ausgehend von vorhandenen Datenquellen werden von den dort genutzten Indikatoren diejenigen ausgewählt, die im Hinblick auf die genannten drei Zielkategorien der Daseinsvorsorge geeignet sind, beziehungsweise werden in Einzelfällen auch gezielt neue Indikatoren aus den Datenquellen gebildet.

Hier sind im Rahmen der weiteren Untersuchung prinzipiell zwei Datenquellen und deren Indikatoren (neben spezifischen, einmaligen Untersuchungen) identifiziert worden, aus denen ein Indikatoren-Set zur Darstellung der Zielerreichung der Ziele der Daseinsvorsorge in der Trinkwasserversorgung beziehungsweise Abwasserbeseitigung abgeleitet werden kann:

- ▶ Öffentliche Wasser-, Umwelt- und Wirtschaftsstatistiken;
- ▶ Indikatoren und Daten aus Benchmarkingprojekten und Veröffentlichungen der Wasserwirtschaft auf Landes- und Bundesebene.

strukturausstattung als notwendiges Gut, d. h. einer notwendigen Mindestausstattung – und einer Infrastrukturausstattung als nicht notwendige, aber wirtschaftlich sinnvolle Investition. Derartige Bewertungsansätze werden in diesem Bericht im Weiteren nicht betrachtet.

⁴⁴ Vgl. <http://unstats.un.org/sdgs/>, abgerufen am 19.12.2016.

⁴⁵ Die Auswertung von Vergleichsdaten erfolgt dabei als reiner Kennzahlenvergleich oder auch mit Hilfe von komplexeren ökonomischen Methoden. Beispielhaft sei hier auf die Data Envelope Analyse (DEA) und die SFA verwiesen, mit denen theoretische Effizienzwerte anhand statistischer Analysen ermittelt werden. Dies geschieht insbesondere im Rahmen der Preisregulierung (beispielsweise in Großbritannien, Dänemark) aber auch im Rahmen von freiwilligen Benchmarkingprojekten (als Überblick hierzu stellvertretend für die Vielzahl an Literatur: Oelmann 2011: 2092; Franz *et al.* 2013).

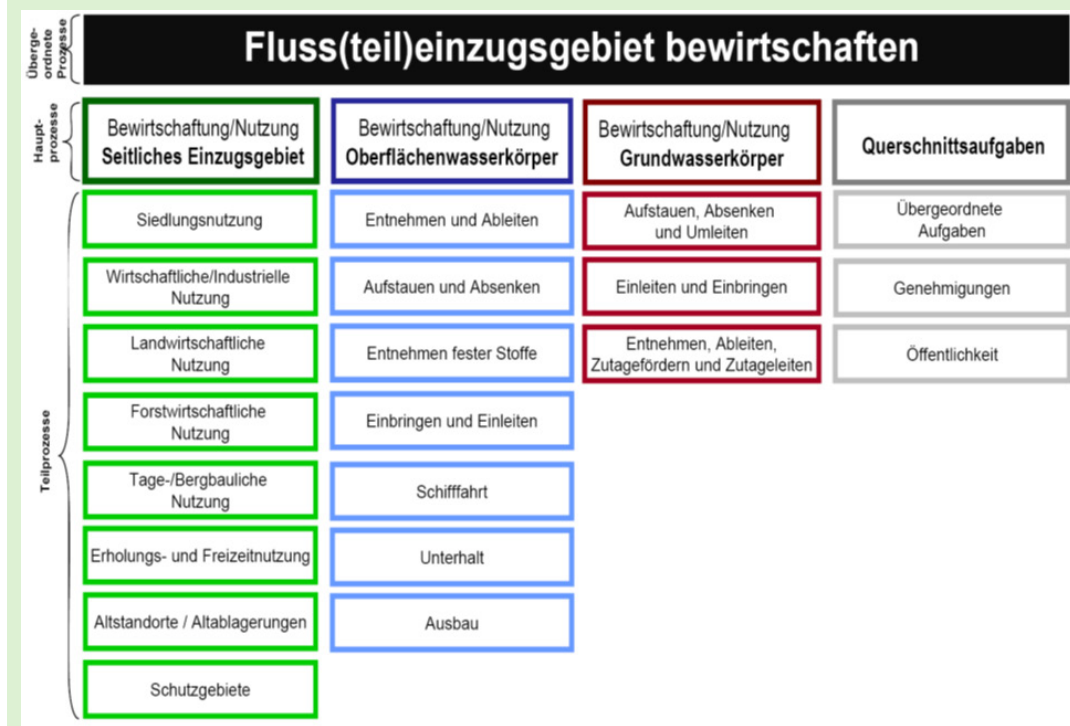
Indikatoren der öffentlichen Wasser- und Umweltstatistik liegen auf Bundes- und Landesebene und teilweise auch auf Ebene von Flusseinzugsgebieten vor (vgl. Abschnitt 5.2.2 und Abschnitt 5.2.3).

Exkurs: Bewertung von Fluss(teil)einzugsgebieten – Entwicklung und Test einer Benchmarkingsystematik

Als ersten Schritt in Richtung eines Benchmarkingsystems für die Bewirtschaftung von Fluss(teil)einzugsgebieten hat die Emschergenossenschaft ein Pilotprojekt gemeinsam mit der aquabench GmbH, der Universität der Bundeswehr München/Institut für Wasserwesen, Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik und der Universität Duisburg-Essen/Lehrstuhl für Betriebswirtschaft, insbesondere Umweltwirtschaft und Controlling durchgeführt.

Das Benchmarkingsystem soll einen Überblick über die wesentlichen Bereiche des Wassergebrauchs in einem Einzugsgebiet ebenso wie über die Charakteristik des Einzugsgebietes geben und Hinweise auf der Basis verschiedener Zielfelder (Sicherheit, Qualität, Kundenservice, Nachhaltigkeit, Wirtschaftlichkeit) im Zusammenhang mit Zielen der Wasserrahmenrichtlinie ermöglichen. Unter Berücksichtigung des Konzepts der Wasserrahmenrichtlinie und der existierenden Prozessmodelle wurde im Projekt ein Prozessmodell auf der Ebene eines Fluss(teil)einzugsgebietes entwickelt (vgl. Abbildung 12).

Abbildung 12: Prozessmodell für die Bewirtschaftung eines Fluss(teil)einzugsgebietes



Quelle: Schulz und Stemplewski 2009, verändert.

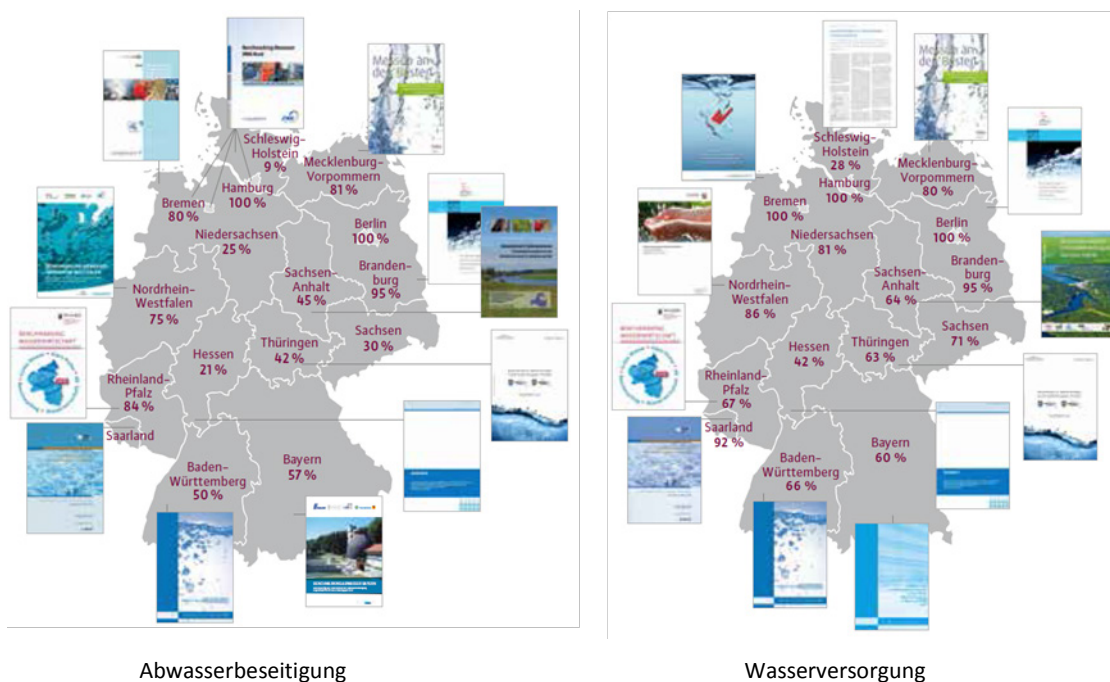
Weiterhin wurden Handlungsfelder (z. B. Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft) und mögliche Zielgruppen (z. B. Fachverbände, Nutzer und Eigentümer, Unternehmen) und potentielle Akteure beziehungsweise Akteursgruppen (Behörden und Verwaltung, Anwohner und Verbraucher) in den Fluss(teil)einzugsgebieten identifiziert. Auf dieser Basis sind Indikatoren für Rahmenbedingungen und Prozesse vorausgewählt worden. Ziel war es, ein ökonomisches, ökologisches und technisches Bild zu erstellen und im Hinblick auf Ursache-Wirkungsbeziehungen zu testen. Darüber hinaus sollte der Einfluss der Schnittstellen zu den ober- und unterhalb angrenzenden Teileinzugsgebieten betrachtet werden.

Exkurs: Bewertung von Fluss(teil) Einzugsgebieten – Entwicklung und Test einer Benchmarkingsystematik

Das entwickelte Benchmarkingsystem ist auf zwei Teileinzugsgebiete im Lippegebiet angewendet worden. Möglichkeiten und Schwierigkeiten in Bezug auf die Datenerhebbarkeit wurden dokumentiert. Das Messkonzept liefert Indikatoren im Hinblick auf wirtschaftspolitische Ziele, auf Ziele der Daseinsvorsorge sowie zum Erhalt kritischer Naturbestandteile (Nachhaltigkeit).

Daten aus freiwilligen Benchmarkingprojekten und Studien der Wasserwirtschaft liegen auf Bundes- und Landesebene vor und fließen in aggregierter Form in regelmäßige Veröffentlichungen der Wasserwirtschaft ein, beispielhaft ein seit dem Jahr 2005 durch die Verbände der Wasserwirtschaft in unterschiedlichen Abständen veröffentlichtes „Branchenbild“ (vgl. ATT *et al.* 2005). Allerdings werden Benchmarkingprojekte nicht flächendeckend und auch nicht in allen Fällen kontinuierlich durchgeführt (Abbildung 13).

Abbildung 13: Verbreitung von landesweiten Benchmarking-Projekten in der Wasserversorgung und der Abwasserbeseitigung



Quelle: ATT *et al.* 2015: 48.

3.2.3.2 Würdigung

Messkonzepte für die Bewertung der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung anhand der Ziele der Daseinsvorsorge liegen noch nicht standardisiert vor. Jedoch existieren vielfältige konzeptionelle Ansätze, insbesondere durch das entwickelte Benchmarking und es stehen Indikatoren in öffentlichen Datenquellen und branchenbezogenen Studien und Veröffentlichungen bereit. Hieraus wird in einem bottom-up-Prozess ein Indikatoren-Set ausgewählt, welches die Ziele beschreibt.

Dieser Bericht konzentriert sich auf die Bewertung der Trinkwasserversorgung/Abwasserbeseitigung, da beide Bereiche gegenwärtig schon zur Daseinsvorsorge gezählt werden und eine Diskussion zur Notwendigkeit anderer Wassernutzungen im Rahmen dieses Berichtes nicht tiefgreifend erfolgen kann.

3.2.4 Messkonzepte zur Bewertung anhand von Zielen der Nachhaltigkeit/des Erhaltes kritischer Naturbestandteile

3.2.4.1 Messkonzepte

Um Gewässernutzungen aus dem Blickwinkel der nachhaltigen Entwicklung zu bewerten, wird der konzeptionelle Ansatz der starken Nachhaltigkeit aufgegriffen. Hierbei wird analysiert, inwieweit durch die Gewässernutzung kritische Naturbestandteile beeinträchtigt werden, die durch die Gesellschaft als wichtig für den Erhalt von ökologischen Rahmenbedingungen erachtet werden. Hierzu müssen der Einfluss der Gewässernutzung auf den Naturhaushalt beschrieben, entsprechende Zielzustände umrissen und die Auswirkungen auf die Naturbestandteile durch die Nutzungen bewertet werden.

Im Rahmen der UGR sind grundsätzlich Indikatoren zu Belastungen und Umweltmaßnahmen vorhanden (vgl. Abschnitt 3.1.2). Zur Bewertung von Belastungen können einerseits einfache Handlungsregeln herangezogen werden. Als Beispiel lässt sich das Minimierungsgebot aufführen, anhand dessen eine Verringerung von Belastungen grundsätzlich als gut einzuschätzen ist.

Andererseits lassen sich durch komplexere Bewertungsansätze differenziertere Bewertungsaussagen treffen, da zum Beispiel Belastungsgrenzen festgelegt werden können, die im Sinne von kritischen Schranken nicht überschritten werden sollten. Für quantitative Wirkungen, können beispielsweise Wasserbilanzen hinzugezogen werden. Belastungsindikatoren zu quantitativen Einflüssen beziehen sich beispielsweise auf die Wassermenge, die aus dem natürlichen System entnommen werden kann, ohne das Gleichgewicht des Wasserhaushaltes zu gefährden. Ein einfaches Beispiel hierfür ist der „Water Exploitation Index“. Bei ihm wird die Wasserentnahme mit dem Wasserdargebot verglichen. Die Überschreitung einer bestimmten Relation (z. B. 20 Prozent) wird als kritisch angesehen⁴⁶. Mit der ökologischen Knappheit wird im folgenden Exkurs ein weiteres, komplexes Messkonzept beschrieben, das auch für stoffliche Gewässerbelastungen genutzt werden kann. Für die Ableitung von Belastungsgrenzen sind jedoch auch Informationen zu Dose-Response-Beziehungen sowie zur Ausbreitung von Umweltbelastungen notwendig.

Exkurs: Die Methode der ökologischen Knappheit zur vergleichenden Bewertung von stofflichen Umweltbelastungen

Die Methode der ökologischen Knappheit, auch als Umweltbelastungspunkteverfahren oder Methode der Umweltbelastungspunkte bezeichnet, wurde ursprünglich durch Müller-Wenk (1978) eingeführt. Die derzeitige Fassung beruht auf einer Überarbeitung aus dem Jahr 2013 und umfasst 54 verschiedene Umwelteinwirkungen. (vgl. Frischknecht *et al.* 2013: 10 ff., 48)

Die Methode der ökologischen Knappheit ist ein stoffflussorientiertes, eindimensionales, nicht-monetäres Bewertungsinstrument zur Wirkungsabschätzung in Ökobilanzen. Sie beruht auf dem Vergleich der aktuellen Belastung der Umwelt mit der gesellschaftspolitisch als zulässig angesehenen Belastung und gehört damit zu den „Distance-to-Target“-Methoden. Das Verhältnis von Ist-Menge zu Toleranzmenge wird als ökologische Knappheit bezeichnet. (vgl. Frischknecht *et al.* 2013: 48 f.)

Die ökologische Knappheit wird als Gewichtungsfaktor genutzt, um verschiedene stoffliche Umweltbelastungen miteinander zu vergleichen. Emissionen von Stoffen, die weniger knapp sind, werden so günstiger bewertet als Emissionen von Stoffen die knapp sind. Die Gewichtung erfolgt als Quadrat, wodurch Überschreitungen des Zielwertes überproportional gewichtet werden. Mit Hilfe der ökologischen Knappheit lassen sich nicht nur stoffliche Emissionen differenziert betrachten, sondern auch Emissionen in verschiedenen Räumen. (vgl. Frischknecht *et al.* 2013: 51 f.)

⁴⁶ Vgl. EEA (2009: 17) – für einen Überblick über wasserbezogene Knappheitskonzepte siehe auch Brown und Matlock 2011.

In Hinblick auf Wasser bietet die gegenwärtig aktuelle Methode der ökologischen Knappheit folgende Ökofaktoren an (vgl. Frischknecht *et al.* 2013: 11 f.):

- Emission in die Oberflächengewässer: Stickstoff, Phosphor, CSB, Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Quecksilber, Zink, radioaktive Emission, Ölemission, AOX, Chloroform, PAK, BaP, hormonaktive Stoffe, persistente organische Stoffe;
- Emission ins Grundwasser: Stickstoff u. a.;
- Süßwasserverbrauch.

Das Konzept der ökologischen Knappheit wird in der Schweiz und Japan genutzt. Für eine Anwendung in Deutschland liegen die notwendigen Grundlagen nicht vor.

Zur Beschreibung und Bewertung von Umweltzuständen sind komplexe Messkonzepte und Indikatoren-systeme erforderlich. Denn zum einen müssen Umweltzustände mit den Belastungen verknüpft werden, zum anderen die Zustände beschrieben werden. Die Beschreibung kann über physische und chemische Parameter erfolgen, mit Hilfe der Inventarisierung von Arten oder mit Hilfe von ökosystem-bezogenen Indikatoren. Dies in einer operationalisierbaren Form zu leisten, stellt in Anbetracht der Komplexität von Natur, ihrer räumlichen Heterogenität sowie ihrer Vernetzung und ihrer Dynamik eine sehr große Herausforderung dar.

Ein komplexer, ökosystembezogener Ansatz wurde mit dem Konzept des guten ökologischen Zustandes von Oberflächenwasserkörpern entwickelt, der in der Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL⁴⁷) verfolgt wird. Die im Jahr 2000 veröffentlichte Wasserrahmenrichtlinie bietet einen Ordnungsrahmen für die Bewirtschaftung der europäischen Wassereinzugsgebiete u. a. mit dem Ziel der Verbesserung und Sanierung von allen Wasserkörpern. Ziel ist es, einen guten Zustand zu erreichen beziehungsweise ein gutes ökologisches Potential und den guten chemischen Zustand für künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper.

Der ökologische Zustand wird anhand biologischer, hydromorphologischer und physikalisch-chemischer Qualitätskomponenten (vgl. Tabelle 10) bewertet, wobei die hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Merkmale für das Vorhandensein der naturraumtypischen Lebensgemeinschaften unterstützend wirken. (vgl. BMUB 2013: 23)

Der ökologische Zustand wird in fünf Klassen („sehr gut“, „gut“, „mäßig“, „unbefriedigend“, „schlecht“), welche die Abweichungen der Werte von Referenzbedingungen ausdrücken, eingestuft. Die Referenz entspricht den Bedingungen, die sich ohne anthropogene, störende Einflüsse ergeben würden. Künstliche und erhebliche veränderte Gewässer werden anhand des ökologischen Potentials in vier Klassen („gut und besser“, „mäßig“, „unbefriedigend“, „schlecht“) kategorisiert. Hier entspricht der Referenzzustand dem höchsten ökologischen Potential, d. h. der Situation, wenn alle Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässermorphologie an dem Gewässer durchgeführt würden, ohne die Nutzung des Gewässers zu beeinträchtigen. (vgl. BMUB 2013: 24 f.)

⁴⁷ Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Abl. L 327 vom 22.12.2000.

Tabelle 10: Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands nach EG-WRRL

Qualitätskomponente	Fließgewässer	Seen	Übergangsgewässer	Küstengewässer
Biologische Qualitätskomponenten				
Phytoplankton	X	X	X	X
Großalgen/Angiospermen			X	X
Makrophyten/Phytohenthos	X	X		
Makroinvertebraten	X	X	X	X
Fische	X	X	X	
Hydromorphologische Qualitätskomponenten				
Durchgängigkeit	X			
Wasserhaushalt	X	X		
Morphologie	X	X	X	X
Tideregime			X	X
Chemisch-physikalische Qualitätskomponenten				
allgemeine chemisch-physikalische Parameter	X	X	X	X
flussgebietsspezifische Schadstoffe	X	X	X	X

Quelle: Umweltbundesamt nach EU Wasserrahmenrichtlinie und Anlage 3 der Oberflächengewässerverordnung in BMUB 2013: 24, verändert.

Das Messkonzept wird im Rahmen der Bewirtschaftungsplanungen der Wasserrahmenrichtlinie angewendet und auch im Rhythmus der Bewirtschaftungsperioden aktualisiert. Zugleich wurden umfassende Berichtspflichten eingeführt. Bezüglich der Oberflächen- und Grundwasserkörper sind gefordert:

- ▶ Berichte gemäß Artikel 3 Abs. 8 und Anhang I: Berichte über die für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie zuständigen Behörden in den Flussgebietseinheiten (FGE);
- ▶ Berichte gemäß Artikel 5: Berichte über die Merkmale, Überprüfung der Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten und wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung in den Flussgebietseinheiten (FGE);
- ▶ Berichte gemäß Artikel 8: Berichte über die Überwachung des Zustands der Oberflächengewässer, des Zustands des Grundwassers und der Schutzgebiete in den Flussgebietseinheiten (FGE) sowie
- ▶ Berichte gemäß Artikel 15: Entwürfe und finale Berichte zum Bewirtschaftungsplan in den Flussgebietseinheiten (FGE).

Hierdurch bietet die EG-WRRL nicht nur Messkonzepte, sondern stellt zugleich auch eine Datenquelle dar, um Informationen zur Belastung und zum Zustand von Gewässern und darüber hinaus auch zu Maßnahmen zu erhalten. Diese Informationen stellen grundsätzlich eine Vervollständigung der Informationsbasis im Vergleich zu den Daten der UGR dar.

3.2.4.2 Würdigung

In Bezug auf den Erhalt kritischer Naturbestandteile sind Messkonzepte vorhanden, um Gewässerbelastungen und Zustände von Gewässern zu bewerten. Auch liegen durch die UGR und die Berichte zur EG-WRRL grundsätzlich Datenquellen zu Belastungen und Zuständen von Gewässern vor, deren Nutzbarkeit für den konkreten Anwendungsfall zu prüfen bleibt.

Drei vorgestellte Konzepte, die Wasserbilanz, das Konzept der ökologischen Knappheit sowie der gute ökologische Zustand, abstrahieren zugleich von den spezifischen Wassernutzungen und erlauben daher eine übergeordnete Betrachtung und Bewertung.

Indem durch die Messkonzepte und Datenquelle eine Anwendbarkeit dieses Wert- und Zielkonzepts grundsätzlich möglich zu sein scheint, steht somit ein Ansatz zur Verfügung, um Rückwirkungen von Gewässernutzungen auf das aquatische System zu bewerten. Dies ist bedeutsam, da eine Bewertung anhand der Nutzenstiftung und wirtschaftspolitischer Ziele zwar theoretisch in Grenzen möglich wäre, aber vor dem Hintergrund der vorhandenen Messkonzepte und Datenquellen als kaum praktikabel eingeschätzt wurde.

4 Empirische Anwendung des Bewertungskonzeptes – Vorgehensweise

4.1 Einleitung

Ziel des Kapitels ist es, Vorgehensweise und methodische Ansätze zur empirischen Bewertung von Wasser- und Gewässernutzungen vorzustellen. Mit der empirischen Bewertung werden konkrete Wassernutzungen hinsichtlich ihrer ökonomischen Bedeutung beurteilt und hierfür öffentlich zugänglichen Daten genutzt. Folgende Wassernutzungen werden einbezogen (vgl. Abschnitt 5):

- ▶ die Gewässernutzung durch die Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung,
- ▶ die Wassernutzung der Haushalte im Zuge der öffentlichen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung,
- ▶ die Wassernutzung zur Kühlung bei der thermoelektrischen Stromproduktion,
- ▶ die Wassernutzung zur Bewässerung in der Landwirtschaft.

Die Wirkungen der Wassernutzungen werden aus verschiedenen Bewertungsperspektiven betrachtet und hierbei anhand von relevanten Wert- und Zielkonzepten beurteilt. Grundlage zur Strukturierung der Bewertung liefert die Landkarte der Bewertung sowie das Prozessschema (vgl. Abschnitt 2).

Hierbei können nur beispielhafte Bewertungen vorgenommen werden. Daher werden im Rahmen des Projektes alle vier untersuchten Wassernutzungen in Bezug auf die Nutzenstiftung betrachtet. Darüber hinaus wird jedes weitere in der Landkarte der Bewertung aufgeführte Wert- und Zielkonzept (wirtschaftspolitische Ziele, Daseinsvorsorge, Nachhaltigkeit) exemplarisch auf eine der Wassernutzungen angewendet (Tabelle 11). Somit:

- ▶ konzentriert sich der Bericht auf die Beurteilung der direkten Leistungen an die Gesellschaft,
- ▶ zeigt hierbei Unterschiede in Bezug auf die Bewertung von ersetzbaren und notwendigen Gütern auf und
- ▶ analysiert am Beispiel der Kühlwassernutzung, wie die Beurteilung der direkten Leistungen an die Gesellschaft durch zeitgleiche Berücksichtigung des Einflusses auf den Naturhaushalt relativiert wird.

Tabelle 11: Berücksichtigte Perspektiven sowie Wert- und Zielkonzepte bei der empirischen Analyse der ausgewählten Wasser- und Gewässernutzungen

Kriterien	Direkte Leistungen an Gesellschaft		Einfluss auf den Naturhaushalt
	Ersetzbare Güter	Notwendige Güter	
Gewässernutzung durch Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung	Nutzenstiftung Wirtschaftspolitische Ziele		
Wassernutzung der Haushalte durch die öffentliche Wasserversorgung/Abwasserbeseitigung	Nutzenstiftung, Daseinsvorsorge		
Wassernutzung zur Kühlung bei der thermoelektrischen Stromproduktion	Nutzenstiftung		Nachhaltigkeit/Erhalt kritischer Naturbestandteile
Wassernutzung zur Bewässerung in der Landwirtschaft	Nutzenstiftung		

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

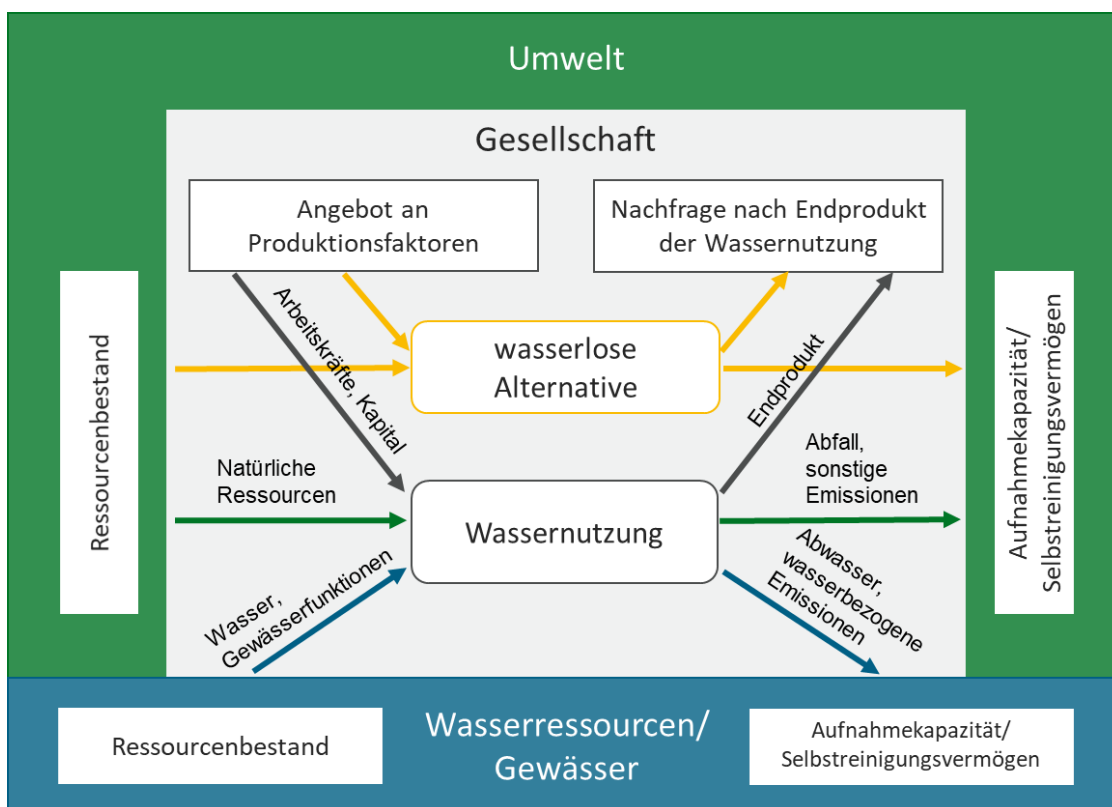
Im Rahmen des Projektes werden Wassernutzungen umfassend beurteilt, aber keine Wasserkonflikte betrachtet. Es geht um Methodenentwicklung zur möglichst vollständigen Beschreibung der ökonomischen Bedeutung von Wassernutzungen einschließlich der Widersprüchlichkeit der hierbei auftretenden Effekte.

In den folgenden Abschnitten 4.3 bis 4.6 werden die Messkonzepte vorgestellt, die zur Bewertung der vier Wert- und Zielkonzepte herangezogen werden. Zuvor werden in Abschnitt 4.2 der Bewertungsansatz konkretisiert und grundlegende Festlegungen getroffen.

4.2 Bewertungsansatz und Festlegungen

Die wirtschaftliche Nutzung von Wasser und Gewässern erfolgt auf unterschiedliche Weise. Gleichwohl sind die grundlegenden Prozesse der wirtschaftlichen Inanspruchnahme von Wasser und Gewässern einander ähnlich, so dass sich die Wassernutzungen und wertbeeinflussenden Faktoren (Kontextfaktoren) anhand eines einheitlichen Prozessschemas einordnen lassen. Dieses Prozessschema wurde in Abschnitt 2.2 vorgestellt (Abbildung 7) und wird hier wieder aufgegriffen (Abbildung 14).

Abbildung 14: Prozessschema unter Berücksichtigung der fiktiven wasserlosen Alternative



Die Pfeile stellen Inputs und Outputs der Wassernutzung dar.

Quelle: Eigene Darstellung.

Das Prozessschema verdeutlicht hierzu die Interaktionen des betrachteten Sektors mit dem aquatischen System sowie mit der Umwelt und der Gesellschaft. Es geht von der Inanspruchnahme von Wasser und Gewässerfunktionen (z. B. Entnahme von Grundwasser) als Input aus und es beschreibt zugleich den weiteren Input von natürlichen Ressourcen (Energieträger) und gesellschaftlichen Produktionsfaktoren (Arbeitskräfte, Kapital). Weiterhin lassen sich sektorspezifische Produktionsprozesse und hierbei insbesondere die wassergebundenen Prozessschritte und genutzten Technologien beschreiben (z. B. Durchlaufkühlung thermoelektrischer Kraftwerke). Danach werden die im Zuge der Wassernutzung bereitgestellten Endprodukte dargestellt, die der Befriedigung der gesellschaftlichen

Nachfrage dienen. Neben den beabsichtigten Endprodukten sind weitere Outputs zu berücksichtigen. Zum einen zählen hierzu das Abwasser oder sonstige wasserbezogene Emissionen, die in die Gewässer abgegeben werden, durch die wiederum Gewässerfunktionen in Anspruch genommen, sprich Gewässer belastet werden. Zum anderen entstehen in der Regel weiterer Abfall beziehungsweise Emissionen (z. B. Klimagase).

Zur Quantifizierung der Effekte wird mehrmals ein kontrafaktischer Ansatz genutzt (Abbildung 14). Effekte der Wassernutzung lassen sich klarer beschreiben, wenn vergleichend die nächstbeste plausible Möglichkeit zur Bereitstellung der Güter – ohne Wasserinanspruchnahme – herangezogen wird. Es wird somit die reale Situation an einer fiktiven, „zweitbesten“ Situation gespiegelt.

Zur Abgrenzung der Wirtschaftssektoren wird in diesem Bericht die Klassifizierung der Wirtschaftssektoren aus den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen herangezogen. Tabelle 12 zeigt die oberste Gliederungsebene, die Abschnitte der Gliederung nach DESTATIS (2007) auf. Bei der Behandlung der einzelnen Wassernutzungen im Abschnitt 5 wird auf die jeweils gewählten Klassen und Unterklassen eingegangen.⁴⁸

Tabelle 12: Klassifizierung der Wirtschaftszweige in den Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen

WZ-2008-Kode	Wirtschaftsabschnitt
A	Land- und Forstwirtschaft, Fischerei
B	Bergbau und Gewinnung von Steinen und Erden
C	Verarbeitendes Gewerbe
D	Energieversorgung
E	Wasserversorgung, Entsorgung, Beseitig. von Umweltverschmutzungen
F	Baugewerbe
G	Handel, Instandhaltung und Reparatur von Kfz
H	Verkehr und Lagerei
I	Gastgewerbe
J	Information und Kommunikation
K	Erbringung von Finanz- und Versicherungsleistungen
L	Grundstück- und Wohnungswesen
M	Freiberufliche, wissenschaftliche und technische Dienstleistungen
N	Sonstige wirtschaftliche Dienstleistungen
O	Öffentliche Verwaltung, Verteidigung, Sozialversicherung
P	Erziehung und Unterricht
Q	Gesundheits- und Sozialwesen
R	Kunst, Unterhaltung und Erholung
S	Erbringung von sonstigen Dienstleistungen
T	Private Haushalte

Quelle: DESTATIS 2007.

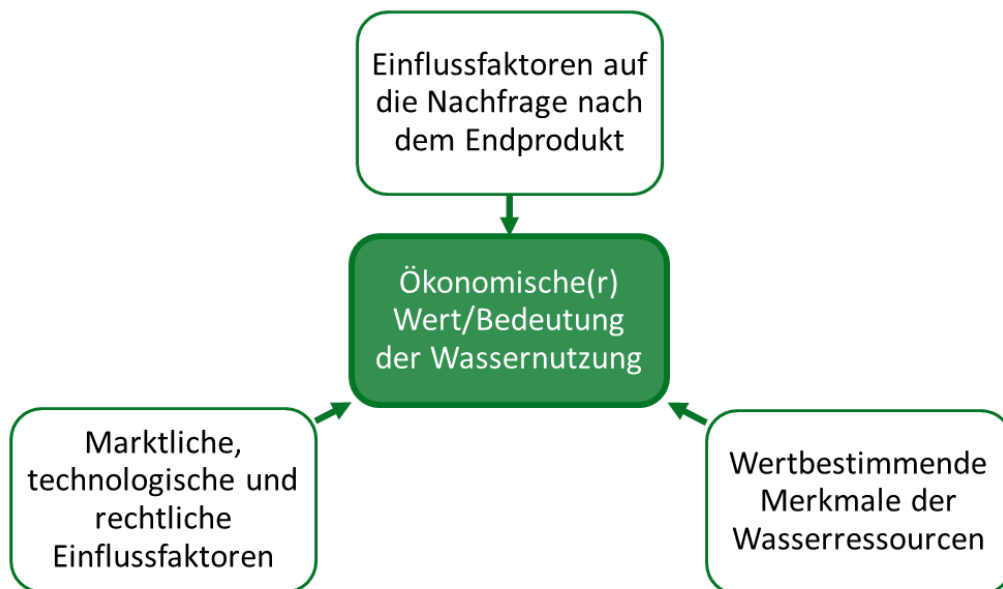
⁴⁸ Im Folgenden wird auf den aktuellen WZ-2008-Kode aus DESTATIS (2007) vereinfachend als „WZ“ verwiesen. Bei Zeitreihen müssen teilweise auf andere Klassifizierungen, z. B. auf den WZ 2003 (DESTATIS 2003) zurückgegriffen werden. Dies wird entsprechend kenntlich gemacht.

Für die Bewertung müssen die beschriebenen Prozesse und Effekte wirtschaftswissenschaftlich interpretiert werden. Beispielsweise stellt sich die Frage, weshalb die Wassernutzung gerade in dem Umfang erfolgt, der durch die statistischen Daten beschrieben wird. Hierfür wird auf mikroökonomischen Erklärungsansätzen zur Nachfrage nach dem Output und zum Angebot von Gütern sowie zu Marktgleichgewichten aufgebaut. Der Umfang der Wassernutzung erklärt sich dann in Bezugnahme auf angenommene Optimierungsbestrebungen der Nachfrager und Anbieter von Leistungen und Produkten. Die Wassernutzung kann auch durch rechtliche Restriktionen (Wasserentnahmerechte) in ihrem Umfang bestimmt werden. Bei einzelnen Wassernutzungen, wie der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung, spielen weiterhin gesellschaftliche Zielvorgaben eine entscheidende Rolle. Beispielsweise beruht die Forderung nach einer flächendeckenden Abwasserentsorgung auf gesellschaftlichen Zielen, wie z. B. dem § 55 WHG (2009) und der EU-Richtlinie kommunales Abwasser⁴⁹.

Ausgehend von der Beschreibung der Prozesse und Effekte können in einem nächsten Schritt Wertaussagen abgeleitet werden. Hierbei geht es um die Maximierung von Wertindikatoren – z. B. der Produzenten- und Konsumentenrente bei der Nutzenstiftung oder von wirtschaftlichen Leistungsindikatoren (wirtschaftspolitische Ziele) durch die Inanspruchnahme von Wasser. Weiterhin geht es um Zielerreichung bzgl. des Leistungsumfanges von Dienstleistungen bei der Daseinsvorsorge oder um die Erreichung von Zielvorgaben zum Gewässerzustand (Nachhaltigkeit). Darüber hinaus es geht um die Minimierung von Kosten (Daseinsvorsorge) beziehungsweise die Minimierung von Gewässerbelastungen (Nachhaltigkeit).

Die Wertaussagen zu den Wassernutzungen hängen von vielfältigen Kontextfaktoren ab. Deren Betrachtung hilft zugleich, die Wertaussagen zu interpretieren. Die Kontextfaktoren lassen sich mit Hilfe des Prozessschemas strukturieren (Abbildung 15).

Abbildung 15: Kontextfaktoren in Bezug auf die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern



Quelle: Eigene Darstellung.

⁴⁹ Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser. ABl. Nr. L 135 vom 30.05.1991 S. 40.

Drei Gruppen von Kontextfaktoren werden unterschieden:

- ▶ Die *Determinanten der Nachfrage* nach den im Zuge der Wassernutzung bereitgestellten Gütern und Dienstleistungen sind zentrale Einflussfaktoren auf den Wert der in Anspruch genommenen Wasserressourcen und Gewässer. Die Nachfrage nach dem Output einer Wassernutzung kann beispielsweise von den verfügbaren Alternativen abhängen. Intuitives Beispiel ist die Energiewende, bei der mit der Wind- und Solarenergie wasserunabhängige Produktionsformen gestärkt werden, so dass sich die Nachfrage nach thermoelektrischem Strom und einer entsprechenden Kühlwassernutzung verringert. Kontextfaktoren sind aber auch die Zahl der Nutzer (zum Beispiel die an die öffentliche Wasserver- und -entsorgung angeschlossenen Personen) oder die regionale Wirtschaftsstruktur. Diese begründet u. a. beim Beispiel der Binnenschifffahrt die Nachfrage nach Schifffahrtsleistungen.
- ▶ Der Wert der Wasserressourcen und Gewässer wird zugleich auch durch die *Merkmale des aquatischen Systems* selbst bestimmt, durch dessen Eignung zur Inanspruchnahme und durch den Aufwand, der hierbei betrieben werden muss, um zum Beispiel Wasser zu gewinnen und zum Ort der Nutzung zu transportieren. So ist intuitiv einleuchtend, dass Wasserressourcen für die landwirtschaftliche Bewässerung einen geringen Wert besitzen, wenn sie weit vom Einsatzort entfernt liegen. Es spielt hier aber auch die Empfindlichkeit der Wasserressourcen gegenüber Belastungen hinein und deren Bedeutung für eine nachhaltige Entwicklung. So können zwar große Wassermengen zur Kühlung in Kraftwerksnähe vorhanden sein. Wenn jedoch die Nutzung dieser Wasserressourcen nicht nachhaltig möglich und daher rechtlich nicht erlaubt ist, so ist der Wert der Gewässer zur Kühlwassernutzung gleichwohl gering.
- ▶ Schließlich modulieren vielfältige *weitere technische und marktliche Faktoren* den Wert von Wasser. Hierzu zählen die verfügbaren Technologien und somit die Effektivität der Wassernutzung sowie die sich hieraus ergebenden Kombinationsmöglichkeiten von Wasser und anderen Produktionsfaktoren. Es zählen aber auch die Kosten und Verfügbarkeit von den zugleich mit dem Wasser einzusetzenden Produktionsfaktoren hinzu. So hat ein Gewässer keinen nutzungsbezogenen Wert für die Binnenschifffahrt, wenn der Schiffstransport aufgrund hoher Treibstoffpreise unwirtschaftlich ist.

Für die Bewertung wurden weitere Festlegungen getroffen, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Diese betreffen erst einmal den zeitlichen und räumlichen Bezugsrahmen: Es wird eine aggregierte Bewertung auf nationaler Ebene vorgenommen. Hierbei wird die zeitliche Entwicklung zwischen 2000 und 2013 betrachtet, wobei als Basis für Quervergleiche zwischen den Wassernutzungen aufgrund der begrenzten Datenverfügbarkeit nur der Zeitraum 2007 bis 2013 herangezogen werden konnte. Die Datenverfügbarkeit in Bezug auf die quantifizierbaren Jahresschritte und Zeitspannen variiert zwischen den Wassernutzungen deutlich.

Weiterhin wird ein regionaler Vergleich auf Länderebene getestet. Hierfür wurden die Länder Nordrhein-Westfalen und Sachsen und somit je eine Region aus den alten und neuen Bundesländern ausgewählt. Falls möglich und sinnvoll, wurden regionale Vergleiche für den oben angegebenen Zeitraum erarbeitet. Eine Bewertung auf Ebene von Wassereinzugsgebieten erwies sich vor dem Hintergrund der Datenverfügbarkeit als sehr schwierig. Daher wird diese Ebene im Folgenden nur in Einzelfällen betrachtet (vgl. z. B. Abschnitt 5.2.3 und 5.3.3).

Es wurde ein einheitlicher sachlicher Bezug zu den Wasserressourcen und Gewässern angestrebt, indem auf eine at-source-Bewertung abgestellt wurde. Die at-source-Betrachtung ist im Hinblick auf das in diesem Projekt verfolgte Anliegen, die gesellschaftliche Diskussion zum Wasserressourcenmanagement zu unterstützen, maßgeblich, da sie die direkte Beziehung zu Wasserressourcen und Gewässern herstellt. Denn hierbei bezieht sich die Wertaussage auf die Wasserressource und das Gewässer. Sie grenzt sich von einer in-situ-Bewertung dadurch ab, dass sie nicht nur die Bedeutung für die betrachteten Sektoren abbildet, sondern auch die Kosten der Inanspruchnahme der Wasserressourcen und

Gewässer – d. h. die Kosten für die Förderung, Aufbereitung und den Transport des Wassers von der Ressource zum Ort seiner Nutzung (vgl. Young 2005: 38 f.). Der Wert der Wasserressourcen hängt somit auch von der Eignung der Wasserressourcen und Gewässer für die Wassernutzung ab.

4.3 Messkonzepte zur Bewertung der Nutzenstiftung

Für die Ermittlung der Nutzenstiftung werden mit der Restwertmethode, der Ermittlung der gesamten Konsumentenrente sowie dem Alternativkostenansatz diejenigen Bewertungsansätze herangezogen, die anhand von statistischen Daten zur Beurteilung der direkten Leistung an die Gesellschaft angewandt werden können (zur Begründung vgl. Abschnitt 3.2.1.3). Die Bewertungsmethoden zielen alle darauf ab, die Nutzenstiftung in Anlehnung an die Produzenten- und Konsumentenrente zu ermitteln (vgl. Abbildung 10 in Abschnitt 3.2.1.1). Es geht hierbei mit der Konsumentenrente einerseits um die Zahlungsbereitschaft der „Konsumenten“, d. h. der Nutznießer für die, mit Hilfe der Wassernutzung erzeugten Endprodukten unter Berücksichtigung des zu zahlenden Preises für die Güter. Zum anderen geht es um das Einkommen, welches die Sektoren hierbei durch diese Wassernutzung erzielen und welches über die Produzentenrente abgebildet wird.

Im Folgenden werden die Monetarisierungsmethoden detaillierter beschrieben und abschließend wird auf Fragen im Zuge der Aggregation von Rentenmaßen (der Höhe der ermittelten Produzenten- und Konsumentenrenten) eingegangen.

4.3.1 Restwertmethode zur Erfassung der Zahlungsbereitschaft der Unternehmen

Für Unternehmen kann der Wert von Wasser über seinen Beitrag als Inputfaktor zum Produktionsergebnis ermittelt werden. Hieraus lässt sich die Zahlungsbereitschaft des Sektors gegenüber Wasser ermitteln (vgl. Young 2005: 53). Dieser Wert ist gegenwärtig nicht direkt aus Zahlungsströmen ablesbar, da i. d. R. mit Ausnahme von Wasserentnahmeentgelten und Abwasserabgaben keine Zahlungen für eine Wassernutzung gefordert werden.

Das Prinzip des Restwertes wird bei Young (2005: 58 ff.), UN Statistics Division (2012) oder bei Edens und Graveland (2014) beschrieben. Die folgenden Erläuterungen orientieren sich an diesen Quellen. Wird bei Unternehmen gewinnmaximierendes Verhalten unterstellt, so kann deren Entscheidung über die Kombination und den Umfang des Einsatzes von Produktionsfaktoren dahingehend eingeordnet werden, dass dies im Einklang mit diesem Ziel der Gewinnmaximierung erfolgt. Dies trifft auch auf den Umfang der Wassernutzung zu. Umfang und Kombination der Produktionsfaktoren werden so gewählt, dass jeder zusätzliche Einsatz eines Produktionsfaktors über die gewählte Menge hinaus höhere Faktorkosten erzeugen würde, als er Erlöse einbrächte. Ein gewinnmaximierendes Unternehmen wird daher selbst von einem unter- oder gar unbepreisten Produktionsfaktor und unbegrenzter Verfügbarkeit⁵⁰ nur eine bestimmte, betriebsoptimale Menge nutzen.

Der Wert des Wassers für ein Unternehmen entspricht unter diesen Umständen dem Anteil des Umsatzerlöses, den es maximal bereit wäre für den Bezug von Wasser zu bezahlen, ohne dass sich Produktionsentscheidungen ändern. Er sagt aus, welche Zahlung der betrachtete Sektor im Durchschnitt für Wasser leisten könnte, ohne dass es zu Veränderungen bei Produktionsentscheidungen und somit zu Veränderungen im Markt kommt. Es kann anhand theoretischer Überlegungen gezeigt werden, dass dies dem Anteil des Erlöses entspricht, der nicht benötigt wird, um die anderen – bepreisten oder unbepreisten Produktionsfaktoren – zu bezahlen und der zugleich sachlich auf den Einsatz von Wasser

⁵⁰ Wenn dies nicht über ordnungsrechtliche Auflagen hinsichtlich des Wassereinsatzes reglementiert wäre.

zurückzuführen ist.⁵¹ Somit lässt sich der Restwert für Wasser als der Teil der Produzentenrente interpretieren, der nicht anderen Produktionsfaktoren zuzuordnen ist (vgl. Young 2005: 68).

Der Restwert für Wasser (p_w) lässt sich schätzen, indem der aggregierte Wert aller Inputs ($x_i * p_i$) von den Umsatzerlösen des Outputs ($y * p_y$) subtrahiert wird (Gleichung 1).

$$p_w = y * p_y - x_i * p_i \quad \text{Gleichung 1}$$

Wobei:

- p_w : Wert von Wasser
- y : Output Endprodukt
- p_y : Preis des Endprodukts
- x_i : Menge der Inputs (außer Wasser)
- p_i : Preise der Inputs

Der Einsatz der Methode ist dann möglich, wenn Wasser einen zentralen Produktionsfaktor darstellt und möglichst wenige Produkte hergestellt werden (vgl. Young 2005: 58 ff.). So wird in der Literatur auf der Nutzung der Methode zur Bewertung landwirtschaftlicher Wassernutzung verwiesen. Der Vorteil der Methode besteht darin, dass die Berechnungen vergleichsweise einfach erfolgen können und dass der Ansatz leicht für die Verarbeitung statistischer Informationen geeignet ist, da mit Hilfe dieses Ansatzes Situationen und nicht Veränderungen bewertet werden.

Die Restwertbewertung wird im Folgenden für die Binnenschifffahrt, Kühlwassernutzung im Energiesektor sowie die Landwirtschaft durchgeführt (vgl. Abschnitte 5.1.2.1, 5.3.2.1 sowie 5.4.2.1). Während auf Unternehmensebene auf Angaben aus der Gewinn- und Verlustrechnung zurückgegriffen werden kann, um den Restwert⁵² zu ermitteln, wurde für die Sektorbetrachtung auf die Entstehungs- und Verteilungsrechnung des Bruttoinlandsproduktes beziehungsweise auf die den VGR zugrundeliegenden Fachstatistiken (insbesondere den Strukturhebungen) zurückgegriffen.

Zwei der dann möglichen Berechnungsansätze sind in Tabelle 13 dargestellt. Bei diesen werden, ausgehend vom Umsatz des Sektors, schrittweise die Kosten abgezogen. In den öffentlichen Statistiken stellt der Nettobetriebsüberschuss denjenigen Indikator dar, der sich am weitesten an den Restwert annähert. Dieser bedarf dann nur einer weiteren Korrektur bzgl. der Kapitalverzinsung.

Bei der Bewertung müssen andere, ebenfalls unbepreiste Produktionsinputs entsprechend berücksichtigt werden. Young (2005: 73 ff.) führt in diesem Zusammenhang Eigenkapital und unternehmensspezifisches Know-how als Produktionsfaktoren auf, die ebenfalls Produzentenrenten begründen und berücksichtigt werden müssen. Bei den folgenden Untersuchungen wird auch gebundenes Kapital über den Werteverzehr (Abschreibung) und seine Opportunitätskosten (Kapitalverzinsung) einbezogen. Somit wird von einer Wählbarkeit des Kapitaleinsatzes und von einem langfristigen Bewertungsansatz ausgegangen.

Der ermittelte Restwert kann sowohl die Perspektive der Unternehmer darstellen als auch gesellschaftliche Nutzenaspekte. Die Zahlungsbereitschaft der Unternehmen für Wasser wird durch die von den Unternehmen zu zahlenden Steuern verringert, durch Subventionen erhöht. Beides sind Transferleistungen, so dass im Zuge der Steuerzahlungen ein Teil der Nutzenwirkung dem Staat zugutekommt beziehungsweise bei Subventionen das Unternehmen Einkommen erhält, das aber zugleich dem Staat nicht mehr zur Verfügung steht. Im Folgenden wird beim Restwert die Zahlungsbereitschaft aus Sicht

⁵¹ Eine leicht verständliche Erläuterung liefert Young (2005: 58 ff.) Er beschreibt zwei Erklärungsansätze. Der erste bezieht sich darauf, dass den Unternehmen durch die Nutzung von Wasser ein Wettbewerbsvorteil erwächst, der zu Sondergewinnen führt (Konzept der Renten). Der zweite beschreibt, dass selbst bei einer langfristigen Analyse unter vollständigem Wettbewerb die Unternehmen einen Mehrwert erwirtschaften, den sie für den Bezug von Wasser einsetzen würden.

⁵² Hierbei lässt sich der Restwert auch als der Teil des Residualeinkommens (economic value added) beschreiben, der auf die Nutzung von Wasser zurückzuführen ist. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/57142/economic-value-added-eva-v7.html>, abgerufen am 15.3.2017.

der Unternehmen quantifiziert, d. h. es werden Steuern abgezogen und Subventionen berücksichtigt. Diese Festlegung wurde nicht zuletzt aufgrund der Datensituation getroffen, da die Daten der VGR schon teilweise um Steuern und Subventionen bereinigt sind (vgl. DESTATIS 2016a), so dass sich die Ermittlung der volkswirtschaftlichen Perspektive als zu aufwendig erwies.

Tabelle 13: Darstellung eines Berechnungsweges des Restwertes anhand statistischer Daten zu den VGR

	Erster Rechenweg*	Zweiter Rechenweg*
Datenvariablen der Entstehungs- und Verwendungsrechnung des BIP bzw. der vorbereitenden Statistiken	Produktionswert	Produktionswert
	- Sachaufwand	- Sachaufwand
	Bruttowertschöpfung	Bruttowertschöpfung
	- Personalaufwand	- Abschreibungen
	- sonstige Steuern	Nettowertschöpfung
	+ sonstige Subventionen	- Personalaufwand
	Brutto-Betriebsüberschuss	- sonstige Steuern
	- Abschreibung	+ sonstige Subventionen
	Netto-Betriebsüberschuss	Netto-Betriebsüberschuss
Ergänzungsrechnung	- Kapitalverzinsung (Eigen- und Fremdkapital)	- Kapitalverzinsung (Eigen- und Fremdkapital)
	Restwert	Restwert

* Da die Ermittlung der Produktionswerte bei den VGR zu Herstellungspreisen ausgewiesen wird (vgl. DESTATIS 2016a), sind Gütersteuern schon abgezogen und Gütersubventionen schon hinzugerechnet.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Abschließend soll noch darauf verwiesen werden, dass der Restwert als „wohlfahrtsökonomisch korrekte Wasserproduktivität“ interpretiert werden kann (vgl. Young 2005: 90 ff.). Die Wasserproduktivität als Verhältnis aus Wertschöpfung und Wassereinsatz überschätzt den Wert von Wasser fundamental, denn es werden nicht die für die Wertschöpfung notwendigen Kosten bei den anderen Produktionsfaktoren berücksichtigt. Diese Korrektur erfolgt bei der Berechnung des Restwertes.

4.3.2 Schätzung der gesamten Konsumentenrente

Neben den produzentenseitigen Effekten lassen sich auch die konsumentenseitigen Nutzen ermitteln, die mit der Inanspruchnahme von Wasser einhergehen, zum Beispiel wenn Wasser selbst das Endprodukt darstellt, das den Konsumenten im Zuge der Wassernutzung bereitgestellt wird.

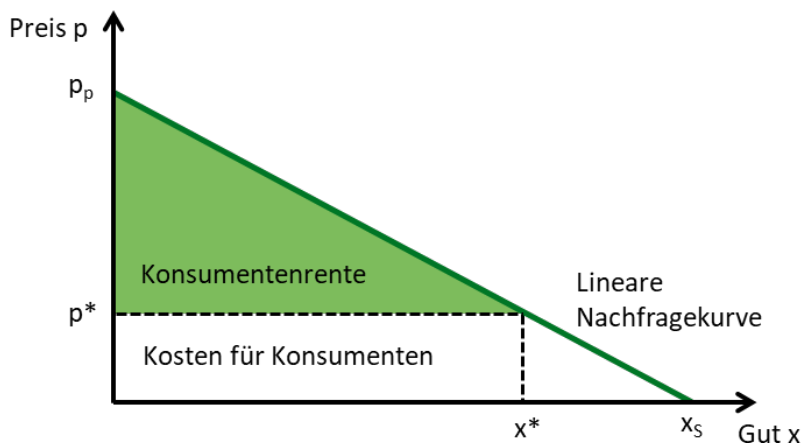
Hierfür wird die Nachfrage nach Wasser als Endprodukt anhand einer Nachfragekurve beschrieben. Die Fläche unterhalb der Nachfragekurve entspricht dann der Konsumentenrente (Abbildung 16).

Die Point-Expansion-Methode stellt hierbei einen pragmatischen Ansatz dar, um mit minimalem Datenaufwand diese Schätzung vorzunehmen. Die Nachfragekurve wird hier anhand der Preiselastizität und einem bekannten Punkt der Nachfragefunktion, d. h. einer Preis-Nachfrage-Relation extrapoliert. Die Preiselastizität beschreibt die „Empfindlichkeit“ der Reaktion der Nachfrage nach einem Gut durch die Änderung des Preises und wird durch folgende Formel dargestellt (Gleichung 2).

$$\varepsilon = \frac{\frac{\Delta x}{x^*}}{\frac{\Delta p}{p^*}} \text{ oder } \varepsilon = \frac{\Delta x}{\Delta p} \cdot \frac{p^*}{x^*} \tag{Gleichung 2}$$

Als Punkt auf der Nachfragefunktion wird das im Betrachtungsjahr realisierte Preis-Mengen-Verhältnis herangezogen. Der Wert von Wasser entspricht dann der Fläche, die sich unter der Nachfragefunktion für die realisierte Nachfrage befindet (Abbildung 16). (vgl. Griffin 2006: 31 ff.)

Abbildung 16: Ermittlung der Konsumentenrente mit Hilfe einer linearen Nachfragekurve



- x^* – nachgefragte Menge des Endproduktes der Wasserwassernutzung
- p^* – Marktpreis des Endproduktes der Wasserwassernutzung
- x_s – Sättigungsmenge
- p_p – Prohibitivpreis

Quelle: Eigene Darstellung.

Die Nachfragekurve muss die y-Achse schneiden. Dies schränkt die Wahl der funktionalen Form ein. Am einfachsten lässt sich hierfür eine lineare Funktion heranziehen. Die Fläche unterhalb der Nachfragekurve berechnet sich dann entsprechend der Gleichung 3 als Integral der Nachfragefunktion (Gleichungen 4 bis 6) zwischen dem Preis am Equilibrium und dem Prohibitivpreis⁵³.

Konsumentenrente $KR_I = \int_{p^*}^{p_p} (\alpha \cdot p + \beta) dx$ Gleichung 3

für die Nachfragekurve $x = \alpha \cdot p + \beta$ Gleichung 4

mit $\alpha = \frac{\varepsilon \cdot x^*}{p^*}$ und $\beta = x^* - \alpha \cdot p^* = x_s$ Gleichung 5 und 6

Wobei:

- p: Preis des Endproduktes (p^* – Equilibriumpreis; p_p – Prohibitivpreis)
- x: Nachfrage nach dem Endprodukt der Wassernutzung (x^* : Nachfrage beim Equilibriumpreis p^*)
- ε : Preiselastizität der Nachfrage beim Equilibriumpreis p^*
- α : Anstieg der linearen Nachfragekurve
- β : Schnittpunkt der Nachfragekurve mit der x-Achse – entspricht x_s (Sättigungsmenge)

Für die Abschätzung der gesamten Konsumentenrente sind strikte Annahmen in Bezug auf die Nachfragefunktion notwendig: die Nachfragefunktion muss die Y-Achse schneiden. Dies wird zum Beispiel bei einem linearen Zusammenhang zwischen Preis und Nachfrage gewährleistet. Auf die kritischen Konsequenzen, die sich bei der empirischen Anwendung einer linearen Nachfragefunktion ergeben, wenn das reale Nachfrageverhalten hiervon abweicht, wird im Abschnitt 5.2.2.1 im Zuge der Anwendung bei Trinkwasser eingegangen. Dort führt der Ansatz zu einer Unterschätzung der Konsumentenrente.

⁵³ Prohibitivpreis ist der Preis eines Gutes, durch den eine Nachfrage gerade verhindert wird und somit Null entspricht – vgl. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/58912/prohibitivpreis-v5.html>, abgerufen am 4.10.2017.

4.3.3 Alternativkostenansatz

4.3.3.1 Methodischer Ansatz

Die statischen Betrachtungen, die in den vorangegangenen Abschnitten beschrieben wurden und die gesamte Produzenten- und Konsumentenrente einbeziehen, lassen sich auch als ein Vergleich der Ausgangssituation mit einer fiktiven Situation beschreiben, bei der die Wassernutzung nicht mehr durchgeführt wird.

Während der Restwert mit den sektorspezifischen Nutzen nur einen Teil der Nutzenstiftung erfasst und die gesamte Konsumentenrente als zu stark vereinfachendes Konzept zur Schätzung der Konsumenteneffekte ist, steht mit dem Alternativkostenansatz ein weiterer pragmatischer Ansatz zur Schätzung der gesamten Nutzenstiftung zur Verfügung.

Die Methode der Alternativkosten geht von der Annahme aus, dass die Nutzenstiftung für ein Gut oder eine Dienstleistung nicht höher ausfallen kann als die zusätzlichen gesellschaftlichen Kosten, die bei Nutzung der nächstbesten Alternative anfallen (vgl. Young 2005: 102). Die Nutzenstiftung einer wirtschaftlichen Inanspruchnahme von Wasser kann daher nicht höher liegen als die gesellschaftlichen Kosten, welche durch die Umstellung der Produktion auf einen wasserlosen Prozess entstehen: Beispielsweise übersteigen die Nutzen der Binnenschifffahrt nicht die Kosten einer alternativen Bereitstellung der Transportleistungen durch andere Transportmittel.

Daher können die Kosten der alternativen Bereitstellung als Indikator für die Nutzenstiftung von Wasser dienen: Wird eine Alternative als Vergleichsmaßstab angesetzt, welche kein Wasser in Anspruch nimmt und die Güter beziehungsweise Dienstleistungen in derselben Qualität bereitstellt, kann der absolute Wert der Wassernutzung abgeschätzt werden. Wird eine wassersparende Alternative gewählt, dann lassen sich Veränderungen der Wassernutzung bewerten. Der Alternativkostenansatz wurde bei allen vier betrachteten Wassernutzungen angewandt.⁵⁴

Die Anwendung der Alternativkostenmethode und die Aussagekraft der Ergebnisse hängen von zwei fundamentalen Voraussetzungen ab (vgl. Young 2005: 103 f.):

- ▶ für die Bewertung muss eine realitätsnahe Alternative gewählt werden, von der zu vermuten ist, dass sie bei einer Verringerung der Wassernutzung wirklich gewählt werden würde,
- ▶ es müssen Nachfragerückgänge infolge der angenommenen Kostenerhöhung durch die alternative Bereitstellung der Güter berücksichtigt werden.

Dies wird durch die Abbildung 17 verdeutlicht. Die Angebotskurve in der Ausgangssituation bezieht sich auf die mit Hilfe der Wassernutzung bereitgestellten Endprodukte. Die alternative Angebotskurve illustriert die Bereitstellung derselben Endprodukte ohne Inanspruchnahme von Wasser.

Die blau umrahmte Fläche zwischen beiden Kurven umreißt die Alternativkosten. Der Preis für den Output steigt hierbei vom Ausgangspreis p_0 auf den Substitutionspreis p_1 . Zugleich treten Nachfrageveränderungen (von x_0 zu x_1) auf.

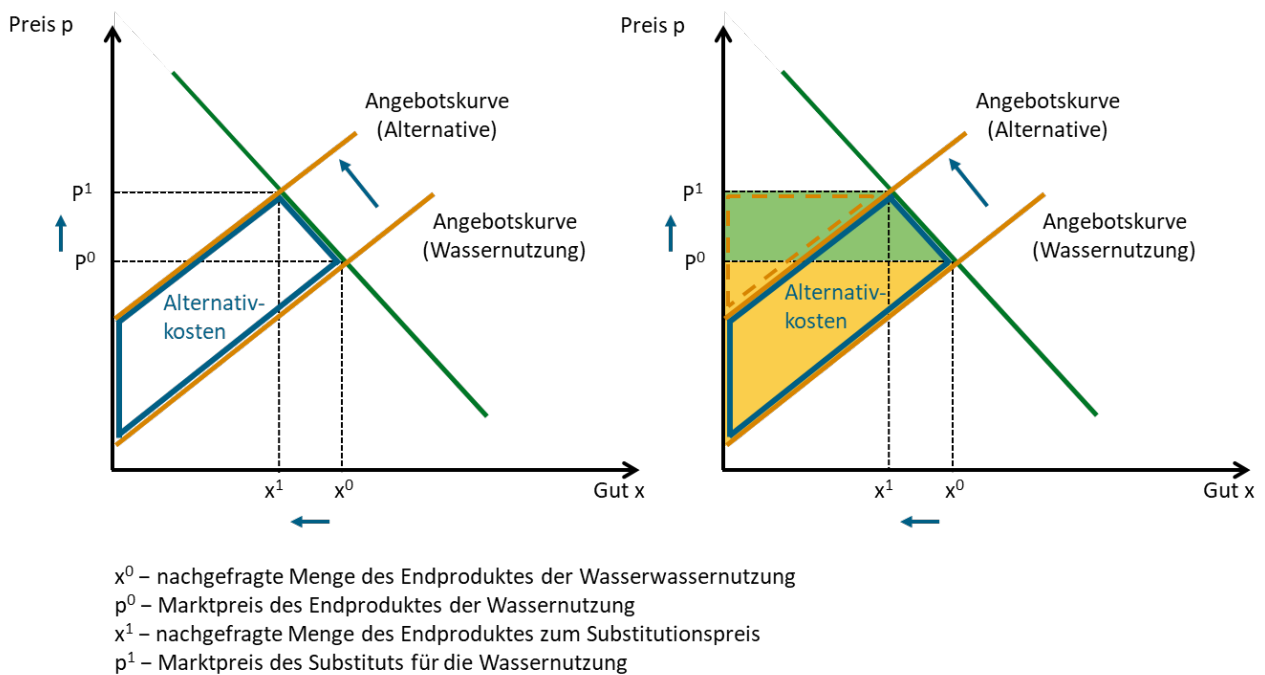
Lassen sich die Alternativkosten direkt abschätzen, so würde sich die Analyse methodisch einfach gestalten. Im Rahmen der empirischen Untersuchungen in diesem Bericht war dies nicht möglich. Daher bildete hier die Annahme eines Substitutionspreises p_1 die Grundlage der Analysen (siehe Nutzenstiftung von Trinkwasser beziehungsweise Binnenschifffahrt). Um gleichwohl Aussagen zu den Alternativkosten ableiten zu können, wird darauf aufgebaut, dass die Alternativkosten sich als Veränderung der Konsumentenrente und der Produzentenrente darstellen lassen. Die Alternativkosten entsprechen (Abbildung 17):

⁵⁴ Einen methodischen Überblick und eine kritische Würdigung zu dem Ansatz bieten Young (2005: 102); Herfindahl und Kneese (1974: 267 ff.).

- ▶ der Veränderung der Konsumentenrente (grüne Fläche),
- ▶ erweitert um die Produzentenrente der Wassernutzung in der Ausgangssituation (gelbe Fläche) und
- ▶ abzüglich der Produzentenrente im Zuge der Bereitstellung der Alternative (orange umrandete Fläche).

Dieser Zusammenhang ergibt sich dadurch, dass mit der alternativen Bereitstellung der Endprodukte zum einen die Produzentenrente wegfällt, die im Zuge der Wassernutzung bestand (vgl. Abschnitt 4.3.1). Zum anderen können bei der Bereitstellung der Alternative selbst Produzentenrenten anfallen. Da sich beide Effekte konsumentenseitig widerspiegeln, ohne aber Kosten darzustellen, müssen sie entsprechend berücksichtigt werden.

Abbildung 17: Alternativkostenansatz als Veränderung des Marktgleichgewichtes



Quelle: Eigene Darstellung.

4.3.3.2 Notwendigkeit einer wassernutzungsspezifisch differenzierten Alternativkostenermittlung

Der beschriebene Ansatz zur Ermittlung der Alternativkosten mit Hilfe von Konsumenten- und Produzentenmaße muss situationsspezifisch konkretisiert werden. Denn inwieweit Konsumenten- und Produzentenrenten auftreten, hängt von der konkreten Marktsituation bei der Wassernutzung und bei der Bereitstellung der Alternative ab. Hierbei spielen die Elastizitäten des Angebotes und der Nachfrage eine zentrale Rolle.

Tabelle 14 zeigt, dass die Marktsituation anhand dreier Teilschritte charakterisiert werden kann, bei denen die Preiselastizität der Nachfrage, die Preiselastizität des Angebotes aus der Wassernutzung sowie die Preiselastizität des Angebotes bei Bereitstellung der Alternative kombiniert werden. Somit ließen sich insgesamt 27 Kombinationen bilden.

Tabelle 14: Charakterisierung der Marktsituation zur wassernutzungsspezifischen Konkretisierung des Alternativkostenansatzes

Teilschritte	Ausprägung		
1. Preiselastizität der Nachfrage:	Perfekt elastisch ($\epsilon = -\infty$)	Mehr oder weniger elastisch ($-\infty < \epsilon < 0$)	Perfekt unelastisch ($\epsilon = 0$)
&			
2. Preiselastizität des Angebots der Wassernutzung:	Perfekt elastisch ($\epsilon = \infty$)	Mehr oder weniger elastisch ($0 < \epsilon < \infty$)	Perfekt unelastisch ($\epsilon = 0$)
&			
3. Preiselastizität des Angebots bei Bereitstellung der Alternative:	Perfekt elastisch ($\epsilon = \infty$)	Mehr oder weniger elastisch ($0 < \epsilon < \infty$)	Perfekt unelastisch ($\epsilon = 0$)

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Tabelle 15 greift sechs der möglichen Konstellationen heraus und zeigt, dass sie zu unterschiedlichen Konsequenzen bei der Ermittlung der Alternativkosten führen. Fall 1 verdeutlicht die Situation, die auch in Abbildung 17 dargestellt wurde. Bei der Wassernutzung (Ausgangssituation) und bei der Bereitstellung der Alternative wurde von einem mehr oder weniger elastischen Angebot ausgegangen. Auch die Nachfragekurve ist mehr oder weniger elastisch. Unter diesen Umständen müssen sowohl produzenten- als auch konsumentenseitigen Veränderungen ermittelt werden, um die Alternativkosten korrekt darzustellen.

Tabelle 15: Überblick über Marktsituationen bei der Wassernutzung und Bereitstellung der Alternative sowie Konsequenzen für die Abschätzung der Alternativkosten

Fall	Elastizität			Zu berücksichtigende Effekte		
	Nachfrage	Angebot Wassernutzung	Angebot Alternative	Δ Konsumentenrente	Δ Produzentenrente Wassernutzung	Δ Produzentenrente Alternative
1	$-\infty < \epsilon < 0$	$0 < \epsilon < \infty$	$0 < \epsilon < \infty$	x	x	x
2	$-\infty < \epsilon < 0$	∞	∞	x		
3	$-\infty < \epsilon < 0$	$0 < \epsilon < \infty$	∞	x	x	
4	$-\infty < \epsilon < 0$	∞	$0 < \epsilon < \infty$	x		x
5	$-\infty$	$0 < \epsilon < \infty$	$0 < \epsilon < \infty$		x	x
6	0	$0 < \epsilon < \infty$	$0 < \epsilon < \infty$	x		

KR – Konsumentenrente; PR – Produzentenrente

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Es sind jedoch Situationen denkbar, in denen zur Abschätzung der Alternativkosten weniger Informationen benötigt werden (Fall 2-6 in Tabelle 15):

- ▶ Wenn bei der Wassernutzung und der Bereitstellung der Alternative von einem perfekt elastischen Angebot ausgegangen wird, d. h. es kann eine zusätzliche Nachfrage ohne Kostensteigerung befriedigt werden (Fall 2), so beschreibt die Veränderung der Konsumentenrente exakt die Alternativkosten. Unter diesen Bedingungen ergeben sich keine Produzentenrenten.
- ▶ Falls angenommen wird, dass bei der Bereitstellung der Alternativen zur Wassernutzung keine Produzentenrenten aufgrund eines perfekt elastischen Angebots anfallen (Fall 3), so können die Alternativkosten durch die Veränderung der Konsumenteneffekte zuzüglich der Produzentenrente in der Ausgangssituation beschrieben werden (siehe Abschnitt 5.1.2.3 zu Binnenschifffahrt).

- ▶ Im umgekehrten Fall, d. h. bei einem Auftreten von Produzentenrenten bei der Auswahl der Alternative, nicht aber bei der Wassernutzung (Fall 4) würde die Veränderung der Konsumentenrente die wahren Alternativkosten überschätzen. Diese müssten dann um die Produzentenrente gekürzt werden (siehe Abschnitt 5.2.2.2 – Nutzenstiftung der öffentlichen Wasserversorgung).
- ▶ Ist die Nachfrage perfekt elastisch (Fall 5) und ist davon auszugehen, dass bei Wahl der Alternative keine Marktpreisänderungen auftreten, so lassen sich die Alternativkosten durch die Veränderung der Produzentenrenten beschreiben (siehe Abschnitt 5.4.2.2 zu Landwirtschaft).
- ▶ Ist schließlich von einer perfekt inelastischen Nachfrage auszugehen und ähneln sich die Angebote (Wassernutzung, Bereitstellung der Alternative) hinsichtlich ihrer Elastizitäten (Fall 6), so reicht es schließlich aus, nur die Veränderungen der Konsumenteneffekte zu schätzen. Die produzentenseitigen Effekte würden sich in der Höhe ausgleichen (siehe Abschnitt 5.3.2.2 zu Kühlwasser).

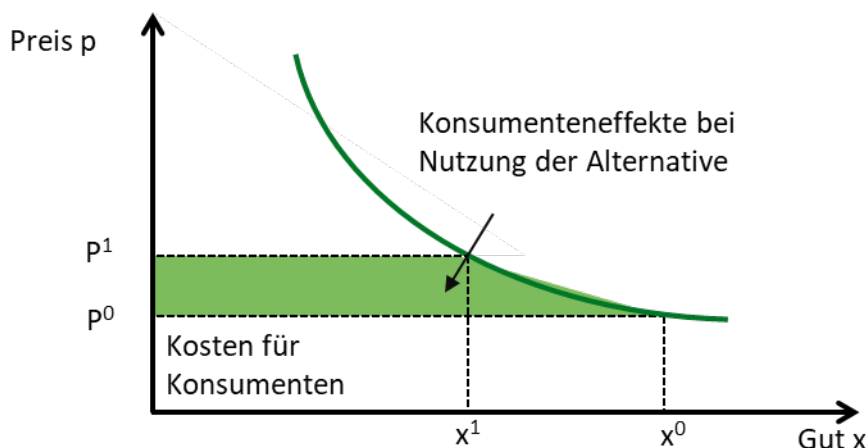
Im Folgenden werden die methodischen Ansätze zur Ermittlung der Konsumentenrente umrissen. Danach wird auf die eingesetzten Methoden zur Ermittlung der Produzentenrente eingegangen.

4.3.3.3 Ermittlung der Konsumenteneffekte

Die Konsumenteneffekte, die beim Wechsel von der betrachteten Wassernutzung auf die nächstbeste, wasserlose Alternative erwachsen, werden durch die Fläche beschrieben, die sich unter der Nachfragefunktion für die realisierte Nachfrage zwischen Ausgangs- und Endpreis einstellt (Abbildung 18).

Wiederum bietet die Point-Expansion-Methode einen pragmatischen, einfachen Ansatz zur Beschreibung des Verlaufs der Nachfrage bei Preisänderungen. Der grundlegende Ansatz wurde in Abschnitt 4.3.2 in Bezug auf die Ableitung der Konsumentenrente beschrieben. Die Veränderung ergibt sich in der Berücksichtigung der Alternative als Begrenzung der Konsumentenrente nach oben.

Abbildung 18: Ermittlung der Konsumenteneffekte beim Alternativkostenansatz



- x^0 – nachgefragte Menge des Endproduktes der Wassernutzung
- p^0 – Marktpreis des Endproduktes der Wassernutzung
- x^1 – nachgefragte Menge nach dem Endprodukt zum Substitutionspreis
- p^1 – Marktpreis des Substituts für die Wassernutzung

Quelle: Eigene Darstellung.

Zur Beschreibung der Nachfragekurve wird ein nichtlinearer Verlauf angenommen (Abbildung 18 – vgl. Griffin 2006: 32 ff.).⁵⁵ Die hierbei gewählte Funktion (Gleichung 8 und Gleichung 9) weist an jedem Punkt dieselbe Elastizität aus.⁵⁶ Die Funktion wird aus der Preiselastizität und einem Punkt der Nachfragekurve (p_0, Q_0) geschätzt.

Die Veränderung der Konsumenteneffekte (ΔKR) lässt sich dann anhand der Gleichung 7 beschreiben.

$$\text{Veränderung der Konsumentenrente:} \quad \Delta KR = \int_{p_0}^{p_1} k \cdot p^\varepsilon dp \quad \text{Gleichung 7}$$

$$\text{für die Nachfragekurve} \quad x = k \cdot p^\varepsilon \quad \text{Gleichung 8}$$

$$\text{mit} \quad k = \frac{x_0}{p_0^\varepsilon} \quad \text{Gleichung 9}$$

Wobei:

- x: Nachfrage nach dem Endprodukt der Wassernutzung
- k: Konstante
- p: Preis des Endproduktes (p_0 – Ausgangspreis, p_1 – Substitutionspreis der Alternative)
- ε : Preiselastizität der Nachfrage

Zur Erhebung von Preiselastizitäten wird auf Literaturangaben zurückgegriffen. Es werden keine eigenen ökonometrischen Schätzungen vorgenommen.

4.3.3.4 Methoden zur Ermittlung der Produzentenrente

Zur Ermittlung der Produzentenrente der Wassernutzung (orange Fläche in Abbildung 17) werden die Ergebnisse der Restwertberechnung herangezogen. Auf diese Methode wurde in Abschnitt 4.3.1 eingegangen.⁵⁷

Demgegenüber stand keine Methode zur Verfügung, um gegebenenfalls die Produzentenrente bei der alternativen Marktsituation zu berücksichtigen. Dementsprechend wird bei jeder Wassernutzung diskutiert, inwieweit durch diesen Punkt maßgebliche Fehleinschätzungen zu erwarten sind.

Für den Fall einer perfekten Nachfrage (Zeile 5 in Tabelle 15) lässt sich die Veränderung der Produzentenrente direkt als Differenz ermitteln, solange der Sektor selbst über eine Alternative zur Wassernutzung verfügt. Das Ergebnis drückt dann zugleich die Alternativkosten aus. Dieser Fall wird für die landwirtschaftliche Bewässerung angesetzt (vgl. Abschnitt 5.4.2.2).

Unter diesen Umständen können die Alternativkosten zur Wassernutzung durch die *Veränderung des Nettoeinkommens (Change in Net Income - CNI)* ermittelt werden. Der Ansatz misst die Veränderung des betrieblichen Nettoeinkommens als Resultat einer Veränderung der im Produktionsprozess verwendeten Menge von Wasser (vgl. UN Statistics Division 2012: 128).

Die Methode adressiert somit die Frage, wie sich durch die Nutzung von Wasser das betriebliche Ergebnis verändert hat, d. h. inwieweit die betrieblichen Erlöse stärker gestiegen sind als die Kosten. Es kann auch nach der Verringerung des Nettoergebnisses bei Wegfall der Wassernutzung gefragt werden.

⁵⁵ Es könnte auch ein linearer Verlauf angenommen werden, aufgrund der damit verbundenen Probleme zur Beschreibung realen Nachfrageverhaltens wird darauf verzichtet (vgl. Abschnitt 5.2.2.1 und 5.2.2.2 für die Trinkwasserversorgung).

⁵⁶ Da sie bei Annäherung an eine Nachfragemenge von Null gegen Unendlich tendiert, ohne die Y-Achse zu treffen, ist sie nicht zur Beschreibung der gesamten Konsumentenrente geeignet.

⁵⁷ Hierbei wird eine methodische Ungenauigkeit in Kauf genommen: Der Restwert wird im Rahmen des Projektes für die Perspektive der Unternehmen berechnet und dementsprechend die Steuern abgezogen sowie Subventionen hinzuge-rechnet. Passgenau für die Ermittlung der Alternativkosten wäre die gesellschaftliche Perspektive, d. h. Steuern wären hinzuzurechnen und Subventionen abzuziehen. Vor dem Hintergrund weiterer Schätzfehler (vgl. Diskussionen in Abschnitten zu empirischen Schätzungen – stellvertretend Abschnitt 6.2.1) wird diese Verzerrung als akzeptabel eingestuft.

Die Anwendung dieses Bewertungsansatzes mit Hilfe von öffentlich zugänglichen Daten ist allerdings anspruchsvoll. Mit Hilfe von Statistiken können zwar Veränderungen – als Zeitreihen oder im Rahmen von regionalen Quervergleichen bei der untersuchten Wassernutzung – dargestellt werden. Es ist jedoch vor dem Hintergrund der vielfältigen Einflussfaktoren auf das jeweilige betriebliche Ergebnis, welches nicht nur durch den Wassereinsatz, sondern auch durch zahlreiche Preisänderungen beeinflusst werden kann, schwierig, den Beitrag, den die veränderte Wassernutzung liefert, herauszuarbeiten.

Gleichwohl wird im Folgenden die Methode am Beispiel der Landwirtschaft angewandt. Hierbei werden statistische Daten zum Mengengerüst der Wassernutzung zur Bewässerung mit Literaturangaben zum spezifischen betrieblichen Effekt einer erweiterten Wassernutzung kombiniert.

4.3.4 Aggregation von Nutzaussagen

Die Gegenüberstellung der Nutzenstiftungen erfolgt, indem für die vier untersuchten Wassernutzungen die ermittelten Indikatorwerte in ihrer Höhe verglichen werden. Die Annahme der direkten Vergleichbarkeit ist stark vereinfachend, einerseits im Hinblick auf die genutzten Monetarisierungsmethoden und andererseits aufgrund von Aggregationsproblemen bei Nutzaussagen, die aus der Konsumenten- und Produzentenrente gewonnen werden.

Die hier genutzten Maße der Konsumenten- und Produzentenrente werden anhand der Marshall'schen Nachfragekurve abgeleitet (Abschnitt 3.2.1.1) und stellen nur Näherungen zur Zahlungsbereitschaft dar. Exaktere Maße der Zahlungsbereitschaft wären die kompensierende und äquivalente Variation und die sich hieraus ableitende Hick'sche Nachfragekurve. Diese Hick'sche Nachfragekurve ist i. d. R. unelastischer als die normale Nachfragerreaktion. Der Fehler der Rentenmaße ergibt sich dadurch, dass die zu bewertende Preisänderungen von Gütern auch das Nutzenniveau der Personen verändern. In der Konsequenz ist die Idee des Tauschwertes verzerrt, die von Nutzengleichheit vor und nach dem Tausch ausgeht. Die Abweichung der Rentenmaße von der eigentlichen Zahlungsbereitschaft hängt hierbei von der Einkommenselastizität der Nachfrage, der Substitutionsmöglichkeit eines Gutes und der Größenordnung der Konsumentenrentenänderung ab. Da diese von Wassernutzung zu Wassernutzung variieren können, kann der Schätzfehler je nach betrachteter Wassernutzung unterschiedlich ausfallen. (vgl. Mühlenkamp 1994: 68 f.; Marggraf und Streb 1997: 173 ff.)

Bei der Aggregation von Situationen, die zu unterschiedlichen Nutzenniveaus führen, stellt sich weiterhin die Frage, ob und wie Nutzenänderungen von verschiedenen Personen miteinander verglichen werden können. Daher bedarf es bei der Aggregation von Rentenmaßen eigentlich einer sozialen Wohlfahrtsfunktion. Hierbei müssen Festlegungen zum individuellen Einkommensgrenznutzen getroffen und damit festgelegt werden, inwieweit eine Einkommenserhöhung bei einer Person mit geringem Einkommen identisch ist mit einer Einkommenserhöhung bei einem Menschen mit hohem Einkommen (vgl. Mühlenkamp 1994: 79 ff.). Daher wird von einer interpersonellen Nichtvergleichbarkeit von Nutzaussagen ausgegangen und die Anwendung von Wohlfahrtsfunktionen abgelehnt (vgl. Marggraf und Streb 1997: 51 f.). Unter diesen strikten Annahmen könnten nur Nutzenstiftungen, die über Kompensationsmaße ermittelt wurden, hinsichtlich einer potentiellen Pareto-Verbesserung⁵⁸ bewertet werden (vgl. Mühlenkamp 1994: 91 ff.; Marggraf und Streb 1997: 51 f. und 106 ff.).

⁵⁸ Hierbei wird geprüft, inwieweit die Nutznießer der Handlung die Kostenträger kompensieren könnten und immer noch bessergestellt sind als vorher, die Kostenträger aber nicht die Nutznießer dafür kompensieren können, die Handlung zu unterlassen – vgl. <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/9896/kaldor-hicks-kriterium-v7.html>, abgerufen am 4.10.2017.

4.4 Messkonzept zur Bewertung anhand wirtschaftspolitischer Ziele

Die wirtschaftspolitischen Ziele, wie ein hoher Beschäftigungsstand und Preisniveaustabilität, beziehen sich erst einmal auf die Volkswirtschaft als Ganzes (Abschnitt 3.2.2). Um den Beitrag von Wassernutzungen hierzu zu bestimmen, wäre zuerst der spezifische Beitrag des Wassereinsatzes in Bezug zu den wirtschaftspolitischen Leistungen des betrachteten Sektors (direkte Effekte) zu beurteilen und dann in einem zweiten Schritt der Beitrag der betrachteten Sektoren zur Erreichung der hoch aggregierten gesellschaftlichen Ziele zu ermitteln (indirekte Effekte). Im Folgenden werden nur die direkten Beschäftigungs- und Preiseffekte von Wassernutzungen betrachtet und somit eine sehr begrenzte Bewertung in Bezug auf wirtschaftspolitische Ziele vorgenommen.

Das methodische Vorgehen wird am Beispiel der Beschäftigungseffekte beschrieben. Hierbei wird eine möglichst hohe Inanspruchnahme des Produktionsfaktors Arbeit bei der Wassernutzung positiv bewertet. Das Vorgehen baut auf dem Alternativkostenansatz auf. Es wird die Alternative zur Wassernutzung herangezogen, die auch der Alternativkostenbetrachtung zugrundeliegt und die Beschäftigungswirkung für den Fall geschätzt, dass die Wassernutzung vollständig durch die Alternative ersetzt wird. Die hierdurch induzierte Beschäftigungszahl wird mit der Beschäftigungswirkung der Wassernutzung verglichen.

Für eine umfassende Betrachtung der Beschäftigungseffekte müssten weiterhin die Folgeeffekte in vor- und nachgelagerten Sektoren betrachtet werden. Positive Beschäftigungseffekte in einem Sektor führen zu Einkommen bei den Bürgern und erhöhen die Nachfrage nach Gütern, so dass wiederum Beschäftigungseffekte in anderen Sektoren induziert werden. Führt die Wassernutzung zugleich zu niedrigeren Marktpreisen bei den Gütern und Dienstleistungen des Sektors, so können sich auch hierdurch positive Folgewirkungen auf andere Märkte und somit ebenfalls positive Beschäftigungseffekte ergeben. Tritt demgegenüber der Fall ein, dass die Wassernutzung im Sektor selbst zwar zu einer geringeren Beschäftigung führt, zugleich aber zu einer kostengünstigeren Bereitstellung der Güter und Dienstleistungen, so treten Effekte auf, die sich widersprechen: Einerseits geringere direkte Beschäftigungseffekte und zugleich höhere indirekte Beschäftigungseffekte in nachfolgenden Sektoren.

Für derartige Untersuchungen stehen komplexe Instrumente wie die Input-Output-Analyse zur Verfügung. Diese können aufgrund des damit verbundenen hohen Aufwandes im Rahmen dieser Studie nicht eingesetzt werden, so dass die indirekten Folgeeffekte nicht quantifiziert werden.

4.5 Messkonzept zur Bewertung anhand von Zielen der Daseinsvorsorge

Wie in Abschnitt 3.2.3 erläutert, wird die Zielerreichung zur Daseinsvorsorge aus pragmatischen Gründen am Beispiel der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung betrachtet. Die Daseinsvorsorge hat zum Ziel, den Bürgern Dienstleistungen und die dazu erforderlichen Infrastrukturen bereitzustellen, die für das Dasein als notwendig erachtet werden. Es ist Aufgabe der Gesellschaft, die Ziele der Daseinsvorsorge festzulegen. Sie beziehen sich hierbei nicht nur auf die Leistungen (Endprodukte) gegenüber den Bürgern und den damit verbundenen Faktoraufwand, sondern z. B. auch auf die Belastung der Gewässer im Zuge der Leistungserbringung (z. B. Einleitgrenzwerte bei Abwassereinleitung).

Die Bewertung von Wassernutzungen im Hinblick auf die Daseinsvorsorge greift diese gesellschaftlichen Ziele auf und nutzt sie, um die Leistungserbringung zu bewerten. Die Ziele betreffen den/die

- ▶ Leistungsumfang – räumliche und zeitliche Verfügbarkeit der Leistungen und Leistungsqualität. Hierbei werden beispielsweise Aspekte der flächendeckenden und störungsfreien Verfügbarkeit der Trinkwasserversorgung beurteilt sowie die Einhaltung weiterer Qualitätskriterien (z. B. Einhaltung der Trinkwasserverordnung).
- ▶ Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung. Hierbei wird beurteilt, inwieweit der Leistungsumfang nicht nur gegenwärtig, sondern auch langfristig sichergestellt ist.

- ▶ Kosten der Leistungserbringung. Hierbei wird der Verbrauch an finanziellen Ressourcen zur Erreichung der anderen Ziele beurteilt.

Die Erreichung dieser Ziele wird durch ein Indikatorset beschrieben. Ein hoher Leistungsumfang und eine hohe Dauerhaftigkeit werden positiv beurteilt, ebenso die Einhaltung von normativen Vorgaben (zum Beispiel der Trinkwassergrenzwerte). Bezüglich der Kosten gilt das Minimierungsziel. Der Bezug zur Wasserinanspruchnahme wird diskursiv hergestellt, indem die Bedeutung der Wasserressourcen zur Zielerreichung betrachtet wird. Die weitere Konkretisierung der Indikatoren kann – im Gegensatz zum nutzungsübergreifenden Konzept der Alternativkosten – nur spezifisch für die betrachtete Wassernutzung erfolgen. Daher wird die konkrete Wahl der Indikatoren im Abschnitt 5.2.3.2 vorgestellt.

4.6 Messkonzepte zur Bewertung anhand von Zielen der Nachhaltigkeit/des Erhaltes kritischer Naturbestandteile

Das Zielkonzept der Nachhaltigkeit wird genutzt, um die Wirkung einer Wasser- und Gewässernutzung auf den Naturhaushalt zu bewerten, die durch Wasserentnahmen, Abwassereinleitungen, Emissionen oder andere Formen der Inanspruchnahme entstehen. Wie in den Abschnitten 2.4.4 und 3.2.4 beschrieben, stehen hier ein ausreichender Erhalt der ökologischen Tragfähigkeit sowie die Wirkungen für zukünftige Generationen im Zentrum. Auch zukünftigen Generationen sollen im Hinblick auf intergenerationelle Gerechtigkeit ausreichende Lebensgrundlagen sowie Ressourcen zur Bedürfnisbefriedigung und angepasster wirtschaftlicher Tätigkeit zur Verfügung stehen. Das Nachhaltigkeitsziel wurde hierbei im Sinne einer starken Nachhaltigkeit durch das Gebot zum Erhalt von kritischen Naturbestandteilen untersetzt.

Zur Operationalisierung der starken Nachhaltigkeit bedarf es einer gesellschaftlichen Zielstellung bzgl. der zu erhaltenden Gewässer-Ökosysteme im Sinne kritischer Naturbestandteile. Schwerpunktmäßig wird hierfür auf die EG-Wasserrahmenrichtlinie zurückgegriffen. Dieses europaweit geltende Regelwerk bietet gegenwärtig einen komplexen, gesellschaftlich abgestimmten und verbindlichen Bewertungsrahmen im Bereich Gewässerschutz. Insbesondere werden hier klare und operationalisierbare Entwicklungsziele für die Wasserkörper formuliert. Daher werden im Folgenden die Ziele des guten ökologischen Zustands beziehungsweise des guten ökologischen Potentials als Näherung für den zu erhaltenden Bestand an Wasser und Gewässerökosystemen aufgegriffen. Zugleich fordert die EG-WRRL auch das Verschlechterungsverbot und somit einen Bewertungsmaßstab unterhalb der Zielstellung des guten Zustandes, anhand dessen Entwicklungen die Auswirkungen von Gewässernutzungen bewertet werden können.

Zusätzlich zu der Festlegung von Zielen zu Oberflächen- und Grundwasserkörpern tragen die zur Umsetzung der WRRL verankerten Berichtspflichten dazu bei, dass viele Informationen zum Zustand der Gewässer, zu gesellschaftlichen Treibern hinter Belastungen und zu den gegenwärtigen Zielabweichungen erarbeitet und veröffentlicht werden. Zugleich werden im Rahmen der Bewirtschaftungszyklen Maßnahmenprogramme erarbeitet, deren Umsetzung die Erreichung der Ziele ermöglichen soll.⁵⁹

Entsprechend des DPSIR-Ansatzes als etablierten Rahmen, um die Inanspruchnahme des aquatischen Systems und die damit verbundenen Auswirkungen auf das Gewässer systematisch zu erfassen (vgl. Abschnitt 3.1.2), werden diese Informationen zu Belastungs-, Zustands- und Maßnahmenindikatoren zusammengestellt. Diese Indikatoren ergänzen sich gegenseitig und stehen im Zentrum der Bewertung:

⁵⁹ Vgl. hierzu die Bund/Länder-Informations- und Kommunikationsplattform Wasser BLICK - <http://www.wasserblick.net/servlet/is/1/>, abgerufen am 4.10.2017.

- ▶ *Belastungsindikatoren* stellen kritische Einflüsse auf die Gewässer dar, insbesondere Eingriffe in den Wasserhaushalt und Verschmutzungseinträge im Gewässer. Belastungsindikatoren können in Bezug auf ihre zeitliche Entwicklung im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot oder im Zusammenhang mit dem lokalen Wasserdargebot und der Assimilationskapazität der Gewässer bewertet werden.
- ▶ *Zustandsindikatoren* erlauben eine direkte Verknüpfung der Situation mit den Zielen der Wasserrahmenrichtlinie und zeigen, inwieweit der gegenwärtige Zustand den Zielen entspricht.
- ▶ *Maßnahmenindikatoren* dienen ebenfalls der Zustandsbeurteilung, da nur dann Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes ergriffen werden, wenn der Zustand nicht den gesellschaftlichen Zielen entspricht.

Hierbei wird implizit und vereinfacht angenommen, dass in der fiktiven Situation ohne Wassernutzung weder Belastungen auftreten, noch Maßnahmen notwendig wären.

Nachhaltigkeit erfordert eine ganzheitliche Betrachtung. Die Bewertung des Erhalts von Naturkapital allein auf Gewässer auszurichten, kann dann zu Fehlurteilen führen, wenn die Belastung von Gewässern verringert, zugleich aber die Belastung auf andere Umweltmedien verlagert wird. Betriebliche Gewässerschutzmaßnahmen können ressourcen- und energieintensiv sein. Die Änderung von Marktstrukturen zur Entlastung von lokalen Gewässern – z. B. durch Verbote von Produktionsstätten - kann zur Produktionsverlagerung und hierdurch zu stärkeren Umwelt- und Ressourceninanspruchnahme im Inland als auch im Ausland führen. Dementsprechend lässt sich der Beitrag der Wassernutzung zur Nachhaltigkeit auch als vermiedene Inanspruchnahme von weiteren Umweltbereichen des In- und Auslands bemessen, die bei Nutzung einer wasserlosen Alternative notwendig wären.

Um eine Bewertung von Verlagerungseffekten vorzubereiten, wird im Folgenden geprüft, inwieweit Verlagerungen stattfinden könnten:

- ▶ *Verlagerungseffekte infolge von Gewässerschutzmaßnahmen*: insbesondere material- und energieintensive Gewässerschutzmaßnahmen können zu einer erhöhten Belastung anderer Umweltbereiche führen. Diese Effekte lassen sich anhand statistischer Informationen zum Ressourcenverbrauch und zu Emissionen von Gewässerschutzmaßnahmen erfassen. Der Beitrag von Wasser zum Schutz anderer Umweltbereiche wird beispielhaft über den Ressourcenverbrauch beziehungsweise über die CO₂-Emissionen geschätzt, die durch die gegenwärtig intensive Wassernutzung – im Vergleich zur wasserlosen/-sparenden Alternative – vermieden werden.
- ▶ *Verlagerungseffekte aufgrund von Änderungen der Marktstruktur*: hierbei stehen real stattfindende Substitutionsprozesse der mit der Wassernutzung verbundenen Güter und Dienstleistungsangebote durch wasserlose Alternativen im Inland (z. B. erneuerbare Energien anstatt thermoelektrische Stromproduktion) oder durch Importe aus dem Ausland im Zentrum der Betrachtung.

Eine Bewertung der Verlagerungseffekte wird aufgrund der Komplexität nicht durchgeführt.

Aufgrund der komplexen Zusammenhänge zwischen Mensch und Umwelt sowie der zahlreichen Einflussfaktoren auf die Marktstruktur müssen für jede Wassernutzung die Hauptumweltwirkungen und Wirtschaftseffekte spezifisch erfasst werden. Dementsprechend ist das Indikatorensystem spezifisch an jede Wassernutzung anzupassen.

5 Bewertung ausgewählter Nutzungen von Wasser und Gewässern

Im folgenden Abschnitt werden die empirischen Bewertungen der vier betrachteten Wassernutzungen vorgestellt.

5.1 Gewässernutzung durch die Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung

5.1.1 Beschreibung der untersuchten Gewässernutzung

5.1.1.1 Bedeutung der Gewässernutzung und Eingrenzung der Bewertung

Deutschland verfügt über ca. 6.500 km Binnenschifffahrtsstraßen. Hiervon haben 70 Prozent der Wasserstraßen eine internationale Bedeutung⁶⁰. Ende des 18. Jahrhunderts war die Länge der Kanäle und kanalisierten Flussabschnitte demgegenüber mit 2.200 km deutlich niedriger (vgl. Henning 1989: 84, 166, 250). Der rasante Ausbau der Schifffahrtsstraßen – schon Anfang des 20. Jahrhunderts erreichten die Wasserstraßen eine Länge von 6.600 km (vgl. Henning 1989: 84, 166, 250) – verdeutlicht die immense Bedeutung der Binnenschifffahrt im Zuge der Industrialisierung. Die Binnenschifffahrt hatte im 19. Jahrhundert folgende Aufgaben (vgl. Henning 1989: 84, 166, 249 ff.):

- ▶ Versorgung der Industriezentren mit Rohstoffen und insbesondere Verbindung der Kohlebergbaugebiete mit den Orten der Eisenverarbeitung.
- ▶ Die Versorgung der Bevölkerung in den großen Städten.
- ▶ Die Anbindung der landwirtschaftlichen Produktionszentren an die weit entfernt liegenden Ballungsräume.

Sie war das erste Massentransportmittel das im Zuge der industriellen Revolution zur Entwicklung des Handels zur Verfügung stand. Auch gegenwärtig ist sie ein wichtiges Transportmittel und erbringt 11 Prozent der Transportleistung im Fernverkehr (Tabelle 20). Daher werden im Folgenden Ansätze erprobt, um die gegenwärtige Nutzenstiftung sowie wirtschaftspolitische Effekte der Binnenschifffahrt zu umreißen. Hierbei wird auf die Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt fokussiert. In der Klassifikation der Wirtschaftszweige (WZ 2008, vgl. DESTATIS 2007) ist dies der Wirtschaftszweig 50.4⁶¹. Weiterhin beziehen sich die Betrachtungen auf die Gewässer in Deutschland. Hieraus ergibt sich für die Bewertung die Herausforderung, dass deutsche Unternehmen auch ausländische Gewässer befahren und Binnenschiffe unter ausländischer Flagge ihre Leistungen in Deutschland anbieten. Die Transportleistung von deutschen Schifffahrtsunternehmen auf ausländischen Gewässern wird mit ca. 30 Prozent angegeben (vgl. Anhang 4). Demgegenüber fällt die Transportleistung von Schiffen unter ausländischer Flagge in Deutschland wesentlich stärker ins Gewicht.

Für die regionale Betrachtung wurde auf die Länder Nordrhein-Westfalen und Sachsen fokussiert. Auf die sich hierbei ergebenden Schwierigkeiten, Schifffahrtswege administrativ abzugrenzen, wird an gesonderter Stelle eingegangen.

5.1.1.2 Prozesse der Gewässernutzung und Einflussfaktoren auf die ökonomische Bedeutung

Die Binnenschifffahrt stellt neben LKW, Eisenbahn und Flugzeug einen wichtigen Verkehrsträger für den Fernverkehr von Gütern dar, der die Industrialisierung wesentlich begleitet hat. Die Bedeutung der BSF hängt maßgeblich von:

- ▶ der Nachfrage nach Schifffahrtsleistungen,
- ▶ technischen und marktliche Merkmale des Leistungsangebotes des Schifffahrtssektors sowie

⁶⁰ <https://www.wsv.de/wasserstrassen/index.html>, abgerufen am 22.5.2017.

⁶¹ Zusammen mit der Personenbeförderung in der Binnenschifffahrt (WZ 50.3 sowie der Güter- beziehungsweise Personenbeförderung in der See- und Küstenschifffahrt (50.2 und 50.1)) bildet Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt den Sektor Schifffahrt (WZ 50) (vgl. DESTATIS 2007).

- ▶ der Eignung der Gewässer für BSF ab.

Diese werden im folgenden Abschnitt umrissen. Aus Gründen der besseren Verständlichkeit, wird aber mit technischen und marktlichen Merkmalen des Leistungsangebotes begonnen.

Technische und marktliche Merkmale des Leistungsangebots des Schifffahrtssektors

Die Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt wird durch verschiedene Schiffstypen erbracht. Es werden Tankschiffe für flüssige und gasförmige Güter, Schiffe für Trockengüter, z. B. Massengut-, Stückgut- und Containerschiffe sowie Autotransporter unterschieden (vgl. Kille und Schmidt 2008: 13 nach Klaus und Krieger 2004: 543). Die Binnenschiffe haben eine Tragfähigkeit von 400 t bis zu 6.000 t, die ggf. zu Schubverbänden von bis zu 16.000 t zusammengestellt werden können (vgl. Kille und Schmidt 2008: 26).

Hinsichtlich seines Güterprofils grenzt sich die Binnenschifffahrt deutlich von den anderen Verkehrsträgern ab (Tabelle 16). Binnenschifftransporte gelten als kostengünstig, insbesondere bei großen Gütermengen und in Bezug auf Terminplanungen anpassungsfähig. Es gibt keine Sonntags- und Feiertagsfahrverbote. Weiterhin gilt es als sicheres Transportmittel, sodass es für Gefahrguttransporte interessant ist. Es kann auch – bei entsprechendem Ausbau – eine Position in Logistikketten verschiedener Transportträger einnehmen. Dies zeigt sich an der großen Bedeutung, die der Hinterlandsverkehr per Binnenschiff bei niederländischen Hochseehäfen (Rhein) einnimmt. Es wird aber auch auf die Möglichkeit hingewiesen, Binnenhäfen zu Güterverkehrszentren auszubauen beziehungsweise die Möglichkeit kombinierter Binnen-/Seeschifffahrt (short sea shipping) zu nutzen. Schließlich werden dem Schiffsverkehr niedrige externe Effekte durch Luftverschmutzung und Lärmemissionen zugeschrieben (vgl. Kille und Schmidt 2008: 41, 56).

Demgegenüber ist es zugleich das langsamste Transportmittel und aufgrund seiner Abhängigkeit vom Wasserstand der Flüsse und vom Eisgang, die zu saisonalen Einschränkungen führen können, am wenigsten berechenbar (vgl. Kille und Schmidt 2008: 22, 41 f.). Weiterhin können die Kostenvorteile nur bei regelmäßig hohem Aufkommen an Nachfrage ausgenutzt werden. Schließlich ist die Netzdichte der schiffbaren Gewässer gegenüber Bahn und Straßen gering. Die flächendeckende Nutzung der durch die Binnenschifffahrt ermöglichten Leistungen – über die Regionen der Wasserstraßen hinaus – hängt daher vom Erfolg von Logistikketten ab (vgl. Kille und Schmidt 2008: 41 f.).

Tabelle 16: Eigenschaften der Verkehrsträger zur Güterbeförderung im Vergleich

Kriterien	LKW	Eisenbahn	Flugzeug	Schiff	
Geschwindigkeit		+	0	++	--
Kosten		+	0	--	++
Berechenbarkeit		0	+	+	-
Anpassungsfähigkeit*		0	-	-	++

* an spezielle Kundenwünsche (z. B. spezielle Transportbehälter).

Quelle: Kille und Schmidt (2008: 22) in Anlehnung an Eckey und Stock (2000: 25).

Aus diesem Grund bedient die Binnenschifffahrt im Vergleich zu den anderen Verkehrsträgern insbesondere den Massengutmarkt sowie den Markt für grenzüberschreitende Transporte und ist daher nur für bestimmte Branchen von hoher Bedeutung (Tabelle 21)⁶².

⁶² Es wird zugleich darauf verwiesen, dass auch der Containertransport in seiner Bedeutung zunimmt (vgl. Kille und Schmidt 2008: 60, 66).

Die Transportkosten und -preise der Binnenschifffahrt sind ein wichtiger Einflussfaktor auf den Modalsplit. Beim Betrieb von Binnenschiffen fallen insbesondere fixe Kosten an. Daher ergeben sich Kostendegressionen für die Unternehmen durch eine verbesserte Auslastung der Schiffe (z. B. Ausnutzung der Abladetiefe) (vgl. PLANCO/BfG 2007: 233 ff.). Laut ZKR (2014: 81) stiegen die Kosten in der Tank- und Trockengüterschifffahrt auf dem Rhein bis zum Jahr 2013 um ca. 30 Prozent (Tankschifffahrt) und um 50 Prozent (Trockengüterschifffahrt) im Vergleich zu 1998. Als Ursachen gelten die in den vergangenen Jahren stark gestiegenen Brennstoffkosten. Der hierdurch verursachte Kostenanstieg wurde etwas abgemildert, da im gleichen Zeitraum die Kapitalkosten (Zinshöhe) deutlich gesunken sind und sich die gegenläufigen Effekte teilweise ausgleichen. Die Kostenstruktur hängt außerdem vom Schiffstyp und der befahrenen Route ab (vgl. Flämig 2016).

Weiterhin wirkt sich der Wettbewerbsdruck innerhalb des Sektors auf die Preise und somit auf den Modalsplit aus. Ein Indikator für den Wettbewerbsdruck ist die Auslastung der verfügbaren Kapazitäten im Markt. Die Kapazitätsauslastung der Binnenschiffe hat sich in den vergangenen Jahren verringert, wobei dieser Effekt bei der Tankschifffahrt deutlicher ausfällt (zu den Hintergründen – vgl. ZKR 2014: 73 f.). Von daher ist von einem gestiegenen Wettbewerbsdruck auszugehen, sodass eher niedrige Preise der Schifffahrtsunternehmen zu erwarten sind. Hierein spielt auch die Organisationsstruktur der Binnenschifffahrtsunternehmen. Die deutsche Binnenschifffahrt wird von kleinen und mittleren Unternehmen dominiert (vgl. Flämig 2016). Somit wird ein hoher Wettbewerbsdruck begünstigt.

Tabelle 17: Transportnutzungsrate* [%] in der Trocken- und Tankschifffahrt Westeuropas

Kategorie	2004	2007	2010	2013
Trockenschifffahrt	87	92	76	77
Tankschifffahrt	80	71	57	55

* Verhältnis aus nachgefragter und verfügbarer Ladetonnage.

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach ZKR 2014: 73 f., gekürzt.

Das Transportangebot der Binnenschiffe unterscheidet sich weiterhin in Bezug auf Emissionen, wie Lärm, Luftschadstoffe und Klimabelastung, aber auch in Bezug auf Unfallhäufigkeit von anderen Transportmedien. Die Binnenschifffahrt verursacht vergleichsweise wenig Lärm. Bzgl. der Emission von Luftschadstoffen und Klimagasen ist der Literaturstand nicht eindeutig. Insbesondere die Rangfolge zwischen Binnenschiff und Bahn scheint hier sehr stark von den konkreten Rahmenbedingungen der betrachteten Strecke abzuhängen bzgl. der Differenzen bei Transportentfernungen zwischen Bahn und Schiff sowie Schiffsgröße und Auslastung von Skaleneffekten beziehungsweise technologischem Standard bei den Motoren (vgl. Planco/BfG 2007; UBA 2013; van Essen *et al.* 2003; Golisch *et al.* 2005; Lambrecht *et al.* 2009). In Tabelle 18 sind die mittleren von PLANCO/BfG (2007) ermittelten Werte aufgeführt, welche die Bewertungsergebnisse zu beispielhaft ausgewählten Strecken in aggregierter Form widerspiegeln. In Tabelle 19 sind Ergebnisse anderer Studien zusammengefasst. Während für Lärm die Ergebnisse übereinstimmen, gibt es unterschiedliche Auffassung zur vergleichenden Einordnung der Binnenschifffahrt in Bezug auf Luftemissionen und CO₂-Belastung. Diese Angaben zu den externen Effekten konnten im Rahmen des Projektes nicht weiter beurteilt werden.

Tabelle 18: Externe Kosten der Eisenbahn und der Binnenschiffe – mittlere Werte nach PLANCO/BfG (2007)

Name des Indikators	Einheit	Binnenschiff	Eisenbahn	LKW	Differenz Eisenbahn und Binnenschiff	Differenz LKW und Binnenschiff
Unfälle	ct/tkm	0,03	0,06	0,43	0,03	0,40
Lärm	ct/tkm	0	0,84	0,79	0,84	0,79
Luft	ct/tkm	0,12	0,05	0,32	-0,07	0,20
Klima	ct/tkm	0,12	0,18	0,47	0,06	0,35
Summe	ct/tkm	0,27	1,13	2,01	0,86	1,74

Quelle: PLANCO/BfG 2007: 27 f., 132 ff.

Tabelle 19: Vergleich von Bahn und Binnenschifffahrt bzgl. externer Kosten – weitere Studien

Externer Effekt	Aussage*	bezogen auf Gewässer/Verbindung	Quelle
Lärm	LKW > Bahn > Binnenschiff	k.A.	UBA 2013
CO ₂ -Emissionen	Binnenschifffahrt erst ab einer bestimmten Größe vorteilhaft gegenüber LKW	kein örtlicher Bezug	van Essen <i>et al.</i> 2003
	nur sehr große Binnenschiffe haben einen Vorteil gegenüber Bahn	kein örtlicher Bezug	van Essen <i>et al.</i> 2003
	LKW > Binnenschifffahrt > Bahn	Hamburg - Berlin; Duisburg - Mannheim; Mannheim - Basel	Golisch <i>et al.</i> 2005
Luftschadstoffe	LKW > Bahn; Binnenschiff	k.A.	UBA 2013
	Freisetzung von Partikeln (PM 10) und NO _x -Emissionen: Binnenschifffahrt fast durchgängig die schlechteste Performance	kein örtlicher Bezug	van Essen <i>et al.</i> 2003
	Binnenschifffahrt = LKW	Hamburg - Berlin; Duisburg - Mannheim; Mannheim - Basel	Golisch <i>et al.</i> 2005
	Binnenschiff, LKW > Bahn	k.A.	UBA 2013

* X > Y bedeutet, dass Verkehrsträger X höhere Belastung induziert als Verkehrsträger Y.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Nachfrage nach Schifffahrtsleistungen

Gegenwärtig werden durch die Binnenschifffahrt ungefähr 62 Mrd. tkm Transportleistung⁶³ erbracht (Durchschnitt zwischen 2000 und 2014). Dies stellt ca. 11 Prozent der Güterverkehrsleistung im Fernverkehr dar. Demgegenüber erbringt die Eisenbahn ca. 17 Prozent der Transportleistung und die restlichen reichlich 70 Prozent werden durch den Straßenverkehr verantwortet (vgl. Tabelle 20).

Die gesamte Verkehrsleistung des Güterverkehrs ist in den vergangenen 15 Jahren tendenziell angestiegen (Tabelle 20), wobei im Zuge der Wirtschaftskrise 2009 ein deutlicher Rückgang verzeichnet wurde. Bis 2013 wurde die Verkehrsleistung von 2008 noch nicht wieder erreicht. Im Gegensatz zur gesamten Verkehrsleistung ist die Leistung der Binnenschifffahrt jedoch sowohl absolut als auch relativ gesehen zurückgegangen. Dies zeigt sich in der sektorspezifischen Verkehrsleistung sowie im Modalsplit – der relativen Bedeutung dieses Verkehrsträgers im Vergleich zu den anderen (Tabelle 20).

⁶³ Transportleistung und Verkehrsleistung werden im Folgenden als Synonyme gebraucht. Sie zeigen das Produkt aus dem Gewicht der transportierten Güter und der Strecke und werden in [tkm] angegeben.

Tabelle 20: Entwicklung der Güterverkehrsleistung in Deutschland sowie des Modalsplits für ausgewählte Jahre

Güterverkehrsleistung								
	Einheit	2000	2001	2004	2007	2010	2013	Ø (2000-2014)
Eisenbahnverkehr	[Mio. tkm]	82.700	81.000	91.900	114.615	107.317	112.613	100.418
Binnenschifffahrt	[Mio. tkm]	66.466	64.818	63.667	64.716	62.278	60.070	61.638
Straßengüterverkehr*	[Mio. tkm]	346.264	352.922	398.349	454.078	440.564	443.652	414.010
Gesamt (Bahn, Binnenschiff, LKW)	[Mio. tkm]	495.430	498.740	553.916	633.409	610.159	616.335	576.066
Entwicklung Gesamtverkehrsleistung im Vergleich zu Stand 2000	[%]	100%	101%	112%	128%	123%	124%	
Modalsplit (Anteil der Transportmedien an Güterverkehrsleistung)								
Eisenbahn	[%]	16,7%	16,2%	16,6%	18,1%	17,6%	18,3%	17,4%
Binnenschifffahrt	[%]	13,4%	13,0%	11,5%	10,2%	10,2%	9,7%	10,8%
Straßengüterverkehr*	[%]	70%	71%	72%	72%	72%	72%	71,8%

* ohne Nahverkehr.

Quelle: BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016.

Hinter der Entwicklung der gesamten Transportleistung stehen wirtschaftsstrukturelle Entwicklungen bzgl. der Gütersegmente sowie langfristige Trends im Transportbereich, die als Gütermengen-, Güterstruktur- und Logistikeffekte beschrieben werden. Der Gütermengeneffekt verweist auf die Zunahme der Verkehrsleistung je Bruttoinlandsprodukt aufgrund der rückläufigen Fertigungstiefe von Unternehmen und der zunehmenden Arbeitsteilung. Der Güterstruktureffekt beschreibt die Entwicklung der Art und Zusammensetzung der zu transportierenden Güter. Die Bedeutung von transportkostenempfindlichen Massengütern geht zurück und die von hochwertigen, eilbedürftigen Gütern nimmt zu. Der Logistikeffekt ergibt sich durch neue Ansätze zu Logistikanalysen (z. B. „just-in-time-Konzept“) und verstärkt die anderen Effekte. (vgl. Kille und Schmidt 2008: 11 ff.) Diese Effekte wirken sich tendenziell negativ auf die Nachfrage nach Schiffstransporten aus, die sich gerade durch die Möglichkeit zum Massentransport auszeichnen, aber zugleich langsam und im Jahresverlauf nicht vollständig planbar sind.

So ist die Binnenschifffahrt besonders relevant beim Transport von land- und forstwirtschaftlichen Produkten, Erzen/Steinen und Bergbauprodukten, weiterhin bei Kokerei- und Mineralölerzeugnissen, chemischen Erzeugnissen (vgl. Tabelle 21). Bei diesen Güterabteilungen liegt der Anteil der BSF an der gesamten Transportleistung zwischen 15 und 53 Prozent.

Tabelle 21: Beförderungsleistung verschiedener Güterabteilungen sowie Anteil der Binnenschifffahrt – Durchschnittliche Situation in Deutschland (2008-2014)

Indikatoren	Güterabteilungen				
	Erzeugnisse der Land- und Forstwirtschaft sowie der Fischerei	Erze, Steine und Erden, Bergbauerzeugnisse	Kohle, rohes Erdöl und Erdgas	Kokerei- und Mineralölerzeugnisse	Chemische Erzeugnisse etc.
Durchschnittliche Beförderungsleistung [Mio. tkm]	31.010	49.196*	15.293	30.298	43.463
Durchschnittlicher Anteil Binnenschifffahrt	22,7%	18,2%*	52,7%	32,5%	14,9%

* ohne Berücksichtigung des Wertes für 2009, bei dem die Transportleistung extrem nach unten abwich.

Quellen: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 8/1/1, Stand 9/2016.

Eignung der Gewässer

Entscheidend für die Binnenschifffahrt und deren Leistungen an die Gesellschaft sind die ganzjährige Befahrbarkeit mit einer hohen Abladetiefe, weiterhin eine ausreichende Breite der Wasserstraßen, um Koppverbände zu ermöglichen. Schließlich werden auch die Schleusenkapazitäten sowie die Höhe von Brücken aufgeführt, die begrenzend auf die Zuladung wirken (vgl. PLANCO 2003; Linde 2002; Bertenrath *et al.* 2006: 71; Kille und Schmidt 2008). Die Bedeutung der Gewässer erhöht sich, wenn sie Regionen anbinden, deren Wirtschaftsstruktur so gestaltet ist, dass sie die spezifischen Vorteile der Binnenschiffe nutzen können. Weiterhin erhöht die Einbindung der Binnenhäfen in Logistiknetzwerke sowie eine Anbindung der Schifffahrtstraßen an Hochseehäfen die Bedeutung der Gewässer. (vgl. z. B. Petschow und Wlodarski 2009; Kille und Schmidt 2008)

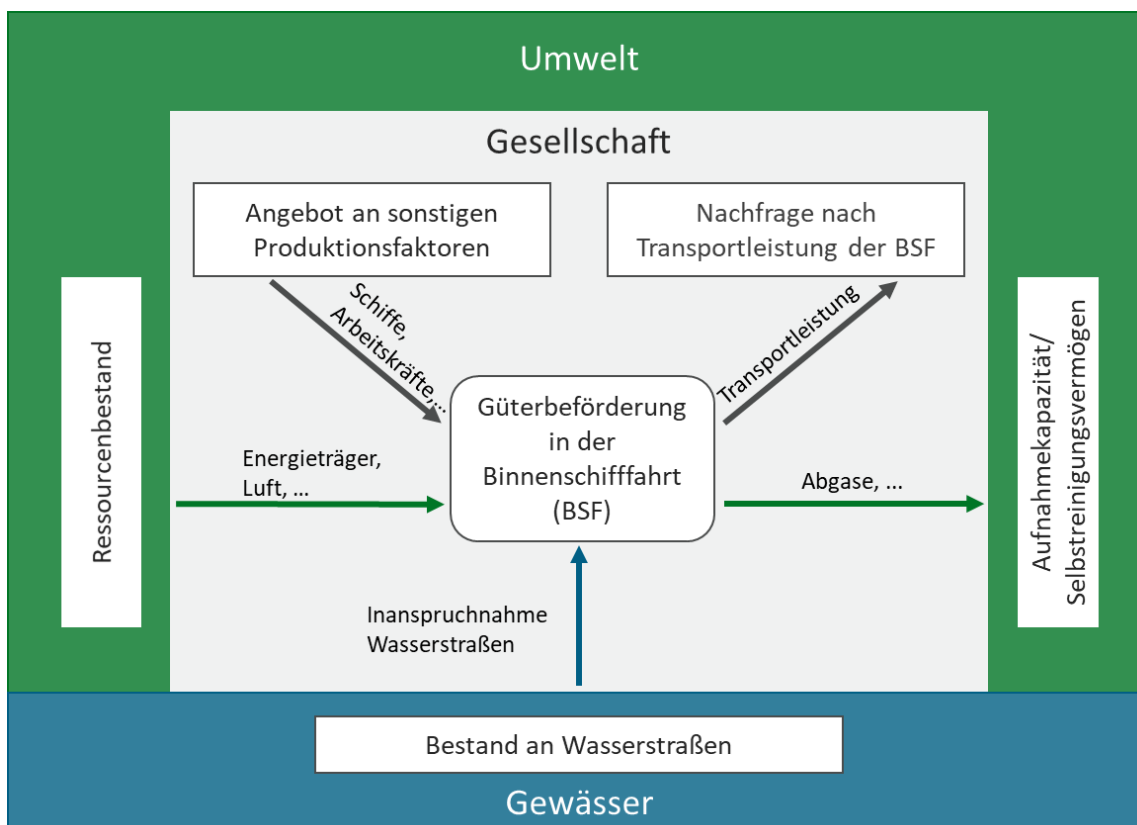
Die Länge der Schifffahrtsstraßen ist in den vergangenen Jahren stabil geblieben (vgl. BMVI 2016a: 324). Auf die unterschiedliche Ausbausituation wird im Rahmen des Vergleichs der Regionen in Abschnitt 5.1.2.6 eingegangen. Ein weiteres wichtiges Qualitätsmerkmal sind die Jahresverläufe der Wasserstände. Eine Verringerung der Wasserstände führt zu geringeren Abladetiefen der Schiffe und somit zu erhöhten Transportkosten. Verschiedene Quellen werten die Wasserstände aus und erarbeiten Entwicklungsprognosen hinsichtlich des Klimawandels (z. B. Rothstein *et al.* 2008; Rothstein und Scholten 2009; Nilson *et al.* 2014; Toonen 2015). Die Quellen weisen auf regionale Unterschiede hin. In der Elbe treten längere Niedrigwasserperioden auf. Zugleich haben sich die Wasserstandsganglinien über die Zeit verändert. So werden durch Petschow und Wlodarski (2009: 256) auf eine Zunahme der Häufigkeit von Niedrigwasser an der Elbe seit 1970 verwiesen. Im Rhein zeigten Auswertungen zu Niedrigwasserständen an einem ausgewählten Pegel unterschiedliche Häufigkeitsverteilungen über das vergangene Jahrhundert, ohne dass ein Trend sichtbar wurde (vgl. Rothstein und Scholten 2009: 6). Für das Elbeinzugsgebiet und im Donaeinzugsgebiet oberhalb der Innmündung werden die ehesten klimabedingten Einschränkungen bei der jahreszeitlichen Wasserverteilung vorausgesagt (vgl. Nilson *et al.* 2014: 13).

Zur Errichtung der Schifffahrtsstraßen wurden Gewässer kanalisiert, reguliert und begradigt beziehungsweise künstliche Wasserläufe errichtet. Der Wert von Gewässern für die Schifffahrt bezieht sich somit auch auf den Aufwand, diese Gewässer „schifffahrtstauglich“ zu gestalten. Zugleich wird mit dem Wasserstraßenausbau zu Schifffahrtsstraßen in die Hydromorphologie von Gewässern eingegriffen. Diese hydromorphologischen Veränderungen werden aus Perspektive des nachhaltigen Erhalts von Gewässern als schwerwiegend angesehen.

Prozessschema und Überblick über Einflussfaktoren

Für die Bewertung der ökonomischen Bedeutung der Binnenschifffahrt ergibt sich folgendes Prozessschema (Abbildung 19). Die ökonomische Bedeutung von Gewässern beruht auf der Ausnutzung der Transportwegfunktion. Die Gesellschaft nutzt hierbei Gewässer als Infrastrukturen für die Befriedigung der Nachfrage nach Transportleistungen. Hierbei steht die Transportleistung der Binnenschifffahrt im engen Zusammenhang mit alternativen Transportangeboten – der Eisenbahn und dem Straßenverkehr. Der Binnenschifffahrtssektor nimmt zur Gewährleistung der Transportleistung weitere Produktionsfaktoren in Anspruch, wie Kapital für die Schiffe, sowie Arbeitskräfte und Energieträger. Zugleich verursacht die Schifffahrt diverse Emissionen. Weiterhin werden die Gewässer angepasst, um ganzjährig mit möglichst großer Abladetiefe befahrbar zu sein beziehungsweise werden künstliche Schifffahrtsstraßen errichtet, um den Umfang an Transportwegfunktion zu vergrößern.

Abbildung 19: Prozessschema zur Inanspruchnahme von Gewässern durch die Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung



Die Pfeile stellen Inputs und Outputs der Wassernutzung dar.
Quelle: Eigene Darstellung.

Der Wert der Gewässer für die Binnenschifffahrt hängt – in Zusammenfassung der vorangegangenen Erläuterungen - von Faktoren ab, welche die *Nachfrage nach Transportleistungen* bzgl. der Güter bestimmen, in denen die Schifffahrt relevant ist. Weiterhin sind die wertbestimmenden *Eigenschaften der Schifffahrtsstraßen* relevant. Zugleich spielen weitere technische und marktliche Aspekte hinein, welche *Umfang und Kosten des Angebotes von Schifffahrtsleistungen* beeinflussen.

Die *Nachfrage nach Transportleistungen* in den relevanten Güterbereichen hängt u. a. von folgenden Faktoren ab:

- ▶ der Wirtschaftsstruktur und insbesondere der Bedeutung der Wirtschaftssektoren, die Transportleistungen der Binnenschifffahrt potentiell nachfragen: Je stärker die Nachfrage nach Transportleistungen durch Binnenschiffe ist, desto höhere Bedeutung kann die Schifffahrt erlangen.
- ▶ der vorherrschenden Logistikphilosophie in der Wirtschaft, welche die Beziehung zwischen Logistik und Wirtschaft beeinflusst – dem Gütermengeneffekt, Güterstruktureffekt und Logistikeffekt (vgl. Kille und Schmidt 2008: 14): Je höher der Beitrag ist, den Binnenschifffahrt innerhalb der vorherrschenden Logistikstrategie leisten kann, desto höher kann die ökonomische Bedeutung ausfallen.
- ▶ der Netzdichte, Kapazität und Kostenstrukturen der alternativen Verkehrsträger (Eisenbahn und Fernlastverkehr auf der Straße): je ungünstiger die alternativen Angebote ausfallen, desto höher ist die Bedeutung der Schifffahrt.

Die *wertbestimmenden Eigenschaften der Gewässer* für die Binnenschifffahrt als ökonomisches Gut und als Standortfaktor ergeben sich aus:

- ▶ der Lage der Gewässer im Vergleich zu den Abnehmern der Transportleistungen (Wirtschaftsstandorte, Anbindung an Hochseehäfen): Je leichter die relevanten Wirtschaftsstandorte die Schifffahrtsstraßen nutzen können und je besser die Schifffahrtsstraßen den gewünschten Transportrouten entsprechen, desto höher ist die Bedeutung der Gewässer.
- ▶ der Eignung für die an die Nachfrage angepasste Größe und Tiefgang der Binnenschiffe (mögliche Abladetiefen, Durchfahrthöhen unter Brücken, Schleusenkapazitäten). Die Eignung ganzer Strecken hängt von der Eigenschaft der schlechtesten Stelle ab: Je geeigneter die Schifffahrtsstraßen an ihren limitierenden Punkten an die Bedarfe der Binnenschifffahrt angepasst sind, desto höher ist ihre Bedeutung. (vgl. PLANCO 2003: 15)
- ▶ der Berechenbarkeit der Nutzung (Niedrigwasser, Eisgang): Je berechenbarer die Schifffahrtsstraßen sind und desto seltener und kürzer Niedrigwassersituationen auftreten, desto höher ist der Wert der Gewässer für die Binnenschifffahrt. (vgl. Kille und Schmidt 2008: 22)

Das Angebot der Schifffahrtsleistungen und somit auch der Wert der Schifffahrtsstraßen werden schließlich auch von folgenden *marktlichen, technologischen und rechtlichen Faktoren* bestimmt:

- ▶ den Faktorkosten für die Schifffahrt, d. h. Kapitalkosten, Kraftstoffpreise, Gehälter: je niedriger die Kosten der Binnenschifffahrt sind, desto höher ist die ökonomische Bedeutung der Schifffahrt.
- ▶ der Zahl, Kapazitäten und Struktur der Binnenschiffsflotte sowie deren Organisationsstruktur; je besser die Größenstruktur der Flotte mit den angebotenen Gütermengen übereinstimmt umso größer ist ihre Bedeutung.
- ▶ Emissionen und sonstige externe Effekte (Unfälle u. a.): Je schadstoffärmer beispielsweise die Schiffsmotoren arbeiten, desto größer ist der Wert der Gewässer.

Die Bedeutung der Kontextfaktoren ist von der Perspektive abhängig. So können Ausbaumaßnahmen der Gewässer, welche die Eignung der Gewässer für die Binnenschifffahrt erhöhen sollen, zugleich den *Naturhaushalt* negativ beeinflussen. Je natürlicher die Abflussdynamik ausfällt, je besser die Durchgängigkeit ist und desto mehr natürliche Uferzonen vorhanden sind, desto höher fällt auch der Wert des Gewässers aus Perspektive „Einfluss auf den Naturhaushalt“ aus (vgl. z. B. Kraetzschmer 2002).

Im Folgenden werden die Nutzenstiftung der Binnenschifffahrt ermittelt sowie Beschäftigungs- und Preiseffekte geschätzt, um hieran die Inanspruchnahme der Gewässer für die BSF zu bewerten. Hierbei wird die Nutzenstiftung aus der marktlichen Bewertung des Transportleistungsangebotes und den hierfür notwendigen marktlich bewerteten Kosten ermittelt.

Somit wird eine Teilbetrachtung der direkten Leistungen an die Gesellschaft vorgenommen. Dementsprechend fehlt die Betrachtung der Einflüsse auf den Naturhaushalt. Dies betrifft zuerst einmal die Betrachtung von Emissionen. Diese könnten anhand der Nutzenstiftung (als externe Kosten) berücksichtigt werden. Auf bestehende Ansätze und Ergebnisse wurde oben im Abschnitt 3.2.1 eingegangen. Aufgrund der großen Komplexität bei der Monetarisierung der Emissionen wurde darauf verzichtet, diese einzubeziehen. Die Emissionen könnten aber auch anhand des Wertkonzeptes der Nachhaltigkeit bewertet werden. Hierauf musste ebenfalls aufgrund des begrenzten Umfangs des Projektes verzichtet werden.

Andererseits fehlen bei der Bewertung die Auswirkungen der Binnenschifffahrt auf die Gewässer. Die Perspektive Gewässer als Naturhaushalt ist eigentlich zentral im Hinblick auf eine ausgewogene gesellschaftliche Diskussion um Schutz und Nutzung der Gewässer für die Binnenschifffahrt. Innerhalb der Landkarte der Bewertung entspricht dies der Perspektive „Gewässer als Teil des Naturhaushaltes“ auf die Binnenschifffahrt. Sie ist einer Bewertung anhand von Nachhaltigkeitszielen zugänglich, aber

auch über Ansätze zur Nutzenstiftung könnten hier Wertaussagen getroffen werden (vgl. stellvertretend Hasler *et al.* 2009; Brouwer *et al.* 2009; Hartje *et al.* 2003; Pearce *et al.* 2006). Für eine umfassende Bewertung der ökonomischen Bedeutung der Binnenschifffahrt ist eine solche Betrachtung notwendig, denn eine Wertverbesserung von Gewässern im Hinblick auf die Binnenschifffahrt kann mit deren Entwertung im Hinblick auf die Leistung für den Naturhaushalt einhergehen. Im Rahmen des Projektes musste allerdings auf die empirische Bearbeitung dieser Perspektive verzichtet werden. Grundsätzliche Ansätze, um diese Aspekte zu berücksichtigen, werden beispielhaft in Abschnitt 5.3.3 für Kühlwasser vorgestellt.

5.1.2 Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung

Die im Folgenden vorgenommenen Schätzungen konzentrieren sich auf die Perspektive der Schifffahrtsleistung an die Gesellschaft. Hierbei steht das beabsichtigte Endprodukt, d. h. die Transportleistung, im Mittelpunkt der Schätzung. Mit der Restwertbewertung wird die Zahlungsbereitschaft des Sektors für die Inanspruchnahme der Gewässer ermittelt. Mit dem Alternativkostenansatz werden die gesellschaftlichen Kosten abgeschätzt, die bei einem Verzicht auf Binnenschifffahrt und Verlagerung der Transporte auf die Bahn erwachsen.

Ausgewählte wertbestimmende Eigenschaften der Schifffahrtsstraßen – wie Eignung der Schifffahrtsstraßen etc. – sowie die marktlichen Rahmenbedingungen (Wirtschaftsstruktur, anfallende Güterverkehrsleistung oder Faktorkosten) werden als Kontextfaktoren beschrieben.

Die Bewertung der Transportleistungen der Binnenschifffahrtsunternehmen ist erst einmal eine in-situ-Bewertung (vgl. Abschnitt 4.2). Sowohl mit dem Restwert als auch anhand der Alternativkosten wird die ökonomische Bedeutung der Wasserstraßen in ihrem derzeitigen Zustand für den Sektor sowie für die Gesellschaft abgeschätzt. Um die Wasserstraßen bereitzustellen, werden die natürlichen Gewässer i. d. R. maßgeblich verändert beziehungsweise künstliche Gewässer geschaffen. Dieser Aufwand ist im Rahmen einer at-source-Bewertung zu berücksichtigen, da er notwendig ist, um die Gewässer nutzbar zu machen. Da diese Aufwendungen in hohem Maße vom Staat getragen werden, bleiben sie bei Auswertung der sektorbezogenen statistischen Daten unberücksichtigt.

Im Folgenden werden daher jeweils zuerst der in-situ-Restwert und die in-situ-Alternativkosten anhand der sektorbezogenen statistischen Daten geschätzt (Abschnitt 5.1.2.1 und 5.1.2.3). Im Anschluss wird ergänzend und unter Berücksichtigung der Kosten für Wasserstraßen, eine Schätzung der at-source-Restwerte (Abschnitt 5.1.2.2) beziehungsweise der at-source-Alternativkosten vorgenommen (Abschnitt 5.1.2.4). Im Diskussionsteil (Abschnitt 5.1.2.7) wird noch einmal zusammenfassend auf die inhaltlichen Unterschiede der so ermittelten Indikatoren zur Nutzenstiftung eingegangen.

5.1.2.1 In-situ-Restwert

Messkonzepte/Indikatoren

Beim Restwert wird die Zahlungsbereitschaft des Sektors gegenüber dem Gewässer ermittelt als Erlöse, die übrigbleiben, wenn sämtliche anderen Produktionsfaktoren entlohnt worden sind (siehe Abschnitt 4.3.1). Inhaltlich stellt er die Zahlungsbereitschaft des Sektors gegenüber den Gewässern als weitgehend kostenlosen Inputs dar⁶⁴. Ausgangspunkt bilden die Umsatzerlöse, von denen die Kosten

⁶⁴ Die Schließgebühren und Wasserstraßen-Befahrungsabgaben könnten als eine Art Preis für Wasserstraßen angesehen werden. Ungeachtet einer Diskussion über deren inhaltliche Interpretation sind die Abgaben kaum relevant. Denn gerade der Rhein, auf dem 80 Prozent des Gütertransportes erfolgen, ist abgabefrei (vgl. PLANCO/BfG 2007: 38ff). Daher wird im Folgenden von Gewässern und Wasserstraßen als unbepreister Input für die Erbringung von Transportleistungen ausgegangen.

für Arbeitskräfte, die Abschreibungen sowie Fremd- und Eigenkapitalzinsen abgezogen werden. Dieser Restwert stellt die Zahlungsbereitschaft der Unternehmen als in-situ-Wert dar, da die Kosten des Gewässerstraßenausbaus nicht von den Unternehmern getragen werden.⁶⁵

Die Vorgehensweise zur Restwertberechnung (vgl. Tabelle 22) orientiert sich an der Berechnung des Netto-Betriebsüberschusses der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnungen – Inlandsproduktberechnung (vgl. z. B. DESTATIS 18/1/4) und erweitert diese. Ausgehend vom Umsatz wird in einem ersten Schritt der Bruttobetriebsüberschuss ermittelt. Aus dem Bruttobetriebsüberschuss wird durch Abzug der Abschreibung der Nettobetriebsüberschuss berechnet. Die Abschreibung wurde aus der zeitlichen Veränderung des Nettoanlagevermögens und den Bruttoinvestitionen berechnet und orientiert sich bzgl. der Vorgehensweise an DIW (2014: 20). Schließlich wurde durch Abzug der geschätzten Kapitalkosten und der geschätzten Personalaufwendungen für unbezahlte Tätigkeit (tätige Inhaber und unbezahlt mithelfende Familienangehörige) der Restwert ausgewiesen. Die Kapitalkosten werden über einen Fremdkapitalzinssatz und dem Nettoanlagevermögen ermittelt. Eine Unterscheidung zwischen Fremd- und Eigenkapitalverzinsung erfolgt nicht, da keine Informationen für eine entsprechende Differenzierung vorliegen.

Tabelle 22: Messkonzept und methodische Vorgehensweise Restwertermittlung in der Binnenschifffahrt – Bezugsraum Deutschland

Datenvariablen/Indikator	Rechenweg und Datenvariablen	Wirtschaftsbereich	Räumlicher Bezug
Umsatz		Binnenschifffahrt WZ 50.3+50.4	Deutsche Unternehmen
+ Bestandsveränderung	= ‚Bestände am Ende des Berichtsjahres‘ - ‚Bestände am Anfang des Berichtsjahres‘		
Produktionswert			
- Sachaufwand			
Bruttowertschöpfung			
- Personalaufwendungen			
- Steuern			
+ Subventionen			
Brutto-Betriebsüberschuss			
- Abschreibung	= ‚Netto-Anlagevermögen von (t)‘ – ‚Netto-Anlagevermögen von t+1‘ + ‚Brutto-Anlageinvestitionen von t‘		
Netto-Betriebsüberschuss			
- Kapitalverzinsung	= ‚Netto-Anlagevermögen von t‘ * ‚Zinssatz‘		
- Personalaufwendungen für unbezahlte Tätigkeit	= ‚Tätige Inhaber/unbezahlt mithelfende Familienangehörige‘ * (‚Personalaufwand‘/‚Abhängig Beschäftigte‘)		
Restwert^{a,b}		Güterbeförderung in der BSF WZ 50.4	in Deutschland

Korrekturrechnungen

a Bereinigung um Anteil der Personenbeförderung

b Bereinigung um Transportleistung deutscher Binnenschiffe im Ausland und um Transportleistung ausländischer Binnenschiffe im Inland

t – Betrachtungsjahr; * Durchschnittszinssatz der beiden Indikatoren.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

⁶⁵ Die Erweiterung zu einer at-source-Betrachtung erfolgt in Abschnitt 5.1.2.2.

Mit der „Bereinigung um den Anteil der Personenbeförderung“ und der „Bereinigung um die Transportleistung deutscher Binnenschiffe im Ausland und um die Transportleistung ausländischer Binnenschiffe im Inland“ wurden zwei Korrekturrechnungen vorgenommen, um den räumlich-sachlichen Bezug der Daten an den anvisierten Bezug des Schätzergebnisses anzupassen.

Die Bereinigung um den Anteil des Teilssektors Personenbeförderung wurde aus zwei Gründen notwendig. Einerseits wird bei statistischen Daten vor 2008 zu wirtschaftlichen Indikatoren nicht zwischen Personenbeförderung (WZ (2003) 61.20.1) und Güterbeförderung (WZ (2003) 61.20.1) unterschieden. Zum anderen liegen auch für die Jahre ab 2008 nicht alle Informationen ausreichend disaggregiert vor. Während statistische Daten zu Umsatz, Sach- und Personalaufwendungen ausreichend differenziert vorhanden sind, lässt sich das Anlagevermögen nur auf der aggregierten Ebene der Binnenschifffahrt ermitteln (s. u.).

Daher wurde in einem ersten Schritt der Restwert für beide Teilssektoren gemeinsam ermittelt. In einem zweiten Schritt wurden die statistischen Daten zu Umsatz, Sachaufwand und Personalaufwendungen, welche für 2008 bis 2014 disaggregiert vorliegen, genutzt, um den Anteil der Güterbeförderung am Binnenschifffahrtssektor zu ermitteln (vgl. Korrekturfaktoren in Anhang 4). Für die Jahre vor 2008 wurde der durchschnittliche Wert von 2008 bis 2014 bzgl. des Anteils der Güterbeförderung an der Binnenschifffahrt angesetzt. Zugleich wurde der Betrachtungszeitraum auf 2007 bis 2013 eingegrenzt.

Die zweite Korrekturrechnung bezieht sich auf den Bezugsraum. Die genutzten Statistiken beziehen sich auf deutsche Unternehmen. Für die Studie soll allerdings der Restwert ermittelt werden, der durch Binnenschifffahrt auf deutschen Gewässern erbracht wird. Hierbei gilt es zu berücksichtigen, dass Schiffe unter deutscher Flagge auch Verkehrsleistungen im Ausland erbringen und zugleich wird der überwiegende Teil der Verkehrsleistungen auch in Deutschland von Schiffen unter ausländischer Flagge geleistet. Um diesen Effekt zu berücksichtigen, wird der Restwert sowohl um die von deutschen Unternehmen im Ausland erbrachten Leistungen bereinigt (Schritt 1) und zugleich um die Verkehrsleistung der Schiffe unter ausländischer Flagge, die diese in Deutschland erbringen (Schritt 2). Für den ersten Schritt wird auf statistische Informationen zurückgegriffen, die bis 2009 den Anteil der Verkehrsleistung von Schiffen unter deutscher Flagge im Ausland auswiesen (vgl. BMVI 2016a: 57). Demnach wurden zwischen 1993 und 2008 ca. 23 Prozent der Verkehrsleistungen von deutschen Schiffen im Ausland erbracht. Für den zweiten Schritt wird ebenfalls auf Statistiken zur Transportleistung zurückgegriffen, die die Leistungen nach inländischen und ausländischen Schiffen differenziert ausweisen (vgl. DESTATIS 2013a). Hieraus wurden Korrekturfaktoren abgeleitet (Anhang 4).

Weiterhin wird zur Preisbereinigung von Daten vereinfachend auf den Verbraucherpreisindex zurückgegriffen und nicht spezifische Preisindizes herangezogen. Um den Fehler gering zu halten, erfolgt die Umrechnung erst auf der Stufe des Brutto-Betriebsüberschusses und somit für Indikatoren, die schon Erfolgsindikatoren für die Unternehmen darstellen⁶⁶.

Verfügbare Datenquellen

DESTATIS Fachserie 9 Reihe 4.1: Strukturhebung im Dienstleistungsbereich für Binnenschifffahrt

Die Strukturhebung im Dienstleistungsbereich erhebt jährlich Informationen zu Unternehmen im Dienstleistungsbereich, z. B. sind Umsatzzahlen, Sach- und Personalaufwendungen in Jahresschritten zu finden, zusammen mit Abschätzungen zu Bestandsänderungen, sowie Steuer- und Subventionszahlungen. Diese Statistik wird über jährliche Stichprobenerhebungen bei den Unternehmen in Deutschland ermittelt und bildet auch eine wesentliche Grundlage für die Berechnung des Bruttoinlandsproduktes, bei der jedoch Bereinigungen durchgeführt werden (vgl. DESTATIS 2016b).

⁶⁶ Auch bei den Schätzungen in Bezug auf die anderen Wassernutzungen wird vereinfachend auf den Verbraucherpreisindex zur Preisbereinigung zurückgegriffen.

Für Binnenschifffahrt sind folgende Veröffentlichungen relevant:

- ▶ Strukturhebung im Dienstleistungsbereich/Schifffahrt (2003 - 2007) (DESTATIS Strukturhebung Schifffahrt);
- ▶ Fachserie 9 Reihe 4.1 - Strukturhebung im Dienstleistungsbereich - Verkehr und Lagerei (2008-2014) (DESTATIS 9/4/1, Stand 1/2017).

Bis 2007 liegen die Daten nur auf Ebene der Binnenschifffahrt vor (WZ (2003) 61.2). Ab 2008 erlauben die Daten eine Differenzierung bzgl. der Wirtschaftsabschnitte (Viersteller der WZ 2008) in die Teilsektoren Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung (WZ 50.4) und zur Personenbeförderung (WZ 50.3). Die für die empirische Schätzung herangezogenen Daten sind in Tabelle 23 aufgeführt.

Tabelle 23: Datenvariablen aus der Strukturhebung im Dienstleistungsbereich/Schifffahrt – deutsche Unternehmen (DESTATIS 9/4/1 u. DESTATIS Strukturhebung Schifffahrt)

Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
		Zeitlich	Räumlich	
Umsatz	Umsatz, Einnahmen aus selbstständiger Tätigkeit und sonstige betriebliche Erträge	2003-2007*, 2008-2014**	Deutschland	Bis 2007 nur auf Ebene BSF (WZ (2003) 61.2) Ab 2008 differenziert nach BSF für Güter- bzw. Personenbeförderung (WZ 50.3 u. 50.4)
Bestände von Unternehmen am Anfang des Berichtsjahres	Selbst erstellte Erzeugnisse, in Arbeit befindliche Aufträge, zum Wiederverkauf in unverändertem Zustand erworbene Güter			
Bestände von Unternehmen am Ende des Berichtsjahres				
Personalaufwand	Bruttoentgelte und Sozialaufwendungen; Aufwendungen für Leiharbeiternehmer			
Tätige Personen: Tätige Inhaber/unbezahlt mithelfende Familienangehörige				
Abhängig Beschäftigte				
Steuern	Steuern wie Gewerbe-, Kraftfahrzeug-, Grundsteuer u. a. Öffentliche Gebühren und Beiträge Ohne Umsatzsteuer, Einkommens- und Körperschaftssteuer, Kapitalertragssteuer, Lohn- und Kirchensteuer, Exportzölle u. a.			
Subventionen	z. B. Finanzielle Zuwendungen vom Staat, Zinszuschüsse, Frachthilfen, Subventionen für Umweltschutz ohne Steuererleichterungen, Investitionszuschüssen u. a.			
Sachaufwand	Aufwand f. <ul style="list-style-type: none"> ▶ bezog. Dienstl., Waren, Roh-, Hilfsstoffe u. a.; ▶ Mieten, Pachten und Leasing ▶ Aufwendungen 			

* nach Gliederung der WZ 2003, genutzt wurden die Jahre 2004 und 2007.

** nach Gliederung der WZ 2008.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) – Verkehr in Zahlen

Weitere Informationen wurden dem BMVI – Verkehr in Zahlen entnommen (BMVI 2016a). Dieses statistische Kompendium greift zur Darstellung der Verkehrsentwicklung die amtlichen Statistiken auf und ergänzt diese durch Unternehmens- und Verbandsstatistiken sowie durch Untersuchungen. Es wird durch das Deutsche Institut für Wirtschaftsforschung (DIW) für das BMVI erarbeitet und weist in der herangezogenen Ausgabe Daten ab 1998 aus. Es erscheint jährlich. Die für die Berechnung relevanten Daten sind in Tabelle 24 aufgeführt.

Tabelle 24: Datenvariablen aus Verkehr in Zahlen – Bezugsraum Deutschland (BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016)

Datenvariablen	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
	Zeitlich	Räumlich	
Netto-Anlagevermögen Deutsche Binnenflotte	1998-2015	Deutschland	
Netto-Anlagevermögen Wasserstraßen und öffentliche Binnenhäfen			
Brutto-Anlageinvestitionen Wasserstraßen und öffentliche Binnenhäfen			
Brutto-Anlageinvestitionen			
Binnenschifffahrt – Verkehrsleistung [Tonnenkilometer] – außerhalb der BRD	1993-2008		Binnenflotte der Bundesrepublik

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

DESTATIS Fachserie 8, Reihe 4 - Güterverkehrsstatistik der Binnenschifffahrt

Zur Berechnung von Korrekturfaktoren wurde neben dem Kompendium „Verkehr in Zahlen“ (vgl. BMVI 2016a) auf die DESTATIS-Güterverkehrsstatistik der Binnenschifffahrt (vgl. DESTATIS 8/4) zurückgegriffen (vgl. Tabelle 25). Die Fachserie veröffentlicht monatlich und jährlich Zahlen zum Güterumschlag und zur Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt. Hierbei wird zwischen Schiffen unter deutscher Flagge und unter ausländischer Flagge unterschieden. Die Statistik basiert auf einer Vollerhebung, die vor allem an den Be- und Entladehäfen stattfindet (vgl. DESTATIS 2013a). Die Daten werden in der Fachserie 8 Reihe 4 veröffentlicht, welche zugleich Informationen der Unternehmensstatistik der Binnenschifffahrt enthält.

Tabelle 25: Datenvariablen aus Güterverkehrsstatistik der Binnenschifffahrt – Bezugsraum Deutschland (DESTATIS 8/4)

Datenvariablen	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
	Zeitlich	Räumlich	
Beförderungsleistung – Flagge des Schiffes: Deutschland	< 2000 - 2015	Deutschland	Ab 2008 ohne Transportleistung der Schiffe im Ausland
Beförderungsleistung – Schiffe fremder Flagge: Deutschland			

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Annahme zu Zinsen: Zinsstatistiken der Europäische Zentralbank (EZB)

Zur Ermittlung des Eigen- und Fremdkapitalzinssatzes wird auf die Daten der monatlich erscheinenden Angaben der EZB Zinsstatistik für Deutschland (vgl. Tabelle 26) zurückgegriffen, in der Daten für verschiedene Zinsindikatoren erfasst werden. In die Berechnung ging ein Mittelwert der beiden aufge-

führten Zinssätze ein und es wurde nicht weiter zwischen Fremd- und Eigenkapitalverzinsung unterschieden, da weder zum Eigenkapitalanteil noch zur Eigenkapitalverzinsung belastbare Informationen vorliegen.

Tabelle 26: Datenvariablen der Europäischen Zentralbank

Datenvariablen	Datenverfügbarkeit		Anmerkung/Quelle
	Zeitlich	Räumlich	
Bankkredit an Unternehmen bis 1 Mio. €	2000-2015	Deutschland	Jahresmittelwerte EZB Loans less EUR 1 M, Stand 11/2016
Bankkredit an Unternehmen bis 1 Mio. €	2000-2015	Deutschland	Jahresmittelwerte EZB Loans over EUR 1 M, Stand 11/2016

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Schätzung für Deutschland

Zwischenergebnis – unkorrigierter Restwert für deutsche Binnenschifffahrtsunternehmen (Personen- und Güterbeförderung)

Die Zwischenergebnisse beziehen sich auf deutsche Binnenschifffahrtsunternehmen und auf die Binnenschifffahrt insgesamt, d. h. auf die Güter- und Personenbeförderung (WZ 50.3+50.4). Im ersten Schritt der in-situ-Restwertberechnung wird der Bruttobetriebsüberschuss in der Binnenschifffahrt für deutsche Unternehmen berechnet. Tabelle 27 fasst sie zusammen. Ein vollständiger Überblick über alle Teilschritte ist in Anhang 2 aufgeführt.

Tabelle 27: Umsatz, Bruttowertschöpfung und Brutto-Betriebsüberschuss der deutschen Binnenschifffahrtsunternehmen (WZ 50.3+50.4) (in jeweiligen Preisen)

Datenvariable	Einheit	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø 2007-2013
Umsatz	Mio. €	1.789	3.142	2.131	2.174	2.204	2.233	2.192	2.266
Bruttowertschöpfung	Mio. €	613	1.220	855	1.014	539	559	547	764
Brutto-Betriebsüberschuss*	Mio. €	305	865	564	729	259	280	254	465

WZ 50.3 – Personenbeförderung in der Binnenschifffahrt; WZ 50.4 – Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt; * netto der Personalaufwendungen für unbezahlte Tätigkeit.

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS Strukturhebung Schifffahrt, Stand 2007; DESTATIS 9/4/1, Stand 1/2017.

Der Brutto-Betriebsüberschuss beträgt durchschnittlich 460 Mio. € (in jeweiligen Preisen) wobei ein deutlicher Rückgang ab 2011 auf unter 300 Mio. € zu erkennen ist.

Vom Brutto-Betriebsüberschuss wird der Restwert für deutsche Unternehmen ermittelt, indem die Abschreibung sowie die Kapitalverzinsung abgezogen werden (Anhang 2). Zugleich werden die Zeitreihen preisbereinigt und in Preisen von 2010 angegeben. Die Tabelle 28 zeigt, dass der Restwert sich auf durchschnittlich ca. 270 Mio. € beläuft. Wiederum fallen die gegenüber den anderen Jahren deutlich erhöhten Restwerte der Jahre 2008 bis 2010 auf.

Zugleich zeigen die Tabellen den naheliegenden Umstand, dass der Restwert deutlich niedriger ausfällt als die Bruttowertschöpfung oder der Umsatz. Wie auch bei anderen Schätzungen (vgl. z. B. Abschnitt 5.4.2.1 und Anhang 38) fällt dieser im Vergleich zur Bruttowertschöpfung und insbesondere zum Umsatz gering aus, er nimmt 35 Prozent der Bruttowertschöpfung und ca. 12 Prozent des Umsatzes ein⁶⁷.

⁶⁷ Es wird beispielhaft hierauf verwiesen um zu verdeutlichen, dass die Bruttowertschöpfung oder der Umsatz nicht herangezogen werden sollten, wenn der ökonomische Wert von Wasser für Unternehmen dargestellt werden soll.

Tabelle 28: Brutto-Betriebsüberschuss und Restwert der deutschen Binnenschiffahrtsunternehmen (WZ 50.3+50.4) (in Preisen von 2010)

Datenvariable	Einheit	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø 2007-2013
Brutto-Betriebsüberschuss*	Mio. €	317	877	570	729	253	269	240	465
Restwert	Mio. €	66	644	374	549	57	103	76	267

WZ 50.3 – Personenbeförderung in der Binnenschiffahrt; WZ 50.4 – Güterbeförderung in der Binnenschiffahrt; * netto der Personalaufwendungen für unbezahlte Tätigkeit.

Quelle: Eigene Berechnung nach BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016; DESTATIS Strukturhebung Schifffahrt, Stand 2007; DESTATIS 9/4/1, Stand 1/2017; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Ergebnis – korrigierter Restwert für Binnenschiffahrt zur Güterbeförderung auf deutschen Gewässern

Ausgehend von Tabelle 28 wird der Restwert dahingehend korrigiert, dass er sich auf die Güterbeförderung in der Binnenschiffahrt und auf die Transportleistung in- und ausländischer Schiffe in Deutschland bezieht. Die Korrekturfaktoren sind in Tabelle 29 (vgl. auch Anhang 4 und Anhang 5) zusammengefasst.

Tabelle 29: Restwert der Güterbeförderung in der Binnenschiffahrt in Deutschland (WZ 50.4) (in Preisen von 2010)

Datenvariable/Indikator	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø 2007-2013
Korrekturfaktor Anteil Güterbeförderung in Binnenschiffahrt*	0,83	0,81	0,79	0,80	0,84	0,85	0,85	0,82
Korrekturfaktor zur Restwertberechnung für Binnenschiffahrt in Deutschland**	2,30	2,28	2,40	2,47	2,46	2,50	2,60	2,43
Restwert bezogen auf Deutschland [Mio. €]	125	1189	710	1090	119	219	167	517

* zur Ableitung – siehe Anhang 5; ** zur Ableitung – siehe Anhang 4; WZ 50.4 – Güterbeförderung in der Binnenschiffahrt.

Quelle: Eigene Berechnungen nach BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016; DESTATIS Strukturhebung Schifffahrt, Stand 2007; DESTATIS 9/4/1, Stand 1/2017; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Der erste Korrekturfaktor dient der Abgrenzung des Teilssektors „Güterbeförderung“ von dem auf alle deutschen Binnenschiffahrtsunternehmen bezogenen Schätzwert, der auch die Personenbeförderung umfasst. Der Korrekturfaktor beträgt im Durchschnitt 0,82⁶⁸ (vgl. auch Anhang 5).

Der zweite Korrekturfaktor dient dazu, ausgehend von der Transportleistung deutscher Unternehmen zur Güterbeförderung im In- und Ausland den Restwert in- und ausländischer Schiffe in Deutschland zu erhalten (Tabelle 29 sowie Anhang 4). Hierzu werden zum einen die Transportleistung deutscher Unternehmen im Ausland herausgerechnet und zum anderen die Transportleistung der ausländischen Binnenschiffe in Deutschland berücksichtigt. Der Korrekturfaktor beträgt im Durchschnitt das 2,4-fache gegenüber den Angaben zu deutschen Unternehmen. Hieran wird der hohe Beitrag ausländischer Unternehmen an der Transportleistung auf deutschen Gewässern sichtbar.

⁶⁸ Das heißt, dass 82 Prozent des Restwertes für die Binnenschiffahrt (WZ 50.3+50.4) dem Teilssektor Güterbeförderung in der Binnenschiffahrt (WZ 50.4) zugeordnet werden können – siehe Anhang 6.

Im Ergebnis bleibt ein Restwert für die Güterbeförderung durch (in- und ausländische) Binnenschiffe in Deutschland von durchschnittlich 500 Mio. € pro Jahr (vgl. Tabelle 29). Hierbei ist ein Bruch zwischen den Werten für 2008 bis 2011 und den wesentlich niedrigeren Werten für 2007 beziehungsweise für 2011-2013 zu erkennen. (vgl. Abbildung 20 und Anhang 6).

5.1.2.2 Erweiterung des in-situ-Restwertes zu einer at-source-Schätzung

Die Abschätzung des Restwertes entsprechend des vorangegangenen Abschnittes stellt eine in-situ-Betrachtung dar. Nicht berücksichtigt wurde bisher, dass für den Ausbau der natürlichen Gewässer zu Schifffahrtsstraßen sowie für die Errichtung und die Erneuerung der künstlichen Wasserstraßen Kosten anfallen. Denn diese werden maßgeblich staatlich finanziert und lassen sich nicht durch die bisher genutzten sektorspezifischen statistischen Daten erfassen⁶⁹. Werden diese berücksichtigt, dann kann eine at-source-Betrachtung durchgeführt werden, welche den Wert der natürlichen Gewässer umreißt. Denn je besser die natürlichen Gewässer für die Schifffahrt geeignet sind, desto niedriger sind die Kosten für deren Ausbau zur Schiffbarmachung.

Abschätzung von Kosten des Ausbaus und der Erneuerung von Wasserstraßen und öffentlichen Binnenhäfen

Hierzu wurde als erste Näherung die Abschreibung für die Wasserstraßen und öffentlichen Binnenhäfen sowie die Verzinsung des gebundenen Kapitals geschätzt. Andere Kosten, wie Unterhaltskosten sowie die Kosten der Schifffahrtsverwaltung werden in diesem ersten Ansatz nicht berücksichtigt.

Daten zur Abschreibung sind nicht direkt verfügbar. Daher wurden sie aus den verfügbaren Schätzungen zum Nettoanlagevermögen und zu Brutto-Anlageninvestitionen abgeleitet. Die Abschreibung eines Jahres (t) wurde hierbei als Differenz aus dem Nettoanlagevermögen und den Brutto-Anlageinvestitionen des Jahres sowie dem Nettoanlagevermögen des darauffolgenden Jahres (t+1) berechnet (in Anlehnung an DIW 2014: 20 – Gleichung 10).

$$\text{Abschreibung (t)} = \text{Netto-AnV (t)} + \text{Brutto-AnI (t)} - \text{Netto-AnV (t+1)} \quad \text{Gleichung 10}$$

Wobei:

AnV: Anlagevermögen
AnI: Anlageninvestition
t: Zeitpunkt

Die Verzinsung wird als Produkt aus dem Netto-Anlagevermögen und einer sozialen Diskontrate ermittelt. Bei der Diskontrate werden 2 Prozent angesetzt.⁷⁰ Sie symbolisiert die soziale Zeitpräferenz der Gesellschaft und drückt aus, wieviel Prozent zusätzlichen Konsum die Bürger erwarten, um in der Gegenwart auf Konsum zu verzichten und die Mittel zu investieren (Gleichung 11):

$$\text{Verzinsung} = \text{Netto-Anlagevermögen} * \text{Soziale Diskontrate} \quad \text{Gleichung 11}$$

Im Anhang 10 sind die Eingangsdaten für die Jahre 1998 bis 2014 zusammengestellt sowie die geschätzten Abschreibungen und die Verzinsung. Für Wasserstraßen ergibt sich ein mittlerer Wert (2007

⁶⁹ Dies wäre möglich, wenn die gesamten Kosten über Abgaben auf die Schifffahrtsunternehmen umgelegt werden würden. Hiervon wird nicht ausgegangen - vgl. hierzu Abschnitte 5.1.2.1 und 5.1.2.7.

⁷⁰ Der Wert wurde Abay (2006: 32) entnommen, die diese Rate anhand von empirischen Untersuchungen zur Zeitpräferenz, Wachstumsrate des Konsums und Elastizität des Grenznutzens des Konsums vorgeschlagen haben. Im neuen Bundesverkehrswegeplan wird eine Diskontrate von 1,7 Prozent angesetzt (vgl. BMVI 2016b: 60). Ansonsten sei an dieser Stelle auf die Komplexität bzgl. der Ermittlung einer aussagekräftigen sozialen Diskontrate für öffentliche Investitionen verwiesen, gerade wenn auch Umweltschäden oder generationenübergreifende Effekte im Raum stehen (vgl. Rothengatter 2015; UBA 2012).

bis 2013) von knapp 1.300 Mio. €. Hierbei wurden Wasserstraßen und öffentliche Binnenhäfen berücksichtigt. Außerdem wurde berücksichtigt, dass ein Teil der Abschreibungen und Zinsen dem Personenverkehr in der Binnenschifffahrt zugerechnet werden muss (vgl. Anhang 5).

Tabelle 30: Abschreibung und Verzinsung des gebundenen Kapitals für Wasserstraßen und öffentliche Binnenhäfen – Bezugsraum Deutschland

[Mio. €] in Preisen von 2010	2007	2010	2013	Ø (2007-2013)
Abschreibungen	729	892	781	813
Zinsen Kapitalbindung	703	718	721	715
Summe Abschreibung und Verzinsung	1.432	1.610	1.502	1.528
Korrekturfaktor Anteil Güterbeförderung in Binnenschifffahrt*	83%	80%	85%	82%
Abschreibungen und Verzinsung - Zurechnung zu Güterbeförderung	1.182	1.292	1.273	1.261

* zur Ableitung – siehe Anhang 5.

Quelle: Eigene Berechnung nach BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016; vgl. Anhang 5 und Anhang 10.

Schätzung der at-source-Nutzenstiftung

Nähert man sich anhand dieser Schätzung dem at-source-Restwert an, indem vom in-situ-Restwert die Abschreibung und Verzinsung des gebundenen Kapitals für Wasserstraßen und öffentliche Binnenhäfen abgezogen wird, so ergibt sich im Durchschnitt ein negativer Schätzwert von ca. -750 Mio. € (vgl. Tabelle 31 und Anhang 11). D. h. die Zahlungsbereitschaft der Binnenschifffahrtsunternehmen reichte nicht aus, um wichtige Kosten der Bereitstellung der Schifffahrtsstraßen zu decken.⁷¹

Tabelle 31: At-source-Restwert für die Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt für Deutschland

[Mio. €] in Preisen von 2010	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø (2007-2013)
in-situ-Restwert	125	1.189	710	1.090	119	219	167	517
at-source-Restwert	-1.057	190	-564	-203	-1.341	-1.124	-1.106	-744

Quelle: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 8/4, Stand 2005-2014; DESTATIS Strukturserhebung Schifffahrt, Stand 2007; DESTATIS 9/4/1, Stand 1/2017; BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016; EZB Loans less EUR 1 M, Stand 9/2016; EZB Loans over EUR 1 M, Stand 9/2016; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016; vgl. Anhang 3 und Anhang 11.

5.1.2.3 In-situ-Alternativkosten

Der Alternativkostenansatz misst die Nutzenstiftung der Binnenschifffahrt anhand der Kosten, die von den Nachfragern nach Transportleistungen zusätzlich zu tragen wären, wenn sie die zweitbeste Alternative nutzen müssten (vgl. Abschnitt 4.3.3). Dieser Ansatz wird im Folgenden angewandt, um den Nutzen der Transportleistung durch die Binnenschifffahrt zu messen. Die folgenden Schätzungen stellen in-situ-Werte dar, da die Kosten des Ausbaus der Gewässer zu Wasserstraßen nicht systematisch berücksichtigt werden.

⁷¹ Hieraus darf nicht gefolgert werden, dass die Kosten der Wasserstraßen nicht auf den Schiffsverkehr umgelegt werden können. Es bedeutet vielmehr, dass die Kosten bei einer Umlegung zumindest teilweise von den Schifffahrtsunternehmen auf die Konsumenten der Transportleistungen übergewälzt werden müssten. Eine generelle und kontroverse Diskussion von Entgeltmodellen zur Umlegung von Verkehrsinfrastrukturkosten bieten zum Beispiel die Europäische Kommission (1998) und der Wissenschaftliche Beirat für Verkehr beim Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (1999).

Messkonzept

Der Alternativkostenansatz geht von der Prämisse aus, dass die Binnenschifffahrt deshalb in Anspruch genommen wird, weil sie für die Nachfrager nach Transportleistungen mit Kostenvorteilen im Vergleich zu anderen Alternativen verbunden ist. Als Alternativen zur Binnenschifffahrt stehen grundsätzlich der Transport mit der Eisenbahn und der Transport mit LKW zur Wahl. Im Folgenden wird der Transport per Eisenbahn als Alternative betrachtet. Die Preise für Bahntransporte liegen im Durchschnitt zwar oberhalb der Transportpreise per Binnenschiff, aber unterhalb der Preise von LKW-Transporten (vgl. PLANCO/BfG 2007). Zugleich sind die externen Effekte der Bahn niedriger als die von LKW-Transporten, so dass die Bahn auch hier diesbezüglich die volkswirtschaftlich günstigere Alternative darstellt. Schließlich legt auch die Struktur der per Schiff transportierten Güter, zum Beispiel Massengüter und gefährliche Güter, bei Wegfall von Schifffahrtsstraßen eher deren Schienen- als Straßen-transport nahe⁷².

Beim Alternativkostenansatz wird vereinfacht abgeschätzt, welche gesellschaftlichen Zusatzkosten sich dadurch ergeben, dass die normalerweise per Schiff transportierten Güter für die Nachfrage nun mit dem nächstbesten Transportmittel – der Bahn – transportiert werden müssten. Ausgangspunkt ist die Prämisse, dass ein Transport sämtlicher Güter mit der Eisenbahn mit höheren Kosten verbunden ist als ein Transport per Binnenschiff. Das in Abschnitt 4.3.3 vorgestellte Messkonzept zu den Alternativkosten wird folgendermaßen konkretisiert (vgl. Tabelle 32).

Tabelle 32: Messkonzept – Alternativkostenansatz zur Bewertung der Transportleistung der Binnenschifffahrt im Güterverkehr

Datenvariablen	Rechenweg
Δ Konsumentenrente durch Transportleistung von BSF anstelle Eisenbahn ^{a, b, c}	Integral unter der Nachfragekurve nach Transportleistungen der Binnenschifffahrt zwischen Transportpreis Binnenschifffahrt und Transportpreis Güterverkehr
+ Produzentenrente Güterbeförderung in der BSF	Restwert Güterbeförderung in der BSF
- Produzentenrente Eisenbahn	Vernachlässigung (Begründung – siehe Text)
= Alternativkosten	
Korrekturrechnungen	
^a	Harmonisierung Umsatzzahlen und Transportverkehrsleistung bzgl. Transportleistung der deutschen Binnenschiffe im Ausland
^b	Korrektur um Streckenverkürzung von Bahntransporten gegenüber Binnenschifffahrt
^c	Korrektur um Transportleistung von Binnenschiffen unter ausländischer Flagge in Deutschland

BSF – Binnenschifffahrt.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Im ersten Schritt wird der Verlust an *Konsumentenrente* geschätzt, der sich durch die Preissteigerung ergibt:

- Die Nachfragekurve nach Schifffahrtsleistungen wurde mit Hilfe der Point-Expansion-Methode ermittelt und hierbei die nicht-lineare Form $Q = k \cdot p^\epsilon$ (siehe Gleichung 8 in Abschnitt 4.3.3.3)

⁷² Puwein (2009: 788) wies anhand von internationalen empirischen Studien auf den statistischen Zusammenhang hin, dass Bahn und Schifffahrt sich als Transportmedien wechselseitig ersetzen, eine derartige Beziehung zwischen Schiff und LKW aber nicht nachweisbar ist. Dies erfolgte u. a. über die Ableitung von Kreuzpreiselastizitäten. Die Kreuzpreiselastizität ist ein Maß um die wechselseitige Ersetzbarkeit der Transportmedien darzustellen. Sie zeigt beispielsweise an, um wieviel Prozent sich die Nachfrage nach Schifffahrtsleistung erhöht, wenn die Transportpreise z. B. bei der Bahn um ein Prozent steigen und vice versa. Eine positive Kreuzpreiselastizität weist auf eine Ersetzbarkeit hin. Bezüglich Nachfragerreaktionen bei Schiffen im Zuge von Preissteigerungen bei der Bahn listet Puwein (2009: 788) Kreuzpreiselastizitäten von 0,15 bis 0,20 auf; für den umgekehrten Fall werden Kreuzpreiselastizitäten von 0,61 bis 0,86 ausgewiesen.

herangezogen. Parametrisiert wurde sie mit Hilfe von Transportleistung und -preis für die Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt in Deutschland sowie literaturbasierten Annahmen bzgl. der Preiselastizität.

- ▶ Als Preis der alternativen Situation wird der Transportpreis der Bahn je Verkehrsleistung ermittelt und dem Preis der Binnenschifffahrt je Verkehrsleistung gegenübergestellt. Die Preise für Binnenschifffahrt und Bahntransporte werden hierbei als Quotienten aus dem jeweiligen Umsatz und der entsprechenden Transportleistung berechnet. Somit fließen die mittleren Transportpreise in Bezug auf Deutschland in die Schätzung ein.
- ▶ Diese Preisdifferenz wird dann auf die Nachfrage nach Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt in Deutschland bezogen. Dann wird das Integral zwischen dem Ausgangspreis (Transport per Binnenschiff) und dem Endpreis (Transport per Bahn) geschätzt.

Der so abgeschätzte Verlust an Konsumentenrente wird um die *Produzentenrente bei der Binnenschifffahrt* ergänzt. Zur Beschreibung der Produzentenrente bei der Binnenschifffahrt wird der Restwert aufgegriffen, dessen Schätzung im Abschnitt 5.1.2.1 vorgestellt wurde.

Schließlich wird im letzten Schritt geprüft, inwieweit *Produzentenrenten beim Schienenverkehr* abgezogen werden müssen (vgl. Tabelle 15 in Abschnitt 4.3.3.2). Gegenwärtig ist der Gütertransport per Eisenbahn defizitär, wenn man sich am Durchschnitt der Betriebsergebnisse aller Eisenbahnunternehmen orientiert⁷³. Daher ist gegenwärtig nicht mit einer Produzentenrente zu rechnen⁷⁴. Im fiktiven Fall der zusätzlichen Übernahme der Transportleistungen der Binnenschifffahrt auf die Bahn ist zwar anzunehmen, dass die Kapazitäten der Bahn besser ausgelastet werden würden. Hierdurch sind Skaleneffekte und somit eine bessere Wirtschaftlichkeit zu vermuten. Da sich allerdings die Transportleistung der Bahn um ca. 2/3 der gegenwärtigen Leistung und somit beträchtlich erhöhen würde (vgl. Tabelle 20) und da sich die Binnenschifftransporte räumlich auf das Rheingebiet konzentrieren (vgl. Tabelle 40), wäre mit einer Überlastung der bestehenden Transportkapazitäten zu rechnen. Somit müssten diese ausgebaut werden. Im Folgenden wird der gegenwärtige Transportpreis auch für diese Situation angesetzt und es verbindet sich hiermit die Annahme, dass die zu erbringenden Ausbauinvestitionen ohne Preissteigerungen erfolgen könnten. Sehr wahrscheinlich wird damit die Preisentwicklung trotz der zuvor beschriebenen Optimierungspotentiale unterschätzt. Auf eine zusätzliche Annahme von Gewinnen wird daher verzichtet.

Bei der Schätzung der Alternativkosten wurden drei Korrekturrechnungen vorgenommen (vgl. Tabelle 32):

- ▶ Der Umsatz und die Transportleistung der Binnenschifffahrt werden auf in- und ausländische Binnenschiffe und ihre Aktivitäten auf deutschen Gewässern bezogen. Hierfür erfolgt für die Preisbildung die Harmonisierung der Umsatzzahlen und Transportverkehrsleistung der deutschen Unternehmen bzgl. Transportleistung der deutschen Binnenschiffe im Ausland.
- ▶ Bei der Ermittlung des Verlustes an Konsumentenrente wird weiterhin die Transportleistung der ausländischen Schiffe in Deutschland mitberücksichtigt. Hierbei wird ihnen der gleiche Transportpreis zugeschrieben wie den deutschen Schiffen⁷⁵.
- ▶ Bei der Abschätzung des Transportpreises der Alternative wird der Umstand berücksichtigt, dass im Durchschnitt die Bahn einen kürzeren Weg zwischen zwei Orten zurücklegen muss als

⁷³ Die Bundesnetzagentur weist in ihren Marktbeobachtungen Eisenbahnen für die Jahre 2012 sowie 2014-15 negative Umsatzrenditen von zw. -0,4 und -4 Prozent. Für das Jahr 2013 wurde demgegenüber eine positive Umsatzrendite von 0,2 Prozent ausgewiesen (vgl. BNetzA 2013: 55, 59).

⁷⁴ Allerdings gibt es zwischen den verschiedenen Eisenbahnverkehrsunternehmen offenbar deutliche Unterschiede (vgl. BNetzA 2013: 55).

⁷⁵ Hierfür wird somit angenommen, dass deren wirtschaftliche Kenngrößen sich nicht maßgeblich von denen der deutschen Schiffe unterscheiden.

Binnenschiffe, die den Flussläufen folgen müssen. Es wird von einer durchschnittlichen Streckenverkürzung um 10 Prozent ausgegangen und hierzu wird auf Streckenvergleiche aus der Literatur zurückgegriffen (siehe Anhang 6).

Auf die Korrekturrechnungen wird bei der Vorstellung der Ergebnisse noch einmal eingegangen.

Verfügbare Datenquellen

Im Folgenden werden nur die zusätzlichen Quellen gegenüber der Restwertermittlung aufgeführt.

Bezüglich der Kennzahlen der Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung wird auf der Güterverkehrsstatistik zur Binnenschifffahrt aufgebaut, die auch bei der Restwertermittlung genutzt wurde (vgl. Abschnitt 5.1.2.1). Zur Korrektur der Beförderungsleistung deutscher Schiffe bzgl. des im Ausland erbrachten Anteils wird wiederum auf die langen Zeitreihen vom Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (vgl. BMVI 2016a: 57) zurückgegriffen, in denen dieser Wert für den Zeitraum von 1993 bis 2008 separat ausgewiesen wurde (vgl. Tabelle 24).

DESTATIS Fachserie 8 Reihe 4: Unternehmensstatistik der Binnenschifffahrt in der Güterverkehrsstatistik

Die Unternehmensstatistik der Binnenschifffahrt erhebt Unternehmensdaten zur Binnenschifffahrt in einer jährlichen Vollerhebung. Hierbei verfolgt sie einen funktionalen Ansatz. Die Statistik stellt Informationen zu Unternehmen, Schiffsbestand und Umsatzzahlen bereit. Veröffentlicht werden sie zusammen mit der Güterverkehrsstatistik in der Fachserie 8 Reihe 4 (DESTATIS 8/4). Die Umsatzzahlen der Unternehmensstatistik beziehen sich aufgrund des funktionalen Ansatzes der Statistik direkt auf die Transportleistung (vgl. DESTATIS 2013b: 6). Hierdurch grenzt sie sich bspw. von den Wirtschaftszahlen der Strukturhebungen im Dienstleistungsbereich ab⁷⁶.

Tabelle 33: Datenvariablen aus der Unternehmensstatistik der Binnenschifffahrt (DESTATIS 8/4)

Datenvariablen	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
	Zeitlich	Räumlich	
Umsatz Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt durch deutsche Unternehmen	< 2005-2014	Europa	Um Doppelzählungen zu vermeiden, wurden die ausgewiesenen Umsätze aus Trockengüter- und Tankschifffahrt sowie Befrachtung um die Beträge gekürzt, die an Unterfrachtführer weitergeleitet wurden

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Bzgl. des Umsatzes wurde hierbei im Zuge von Korrekturrechnungen zum einen berücksichtigt, dass deutsche Unternehmen auch Verkehrsleistungen im Ausland erbringen. Da die Verkehrsleistung der deutschen Binnenschiffer im Ausland seit 2008 nicht mehr ausgewiesen wird, wurde diese anhand von statistischen Daten, die für die Zeit vor 2008 hierzu Angaben machen, abgeschätzt (vgl. BMVI 2016a: 57). Weiterhin wurden die Umsatzzahlen der Unternehmensstatistik um Doppelzählungen bereinigt, die dadurch entstehen, dass in der Branche Transportaufträge an Unterfrachtführer weitergegeben werden⁷⁷.

⁷⁶ „Dient die funktionale Darstellung der Unternehmensstatistik der Binnenschifffahrt vor allem der Analyse über die Binnenschifffahrtstätigkeit aller befragten Unternehmen, also über die gesamte deutsche Binnenschifffahrt, so gibt die institutionelle Darstellung der Dienstleistungsstatistik Einblicke in die wirtschaftliche Gesamtlage derjenigen Unternehmen, die Binnenschifffahrt als Haupttätigkeit ausüben.“ (DESTATIS 2013b: 6)

⁷⁷ Hierzu wurde der Umsatz als Summe der in der Unternehmensstatistik verfügbaren Teilgrößen „Umsatz aus Trockengüterschifffahrt“, „Umsatz aus Tankschifffahrt“, „Umsatz aus Befrachtung“ abzüglich „Weitergeleitet an Unterfrachtführer“ gebildet.

Marktbeobachtung Eisenbahnen der Bundesnetzagentur für Elektrizität, Gas, Telekommunikation, Post und Eisenbahn

Die Transportpreise für den Schienengüterverkehr wurden für die Jahre 2005 und 2009 berechnet, die anderen Jahre direkt von der Bundesnetzagentur übernommen (Anhang 8). Alle notwendigen Informationen werden verschiedenen Jahrgängen der Marktbeobachtung Eisenbahnen entnommen, welche durch die Bundesnetzagentur veröffentlicht werden (vgl. BNetzA – Marktuntersuchung Eisenbahnen).

Tabelle 34: Datenquellen Bundesnetzagentur Marktbeobachtungen Eisenbahnen (BNetzA – Marktuntersuchung Eisenbahnen)

Datenvariablen	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
	Zeitlich	Räumlich	
Umsatz SGV			
Umsatz pro Transportleistung SGV	2005-2014	Deutschland	Jahrgänge 2013, 2015, 2016
Transportleistung SGV			
Transportpreis SGV	ab 2010		

SGV – Schienengüterverkehr.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Annahme zur Preiselastizität

Zur Beschreibung der Nachfrage nach Transportleistungen wird auf die in Abschnitt 4.3.3 beschriebene nicht-lineare Funktion (Gleichung 8) zurückgegriffen. Puwein hat weitere empirische Angaben zu Preiselastizitäten zusammengefasst. Für die Binnenschifffahrt weist er eine ähnliche Preiselastizität von 0,75 aus (vgl. Puwein 2009: 788). Allerdings beziehen sich diese Angaben auf Studien in der gesamten Welt und nicht primär auf Deutschland. Als Wert für die Preiselastizität wird daher ein Wert von 0,6 und somit ein unelastisches Nachfrageverhalten angesetzt, welches von Jonkeren *et al.* (2007) in einer empirischen Studie für den Rhein ermittelt wurde. Diese Schätzung basiert auf der Analyse von kurzfristigen Nachfragerreaktionen in Bezug auf Niedrigwasserperioden. Langfristig ist an einer elastischeren Nachfrage auszugehen, d. h. es würden mehr Transportleistungen auf andere Transportmedien verlagert werden. Da allerdings die Bahn das Medium ist, das vermutlich am stärksten von einem solchen Wechsel gewönne und für die Alternativkostenberechnung nur die Nachfragerückgänge zu berücksichtigen sind, die durch Substitution über die Bahn hinaus und z. B. zum LKW oder durch vollständigen Verzicht auf Transportleistungen entstehen, wurde die Annahme der unelastischen Nachfrage beibehalten.

Schätzung für Deutschland

Schätzung des Verlustes an Konsumentenrente

Zuerst werden die konsumentenseitigen Wirkungen geschätzt, die bei Wegfall der Binnenschifffahrt entstehen.

Die Transportpreise für die Binnenschifffahrt (Güterverkehr) werden anhand der Daten aus der Güterverkehrsstatistik und der Unternehmensstatistik ermittelt, die auch zur Abschätzung des Restwertes herangezogen wurden. Im Ergebnis der Schätzung wurde für die Jahre 2005 bis 2014 ein durchschnittlicher Transportpreis von 2,3 ct/tkm bestimmt. Die folgende Tabelle 35 weist die Werte für die Jahre von 2007 bis 2013 aus, die vollständige Zeitreihe ist in Anhang 8 dargestellt. Die Transportpreise sind über die Zeit gestiegen, wobei der Zeitraum 2008 und 2009 nach der Wirtschaftskrise durch niedrige Preise auffällt (Anhang 8).

Tabelle 35: Schätzung des Transportpreises der Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt und des Schienengüterverkehrs – Bezugsraum Deutschland (in jeweiligen Preisen)

Jahr	Einheit	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø 2005-2014
Geschätzter Transportpreis SGV bei Berücksichtigung der Streckenverkürzung* [ct/tkm]	ct/tkm	3,6	3,6	3,7	3,7	3,7	3,8	3,9	3,7
Geschätzter Transportpreis BSF	ct/tkm	2,0	2,4	2,1	2,1	2,4	2,5	2,6	2,3
Differenz Transportpreis SGV und BSF bei Berücksichtigung Streckenverkürzung bei SGV	ct/tkm	1,6	1,2	1,5	1,6	1,3	1,2	1,2	1,4
Beförderungsleistung Binnenschifffahrt insgesamt	Mio. tkm	64.716	64.060	55.497	62.278	55.027	58.488	60.070	60.730
Δ Konsumentenrente	Mio. €	872	697	724	845	620	614	616	753

* siehe Anhang 8, Annahme 10 % Streckenverkürzung.

SGV – Schienengüterverkehr; BSF – Binnenschifffahrt (für Güterverkehr).

Quellen: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 8/4, Stand 2005-2014; BNetzA Marktuntersuchung Eisenbahnen 2013, 2015, 2016; vgl. Anhang 7, Anhang 8.

Der durchschnittliche Transportpreis für den Schienengüterverkehr (in jeweiligen Preisen) liegt bei 3,7 ct/tkm (Tabelle 35). Hierbei wurde über einen Preisabschlag von 10 Prozent die Streckenverkürzung beim Schienenverkehr gegenüber dem Schiffstransport berücksichtigt. Somit stellen die korrigierten Angaben die Transportpreise der Bahn in ct/t je Schiffskilometer dar. Er schwankt zwischen 3,6 und 3,9 ct/tkm und ist, wie auch der Preis bei der Binnenschifffahrt, über die Zeit leicht gestiegen. Hierdurch ergibt sich eine Preisdifferenz zwischen den beiden Transportmedien von ca. 1,4 ct/tkm.

Die geschätzte Konsumentenrente – als Integral unter der Nachfragekurve nach Schifffahrtsleistungen zwischen dem Transportpreis für die Binnenschifffahrt (Gütertransport) dem für den Schienengüterverkehr – beträgt im Durchschnitt zwischen 2005 und 2014 750 Mio. €. Sie ist über die Zeit zurückgegangen.

Schätzung der gesamten Alternativkosten

Um die Alternativkosten abzuschätzen, wird der Verlust an Konsumentenrente um den Restwert für die Binnenschifffahrt (Güterbeförderung) ergänzt, der ebenfalls verlorengelht. Demgegenüber wird bzgl. der Schienentransporte darauf verzichtet, eine Produzentenrente anzusetzen (s. o. und Abschnitt 4.3.3.2).

Die in-situ-Alternativkosten – somit aus der Summe des Verlustes an Konsumentenrente sowie des Restwertes berechnet – ergeben für den Zeitraum 2007 bis 2013 einen durchschnittlichen Wert von 1.200 Mio. € (vgl. Tabelle 36 und Anhang 9). Die Auflistung der Jahresschritte zwischen 2007 und 2013 zeigt, dass wiederum die aufgeführten Werte von 2008 und 2010 in ihrer Dimension deutlich von den anderen Werten nach oben abweichen. Diese Niveauperänderung wird durch den Restwert bestimmt.

Tabelle 36: Alternativkosten Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010)

Indikator	Einheit	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø (2007-2013)
Δ Konsumentenrente	Mio. €	872	697	724	845	620	614	616	713
Restwert	Mio. €	125	1.189	710	1.090	119	219	517	517
Alternativkosten	Mio. €	997	1.886	1.434	1.934	739	833	784	1.229

Quelle: Eigene Berechnungen nach Tabelle 29 und Tabelle 35.

5.1.2.4 At-source-Alternativkosten

Wie beim Restwert, stellt auch die Schätzung der Alternativkosten die Nutzenstiftung als eine in-situ-Betrachtung dar. Nicht berücksichtigt wurde bisher, dass für den Ausbau der natürlichen Gewässer zu Schifffahrtsstraßen sowie für die Errichtung und die Erneuerung der künstlichen Wasserstraßen Kosten anfallen. Diese werden maßgeblichen staatlich finanziert und lassen sich nicht durch die bisher genutzten sektorspezifischen statistischen Daten erfassen.

Im Rahmen der at-source-Betrachtung werden mit der Abschreibung und der Verzinsung für die Wasserstraßen und öffentlichen Binnenhäfen die Kosten für das gebundene Kapital für Bau und Erneuerung geschätzt. Andere Kosten, wie Unterhaltskosten sowie die Kosten der Schifffahrtsverwaltung, werden in diesem ersten Ansatz nicht berücksichtigt. Die methodischen Aspekte wurden schon in Abschnitt 5.1.2.2 erläutert.

Wie die Werte in Tabelle 30 (Abschnitt 5.1.2.2) zeigen, ergeben sich mittlere Kosten (2007 bis 2013) von 1.300 Mio. €, die für die Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt angesetzt werden können. Für die at-source-Alternativkosten ergibt sich daher im Durchschnitt ein leicht negativer Wert von -30 Mio. € (Tabelle 36).

Bei den bisherigen Berechnungen wurde nicht berücksichtigt, dass auch auf Seiten des Schienengüterverkehrs hohe staatliche Subventionen in das Eisenbahnnetz fließen. Demzufolge stellt der in der in-situ-Berechnung angesetzte Substitutionspreis der Bahn die sektorbezogene Perspektive dar, aber keine gesellschaftlichen Kosten. Um dies zu berücksichtigen, wurden bei den at-source-Alternativkosten die staatlichen Zuschüsse bei der Bahn berücksichtigt.

Es wurde ein gerundeter Wert von 400 Mio. € pro Jahr für Abschreibung und Verzinsung des Eisenbahnnetzes dem Schienengüterverkehr zugeordnet (vgl. Anhang 12 im Anhang zur Schätzung und den hierbei getroffenen Annahmen).⁷⁸ Die at-source-Alternativkosten – mit Berücksichtigung der staatlichen Zahlungen zum Eisenbahnnetz erhöhen sich um diesen Betrag auf durchschnittlich 370 Mio. €. Der Vergleich der positiven at-source-Alternativkosten mit dem negativen at-source-Restwert (-700 Mio. €/a) verdeutlicht, dass die berücksichtigten gesellschaftlichen Nutzenwirkungen die Kostenkomponenten einschließlich der betrachteten Effekte für Ausbau und Erneuerung der Wasserstraßen

⁷⁸ Zur Schätzung wurde im ersten Schritt die Abschreibung und Verzinsung für das Wegenetz der Bahn geschätzt. Dies erfolgte auf Grundlage der mit Gleichung 10 beschriebenen Vorgehensweise anhand von Daten aus BMVI (2016a: 30 f., 40 f.). Im zweiten Schritt wurde der Anteil geschätzt, der über staatliche Zuschüsse finanziert wird. Anhand von Aussagen zu Brutto- und Netto-Investitionen der DB Netz AG für die Jahre 2013-2015 (vgl. DB Netz AG 2015: 11; DB Netz AG 2016: 12) wurde hierbei eine Quote von 80 Prozent angenommen. Im dritten Schritt wurden die so ermittelten, staatlich getragenen Anteile an Abschreibungen und Verzinsung zwischen Personen- und Güterverkehr aufgeteilt. Anhand von Informationen zum Umsatz sowie zu Trassenkilometern (vgl. BNetzA – Marktuntersuchung Eisenbahnen) wird der Anteil, den der Güterverkehr umfasst, mit 25 Prozent angenommen. Mit Hilfe dieser Annahme lässt sich der Anteil des Schienengüterverkehrs an den staatlich finanzierten Verkehrswegen schätzen. Ausgehend von diesem Kostenwert wird abschließend der Teil ermittelt, der der Transportleistung der Binnenschifffahrt (Güterverkehr) zuzuordnen wäre, wenn diese durch den Schienengüterverkehr zu erbringen wäre. Dies wurde ermittelt, indem die Kosten auf die Summe der Transportleistungen des Schienengüterverkehrs und der Binnenschifffahrt (Güterverkehr) umgelegt werden. Dann wird die Summe dargestellt, die hierbei auf die Binnenschifffahrt entfällt. Das Endergebnis wurde gerundet (vgl. Anhang 12).

übersteigen. Hierbei kommen große Anteile der Nutzenstiftung den Konsumenten der Transportleistung zugute.

Tabelle 37: Schätzung at-source-Alternativkosten für die Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt in Deutschland

	Jahreswerte [Mio. €] in Preisen von 2010							
	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø (2007-2013)
in-situ-Alternativkosten	997	1.886	1.434	1.934	739	833	784	1.229
Abschreibung und Verzinsung Schifffahrtsstraßen und öffentliche Binnenhäfen	1.182	999	1.274	1.292	1.460	1.343	1.273	1.261
at-source-Alternativkosten - ohne Berücksichtigung der staatlichen Zahlungen zum Eisenbahnnetz	-185	887	160	642	-721	-510	-490	-31
Anteil SGV an öffentlich finanzierter Abschreibung und Verzinsung Eisenbahnanlagen Verkehrswege	400	400	400	400	400	400	400	400
at-source-Alternativkosten - mit Berücksichtigung der staatlichen Zahlungen zum Eisenbahnnetz	215	1.287	560	1.042	-321	-110	-90	369

SGV – Schienengüterverkehr.

Quelle: Eigene Berechnungen nach BNetzA – Marktuntersuchung Eisenbahnen 2013, 2015, 2016; DESTATIS 8/4, Stand 2005-2014; vgl. Tabelle 36, Anhang 12, Anhang 10.

5.1.2.5 Kontextfaktoren des ökonomischen Wertes

Sowohl der Restwert als auch die Alternativkosten sind hoch aggregierte Indikatoren der ökonomischen Bedeutung der Gewässer für die Binnenschifffahrt. Sie werden durch viele Faktoren beeinflusst und die Kenntnis dieser Kontextfaktoren erleichtert die Interpretation der Ergebnisse. Aus den Abbildungen 20 und 21 wird beispielsweise ersichtlich, dass sich über den kurzen Betrachtungszeitraum von sechs Jahren deutliche Veränderungen beim Restwert und der Wirkungen auf die Konsumentenrente ergeben haben – trotz geringer Veränderungen bei den wertrelevanten Merkmalen der Gewässer.

Die Abbildung 20 zeigt den in-situ-Restwert. Weiterhin werden folgende Faktoren abgebildet:

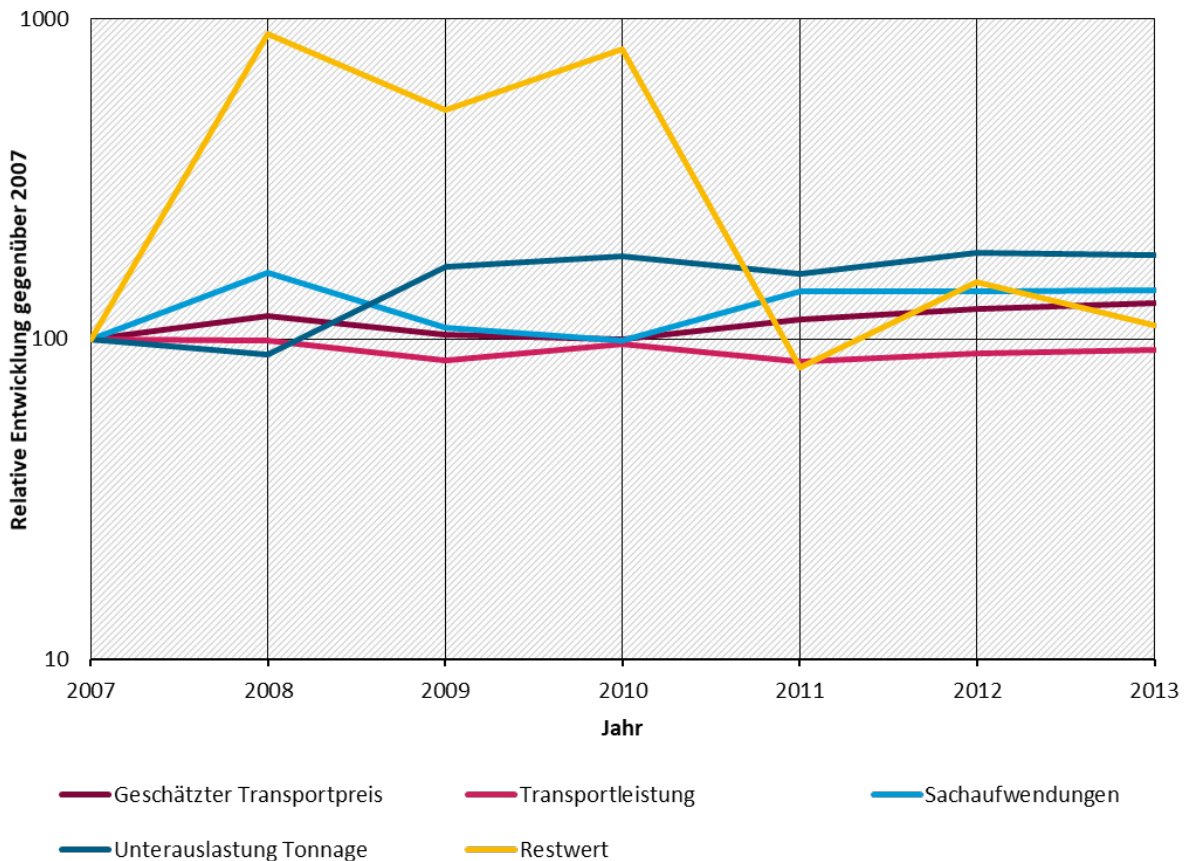
- ▶ die Datenvariablen „Transportleistung der Binnenschifffahrt“ sowie „Transportpreis“ als Kontextfaktor für die Nachfrage nach Transportleistung,
- ▶ die Sachaufwendungen als marktlicher Kontextfaktor für Faktorpreise,
- ▶ die Nichtausnutzungsrate der verfügbaren Tonnage (Trockengüter und Tankschifffahrt) als marktlicher Kontextfaktor für die Intensität des Wettbewerbs⁷⁹.

Abbildung 20 deutet darauf hin, dass keiner der aufgetragenen Faktoren für sich allein den Verlauf des Restwertes erklären kann. Der Restwert variiert sehr stark und weist einen Bruch für die Jahre 2008-2010 gegenüber 2011-2013 auf. Mit Ausnahme des Jahres 2007 scheint die Transportleistung der Binnenschifffahrt zumindest den zeitlichen Verlauf des Restwertes zu bestimmen. Allerdings könnten hohe Sachaufwendungen seit 2011 trotz steigender Preise einen Wiederanstieg des Restwertes seit

⁷⁹ Dieser Wert wurde anhand der Transportnutzungsdaten aus ZKR (2014: 73 f.) ermittelt, wobei die ausgewiesenen Werte für Trockengüter- und Tankschiffe gleichgewichtet eingingen. Er bezieht sich auf die Binnenschiffe in Westeuropa für Trockengüter.

2011 verhindern. Die zunehmende Nichtausnutzung der Tonnage verweist auf zunehmenden Wettbewerb und könnte eine stärkere Preissteigerung verhindert haben. Letztendlich sind multikriterielle Analysen notwendig, um statistische Zusammenhänge zu erarbeiten.

Abbildung 20: Zeitliche Entwicklung des Restwertes und ausgewählter Kontextfaktoren bezüglich der Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung

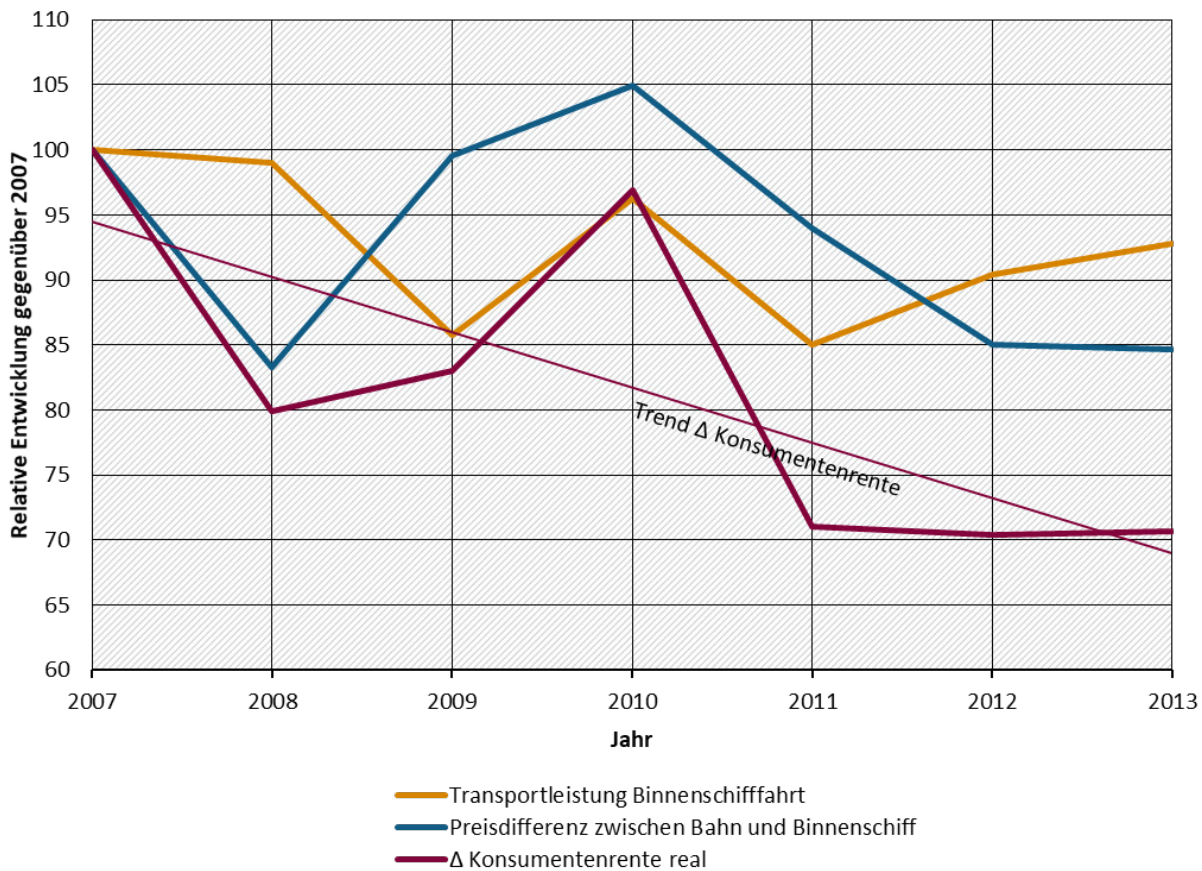


Die Ordinatenachse ist logarithmisch skaliert.

Quelle: Eigene Berechnungen nach ZKR (2014, 73 f.), Tabelle 20, Tabelle 29, Anhang 2.

Abbildung 20 zeigt Kontextfaktoren bzgl. des Verlustes an Konsumentenrente der Binnenschifffahrt (Güterbeförderung), die in die Alternativkostenberechnung einfließen. Auch die Verluste an Konsumentenrente haben sich zwischen 2007 und 2013 um ca. 20 Prozent verringert, obgleich die wertbestimmenden Eigenschaften der Gewässer nicht maßgeblich verändert wurden. Als Kontextfaktoren der Nachfrage sind die Transportleistung aufgetragen sowie die ermittelte Preisdifferenz zwischen Bahn und Binnenschifffahrt. Die Abbildung zeigt, dass sich beide Faktoren gegenseitig verstärkten (z. B. im Jahr 2010) oder wechselseitig abschwächten (Entwicklung seit 2011).

Abbildung 21: Zeitliche Entwicklung des Konsumenteneffektes bei Wegfall der Güterbeförderung durch die Binnenschifffahrt sowie der Entwicklung ausgewählter Kontextfaktoren



Quelle: Eigene Darstellung nach Tabelle 20, Tabelle 36 und Tabelle 35.

5.1.2.6 Regionaler Vergleich – Nordrhein-Westfalen und Sachsen

Auf eine regionalisierte Bewertung wird verzichtet, da sich die monetären Daten nicht regionalisieren lassen. Es liegen keine statistischen Informationen zu den regionalen Kosten der Bahntransporte vor. Umsatzzahlen lassen sich nicht den regionalen Verkehrsleistungen zuordnen, da sie bei statistischen Erhebungen über den Sitz der Niederlassungen regionalisiert werden (vgl. DESTATIS 2013c: 7). Die Kostenstruktur unterscheidet sich zwischen den beiden Wasserstraßengebieten aufgrund der unterschiedlichen Abladetiefen und Flottenstruktur, aber auch aufgrund unterschiedlicher Wettbewerbssituationen (vgl. hierzu z. B. BAG 2015: 43 ff.).

Daher werden die regionalen Unterschiede anhand von Kontextfaktoren beschrieben. Die Bedeutung der Binnenschifffahrt unterscheidet sich zwischen Nordrhein-Westfalen und Sachsen sehr deutlich. Die Unterschiede beziehen sich auf:

- ▶ die Nachfrage nach Transportleistungen,
- ▶ die Qualität der Schifffahrtsstraßen sowie
- ▶ die durch die Binnenschifffahrt erbrachten Transportleistungen.

Transporte, die per Bahn oder Schiff erfolgen, finden in Sachsen in wesentlich geringerem Umfang statt als in Nordrhein-Westfalen. Die Güterverkehrsstatistik lässt für den durch Bahn und Binnenschiff geleisteten Güterumschlag eine Regionalisierung nach versandten und empfangenen Gütern zu und erlaubt darüber hinaus eine Untergliederung nach Güterabteilungen (Güterverkehrsstatistik der Bin-

nenschifffahrt – DESTATIS 8/4). Tabelle 38 zeigt, dass Sachsen einen wesentlich niedrigeren Güterumschlag als Nordrhein-Westfalen ausweist. Während in Sachsen nur 2-3 Prozent der gesamten in Deutschland mit Binnenschiff und Eisenbahn umgeschlagenen Güter verzeichnet werden, sind dies in Nordrhein-Westfalen ca. 30 Prozent. Ein Vergleich mit der relativen Bedeutung der beiden Länder am deutschlandweiten Bruttoinlandsprodukt und an der Einwohnerzahl weist darauf hin, dass der sächsische Güterumschlag im Vergleich zum Bruttoinlandsprodukt beziehungsweise zur Einwohnerzahl niedrig ausfällt, während sich für Nordrhein-Westfalen hier überdurchschnittliche Werte ergeben. Das ist ein Hinweis darauf, dass sich die Wirtschafts- und Transportstruktur der beiden Länder deutlich unterscheiden und die Transportnachfrage, um die Binnenschiffe und Bahn gegebenenfalls konkurrieren, schon sehr unterschiedlich ist.

Tabelle 38: Einordnung von Sachsen und Nordrhein-Westfalen gegenüber Deutschland anhand von verschiedenen Indikatoren für 2013

Indikator		Sachsen	Nordrhein-Westfalen
Anteil Versand und Empfang der Bundesländer am Gesamtwert von Deutschland (Bahn und Schiff)	Versand	2,3%	32,9%
	Empfang	3,1%	29,3%
Anteil BIP der Bundesländer am Gesamt-BIP von Deutschland		3,7%	21,7%
Anteil Einwohner der Bundesländer an Gesamt-Einwohnerzahl von Deutschland		5,0%	21,8%

Quelle: DESTATIS 8/2, Stand 2013; DESTATIS 8/4, Stand 2013; AK VGRdL 1/1, Stand 2016.

Dabei spielt in Sachsen die Binnenschifffahrt im Vergleich zur Eisenbahn praktisch keine Rolle (vgl. Tabelle 39). Nennenswerte Bedeutung hat die Schifffahrt hier nur bei Erzeugnissen der Land- und Forstwirtschaft (Empfang), bei chemischen Erzeugnissen (Versand) und bei Sekundärrohstoffen. Demgegenüber werden in Nordrhein-Westfalen mehr als 50 Prozent der empfangenen und 36 Prozent der versandten Güter mit Hilfe von Schiffen transportiert. Hierbei werden folgende Gütergruppen besonders oft durch Binnenschiffe transportiert: Erzeugnisse der Land- und Forstwirtschaft sowie der Fischerei; Erze, Steine und Erden, sonstige Bergbauerzeugnisse; Kokerei- und Mineralölherzeugnisse, Kohle, rohes Erdöl und Erdgas (Versand) (Anhang 13).

Tabelle 39: Umschlag von Gütern in Sachsen und Nordrhein-Westfalen (alle Güterabteilungen) – unterschieden nach Verkehrsmittel (Binnenschiff und Eisenbahn) für 2013

Summe aller Güter	Sachsen		Nordrhein-Westfalen		Deutschland	
	Binnenschiff	Eisenbahn	Binnenschiff	Eisenbahn	Binnenschiff	Eisenbahn
Empfang	0,6%	99,4%	52,7%	47,3%	33,9%	66,1%
Versand	1,2%	98,8%	35,9%	64,1%	25,9%	74,1%

Quelle: DESTATIS 8/2, Stand 2013; DESTATIS 8/4, Stand 2013.

Die in den beiden Ländern Sachsen und Nordrhein-Westfalen durch die Binnenflotten erbrachte Transportleistung lässt sich nur ungefähr aus den statistischen Daten ableiten, da die regionalisierten Angaben der Statistik auf Wasserstraßenabschnitte bezogen ausgewiesen werden (Tabelle 40). Eine länderbezogene Abgrenzung der Schifffahrtsgebiete führt dabei zu Fehlern. Einerseits weil die Abschnitte nicht mit Ländergrenzen deckungsgleich sind und andererseits, da für die Länder nicht nur die Verkehrsleistung innerhalb des Gebietes, sondern auch die durch die Schifffahrtsstraßen sichergestellte Verbindung zu anderen Regionen, zum Ausland beziehungsweise zu Hochseehäfen, von zentraler Bedeutung ist. Wird gleichwohl vereinfachend auf die Ländergrenzen abgestellt, so zeigt sich, dass die Verkehrsleistung in Nordrhein-Westfalen die der Elbe um mehr als das 110fache übersteigt (vgl.

Tabelle 40). Während in Sachsen (Elbe von der tschechischen Grenze bis Magdeburg) 0,4 Prozent der Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt in Deutschland erbracht wird, beträgt der in Nordrhein-Westfalen erbrachte Anteil 47 Prozent der Verkehrsleistung der Binnenschiffe in Deutschland.

Tabelle 40: Regionaler Vergleich der Verkehrsleistung der Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung (alle Flaggen)

Verkehrsleistung [Mio. tkm]		2005	2007	2009	2010	2013	2014	Ø 2005-2014
Sachsen (Elbe bis Magdeburg)	absolut [Mio. tkm]	366	289	236	259	209	170	251
	Anteil an Gesamtverkehrsleistung [%]	0,6	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,4
Nordrhein-Westfalen	absolut [tkm]	28.398	29.600	25.949	30.180	27.946	27.650	28.432
	Anteil an Gesamtleistung [%]	44,3	45,7	46,8	48,5	46,5	46,8	46,8
Summe Deutschland	absolut [tkm]	64.096	64.716	55.497	62.278	60.070	59.093	60.730

Wasserstraßenabschnitte, die zu Nordrhein-Westfalen gezählt wurden: Niederrhein (Lülsdorf - Orsoy, Orsoy - Grenze Niedersachsen), Mittellandkanal (Bergeshövede bis Minden), Rhein (Lülsdorf bis Bingen), Ruhrgebiet, Dortmund-Ems-Kanal (Datteln bis Bergeshövede); Wasserstraßenabschnitte für Sachsen: Elbe bis Magdeburg.

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 8/4, Stand 2005-2014.

Die unterschiedliche Qualität der Schifffahrtsstraßen in Sachsen und Nordrhein-Westfalen zeigt sich anhand der Klassifizierung der Schifffahrtsstraßen sowie der Struktur und durchschnittlichen Tragfähigkeit der Schifffahrtsflotte. In Tabelle 41 wird die Klassifizierung des Rheins und der Elbe als Schifffahrtsstraße aufgeführt. Während die Elbe (Klasse Va) für Schiffsverbände von bis zu 110 m Länge und 11,4 m Breite sowie einer Tragfähigkeit bis 3.000 t geeignet ist, können auf dem Rhein (bei Klasse VIb) Schiffsverbände bis zu einer Länge von 195 m und einer Tragfähigkeit von 12.000 t fahren.⁸⁰

Tabelle 41: Klassifizierung der Wasserstraßen

Wasserstraßenklasse (von internationaler Bedeutung)	Deutschland		Elbe		Rhein	
	Länge [km]	Anteil	Länge [km]	Anteil	Länge [km]	Anteil
IV	1.605	30%	0	0%	0	0%
V a	1.043	20%	545	78%	0	0%
V b	1.418	27%	0	0%	0	0%
VI a	73	1%	0	0%	0	0%
VI b	853	16%	153	22%	394	57%
VI c	301	6%	0	0%	301	43%
VII	0	0%	0	0%	0	0%
Gesamt	5.292	100%	697	100%	696	100%

Quelle: Eigene Berechnung nach BMVI Hauptschifffahrtswege, Stand 3/2017.

⁸⁰ Die Erklärung der Wasserstraßenklassen basiert auf: <https://www.elwis.de/Binnenwasserstrassen/Klassifizierung/index.html>, abgerufen am 30.9.2016.

Die unterschiedliche Gestaltung der Wasserstraßen, aber auch die unterschiedliche Nachfragestruktur manifestiert sich in der Struktur der die Gewässer nutzenden Schiffsflotten. Für die Schiffe unter deutscher Flagge wird dies in Tabelle 42 sichtbar. Auf der Elbe ist der Anteil der Güterschubleichter⁸¹ im Vergleich zur gesamten Flotte Deutschlands unterrepräsentiert, während es diesbezüglich keine Abweichung der Rheinflotte von der deutschen Flotte gibt. Dies verdeutlicht die bessere Eignung des Rheins für Kopplungsverbände. Weiterhin fällt die durchschnittliche Tragfähigkeit der Elbeschiffe im Vergleich zur deutschen Flotte geringer aus. Demgegenüber haben die Schiffe des Rheingebietes eine in Bezug auf die deutsche Flotte überdurchschnittlich hohe Tragfähigkeit. Insofern können auf dem Rhein – wenn die entsprechende Nachfrage und ausreichende Wasserstände gegeben sind – stärkere Kostendegressionen erreicht werden.

Tabelle 42: Regionaler Vergleich der durchschnittlichen Tragfähigkeit der deutschen Binnenschiff-fahrtsflotte zur Güterbeförderung

Durchschnittliche Tragfähigkeit [t]			
2014	Elbe	Rhein	Gesamt
Gütermotorschiffe	1.071	1.453	1.322
Güterschubleichter	979	1.991	1.026
Güterschleppkähne	583	867	588
Tankmotorschiffe	1.670	1.904	1.904
Tankschubleichter	782	2.274	1.002

Quelle: Eigene Berechnungen nach WSF Schifffahrtsbestandsdatei, Stand 12/2014.

Weitere Unterschiede in der Schiffsflotte beziehen sich scheinbar eher auf Unterschiede in der Güterstruktur. So sind auf dem Rhein die Tankschiffe im Vergleich zur deutschen Binnenflotte überdurchschnittlich zahlreich zu finden, während auf der Elbe deren Anteil dem Durchschnitt für Deutschland entspricht (vgl. Tabelle 43).

Tabelle 43: Regionaler Vergleich der Struktur der deutschen Binnenschiffahrtsflotte zur Güterbeförderung

Räumliche Abgrenzung	2014	Gütermotorschiffe	Güterschubleichter	Tankschiffe gesamt	Sonstige
	Anzahl Gesamt	Anteil	Anteil	Anteil	Anteil
Elbe	794	24%	9%	11%	56%
Rhein	562	22%	24%	22%	33%
Deutschland (gesamt)	3.132	28%	24%	12%	34%

Quelle: Eigene Berechnung nach WSF Schifffahrtsbestandsdatei, Stand 12/2014.

Alle beschriebenen Kontextinformationen weisen darauf hin, dass die Nutzenstiftung der Binnenschiff-fahrt für Sachsen deutlich unter der für Nordrhein-Westfalen liegt: Bezüglich der Verkehrsleistung beträgt der Unterschied mehr als der Faktor 100. Durch die unterschiedlichen Kostenstrukturen des Transportangebotes sollte sich dieser Unterschied noch verstärken.

5.1.2.7 Diskussion

Bei der Restwertberechnung bezieht sich das Schätzergebnis auf den Vorteil von Wasserstraßen, durch deren kostenlose beziehungsweise kostenarme Inanspruchnahme⁸² den Binnenschiffahrtsunternehmen eine Rente erwächst, die sich aus der Differenz der marktlich vermittelten Erlöse und den hierfür

⁸¹ Antriebslose Ladungsbehälter für Schubverbände.

⁸² Zur Problematik von Befahrungsabgaben – vgl. Abschnitte 5.1.2.1 und 5.1.2.7.

notwendigen Transportkosten ergibt. Allerdings können derartige Renten auch andere Ursachen haben. Beispielsweise kann die Nachfrage kurzfristig stark ansteigen und zu deren Deckung zu wenig Schiffskapazität zur Verfügung stehen. Dies bildet einen Erklärungsansatz für die hohen Restwerte zwischen 2008 und 2010. Es kann aber auch eine Niedrigwasserperiode dazu führen, dass die vorhandenen Schiffskapazitäten nicht ausgelastet werden können und sich somit eine Verknappung der Transportkapazitäten einstellt (vgl. Jonkeren 2007). Beide Aspekte erzeugen Renten und machen sich zwar als jährliche Schwankungen des Restwertes bemerkbar, können inhaltlich aber nicht dem Gewässer zugerechnet werden. Aus diesem Grunde und aufgrund weiterer konzeptioneller Aspekte (vgl. Abschnitt 4.3.1) werden nur der Mittelwert und Trendaussagen inhaltlich interpretiert, nicht aber die jährlichen Werte in ihren Schwankungen.

Für die Restwertermittlung zur Binnenschifffahrt besteht in der Kopplung verschiedener Statistiken, beispielsweise um vom Betriebsüberschuss die Abschreibung und Kapitalverzinsung abzuziehen, eine erhebliche und in ihrer Dimension nicht einschätzbare Fehlerquelle. Ebenfalls mit Unsicherheiten verbunden ist die Übertragung der Ergebnisse von deutschen auf ausländische Schifffahrtsunternehmen, die in Deutschland einen hohen Teil der Transportleistungen erbringen, aber nicht mit ihren wirtschaftlichen Kennzahlen in die deutschen Statistiken eingehen. Durch beide Unsicherheiten könnten die Restwertaussagen systematisch in ihrer Dimension verzerrt sein.

Aus diesen Gründen erscheinen mehrjährig gemittelte Trendaussagen über den Zeitverlauf die robustesten Ergebnisse zu sein, die gegenwärtig durch die Restwertermittlung bei der Schifffahrt erreicht werden. Für die Weiterentwicklung der Schätzungsmethode ist eine Validierung der Methode anhand von Bottom-up-Ansätzen wünschenswert sowie eine multikriterielle Berücksichtigung von Kontextfaktoren in ihrem Einfluss.

Die Restwertberechnung bei der Schifffahrt zeigte zugleich, dass dieser deutlich niedriger als die Bruttowertschöpfung oder der Umsatz ausfällt. So beträgt er im Fall der Binnenschifffahrt ungefähr 10 Prozent des Umsatzes und 35 Prozent der Bruttowertschöpfung. Der Verbrauch von Vorleistungen sowie die Bindung von Arbeitskräften und Kapital begründen den Unterschied. Eine direkte Interpretation von Umsatz oder Bruttowertschöpfung als Wert von Gewässern führt daher zu überhöhten Schätzergebnissen. Dieser Aspekt trifft nicht nur für Schifffahrt sondern auch für die anderen Wassernutzungen zu, wird aber hier stellvertretend aufgeführt.

Die im vorliegenden Bericht für die Ermittlung der *Alternativkosten* genutzte Methode, die Verluste an Konsumentenrente anhand von Preisveränderungen zu schätzen und im zweiten Schritt die Produzentenrenten zu berücksichtigen, hat in Bezug auf Binnenschifffahrt mehrere methodische Schwachpunkte. Diese gesellschaftlichen Zusatzkosten symbolisieren die Nutzenstiftung der Binnenschifffahrt. Es wird mit auf Deutschland bezogenen Durchschnittspreisen für die Binnenschifffahrt und den Eisenbahnverkehr gearbeitet, da eine regionale Differenzierung von Umsätzen nicht möglich ist und somit ein Top-Down-Ansatz verfolgt wird. Allerdings variieren die Transportkosten und somit wahrscheinlich auch die Preise zwischen einzelnen Transportrouten deutlich, denn es spielen verschiedene wasserstraßenspezifische Aspekte hinein, wie die Möglichkeit zum Koppelverbund, die Schleusendichte sowie die Abladetiefe und die Wahrscheinlichkeit, bei der Rückfahrt Ladung zu transportieren (vgl. Kraetzschmer *et al.* 2002; PLANCO/BfG 2007: 267 ff.).

Zweitens bedeutet das fiktive Vergleichsszenario des ausschließlichen Bahntransportes der vormals über Binnenschiffe transportierten Güter eine beträchtliche Veränderung des Systems „Schienengüterverkehr“, sodass die unter status-quo-Bedingungen abgeleiteten Transportpreise für den Schienengüterverkehr nur mit großer Vorsicht zur wirtschaftlichen Beschreibung der fiktiven Alternative geeignet sind. In diesem Zusammenhang muss auch auf die noch unbefriedigenden Möglichkeiten zur vollständigen Schätzung der Kosten für Erhalt und Ausbau des Schienennetzes verwiesen werden. Zwar wurde ein Schätzwert der staatlich getragenen Kosten bei der at-source-Bewertung berücksichtigt, diese basiert jedoch auf vielfältigen Annahmen.

Bei der Ermittlung der Alternativkosten werden die Schätzungen zu Verlusten an Konsumentenrente und Restwertberechnung aggregiert. Allerdings basiert die Restwertberechnung auf Daten der DESTATIS (2013c) - Strukturhebung im Dienstleistungsbereich und somit auf einer institutionellen Statistik, während die Konsumenteneffekte anhand funktionaler Statistiken (Unternehmensstatistiken) ausgewiesen wurden. Beide Statistiken unterscheiden sich u. a. hinsichtlich des Bezugsrahmens, aber auch im Hinblick auf die Auswahl der einbezogenen Unternehmen (vgl. DESTATIS 2013b: 6)⁸³. Durch die Kopplung der beiden Statistiken wird ein Fehler in unbekannter Größe begangen.

Alle aufgeführten Aspekte beeinflussen die Alternativkosten in ihrer Dimension, während der zeitliche Verlauf der Schätzungen robuster zu sein scheint, da die Fehlerhöhe über die Zeit möglicherweise ähnlich bleibt. Für die Weiterentwicklung der Methodik sollten Ansätze zur Regionalisierung von Transportpreisen entwickelt werden. Weiterhin sind Schätzmethoden zur vollständigen Berücksichtigung der staatlich getragenen Kosten für Schifffahrtsstraßen und Eisenbahnnetz notwendig.

Abschließend sei darauf verwiesen, dass hier der Output „Transportleistung durch Binnenschifffahrt“ im Mittelpunkt einer wohlfahrtsökonomischen Analyse stand. Weitere Effekte, wie zum Beispiel die Emissionen per Transportleistung, aber auch die Einflüsse der Binnenschifffahrt auf die Gewässer, müssten zusätzlich berücksichtigt werden, um eine umfassende Bewertung zu erreichen.

Methodisch nicht befriedigend erfasst sind die Befahrungsabgaben und Schleußenentgelte. Bei der Restwertberechnung wurden sie aufgrund der betrieblichen Perspektive mit den anderen Abgaben/Steuern abgezogen, allerdings wurden sie auch von den staatlichen Kosten für die Wasserstraßen nicht abgezogen. Da allerdings der Rhein – und somit der Fluss mit dem höchsten Transportaufkommen – abgabenbefreit ist, ist davon auszugehen, dass der Fehler nicht groß ist. Ebenfalls noch nicht vollständig befriedigend gelöst ist die Schätzung der Kosten für die Wasserstraßen. Hier wurden mit der Abschreibung und Verzinsung zwar wichtige Kostenkomponenten einbezogen, allein es fehlen die laufenden Kosten als wichtige Größe.

⁸³ Beispielsweise werden in der institutionellen Statistik die Unternehmen einbezogen, die hauptsächlich Binnenschifffahrt ausüben, dann aber einschließlich ihrer Nebentätigkeiten. Die funktionalen Statistiken beziehen sich auf alle Unternehmen, die Binnenschifffahrt betreiben und betrachten hierbei nur die mit der Schifffahrt erwirtschafteten Leistungen. (vgl. DESTATIS 2013b: 6)

Tabelle 44: Inhaltliche Aussage und durchschnittliches Ergebnis der geschätzten Nutzenindikatoren für die Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt

Nutzenindikator	Aussagekraft	Durchschnitt (2007-2013) [Mio. €] in Preisen von 2010
in-situ-Restwert	Zahlungsbereitschaft der Binnenschifffahrtsunternehmen (Produzentenrente) für die Gewässeranspruchnahme auf deutschen Gewässern unter der gegenwärtigen rechtlichen Situation zur Kostenverteilung bzgl. Ausbau und Erneuerung der Gewässer zwischen Unternehmen und Staat – Betriebliche Perspektive	517
at-source-Restwert	Zahlungsbereitschaft der Binnenschifffahrtsunternehmen für die Gewässeranspruchnahme auf deutschen Gewässern unter der Annahme, dass die Kosten für Ausbau und Erneuerung der Gewässer vollständig von den Unternehmen zu tragen wären. Vermischung der Perspektiven der Betriebe und des Staates als Betreiber der Schifffahrtsstraßen.	-744
in-situ-Alternativkosten	Nutzen für die Anbieter und Konsumenten der Schifffahrtsleistungen unter der gegenwärtigen rechtlichen Situation zur Kostenverteilung bzgl. Ausbau und Erneuerung der Gewässer und des Eisenbahnnetzes zwischen den Unternehmen und dem Staat.	1.229
at-source-Alternativkosten - mit Berücksichtigung der staatlichen Zahlungen zum Eisenbahnnetz	Nutzen für die Anbieter und Nachfrager der Schifffahrtsleistungen unter Berücksichtigung der Kosten für Ausbau und Erneuerung der Gewässer sowie des Eisenbahnnetzes – Annäherung an volkswirtschaftliche Perspektive*	369

* Es fehlen insbesondere die externen Effekte (Perspektive „Einfluss auf Naturhaushalt“) der Binnenschifffahrt für eine Vervollständigung der volkswirtschaftlichen Perspektive.

Quelle: Eigene Berechnungen.

Es wurden letztendlich vier Nutzenindikatoren geschätzt. Diese unterscheiden sich sowohl hinsichtlich der inhaltlichen Aussagekraft als auch im Hinblick auf das Schätzergebnis deutlich und werden noch einmal in Tabelle 44 zusammengefasst.

Der Vergleich zwischen Restwert und Alternativkosten verdeutlicht, dass wesentliche Nutzenstiftungen aus dem Transportangebot als Konsumentenrenten an die Nachfrager der Schifffahrtsleistungen weitergereicht werden. Die Konsumenteneffekte liegen ca. 60 Prozent oberhalb der Produzenteneffekte. Bzgl. der Dimension der Effekte sind jedoch methodische Weiterentwicklungen und Validierungen notwendig.

Der Vergleich der in-situ- und at-source-Betrachtung zeigt zugleich, dass die staatlichen Kosten zum Gewässerausbau (sowie zum Erhalt des Schienennetzes) maßgeblich die Wertaussage der Gewässer bestimmen. Dies verdeutlicht den hohen Aufwand, der bei der Binnenschifffahrt notwendig ist, um Gewässer als Wasserstraßen auszubauen und zu erhalten und somit für die Schiffe nutzbar zu machen.

Über den kurzen betrachteten Zeitraum deutete sich bei den Alternativkosten eine rückläufige Tendenz an, beim Restwert wurde eine Periode mit hohen Restwerten von einer mit niedrigen Werten gefolgt. Die Betrachtung einiger Kontextfaktoren zeigte, dass hier marktliche Rahmenbedingungen von Bedeutung zu sein scheinen. Auf jeden Fall wird hierdurch sichtbar, dass der ökonomische Wert nicht allein auf die Eigenschaften von Gewässern zurückgeführt werden kann.

5.1.3 Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand wirtschaftspolitischer Ziele

In diesem Abschnitt werden die Beschäftigungseffekte durch Binnenschifffahrt sowie die Wirkung in Bezug auf die Preisniveaustabilität betrachtet.

5.1.3.1 Preiseffekte

Preiseffekte beziehen sich auf das wirtschaftspolitische Ziel der Preisstabilität (vgl. Abschnitte 2.4.2, 3.2.2 und 4.4). Die Preisentwicklung lag in den Jahren 2011 bis 2016 zwischen 0 und 0,6 Prozent⁸⁴ und lag deutlich unterhalb des BIP-Deflators (zwischen 1,1 und 2,0 Prozent für denselben Zeitraum⁸⁵) oder der Veränderung der Verbraucherpreise (zwischen 0,3 und 2,1 Prozent)⁸⁶.

Die Betrachtung der Preiseffekte durch den Gütertransport in der Binnenschifffahrt baut auf der Alternativbetrachtung auf, die bei der Bewertung der Nutzenstiftung angewandt wurde (Abschnitt 5.1.2.3). Es wird geprüft, wie sich die Preise verändern würden, wenn die Transportleistung der Binnenschifffahrt (Güterverkehr) durch den Schienengüterverkehr erbracht werden würde.

Für die Schätzung werden daher die Preisänderungen herangezogen, die auch schon bei der Alternativkostenberechnung genutzt wurden, um den Verlust an Konsumentenrente zu ermitteln (vgl. Abschnitt 5.1.2.3). Hierbei wird eine in-situ-Betrachtung durchgeführt, da keine Preisentwicklungen bei der Bereitstellung der Wasserstraßen einfließen.

In der Tabelle 45 sind die geschätzten durchschnittlichen Transportpreise für Schienengüterverkehr und Binnenschifffahrt (für Güterbeförderung) aufgeführt. Im Durchschnitt liegen die Transportpreise beim Schienengüterverkehr um 60 Prozent oberhalb der Preise für Binnenschifffahrt.

Tabelle 45: Preise des Gütertransportes im Schienengüterverkehr im Vergleich zum Gütertransport in der Binnenschifffahrt – Bezugsraum Deutschland (in jeweiligen Preisen)

Jahr	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø 2007-2013
Transportpreis SGV [ct/tkm]*	3,6	3,6	3,7	3,7	3,7	3,8	3,9	3,7
Transportpreis BSF [ct/tkm]	2,0	2,4	2,1	2,1	2,4	2,5	2,6	2,3
Verhältnis Transportpreis SGV zu BSF	1,8	1,5	1,7	1,8	1,6	1,5	1,5	1,6
Modalsplit Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt	10,2%	10,1%	9,8%	10,2%	9,0%	9,7%	9,7%	9,8%

*Unter Berücksichtigung einer Streckenverkürzung von 10 Prozent gegenüber Transporten durch Binnenschiffe.

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 8/4, Stand 2005-2014; BNetzA Marktuntersuchung Eisenbahnen 2013, 2015, 2016, BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016; vgl. Tabelle 35, Anhang 7, Anhang 8.

Dies bedeutet, dass die Binnenschifffahrt dazu beiträgt, die Transportkosten niedrig zu halten. Dies betrifft die Güter, bei denen eine Beförderung per Binnenschiff grundsätzlich in Frage kommt. Tabelle 45 zeigt weiterhin den Modalsplit der Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt an der gesamten Gütertransportleistung für 2007 bis 2013. Der leicht rückläufige Trend verweist darauf, dass die preisdämpfende Wirkung der Binnenschifffahrt im Betrachtungszeitraum leicht zurückgegangen ist.

Die Schätzung vereinfacht die Komplexität des Transportsektors. Insbesondere wird beim direkten Preisvergleich vernachlässigt, dass die Preisdifferenzen zwischen der Güterbeförderung zur Binnenschifffahrt und des Schienengüterverkehrs auch auf unterschiedliche Qualitätsmerkmale der Transportmedien zurückzuführen sind und somit auf Aspekte wie Transportgeschwindigkeit oder Planbarkeit etc. (vgl. Abschnitt 5.1.1). Weiterhin wird bei der Alternativenbetrachtung von vielfältigen Anpassungsreaktionen abstrahiert, die bei einer Verlagerung der Transporte vom Binnenschiff auf die Schienen eintreten dürften. Hierzu zählen Preiseffekte durch notwendige Kapazitätserweiterungen des

⁸⁴ Veränderungsrate zum Vorjahr in Prozent des Erzeugerpreisindizes für Frachtumschlag in See- und Binnenhäfen: https://www.DESTATIS.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Preise/ErzeugerpreisindizesDienstleistungen/Tabellen/Logistik.html?cms_gtp=145060_slot%253D2%2526145064_list%253D2%2526145072_list%253D2%2526145070_list%253D2&https=1, abgerufen am 29.8.2017.

⁸⁵ <http://www.factfish.com/de/statistik-land/deutschland/inflation%2C+bip+deflator>, abgerufen am 29.8.2017.

⁸⁶ DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Schienennetzes, durch regionale Verknappungstendenzen des Transportangebotes (im Rheingebiet) sowie indirekte Preiseffekte bei vor- und nachgelagerten Sektoren (siehe auch Abschnitt 5.1.2.7). Eine Beurteilung dieser Effekte in ihrer Wirkung ist im Rahmen dieser Untersuchung nicht möglich.

5.1.3.2 Beschäftigungseffekte

In Bezug auf die Beschäftigungseffekte wird die Wirkung der Binnenschifffahrt gegenüber der fiktiven Alternative geschätzt, dass der Gütertransport vollständig durch den Schienengüterverkehr erbracht werden müsste (vgl. z. B. Gertler *et al.* 2010: 39 ff.). Hierbei wird eine in-situ-Betrachtung vorgenommen, da Beschäftigungseffekte im Zuge der Bereitstellung der Wasserstraßen nicht berücksichtigt werden.

Messkonzept

Das Messkonzept zur Schätzung der Beschäftigungseffekte lehnt sich eng an den Alternativkostenansatz an. Tabelle 46 zeigt den Berechnungsansatz. Um den Beschäftigungseffekt einer Verlagerung der Güterbeförderung vom Binnenschiff zum Schienengüterverkehr zu ermitteln, wird die spezifische Verkehrsleistung pro Beschäftigten beim Schienengüterverkehr geschätzt und auf die Beförderungsleistung der Binnenschifffahrt umgelegt. Hierbei wird vereinfachend ein linearer Zusammenhang zwischen Beförderungsleistung und Beschäftigtenzahl angesetzt. Dies erscheint plausibel, da nur der Transport der Güter, nicht aber der Bau und der Erhalt des Schienennetzes einbezogen werden. Für die Ermittlung der Nettowirkung wird anschließend die Beschäftigtenzahl bei der Binnenschifffahrt (Güterbeförderung) abgezogen.

Tabelle 46: Messkonzept – Beschäftigungseffekt bei der Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt

Datenvariablen	Rechenweg
Fiktive Beschäftigungssituation beim Bahntransport ^a	„Beförderungsleistung Binnenschifffahrt“/„spezifische Verkehrsleistung pro Beschäftigten bei Schienengüterverkehr“
- Beschäftigte bei Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt in Deutschland ^b	
= Beschäftigungseffekt Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt	
Korrekturrechnungen	
^a	Korrektur um Streckenverkürzung von Bahntransporten gegenüber Binnenschifffahrt
^b	Korrektur um Beförderungsleistung von Binnenschiffen unter deutscher Flagge im Ausland und der Beförderungsleistung von ausländischen Schiffen in Deutschland

BSF – Binnenschifffahrt.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Die Berechnung wird für Deutschland, d. h. für die deutschen Wasserstraßen vorgenommen. Entsprechend müssen – ausgehend von den verfügbaren statistischen Angaben zu Beschäftigten bei deutschen Unternehmen der Binnenschifffahrt – die Beschäftigten derjenigen ausländischen Schiffe ergänzt werden, die auf deutschen Wasserstraßen Leistungen erbringen. Zugleich wird berücksichtigt, dass deutsche Unternehmen auch Beförderungsleistungen im Ausland erbringen. Die Vorgehensweise bei dieser Korrekturrechnung entspricht der im Abschnitt 5.1.2.3 beim Alternativkostenansatz beschriebenen Verfahrensweise. Weiterhin wird die Streckenverkürzung⁸⁷ berücksichtigt, die den Bahntransport im Vergleich zum Transport per Binnenschiff besser stellt (vgl. hierzu ebenfalls Abschnitt 5.1.2.3).

⁸⁷ Annahme 10 Prozent - vgl. hierzu Abschnitt 5.1.2.3.

Datengrundlage

Die Datengrundlagen wurden weitgehend in den Abschnitten 5.1.2.1 und 5.1.2.3 bei der Darstellung des Alternativkostenansatzes und des Restwertes aufgeführt:

- ▶ Verkehrsleistungen zur Bahn werden wie in Tabelle 34 beschrieben ermittelt;
- ▶ Verkehrsleistungen zur Binnenschifffahrt werden wie in Tabelle 25 beschrieben ermittelt.

Zusätzlich werden statistische Informationen zur Beschäftigung benötigt. Diese werden der Strukturerhebung im Dienstleistungsbereich, Verkehr und Lagerei entnommen (vgl. Tabelle 47).

Tabelle 47: Datenvariablen zu Beschäftigten bei Gütertransport in der Binnenschifffahrt und im Schienengüterverkehr

Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit		Anmerkung/Quellen
		Zeitlich	Räumlich	
Beschäftigte BSF	Tätige Personen insgesamt bei Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt	2008-2014	Deutschland	Unternehmen mit Sitz in Deutschland DESTATIS 9/4/1
Beschäftigte SGV	Tätige Personen insgesamt bei Güterbeförderung im Eisenbahnverkehr	2008-2013*	Deutschland	Unternehmen mit Sitz in Deutschland DESTATIS 9/4/1

* keine Angaben für 2014.

BSF – Binnenschifffahrt (hier nur Güterbeförderung); SGV – Schienengüterverkehr.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Schätzung für Deutschland

Beim Gütertransport in der Binnenschifffahrt auf deutschen Gewässern sind im Durchschnitt schätzungsweise 10.500 Personen beschäftigt (berechnet für 2008-2013) (vgl. Tabelle 48). Diese Zahl wurde geschätzt, indem von den Angaben zu den Beschäftigten der Binnenschiffe unter deutscher Flagge auf die gesamte Beförderungsleistung – einschließlich der Schiffe unter ausländischer Flagge hochgerechnet wurde.

Würde die gesamte Beförderungsleistung der Binnenschifffahrt durch den Schienengüterverkehr erbracht werden müssen, so wären zusätzlich weitere 3.000 Beschäftigte notwendig (vgl. Tabelle 48). Diese positive Wirkung einer Verlagerung ergibt sich, weil die spezifische Verkehrsleistung pro Beschäftigten beim Schienengüterverkehr im Durchschnitt unterhalb der spezifischen Verkehrsleistung bei der Binnenschifffahrt lag (3,8 Mio. tkm/Beschäftigte bei der Bahn im Vergleich zu 5,6 Mio. tkm/Beschäftigte bei der Binnenschifffahrt – vgl. Tabelle 48).

Die in Tabelle 48 dargestellte Schätzung berücksichtigt jedoch nicht, dass die Verlagerung des Gütertransportes vom Schiff auf die Eisenbahn zu Steigerungen beim Transportpreis und somit zu Nachfragerückgängen führt. Würde dies ähnlich wie beim Alternativkostenansatz einbezogen werden (vgl. Abschnitt 5.1.2.3), so betrüge die durchschnittliche Zahl der zusätzlich Beschäftigten nur 1.200 Personen und wäre somit zwar noch positiv, jedoch niedriger.

Tabelle 48: Beschäftigungseffekte einer Verlagerung der per Binnenschiff transportierten Güter auf die Eisenbahn

	Einheit	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø 2008-2013
Beförderungsleistung in Deutschland Binnenschiff-fahrt insgesamt	Mio. tkm	64.060	55.497	62.278	55.027	58.488	60.070	59.237
Beschäftigte bei Binnenschiff-fahrt in Deutschland (einschl. ausländischer Schiffe)	Anzahl	11.403	9.782	9.744	10.623	10.690	10.844	10.514
Spezifische Beförderungsleistung pro Beschäftigte (SGV)	Mio. tkm/Besch.	3,8	3,2	3,8	4,1	4,0	4,0	3,8
Spezifische Beförderungsleistung pro Beschäftigte (BSF)	Mio. tkm/Besch.	5,6	5,7	6,4	5,2	5,5	5,5	5,6
Beschäftigte bei ausschließlicher Nutzung SGV	Anzahl	15.063	13.049	14.643	12.939	13.752	14.124	13.928
Differenz zu Beschäftigten bei BSF	Anzahl	3.660	3.267	4.899	2.315	3.063	3.280	3.414

SGV – Schienengüterverkehr; BSF – Binnenschiffahrt (Güterverkehr); Besch. – Beschäftigte.

Quelle: Eigene Berechnungen nach BNetzA – Marktuntersuchung Eisenbahnen (2013, 2015, 2016); DESTATIS 8/4, Stand 2008-2013; DESTATIS 9/4/1 Stand 2008-2013; vgl. Anhang 14, Anhang 15.

Diskussion

Die Betrachtung zu den Beschäftigungseffekten impliziert, dass die Binnenschiffahrt eher negativ zu bewerten ist. Hierbei sind allerdings folgende Aspekte nicht einbezogen:

- ▶ Es wurden weder die Beschäftigten berücksichtigt, die zur Erhaltung der Schifffahrtsstraßen notwendig sind, noch der Arbeitsbedarf für den Bau und Erneuerung der Eisenbahnnetze (DB Netze). Der Einfluss auf das Bewertungsergebnis lässt sich nicht abschätzen.
- ▶ Weiterhin mussten institutionelle Statistiken bzgl. der Beschäftigtenzahlen genutzt werden. Dies bedeutet, dass bei den Beschäftigtenzahlen auch Nebentätigkeiten der Unternehmen einfließen. Daher wird bei Binnenschiffahrt und SGV die Beförderungsleistung pro Beschäftigten unterschätzt. Zwar gleicht sich der Fehler im Zuge der Differenzbetrachtung teilweise aus, allerdings lässt sich der Restfehler nicht abschätzen.

Zugleich stellt die Schätzung der direkten Effekte nur einen ersten Bewertungsschritt dar. Vielfältige Effekte werden nicht berücksichtigt, beispielsweise:

- ▶ Mit einer Verlagerung der Transporte auf die Bahn verteuern sich die ehemals per Schiff erbrachten Transportdienstleistungen. Dies führt wahrscheinlich zu Anpassungsreaktion der die Transportleistungen nachfragenden Sektoren und kann mit Beschäftigungseffekten einhergehen.
- ▶ Da sich die größte Beförderungsleistung der Binnenschiffahrt auf das Rheingebiet konzentriert, ist es unwahrscheinlich, dass für diesen Raum der Gütertransport vollständig auf die Schiene verlagert werden kann, ohne dass es zu Kapazitätsengpässen und somit zu zusätzlichen Preiseffekten kommt. Die Anpassungsreaktionen hierauf wären ebenfalls mit wirtschaftsstrukturellen Effekten (Verlagerung von Industrieunternehmen) verbunden, die ihrerseits zu Beschäftigungseffekten führen.
- ▶ Damit die Bahn die Güternachfrage bewältigen kann, wäre ein Ausbau der Kapazitäten (Bahnstrecken) notwendig. Hierdurch erhöht sich die Nachfrage nach Investitionsgütern bei der Bahn gegenüber den vorgelagerten Sektoren und es wird wahrscheinlich (temporär) Beschäftigung induziert.

Die aufgeführten indirekten Effekte sind sowohl positiv (Beschäftigung durch Ausbau des Schienennetzes) sowie möglicherweise negativ (zu vermuten bei den Folgewirkungen der Transportpreiserhöhungen). Deren genaue Abschätzung kann im Rahmen des Projektes nicht geleistet werden.

5.2 Wassernutzung zur öffentlichen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung bei Haushalten

5.2.1 Beschreibung der untersuchten Wassernutzung

5.2.1.1 Bedeutung der Wassernutzung und Eingrenzung der Bewertung

Das Beispiel Trinkwasser betrachtet die Bereitstellung und Nutzung von Trinkwasser in privaten Haushalten. Zugleich ist eine Bereitstellung von Trinkwasser notwendigerweise mit einer Möglichkeit zur Abwasserentsorgung gekoppelt. Da nahezu das gesamte Wasser, das den Haushalten bereitgestellt wird, nach der Nutzung wieder abgeleitet und umweltverträglich in die Gewässer eingeleitet werden muss.

Trinkwasser wird in Haushalten konsumiert sowie für eine Vielzahl von Tätigkeiten genutzt und dient somit als „Produktionsfaktor“ von Haushaltstätigkeiten. Hierbei ist Wasser sowohl notwendig als auch nützlich: Wasser ist lebensnotwendig und Menschen sind auf regelmäßige Wasseraufnahme angewiesen. Wasser wird weiterhin als mittelbar für viele Haushaltstätigkeiten benötigt, u. a.:

- ▶ zur Zubereitung von Lebensmitteln (Reinigungsmittel, Medium zum Kochen);
- ▶ zur Körperhygiene und -pflege und Nutzung von Sanitäranlagen (Reinigungsmittel, Transportmedium für Toiletten);
- ▶ zum Putzen im Haushalt und Wäschewaschen (Reinigungsmittel, Transportmittel);
- ▶ zum Bewässern von Zimmerpflanzen und des Gartens.

Bei den genannten Verwendungen – auch über den Konsum als Trinkwasser hinaus - ist eine gewisse Wasserinanspruchnahme notwendig, d. h. unverzichtbar. Weder können Menschen auf ein Minimum an Körperhygiene verzichten, noch auf ein Minimum an Wasser zum Wäschewaschen. Mit zunehmendem Umfang der Inanspruchnahme verliert jedoch das Argument der Notwendigkeit schrittweise seine Berechtigung und gewinnt das abwägende Argument der Nützlichkeit stärker an Bedeutung. Beispielsweise ist eine Mindestmenge an Wasser gegenwärtig für die Körperhygiene unerlässlich, mit der zunehmenden Häufigkeit des Duschens gehen neben den Aspekten eines notwendigen Mindestmaßes an Hygiene aber auch nützliche Aspekte der Bequemlichkeit, der Entspannung und des Genusses in die Entscheidung bzgl. der Inanspruchnahme von Wasser ein.

Die notwendigen sowie auch die genutzten Wassermengen werden von vielen Faktoren beeinflusst, u. a. von:

- ▶ Biologischen Aspekten – welche den lebensnotwendigen Umfang an Wasser bedingen.
- ▶ Technischen Aspekten – welche zum Beispiel den Wasserbedarf der Waschmaschinen, von Sanitäranlagen oder von Duscheinrichtungen (Sparköpfe) bestimmen.
- ▶ Gesellschaftlichen Wertvorstellungen und Anforderungen: Diese spiegeln sich z. B. in Hygiene- und Reinigungsstandards wider, deren gegenwärtiger Stand sich deutlich von dem vor 100 Jahren unterscheidet. Sie spiegeln sich aber auch in der gesellschaftlichen Akzeptanz von Technologien wieder. Beispielsweise existieren mit Trockentoiletten und Trockentrenntoiletten schon gegenwärtig Systeme, welche nahezu wasserlos betrieben werden. Deren gesellschaftliche Akzeptanz ist jedoch gegenwärtig eher niedrig.
- ▶ Alternativen zum Einsatz von Trinkwasser aus dem Wasserhahn: Vielfältige Alternativen sind denkbar und werden mehr oder weniger stark in Anspruch genommen. Der Trinkwasserbedarf kann mit Flaschenwasser gedeckt werden, Hygieneanforderungen könnten (wie früher

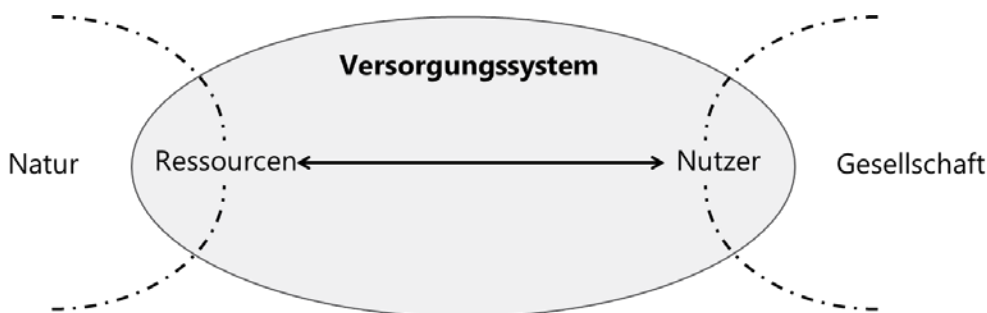
üblich) in öffentlichen Badeanstalten befriedigt werden, Haushalte können ihre Wäsche abholen und waschen lassen.

- Sozioökonomische Aspekte: Mehrpersonenhaushalte haben einen niedrigeren spezifischen Wasserbedarf als Singlehaushalte. Der spezifische Wasserbedarf hängt weiterhin auch vom Alter der im Haushalt lebenden Personen ab. (siehe z. B. Ansmann 2010)

Somit ist zu konstatieren, dass dem Haushaltsbedarf an und der Nachfrage nach Trinkwasser komplexe Entscheidungen zu Grunde liegen.

Mit dem gesellschaftlichen Aufbau der Wasserversorgung ist ein komplexes soziotechnisches Versorgungssystem errichtet worden. Trinkwasserbereitstellung ist zwangsläufig an das Medium Wasser gebunden, d. h. Wasser muss gefördert, gereinigt und zu den Haushalten transportiert werden. Hierfür werden Wasserressourcen genutzt. Gegenwärtig sind dies vor allem Grundwasservorkommen und in weitaus geringerem Maße See- und Talsperrenwasser, Uferfiltrat sowie Quellwasser (DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2013). In Deutschland kann durch die hoch entwickelten Infrastruktursysteme Trinkwasser weitgehend unabhängig von der Lage und Qualität der genutzten Wasserressourcen den Haushalten zur Verfügung gestellt werden. Die Qualität des an die Haushalte gelieferten Trinkwassers hängt nicht mehr alleine von der Qualität der genutzten Wasserressourcen ab, sondern maßgeblich von den ergriffenen technischen Maßnahmen.

Abbildung 22: Grundstruktur des Konzepts der Versorgungssysteme



Quelle: Lux 2009: 105.

Durch die Zwischenschaltung des komplexen Infrastruktursystems zwischen Wasserressourcen beziehungsweise Gewässer auf der einen und den Haushalten auf der anderen Seite, muss gerade bei Trinkwasser sehr klar zwischen einer in-situ- und einer at-source-Bewertung unterschieden werden (vgl. auch Abschnitt 4.2). Die in-situ-Bewertung bezieht sich auf das Wasser, das aus dem Wasserhahn mit einer technisch eingestellten Qualität und bestimmten Versorgungssicherheit kommt beziehungsweise wieder abgeleitet wird. Die at-source-Betrachtung bezieht sich auf die Wasserressourcen, die für die Bereitstellung von Trinkwasser genutzt werden und mehr oder weniger günstig zu nutzen sind sowie auf die Gewässer, die nach der Behandlung in der Kläranlage das gereinigte Abwasser wiederaufnehmen.

Hochwertige Wasserressourcen, d. h. günstig gelegene Ressourcen mit hoher Ergiebigkeit und einer guten Rohwasserqualität erlauben eine kostengünstigere Bereitstellung von Trinkwasser als Ressourcen geringeren Wertes. Hochwertige Gewässer, d. h. Gewässer mit hoher Assimilationskapazität und Robustheit in der Nähe sowie günstiger Lage, erlauben eine kostengünstigere Abwasserbeseitigung. Ungünstige Wasserressourcen und empfindliche Gewässer lassen sich durch einen höheren technischen Aufwand bei der Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung der Haushalte ausgleichen, indem zum Beispiel weiter entfernt liegender Ressourcen über Fernleitungen erschlossen und ein verstärkter Reinigungsaufwand bei der Abwasserbeseitigung betrieben werden.

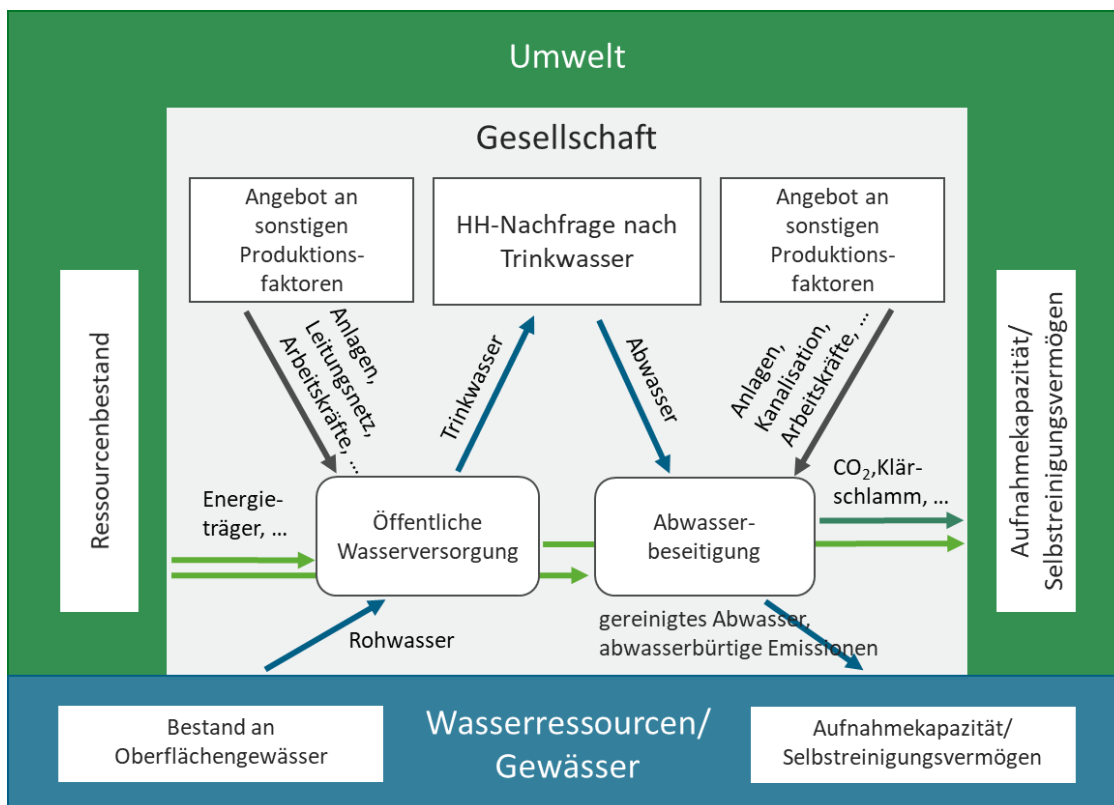
Im Folgenden wird eine at-source-Betrachtung angestrebt. Hierbei wird auf einer in-situ-Betrachtung aufgebaut und diese um die Kosten der Wasserversorgung sowie Abwasserableitung und -behandlung ergänzt.

5.2.1.2 Prozesse der Wassernutzung und Einflussfaktoren auf die ökonomische Bedeutung

Für die ökonomische Bewertung der Trinkwasserversorgung von Haushalten sind die in Abbildung 23 dargestellten Beziehungen zu Grunde zu legen.

Dabei beruht die ökonomische Bedeutung der Wasserressourcen zuerst einmal auf der Bereitstellung von Wasser zur Entnahme für die Trinkwassergewinnung. Förderung, Aufbereitung, Transport und Verteilung des Wassers werden i. d. R. mit Hilfe von zentralen Infrastruktursystemen geleistet. Hierzu sind weitere Produktionsfaktoren notwendig: die Errichtung von Infrastrukturen ist kapitalintensiv, weiterhin werden u. a. Arbeitskräfte, Energieträger und Chemikalien sowie Ingenieursleistungen benötigt. Mit Hilfe der Infrastruktursysteme kann das Wasser den Haushalten zur Verfügung gestellt werden. Zugleich setzt die Abwasserbeseitigung weitere Infrastrukturen zur Sammlung, Ableitung und Reinigung des Abwassers voraus, die wiederum weitere Produktionsfaktoren benötigen. Das gereinigte Abwasser wird i. d. R. wieder in Gewässer eingeleitet, hierbei gelangt eine Restverschmutzung mit in das Gewässer, sodass sowohl deren Deponie- als auch Selbstreinigungsfunktion in Anspruch genommen wird.

Abbildung 23: Prozessschema zur Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung bei Haushalten



Die Pfeile stellen Inputs und Outputs der Wassernutzung dar.

Quelle: Eigene Darstellung.

Die ökonomische Bedeutung der Wasserressourcen und Gewässer für die Trinkwasserversorgung wird maßgeblich durch Faktoren beeinflusst, welche die *Nachfrage nach beziehungsweise die Bedarfe gegenüber Trinkwasserversorgung* bestimmen. Weiterhin sind die *wertbestimmenden Eigenschaften der*

Wasserressourcen und Gewässer selbst relevant. Schließlich spielen noch weitere *technische und marktliche Faktoren* eine Rolle, welche die Bereitstellungskosten beeinflussen und somit die ökonomische Bedeutung von Wasserressourcen bei gegebener in-Situ-Bedeutung beeinflussen

Faktoren, welche die *Nachfrage nach Wasser beziehungsweise die Bedarfe gegenüber der Trinkwasserversorgung* und somit die in-situ-Bedeutung von Wasser beeinflussen, sind:

- ▶ Notwendige Bedarfe, nützliche Verwendungen: Je größer die notwendigen Bedarfe nach Trinkwasser ausfallen und darüber hinaus je mehr nützliche Verwendungsmöglichkeiten für Wasser sich im Haushalt ergeben, desto größer ist die ökonomische Bedeutung.
- ▶ Bevölkerungszahl: Je mehr Einwohner und haushaltsnahe Gewerbe (Kleingewerbe) zu versorgen sind, desto höher fällt die ökonomische Bedeutung aus.
- ▶ Wasserabhängigkeit weit verbreiteter Haushaltsgeräte und Sanitäreinrichtungen: Je höher der spezifische Wasserbedarf für die Haushaltsgeräte und Sanitäreinrichtungen ist, desto höher ist die Bedeutung von Wasser.
- ▶ Alternative Wasserressourcen für die Haushalte: Je weniger und kostenintensiver Alternativen zur Bereitstellung von Trinkwasser aus öffentlichen Versorgungssystemen vorhanden sind, desto höher ist die ökonomische Bedeutung von Wasser der öffentlichen Trinkwasserversorgung. Hierunter fällt die Möglichkeit zum Bezug von Flaschenwasser, grundstücksbezogene Möglichkeiten zur Wasserbereitstellung – z. B. durch Hausbrunnen, Regenwasserzisternen oder Grauwasseraufbereitungsanlagen – oder Sparmöglichkeiten durch die Nutzung von Wasser an anderer Stelle (Schwimmbäder, Waschkabine, ...).

Die *wertbestimmenden Eigenschaften der Wasserressourcen und Gewässer* ergeben sich ceteris paribus u. a. aus:

- ▶ Ihrer räumlichen Lage zu den Haushalten: Je näher sie von den nachfragenden Haushalten entfernt liegen, desto geringere Transportkosten fallen sowohl bei Trink- als auch bei Abwasser an.
- ▶ Der Umfang, in dem die Ressource in Anspruch genommen werden kann: Großmaßstäbliche Trinkwasserressourcen erlauben die Ausnutzung von Skaleneffekten sowohl bei der Trinkwasserversorgung als auch bei der Abwasserbeseitigung.
- ▶ Die Qualität und Empfindlichkeit der Wasserressourcen und Gewässer: Je besser die Wasserressource schon den Erfordernissen des Trinkwassers entspricht und je unempfindlicher sie auf externe Einflüsse reagiert, desto geringer ist der notwendige Reinigungsaufwand.

Schließlich spielen noch weitere *marktliche, technologische und rechtliche Faktoren* eine Rolle, welche das Angebot beeinflussen und somit die ökonomische Bedeutung von Wasserressourcen bei gegebener in-Situ-Bedeutung beeinflussen:

- ▶ Das technische Niveau der Trinkwasserversorgung: Je effektiver und wirtschaftlicher die eingesetzten Anlagen die geforderte Trinkwasserqualität und die zeitliche und mengenmäßige Verfügbarkeit sicherstellen können, desto höher ist die ökonomische Bedeutung der Wasserressourcen.
- ▶ Faktorkosten: Je niedriger die Preise für Kapital, Personal und Betriebsmittel ausfallen, desto höher ist die ökonomische Bedeutung der Wasserressourcen und Gewässer.
- ▶ Naturräumliche und siedlungsstrukturelle Gegebenheiten: Je geringer die Zusatzkosten durch die Bodenbedingungen, Relief u. ä. ausfallen, desto höher ist die ökonomische Bedeutung der Wasserressourcen. Je stärker die siedlungsstrukturellen Gegebenheiten die Verteilung und Sammlung des Wassers begünstigen (z. B. tendenziell höhere Siedlungsdichten), desto höher ist die ökonomische Bedeutung der Ressource.

- ▶ Institutionelle Rahmenbedingungen: Je besser die institutionellen Rahmenbedingungen eine kostengünstige Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung fördern (zum Beispiel im Hinblick auf Organisationsstrukturen), desto höher ist die ökonomische Bedeutung der Wasserressourcen.

Einige der aufgeführten Aspekte werden im Folgenden als Kontextfaktoren herangezogen. Sie illustrieren die Komplexität der hinter den Wertaussagen stehenden Zusammenhänge bei der Trinkwasserversorgung für die Haushalte. Solche Zusammenhänge sind bei der Interpretation von Indikatoren zu berücksichtigen, können aber nie vollständig in einem Indikatoren-Set wiedergespiegelt werden.

Die Wassernutzung im Haushalt durch Trinkwasserversorgung/Abwasserbeseitigung lässt sich aus allen in der Landkarte der Bewertung vorgestellten Perspektiven bewerten. Im Folgenden werden beispielhaft die direkten Leistungen an die Gesellschaft näher betrachtet. Hierbei werden mit der Nutzenstiftung und der Daseinsvorsorge zwei Wert- und Zielkonzepte ausgewählt, welche Aspekte der Notwendigkeit und der Nützlichkeit des Trinkwassers jeweils unterschiedlich aufgreifen. Auf die Bewertung der wirtschaftspolitischen Leistungen von Trinkwasser/der öffentlichen Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung sowie der Ver- und Entsorgung auf den Naturhaushalt musste in diesem Rahmen verzichtet werden.

5.2.2 Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung

Im Folgenden wird nach der Nutzenstiftung von Trinkwasser für die Haushalte gefragt, welche mit dem in Anspruch genommenen Wasser und der zugleich bereitzustellenden Abwasserentsorgung einhergeht. Hierfür wird zum einen die gesamte Konsumentenrente mit Hilfe der Point-Expansion-Methode erfasst und zum anderen kommt der Alternativkostenansatz zur Anwendung. Bei beiden Ansätzen wird die Wertschätzung der Nutzer für Trinkwasser als notwendiges Gut und ersetzbares Gut zugleich erfasst.

Der Ansatz des Restwertes kommt demgegenüber nicht zum Einsatz. Trinkwasserversorger und Abwasserentsorger sind gesetzlich verpflichtet, unter dem Kostendeckungsgrundsatz zu arbeiten (vgl. z. B. Wilke 1985: 253). Dementsprechend erzielen sie keinen „Gewinn“ als Differenz zwischen Kosten und Einnahmen, sodass langfristig eine Produzentenrente von Null zu erwarten wäre.

5.2.2.1 Bewertung der gesamten Konsumentenrente

Messkonzept

Die Methode zur Bewertung der gesamten Konsumentenrente ist im Abschnitt 4.3.2 bereits beschrieben und kann relativ einfach für die Ermittlung des Wertes von Trinkwasser umgesetzt werden. Anhand der verfügbaren empirischen Studien zur Trinkwassernachfrage wird eine Annahme zur Preiselastizität festgelegt und eine lineare Nachfragekurve abgeleitet. Angaben zum individuellen Wasserverbrauch sowie Trinkwasser- beziehungsweise Abwasserentgelt bilden den Ausgangspunkt der Bewertung.

Die Bewertung nähert sich dem *at-source-Wert* an. Daher werden verbrauchsabhängige und -unabhängige Bereitstellungskosten für die Trinkwasserversorgung und Entgelte der Abwasserbeseitigung abgezogen⁸⁸.

⁸⁸ Bei der Betrachtung der Nutzenstiftung von Trinkwasser werden zwar die Entgelte für die Schmutzwasserbeseitigung, nicht aber für die Niederschlagsentwässerung berücksichtigt. Diese stehen in keinem direkten Zusammenhang zur Bereitstellung von Trinkwasser.

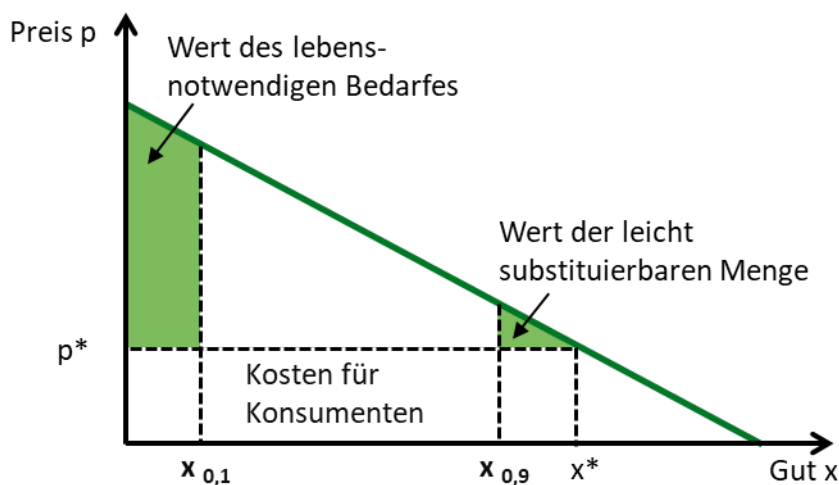
Zur Schätzung der Konsumentenrente müssen die Bereitstellungskosten beschrieben werden. Aufgrund des Kostendeckungsgrundsatzes werden hierfür die statistischen Informationen zu verbrauchsabhängigen und verbrauchsunabhängigen Trink- und Abwasserentgelten herangezogen, um die Gesamtkosten der Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung zu beschreiben⁸⁹.

Zusätzlich zum Gesamtwert werden noch Teilauswertungen vorgenommen (Abbildung 24). Hierbei wird nicht nach der gesamten Konsumentenrente gefragt, sondern nach:

- ▶ *dem Wert des lebensnotwendigen Trinkwasserbedarfes*: hierbei wird das erste Dezil (10 Prozent) der Nachfragemenge an Trinkwasser als die lebensnotwendige Menge angesetzt, die (wie z. B. für Trinken, Kochen ...) unverzichtbar ist und die Konsumentenrente dieser Menge ermittelt. Graphisch entspricht er der Fläche unterhalb der Nachfragekurve zwischen der Ordinate und dem ersten Dezil der Nachfragemenge ($x_{0,1}$).
- ▶ *dem Wert der leicht substituierbaren Menge*: hierbei wird der Wert für das letzte Dezil der Nachfragemenge ermittelt. Diese Wassermenge ist am ehesten substituierbar und am leichtesten einzusparen. Dieser Wert stellt auch eine Annäherung an den marginalen Wert dar⁹⁰. Graphisch entspricht dies der Fläche unterhalb der Nachfragekurve zwischen der realisierten Nachfrage (x^*) und dem letzten Dezil dieser Nachfrage ($x_{0,9}$) (Abbildung 24).

Die beiden Teilauswertungen sollen das Verständnis über die Entwicklung der Konsumentenrente entlang der Nachfragekurve verbessern. Bei den beiden Teilauswertungen werden die fixen Entgeltbestandteile nicht mitberücksichtigt. Es geht hierbei um den Wertvergleich von Teilmengen des Wasserverbrauchs, denen die fixen Entgelte nicht sinnvoll zugeordnet werden können.

Abbildung 24: Ermittlung des Wertes des lebensnotwendigen Trinkwasserbedarfes und der leicht substituierbaren Trinkwassermenge bei Schätzung der gesamten Konsumentenrente



x^* – nachgefragte Menge des Endproduktes der Wasserwassernutzung

p^* – Marktpreis des Endproduktes der Wassernutzung

Quelle: Eigene Darstellung.

⁸⁹ Allerdings können bestimmte Entgeltbestandteile, wie Anschlussbeiträge, Baukostenzuschüsse, aber auch gegenwärtig noch entgeltwirksame Subventionen, sowie zeitweise Kostenüber- oder -unterdeckungen nicht erfasst werden. Daher werden die Gesamtkosten unter- und somit die at-source-Werte überschätzt. Aufgrund der komplexen und im Bundesgebiet sehr stark variierenden Entgeltstrukturen variiert der Schätzfehler regional.

⁹⁰ Die Point-Expansion-Methode ist besser geeignet kleine Abweichungen der Nachfrage zu bewerten als die gesamte Konsumentenrente. Denn die empirischen Angaben zur Preiselastizität gelten streng genommen nur in der unmittelbaren Nähe des Marktgleichgewichtes. (vgl. Griffin 2006: 35)

Verfügbare Indikatoren und Informationen

Zur Ermittlung der Nachfragekurve müssen statistische Daten mit literaturbasierten Annahmen verknüpft werden. Diese werden im folgenden Abschnitt beschrieben.

DESTATIS Fachserie 19 Reihe 2.1.1: Öffentliche Wasserversorgung

Die Daten bzgl. der Wasserabgabe⁹¹ zum Letztgebrauch an Haushalt und Kleingewerbe werden seit 2001 im Dreijahresrhythmus durch die statistischen Ämter des Bundes und der Länder in der Fachserie 19 Reihe 2.1.1 veröffentlicht (Tabelle 49). Sie werden bis zur Ebene der Kreise und kreisfreien Städte aufgeschlüsselt.

Tabelle 49: Genutzte Datenvariablen zur Wasserabgabe zum Letztgebrauch an Haushalt und Kleingewerbe

Datenvariable	Definition	Datenverfügbarkeit:		Quelle
		Räumlich	Zeitlich	
Wassermenge [1.000 m ³]	Setzt sich zusammen aus Abgabe an Haushalte einschließlich Kleingewerbe	Deutschland, Bundesländer	Seit 2001 im 3-Jahres-Turnus	DESTATIS Fachserie 19 Reihe 2.1.1 (Reihe 2.1 bis 2007),
Trinkwasserabgabe [l/E*d]	Wassermenge an Haushalt und Kleingewerbe pro versorgter Einwohner und Tag			
Versorgte Einwohner [Anzahl/1000]	Anzahl der von der öffentlichen Wasserversorgung versorgten Einwohner			

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Darüber hinaus stellt diese Fachserie wichtige Kontextinformationen bereit, die die Entwicklung der absoluten Wasserabgabe erläutern und für die Interpretation der Ergebnisse notwendig sind (Tabelle 49). Beispielsweise bietet die Trinkwasserabgabe pro Einwohner und Tag [l/E*d] Hinweise auf Unterschiede zum Wassersparverhalten oder zur Haushaltsausstattung mit modernen Installationen und Haushaltsgeräten. Die Daten zu den versorgten Einwohnern bieten Informationen zur demographischen Dynamik sowie zur Umsetzung einer flächendeckenden Trinkwasserversorgung/Abwasserentsorgung.

Umweltstatistische Erhebung von DESTATIS und den Statistischen Ämtern des Bundes und der Länder

Die umweltstatistische Erhebung von DESTATIS stellt seit 2005 Zahlen zu Wasser- und Abwasserentgelten⁹² nach Bundesländern gegliedert zur Verfügung. Die Trinkwasserentgelte werden zusätzlich bis zur Ebene der Kreise und der kreisfreien Städte differenziert.

⁹¹ Die Wasserabgabe zum Letztgebrauch ist die statistische Größe zur Darstellung des Wasserangebots, das durch Haushalte und Kleingewerbe zum Marktpreis nachgefragt und „verbraucht“ werden. Im Folgenden werden Wasserabgabe und -verbrauch als Synonyme genutzt.

⁹² Entgelt wird als Oberbegriff für Preise und Gebühren genutzt.

Tabelle 50: Datenvariablen zu Wasser- und Abwasserentgelt der öffentlichen Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung

Name des Indikators	Definition	Datenverfügbarkeit:		Quelle
		Räumlich	Zeitlich	
Trinkwasserentgelt [€/m ³]	Verbrauchsabhängiges Trinkwasserentgelt für die an die öffentliche Trinkwasserversorger angeschlossenen Haushalte	Deutschland, Bundesländer, Kreise und kreisfreie Städte, Gemeinden und Samt-/Verbandsgemeinden	Seit 2005 bis 2013	DESTATIS, StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt
Trinkwassergrundgebühr [€]	Haushaltsübliches verbrauchsunabhängiges Entgelt pro Jahr und Haushalt			
Abwasserentgelt [€/m ³]	Verbrauchabhängiges Abwasserentgelt für die an eine zentrale Behandlungsanlage angeschlossenen Haushalten	Deutschland, Bundesländer,	Seit 2005 bis 2013	DESTATIS, StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt
Abwassergrundgebühr [€]	Haushaltsübliches verbrauchsunabhängiges Entgelt pro Jahr und Haushalt			

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Für die Ableitung der Nachfragekurve werden die verbrauchsabhängigen Trinkwasserentgelte und Abwasserentgelte herangezogen.

Literaturgestützte Annahme zur Preiselastizität

Eine Herausforderung bei der Anwendung der Point-Expansion-Methode liegt in der Festlegung einer realistischen Preiselastizität. Seit den 60iger Jahren haben sich zahlreiche internationale Studien der Untersuchung von Einflussfaktoren auf die Wassernachfrage auf Haushalts- oder Gemeindeebene gewidmet und dabei Preiselastizitäten ermittelt (vgl. Arbués *et al.* 2003 und Anhang 17). Für Deutschland liegen nur einzelne Studien vor (Anhang 18), wobei dies meist lokale Studien sind.

Im Rahmen dieser Bewertung wird die Studie von Schleich und Hillenbrand (2009) aufgegriffen, die eine Preiselastizität von -0,242 für Deutschland ermittelt haben:

- ▶ die Studie bezieht sich auf dieselben statistischen Daten, die für die hier beschriebenen Berechnungen zur Verfügung stehen,
- ▶ die Preiselastizität wurde für Gesamtdeutschland ermittelt und es wurden zugleich Unterschiede zwischen alten und neuen Bundesländern geprüft,
- ▶ die Ergebnisse stehen im Einklang mit anderen Studien (vgl. z. B. Müller 2012).

Schätzung für Deutschland

Im Folgenden werden die Ergebnisse der at-source-Bewertung erläutert. Die Konsumentenrente wird für Deutschland beziehungsweise für die ausgewählten Bundesländer als absoluter Wert, als spezifischer Wert pro Kubikmeter abgegebenem Wasser sowie als spezifische Konsumentenrente pro Einwohner dargestellt. Alle Daten und Ergebnisse im Folgenden sind real (in Preisen von 2010) auf Basis der allgemeine Verbraucherpreisindex wiedergegeben.

Bezugsraum Deutschland

Die Ergebnisse für Deutschland beziehen sich auf die drei Jahresschritte 2007, 2010 und 2013. Die Ergebnisse sind in der Tabelle 51 erfasst:

Tabelle 51: Konsumentenrente für Trinkwasser in Deutschland (in Preisen von 2010)

Indikator	Einheit	2007	2010	2013	Ø
Gesamte Konsumentenrente	Mio. €	27.304	26.364	24.457	26.041
Spezifische Konsumentenrente pro Kubikmeter	€/m ³	7,54	7,37	6,91	7,27
Spezifische Konsumentenrente pro Einwohner	€/E	334	325	306	322

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013; DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Diese Schätzung beziffert die gesamte Konsumentenrente im Durchschnitt auf jährlich über 26 Mrd. €. Als spezifischer Wert beträgt die Konsumentenrente im Durchschnitt 7,34 € pro Kubikmeter oder 325 € pro Einwohner. Alle drei Indikatoren weisen auf einen Rückgang über den Zeitraum zwischen 2007 und 2013 hin.

Der ermittelte Wert für die Konsumentenrente ist, verglichen mit den anderen untersuchten Wassernutzungen, sehr hoch und zeigt die hohe Bedeutung von Trinkwasser auf. Stellt man den geschätzten Wert ins Verhältnis zum verfügbaren Einkommen der versorgten Einwohner, ergibt sich dennoch nur ein Anteil von 1,7 Prozent (Tabelle 52). Nach diesen Schätzungen wären die Einwohner bereit, maximal 1,7 Prozent ihres Einkommens für Wasser ausgeben. Allerdings stellen diese Ergebnisse eine methodisch bedingte Unterschätzung dar. Eine lineare Nachfragefunktion impliziert, dass die Preiselastizität bei Verknappung der Wassermenge zurückginge. Das ist jedoch nicht realistisch. Im Gegenteil, bei (lebens-)notwendigen Gütern wird eine zunehmende Elastizität und höhere Nutzenstiftung erwartet (vgl. hierzu Abschnitt 5.2.2.3).

Tabelle 52: Anteil des Gesamtwerts am verfügbaren Einkommen der versorgten Einwohner in Deutschland (in Preisen von 2010)

	Einheit	2007	2010	2013	Ø
verfügbares Einkommen	€/E	19.359	19.452	19.612	19.474
Anteil am verfügbaren Einkommen der Haushalte					
Anteil der gesamten Konsumentenrente am verfügbaren Einkommen pro Einwohner	%	1,7	1,7	1,6	1,7

E – Einwohner.

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013; DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016; AK VGRdL 2/3, Stand 8/2015.

Die Teilauswertungen weisen auf die unterschiedliche Wertschätzung zwischen der lebensnotwendigen Wassermenge auf der einen und der leicht substituierbaren Menge auf der anderen Seite hin. Die Ergebnisse sind in Tabelle 53 und Tabelle 54 zusammengefasst. Wie in Abschnitt zum Messkonzept (s. o.) beschrieben, wurde bei den Wertangaben in diesen Tabellen auf die Berücksichtigung der fixen Entgelte verzichtet.⁹³ Daher sind die Werte eines Jahres der beiden Tabellen untereinander vergleichbar, aber nur eingeschränkt mit den Werten des Jahres bei Tabelle 51.

⁹³ Hierdurch wurde eine Aufteilung der fixen Entgelte auf die verbrauchte Wassermenge vermieden, da die fixen Entgelte anfallen, bevor und unabhängig davon, ob überhaupt Wasser konsumiert wird.

Tabelle 53: Wert von Trinkwasser für den lebensnotwendigen Bedarf in Deutschland – erstes Dezil der Nachfragemenge (in Preisen von 2010)

	Einheit	2007	2010	2013	Ø
Absoluter Wert	Mio. €	5.756	5.631	5.418	5.602
Spezifischer Wert pro Kubikmeter	€/m ³	15,89	15,74	15,30	15,65
Spezifischer Wert pro Einwohner	€/E	70,51	69,36	67,68	69,18

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013; DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Der Wert für den lebensnotwendigen Trinkwasserbedarf (erstes Dezil der Nachfrage) beträgt im Durchschnitt 5,6 Mrd. € beziehungsweise 16 €/m³ oder 70 €/Einwohner. Diese Schätzwerte verdeutlichen die hohe Bedeutung von Wasser bei einem ernststen Ausfall der Versorgung, wenn z. B. die Trinkwasserqualität so stark beeinträchtigt ist, dass eine zeitbegrenzte Substitution der Versorgung notwendig wird, um Gesundheitsschäden zu vermeiden.

Tabelle 54: Wert von Trinkwasser für die leicht substituierbare Menge in Deutschland – letztes Dezil der Nachfragemenge (in Preisen von 2010)

	Einheit	2007	2010	2013	Ø
Absoluter Wert	Mio. €	303	296	285	295
Spezifischer Wert pro Kubikmeter	€/m ³	0,84	0,83	0,81	0,82
Spezifischer Wert pro Einwohner	€/E	3,71	3,65	3,56	3,64

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013; DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Der Wert des letzten Dezils der Nachfrage (entspricht den letzten 10 Prozent der Verbrauchsmenge) liegt bei durchschnittlich 300 Mio. € beziehungsweise bei 0,80 €/m³ oder 3,60 €/Einwohner. Der Schätzwert für die leicht substituierbare Trinkwassermenge kann herangezogen werden, um Verluste durch leichte Verbrauchsrestriktionen im Sommer (zum Beispiel Begrenzung der Bewässerung im Garten) oder Nutzenverluste durch kurzfristige, schnell behebbare technische Störungen zu bewerten.

Kontextfaktoren

Das Bewertungsergebnis wird von der Schätzung der Nachfragekurve und somit von den Datenvariablen der verbrauchsabhängigen Entgelte und Wasserabgaben bestimmt, die beide zugleich als Kontextfaktoren der Nachfrage dienen können.

Tabelle 55: Wasserabgabe der öffentlichen Trinkwasserversorgung in Deutschland

	Einheit	2007	2010	2013
Wasserabgabe an Haushalt und Kleingewerbe	1000 m ³	3.622.530	3.576.867	3.540.281
Versorgte Einwohner	1000*E	81.637,2	81.175,6	80.053,0
Spezifische Trinkwasserabgabe	l/E*d	122,0	120,7	121,2

Quelle: DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013.

Generell sind die Hochrechnungen für Deutschland von rückläufigen Wasserabgaben an Haushalte und Kleingewerbe geprägt (vgl. Tabelle 55). Dies ist hauptsächlich auf einen Rückgang der angeschlossenen Personen aufgrund des demographischen Wandels zurückzuführen. In Bezug auf den einwohnerspezifischen Bedarf lassen die drei Werte keine Tendaussage zu.

Die Entwicklung der verbrauchsabhängigen und -unabhängigen Trinkwasser- und Abwasserentgelte weist zugleich auf Änderungen bei der Tarifstruktur hin. Während die verbrauchsabhängigen Entgelte um 3 Prozent zurückgegangen sind, stiegen die verbrauchsunabhängigen an (Tabelle 56).

Tabelle 56: Trinkwasser- und Abwasserentgelte – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010)

		Einheit	2007	2010	2013	Ø
Verbrauchsabhängige Entgelte	Trinkwasserentgelt	€/m ³	1,66	1,65	1,60	1,64
	Abwasserentgelt	€/m ³	2,38	2,36	2,30*	2,35
	Gesamtwasserentgelt	€/m ³	4,05	4,01	3,90	3,99
Verbrauchsunabhängige Entgelte	Trinkwasser Grundgebühr	€/m ³	0,68	0,74	0,76	0,73
	Abwasser Grundgebühr	€/m ³	0,15	0,17	0,19	0,17
	Gesamte Grundgebühr	€/m ³	0,83	0,91	0,95	0,90
Gesamtentgelt		€/m³	4,87	4,92	4,83	4,88

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013; DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Die verbrauchsunabhängigen Entgelte betragen knapp 20 Prozent der variablen Entgelte, wobei deren relative Bedeutung bei der Trinkwasserversorgung wesentlich höher liegt als bei der Abwasserentsorgung⁹⁴.

Regionaler Vergleich – Nordrhein-Westfalen und Sachsen

Die Ergebnisse zur Konsumentenrente für Sachsen und Nordrhein-Westfalen sind in Tabelle 57 erfasst. Die gesamte Konsumentenrente für Nordrhein-Westfalen beträgt im Durchschnitt 6,3 Mrd. € pro Jahr und für Sachsen 0,8 Mrd. € pro Jahr. Somit übersteigen die Werte von Nordrhein-Westfalen die Werte von Sachsen um das Achtfache.

Eine Ursache ist der deutlich höhere absolute Wasserverbrauch in Nordrhein-Westfalen. Die absolute Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe in Nordrhein-Westfalen überragt mit 860 Mio. m³ die Verbrauchsmenge in Sachsen (130 Mio. m³) um das 6,5-fache. Dies liegt erst einmal an den unterschiedlich hohen Bevölkerungszahlen. Nordrhein-Westfalen zählt mit 17,3 Millionen viermal mehr an die Versorgung angeschlossene Einwohner als Sachsen (4 Mio. Einwohner – vgl. Tabelle 57). Hierbei spielt auch der leicht niedrigere Anschlussgrad an die öffentliche Trinkwasserentsorgung in Sachsen eine Rolle (siehe auch Abschnitt 5.2.3.3).

Ein weiterer Grund für die unterschiedlichen Konsumentenrenten sind die verschiedenen einwohnerspezifischen Wasserverbräuche. Nordrhein-Westfalen weist einen überdurchschnittlichen einwohnerspezifischen Wasserverbrauch von 134,4 l/E*d auf. Dagegen geht Sachsen mit einem Verbrauch von 85,3 l/E*d besonders sparsam mit der Ressource um.

⁹⁴ Im Abschnitt 5.2.2.1 wurde dargelegt, dass nicht alle verbrauchsunabhängigen Entgeltbestandteile erfasst wurden. Z. B. fehlen Anschlussbeiträge und Baukostenzuschüsse, so dass die Angaben in Tabelle 56 Unterschätzungen darstellen.

Tabelle 57: Konsumentenrente für Trinkwasser in Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)

	Einheit	Nordrhein-Westfalen				Sachsen			
		2007	2010	2013	Ø	2007	2010	2013	Ø
Wasserabgabe an HH und Kleingewerbe	1000 m ³	877.833	865.743	843.075	862.217	130.910	126.892	126.635	128.146
Gesamte Konsumentenrente	Mio. €	6.547	6.322	5.936	6.268	894	754	716	788
Versorgte Einwohner	1.000 E.	17.776,4	17.632,4	17.331,4	17.580,1	4.203,5	4.129,1	4.022,7	4.118,4
Spezifische Konsumentenrente pro Einwohner	€/E	368	359	342	356	213	183	178	191
Spezifischer Trinkwasserabgabe	l/E*d	135,3	134,5	133,4	134,4	85,3	84,2	86,3	85,3
Spezifische Konsumentenrente pro Kubikmeter	€/m³	7,46	7,30	7,04	7,27	6,83	5,94	5,66	6,14

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013; DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Schließlich wirken auch die unterschiedlichen Entgelthöhen hinein. Dies wird dadurch sichtbar, dass Sachsen mit nur 6,10 €/m³ eine niedrigere spezifische Konsumentenrente pro Kubikmeter Wasser als Nordrhein-Westfalen (7,30 €/m³) aufweist. Die deutlich höheren Entgelte in Sachsen (umgerechnet 7,30 €/m³ für die verbrauchsabhängigen und -unabhängigen Entgelte im Vergleich zu 5,20 €/m³ für Nordrhein-Westfalen, in Tabelle 58 dargestellt) führen zu unterschiedlichen Nachfragekurven und sorgen zugleich dafür, dass ein deutlich höherer Anteil der Nutzenstiftung durch die Bereitstellungskosten gebunden ist.

Aufgrund dieser Differenzen bei den Kontextfaktoren zeigen auch die einwohnerspezifischen Konsumentenrenten deutliche länderspezifische Unterschiede auf. Mit einem Wert von 190 €/E liegt Sachsen nicht einmal bei zwei Dritteln des Wertes von Nordrhein-Westfalen (jeweils 360 €/E).

Tabelle 58: Trink- und Abwasserentgelte in Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)

	Einheit	NRW				Sachsen			
		2007	2010	2013	Ø	2007	2010	2013	Ø
Verbrauchsabhängige Entgelte									
Trinkwasserentgelt	€/m ³	1,65	1,63	1,53	1,60	2,01	1,91	1,82	1,91
Abwasserentgelt	€/m ³	2,48	2,46	2,45	2,46	2,65	2,50	2,23	2,46
Gesamtwasserentgelt	€/m ³	4,13	4,09	3,98	4,07	4,66	4,41	4,05	4,37
Verbrauchsunabhängige Entgelte									
Trinkwasser	€/m ³	1,04	1,11	1,14	1,10	1,92	2,14	1,84	1,97
Abwasser	€/m ³	0,03	0,04	0,04	0,04	0,88	1,03	0,88	0,93
Gesamtgrundgebühr	€/m ³	1,07	1,15	1,18	1,13	2,81	3,17	2,71	2,90

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013; DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

5.2.2.2 Alternativkostenansatz

Messkonzept

In der Methode der Alternativkosten wird davon ausgegangen, dass die maximale Zahlungsbereitschaft für ein Gut beziehungsweise eine Dienstleistung nicht höher ist als die gesellschaftlichen Mehrkosten, die für den Einsatz einer wassersparenden Alternative entstünden. Trinkwasser gilt als in Teilen unersetzbares Gut, da es lebensnotwendige Bedürfnisse wie Trinken, Kochen oder Körperhygiene erfüllt. D. h., die Alternative kann nicht darin bestehen, Wasser vollständig zu ersetzen, sondern es wird eine Alternative zur öffentlichen Trinkwasserversorgung und den dort genutzten Wasserressourcen angesetzt, die den grundlegenden Wasserbedarf deckt. Für eine erste Annäherung im Rahmen des Projektes wird deswegen von einer alternativen Bereitstellung des Trinkwassers durch Flaschenwasser ausgegangen. Der Preis von Trinkwasser für private Haushalte kann daher den Preis von Flaschenwasser nicht überschreiten, da ansonsten der Wasserbedarf durch Flaschenwasser gedeckt werden würde.^{95, 96}

Der Bewertung liegt eine nicht-lineare Nachfragekurve mit einer konstanten Elastizität der Form $x = k \cdot p^\varepsilon$ zugrunde, wie sie im Abschnitt 4.3.3.3 (Gleichung 8) erläutert wird.

Die Alternativkosten werden anhand des Verlustes an Konsumentenrente geschätzt, die bei einer Verknappung des Trinkwassers entsteht, indem der Substitutionspreis von Flaschenwasser angesetzt wird. Hierbei entspricht die Konsumentenrente dem Integral der nicht-linearen Nachfragefunktion zwischen den gegenwärtig verbrauchsabhängigen Entgelten für Trink- und Abwasser (N) und dem Substitutionspreis (S) abzüglich der verbrauchsabhängigen Entgelte.

Ein Verlust an Produzentenrente bei der öffentlichen Trinkwasserversorgung muss nicht angesetzt werden, da aufgrund des Kostendeckungsprinzips davon ausgegangen wird, dass keine anfällt (vgl. 5.2.2). Entsprechend der konzeptionellen Überlegungen im Abschnitt 4.3.3.2 müsste jedoch die bei der Bereitstellung von Flaschenwasser anfallende Produzentenrente abgezogen werden. Hierauf wird verzichtet. Zum einen ist sie nicht bekannt. Zum anderen werden auch keine Preissteigerungen bei Flaschenwasser angesetzt, die bei "Realisierung" der Alternative zu erwarten wären und ebenfalls zu berücksichtigen wären. Es wird somit von einem perfekt elastischen Angebot an Flaschenwasser ausgegangen.

Somit entspricht der Verlust an Konsumentenrente zugleich den Alternativkosten. Es wird hierbei eine at-source-Betrachtung der öffentlichen Trinkwasserversorgung vorgenommen, da die Kosten der Förderung und des Transports des Trinkwassers durch die öffentliche Wasserversorgung berücksichtigt werden. Das Bewertungsergebnis kann auf die genutzten Wasserressourcen zurückgeführt werden.

Ähnlich wie die Bewertung der gesamten Konsumentenrente werden Teilauswertungen vorgenommen (Abbildung 25), um das Verständnis über die Entwicklung der Konsumentenrente entlang der Nachfragekurve zu verbessern:

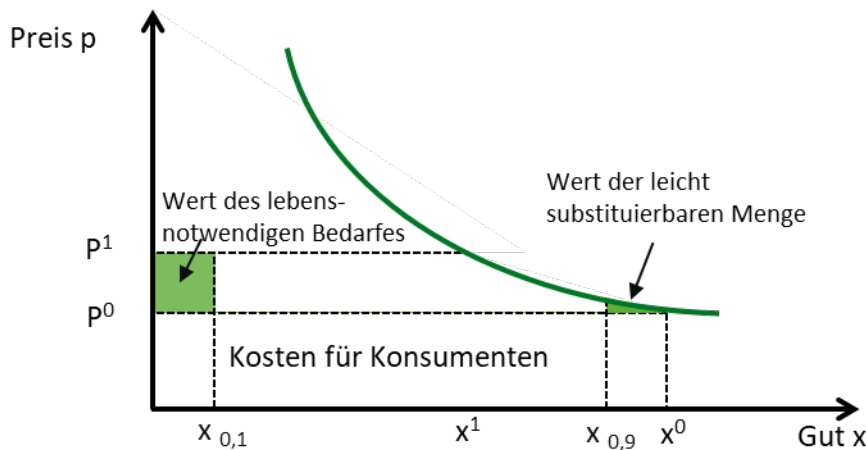
- ▶ *dem Wert des lebensnotwendigen Trinkwasserbedarfes* entspricht die Nutzenstiftung des ersten Dezils (10 Prozent) der Gesamtnachfrage. Es wird angenommen, dass dieser Teil der Nachfrage für lebensnotwendige Nutzungen wie das Trinken und Kochen benötigt wird und unverzichtbar ist.

⁹⁵ Zur Wahl von Flaschenwasser als Alternative siehe Diskussion (vgl. Abschnitt 5.2.2.3).

⁹⁶ Es wird keine Alternative zur bestehenden Abwasserentsorgung einbezogen. Daher wird mit dem genutzten Ansatz auf den Wert der Wasserressourcen zur Trinkwasserbereitstellung fokussiert und nicht auf den Wert von Gewässern als Aufnahmemedium von gereinigtem Abwasser.

- *dem Wert der leicht substituierbaren Menge* entspricht die Nutzenstiftung des letzten Dezils der Nachfrage, die als leicht substituierbar gilt beziehungsweise die ohnehin einfach eingespart werden kann.

Abbildung 25: Ermittlung des Wertes für den lebensnotwendigen Trinkwasserbedarf und für die leicht substituierbare Trinkwassermenge bei Schätzung der Konsumenteneffekte anhand des Alternativkostenansatzes



x^0 – nachgefragte Menge des Endproduktes der Wasserwassernutzung
 p^0 – Marktpreis des Endproduktes der Wassernutzung
 x^1 – nachgefragte Menge nach dem Endprodukt zum Substitutionspreis
 p^1 – Marktpreis des Substituts für die Wassernutzung

Quelle: Eigene Darstellung.

Verfügbare Indikatoren und Informationen

Zur Ermittlung der nicht-linearen Nachfragekurve wird auf denselben Daten aufgebaut, die auch zur Ableitung der linearen Nachfragekurve bei der Schätzung zur gesamten Konsumentenrente herangezogen werden (vgl. Abschnitt 5.2.2.1). Nur der funktionale Zusammenhang zwischen Preis und Nachfragemenge ändert sich, so dass die Preiselastizität der Nachfrage unabhängig von der in Anspruch genommenen Menge konstant bleibt. Zusätzlich wird eine Annahme zum Substitutionspreis für Flaschenwasser getroffen.

Für die Ermittlung der Alternativkosten stellt sich die Frage nach dem Substitutionspreis, d. h. dem Preis der angesetzten Alternative, ab dem die Einwohner ihren Wasserbedarf durch Flaschenwasser decken. Ein Durchschnittspreis für Flaschenwasser lässt sich nicht direkt aus statistischen Daten ableiten. Der jährliche Umsatz der Mineralbrunnenindustrie und der Absatz von Mineral- und Heilwasser liefern einen Hinweis zum Preis (Anhang 19). Als erste Annäherung wird für die Bewertung im Folgenden mit einem realen Preis von 30 ct pro Liter oder 300 €/m³ gerechnet. Die nominalen Preise sind mit dem Verbraucherpreisindex für Mineralwasser, Limonaden und Säfte ermittelt worden (Tabelle 59).

Tabelle 59: Nominaler Substitutionspreis für Flaschenwasser

Kurzname des Indikators	Einheit	2007	2010	2013
Verbraucherpreisindex für Mineralwasser, Limonaden und Säfte		97,0	100,0	110,2
Nominaler Substitutionspreise	€/m ³	291,00	300,00	330,60

Quelle: Eigene Berechnung nach VDM Marktdaten, Stand 2007, 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Schätzung für Deutschland

Die Ergebnisse zu den Alternativkosten als at-source-Betrachtung sind in der Tabelle 60 erfasst.

Tabelle 60: Alternativkosten für Trinkwasser in Deutschland (in Preisen von 2010)

Indikator	Einheit	2007	2010	2013	Ø
Gesamte Alternativkosten	Mio. €	487.014	476.06	481.388	481.488
Spez. Alternativkosten pro Einwohner	€/E	5.966	5.865	6.013	5.948
Spez. Alternativkosten pro Kubikmeter	€/m ³	134,44	133,09	135,97	134,50

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013; DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Im Durchschnitt belaufen sich die Alternativkosten auf über 481 Mrd. €⁹⁷. Sie schwanken über die betrachtete Periode und zeigen leicht unterschiedliche Verläufe je nach gewähltem Indikator. Die Werte pro Kubikmeter und pro Einwohner von 2013 sind nach einem leichten Rückgang in 2010 wieder knapp über das Niveau von 2007 gestiegen. Sie betragen im Durchschnitt 130 €/m³ und knapp 6.000 €/Einwohner. Dagegen lagen der gesamten Alternativkosten für Deutschland im Jahr 2013 leicht unter dem Wert von 2007.

Die Alternativkosten betragen das über 18-fache der gesamten Konsumentenrente (26 Mrd. € – siehe Tabelle 51). Hier zeigt sich der hohe Einfluss, den die Annahme zur Nachfragefunktion – linearer vs. nichtlinearer Verlauf mit konstanter Preiselastizität – auf die Bewertung ausübt.

Setzt man die spezifischen Alternativkosten pro Einwohner ins Verhältnis zum verfügbaren Einkommen, so bilden sie einen Anteil von über 30 Prozent des verfügbaren Einkommens (Tabelle 61). Da die Alternativkosten als Zahlungsbereitschaft für die Nutzung der Wasserressourcen im Rahmen der öffentlichen Trinkwasserversorgung angesehen werden können, wird der sehr hohe Nutzen der öffentlichen Trinkwasserversorgung aus Perspektive der Haushalte manifest.⁹⁸

⁹⁷ Im Rahmen von Sensitivitätsanalysen wurde gezeigt, dass:

- 1) die Entwicklung des Alternativpreises die Entwicklung der Nutzenstiftung unterproportional beeinflusst: bei einem Substitutionspreis von 50 € – d. h. 1/6 des angesetzten Preises von 300 € – ergibt sich eine Nutzenstiftung von 110 Mrd. € und somit 1/4,5 des ursprünglichen Wertes.
- 2) selbst bei sehr niedrigen Alternativpreisen vergleichsweise hohe Nutzenwirkungen induziert werden, welche die Nutzenwirkung von Wasser der anderen Sektoren übersteigen: bei einer Preissteigerung von 1 Prozent oder 5 ct/m³ ergeben sich Alternativkosten von 3 Mrd. €.

⁹⁸ Bei derart großen Änderungen der Konsumentenrente ergibt sich möglicherweise eine große Abweichung zwischen dem Indikator „Konsumentenrente“ und der eigentlichen, einkommenskompensierten Zahlungsbereitschaft (vgl. hierzu Abschnitt 4.3.4). Gleichwohl bleibt die Aussage bestehen, dass die Wohlfahrtswirkungen sehr hoch ausfallen.

Tabelle 61: Anteil der Alternativkosten am verfügbaren Einkommen der versorgten Einwohner in Deutschland (in Preisen von 2010)

	Einheit	2007	2010	2013	Ø
verfügbares Einkommen der Haushalte pro Einwohner	€/E	19.359	19.452	19.612	19.474
Anteil am verfügbaren Einkommen der HH					
Alternativkosten	%	30,8%	30,1%	30,7%	30,5%

Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013; DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; AK VGRdL 2/3, Stand 8/2015; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Die Teilauswertungen zum lebensnotwendigen Bedarf und zur leicht substituierbaren Trinkwassermenge weisen auf den Wertverlauf über die Nachfragekurve hin und sind in Tabelle 62 und Tabelle 63 zusammengefasst.⁹⁹ Der Wert für den lebensnotwendigen Bedarf wird allein vom Substitutionspreis bestimmt, da das erste Dezil eine Menge umfasst, die unter dem Substitutionspunkt von ca. 42 l pro Tag und Einwohner liegt. Insgesamt entspricht dies einer Summe von 108 Mrd. € und somit 24 Prozent der gesamten Alternativkosten. Der anhand der Alternativkosten ermittelte Wert übersteigt hierbei den anhand der linearen Nachfrage ermittelten Wert (5,6 Mrd. € - vgl. Tabelle 62) um das Zwanzigfache.

Tabelle 62: Wert von Trinkwasser für den lebensnotwendigen Bedarf in Deutschland (in Preisen von 2010)

	Einheit	2007	2010	2013	Ø
Gesamte Alternativkosten	Mio. €	108.227	105.872	109.350	107.816
Spez. Alternativkosten pro Einwohner	€/E	1.326	1.304	1.366	1.332
Spez. Alternativkosten pro Kubikmeter	€/m ³	298,76	295,99	308,87	301,21
Substitutionsmenge	l/E*d	42,9	42,5	41,9	42,5

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013; DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Die Alternativkosten für die leicht substituierbare Trinkwassermenge – für die letzten 10 Prozent der nachgefragten Trinkwassermenge – liegen im Durchschnitt bei 350 Mio. €. Dies entspricht 0,07 Prozent der gesamten Alternativkosten. Hier unterscheiden sich die Ergebnisse zu den Alternativkosten kaum von der Bewertung anhand der linearen Nachfragekurve (295 Mio. € - vgl. Tabelle 54 im Abschnitt 5.2.2.1). Im hier betrachteten Bereich liegen die Werte beider Nachfragen noch sehr nah beieinander.

⁹⁹ Überschätzt um den Fixkostenbestandteil.

Tabelle 63: Wert von Trinkwasser für die leicht substituierbare Menge in Deutschland (in Preisen von 2010)

Indikator	Einheit	2007	2010	2013	
Gesamte Alternativkosten	Mio. €	364	356	343	354
Spez. Alternativkosten pro Einwohner	€/E	4,46	4,39	4,28	4,38
Spez. Alternativkosten pro Kubikmeter	€/m ³	1,00	1,00	0,97	0,99

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013; DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Regionaler Vergleich – Nordrhein-Westfalen und Sachsen

Die Ergebnisse zu den regionalisierten Alternativkosten für Sachsen und Nordrhein-Westfalen sind in der Tabelle 64 zusammengefasst.

Tabelle 64: Gesamtwert für Trinkwasser in Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)

	Einheit	NRW				Sachsen			
		2007	2010	2013	∅	2007	2010	2013	∅
Gesamte Alternativkosten	Mio. €	118.006	115.510	115.477	116.331	17.874	16.947	17.230	17.350
Spez. Alternativkosten pro Einwohner	€/E	6.638	6.551	6.663	6.617	4.252	4.104	4.283	4.213
Spez. Alternativkosten pro Kubikmeter	€/m ³	134,43	133,42	136,97	134,94	136,54	133,55	136,06	135,38

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013 DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Die Alternativkosten betragen 116 Mrd. € in Nordrhein-Westfalen gegenüber 17 Mrd. € in Sachsen. Offensichtlich liegen die Werte von Nordrhein-Westfalen um ein Vielfaches über denen von Sachsen aufgrund der Bevölkerung und des spezifischen Wasserverbrauches (siehe Tabelle 57 in Abschnitt 5.2.2.1). Der Unterschied in der individuellen Wasserabgabe ist deutlich am Indikator des Nutzens pro Einwohner zu erkennen: mit Alternativkosten von 4.200 €/E liegt Sachsen bei weniger als zwei Drittel von Nordrhein-Westfalen (6.600 €/E). Dagegen unterscheidet sich Sachsen und Nordrhein-Westfalen bezüglich des spezifischen Nutzens pro Kubikmeter (Tabelle 64) bei 135 €/m³ kaum vom Wert für Deutschland.

Tabelle 65: At-source-Wert von Trinkwasser für die leicht substituierbare Menge in Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)

	Einheit	NRW				Sachsen			
		2007	2010	2013	∅	2007	2010	2013	∅
Alternativkosten für die leicht substituierbare Menge	Mio. €	90,0	87,9	83,3	87,1	15,2	13,9	12,7	13,9
	€/E	5,06	4,99	4,81	4,95	3,60	3,36	3,16	3,38
	€/m ³	1,03	1,02	0,99	1,01	1,16	1,09	1,01	1,09

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013 DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

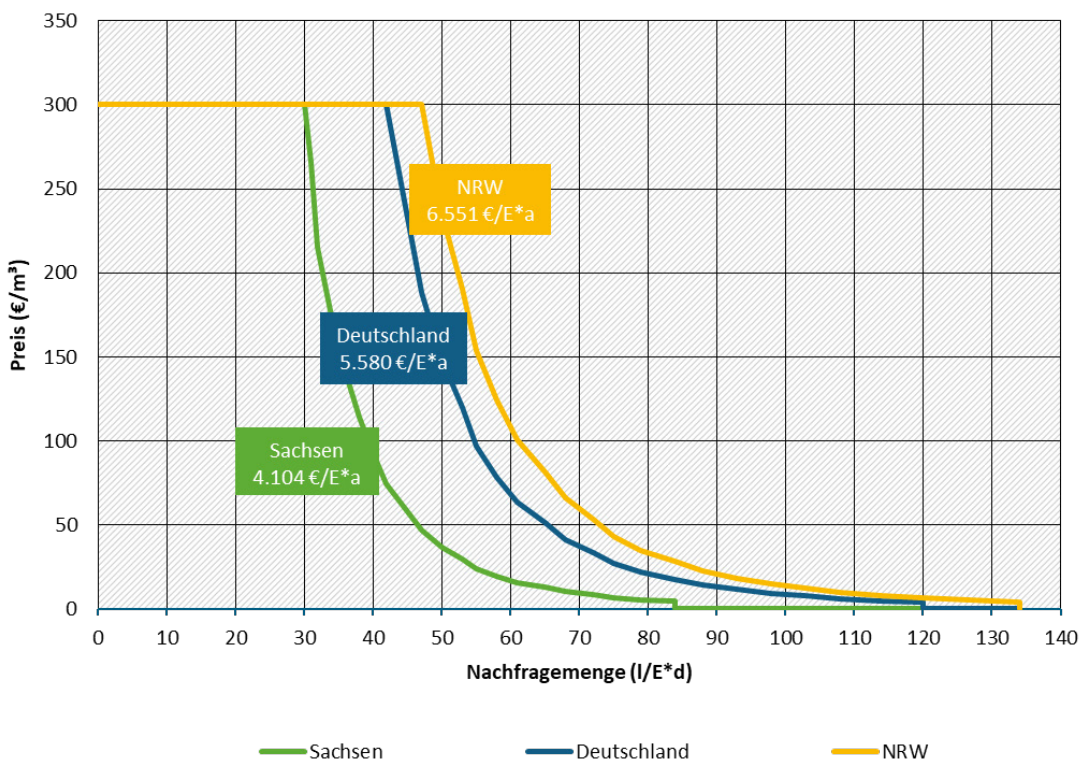
Die Auswertungen zu den Teilmengen des Wasserbedarfs weisen ähnliche Verhältnisse aus (Tabelle 65 und Tabelle 66). Aufgrund der niedrigeren spezifischen Trinkwasserabgabe liegt die Substitutionsmenge in Sachsen mit 30,5 l/E*d weit unter der von Nordrhein-Westfalen (46,4 l/E*d in 2013) (Tabelle 66).

Tabelle 66: At-source-Wert von Trinkwasser für den lebensnotwendigen Bedarf in Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)

	Einheit	NRW				Sachsen			
		2007	2010	2013	Ø	2007	2010	2013	Ø
Alternativkosten für den lebensnotwendigen Bedarf	Mio. €	26.136	25.618	26.009	25.921	3.903	3.751	3.910	3.854
	€/E	1.470,3	1.452,9	1.500,7	1.474,6	928,5	908,4	971,9	936,3
	€/m³	297,74	295,91	308,50	300,72	298,15	295,59	308,72	300,82
Substitutionsmenge	l/E*d	47,9	47,6	46,4	47,3	31,1	30,3	30,1	30,5

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/1, Stand 2007; DESTATIS 19/2/1/1, Stand 2010 und 2013 DESTATIS Trinkwasserentgelt, Stand 2007; DESTATIS Abwasserentgelt, Stand 2007; StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt, Stand 2010, 2013; StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt, Stand 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Abbildung 26: Vergleich der Nachfragekurven nach Trinkwasser für Sachsen, Nordrhein-Westfalen und Deutschland in 2010¹⁰⁰



Quelle: Eigene Darstellung.

¹⁰⁰ Die Formel der jeweiligen Nachfragekurve sind wie im Abschnitt 4.3.3 ermittelt worden und werden hier in Anlehnung an die Abbildung als Funktion des Preises von der Menge angegeben:

Deutschland: $p = 0,000643 x^{-4,13}$

NRW: $p = 0,00103 x^{-4,13}$

Sachsen: $p = 0,000160 x^{-4,13}$

Neben Größeneffekten aufgrund der Bevölkerungszahl und der angeschlossenen Einwohner spielen die einwohnerspezifischen Verbräuche und die Entgelthöhen eine entscheidende Rolle für den Vergleich von verschiedenen Regionen. Diese Effekte führen zu einer Verschiebung der Nachfragekurve nach rechts oder links, wie in Abbildung 26 zu erkennen ist: die Nachfragekurve von Sachsen liegt deutlich unter der von Deutschland, während Nordrhein-Westfalen darüber liegt. Der strukturelle Wandel der 90er Jahre im Osten liefert mögliche Erklärungen für diesen Unterschied (vgl. z. B. Moss 2008: 124 f.; Lux 2009). Beispielsweise wird dem drastischen Anstieg der Trink- und Abwasserentgelte nach 1989 ein deutlicher Verhaltenseinfluss zugesprochen. Zugleich haben die umfangreichen Sanierungsmaßnahmen und die Ausstattung mit sparsameren Haushaltsgeräten dazu beigetragen, dass sich Wasserspartechnologien schneller als im Westen verbreitet haben. Schließlich werden auch wirtschaftsstrukturelle Entwicklungen (Wegbrechen der Industrie) sowie die umfassende Sanierung von Leitungen als Gründe benannt. Zusätzlich kann es zu Einkommenseffekten kommen, da die Einkommen im Osten nach wie vor unter denen in Westdeutschland liegen und Studien eine positive Einkommenselastizität für Deutschland ermittelt haben (siehe Anhang 18 mit einer Übersicht der deutschen Studien zur Wassernachfrage).

5.2.2.3 Diskussion

Die beiden verfolgten Schätzansätze verdeutlichen eine sehr hohe Nutzenstiftung der durch die öffentliche Wasserversorgung genutzten Wasserressourcen. Sie unterscheiden sich gleichwohl hinsichtlich der Dimension des Ergebnisses maßgeblich.

Beide methodischen Schätzansätze hängen nicht nur von den empirisch ermittelten Wasserabgaben und Entgelten¹⁰¹ ab, sondern zugleich maßgeblich von den Annahmen bzgl. der Nachfragekurve sowie bzgl. der berücksichtigten Alternativen der Wasserbereitstellung. Bei der Nachfragekurve ist der funktionale Verlauf bestimmend. Bei den Alternativen sind Kosten und Umfang der hierdurch bereitgestellten Wassermenge maßgeblich für die Nutzenstiftung.

Auf diese Aspekte wird im Folgenden eingegangen. Da Nachfragekurve und Angebotsbeziehungen realistische Entwicklungen aufgreifen sollten, um als Grundlage für Abschätzungen zu dienen, wird daher noch einmal verbildlicht, wie plausible Konsequenzen aussehen könnten, wenn die gegenwärtig genutzten Wasserressourcen nicht mehr zur Verfügung stünden. Dann werden die Annahmen diskutiert, die bei den Schätzungen mit Hilfe der gesamten Konsumentenrente und des Alternativkostenansatzes getroffen wurden und abschließend werden die beiden Schätzungen in ihrer Aussagekraft eingeordnet.

Mögliche Entwicklungen bei Verknappung der öffentlichen Wasserressourcen

Wie könnte sich die Nachfrage der Haushalte und Kleingewerbe nach Trinkwasser plausiblerweise entwickeln, wenn sich zum Beispiel die gegenwärtig für die öffentliche Wasserversorgung genutzten Wasserressourcen in ihrer Qualität so stark verschlechterten, dass deren Nutzung immer kostenintensiver werden würde¹⁰²? Es ist anzunehmen, dass die Haushalte dann sukzessive ihr Verhalten ändern, um den Umfang der Wasserinanspruchnahme im Haushalt zu minimieren. Vermutlich würden nicht nur leicht verzichtbare Wassernutzungen reduziert, wie Pools und Gartenbewässerung, sondern es würde auch beim Wassereinsatz zur Körperhygiene, bei der Nutzung der Sanitäranlagen und beim Wäschewaschen, ja selbst bei der Küchenarbeit gespart. Dies ginge aber mit deutlichen Verhaltensänderungen einher, zum Beispiel mit einer Renaissance der Katzenwäsche. Zugleich stiege die Nachfrage

¹⁰¹ Auf die Problematik der vollständigen Erfassung aller Entgeltbestandteile wurde schon im Abschnitt 5.2.2.1 verwiesen.

¹⁰² Z. B. aufgrund des notwendigen Aufbereitungsaufwandes: Beispielsweise lieferten Oelmann *et al.* (2017: 213) eine Kostenschätzung in Bezug auf Zusatzkosten bei der öffentlichen Wasserversorgung aufgrund von steigenden Nitratkonzentrationen im Grundwasser. In Abhängigkeit vom Nitratzielwert und weiteren Annahmen gaben sie als Kostenkorridor 500 bis knapp 800 Mio. € pro Jahr an.

nach wasserarmen oder gar wasserlosen Haushaltsgeräten bzw. derartigen Alternativen zu wasserbasierten Tätigkeiten (Trockenreinigung), die dann langfristig zu einem weiteren Rückgang der Wassernachfrage führten¹⁰³. Im Extremfall bleibt nur noch die Wassernachfrage übrig, die der Deckung der grundlegenden Bedürfnisse dient¹⁰⁴.

Durch die geschilderten Anpassungsmaßnahmen (Verhaltensanpassungen, Nutzung von wasserlosen Haushaltsgeräten) würde sich die Nachfragekurve verschieben und sicherlich auch in ihrer Steigung verändern. Allerdings ist zu erwarten, dass die Nachfragekurve einen zunehmend unelastischen Verlauf nimmt, je näher sich die nachgefragte Wassermenge dem notwendigen Bedarf nähert. Dieses Minimum an Wasser könnte nicht ersetzt werden.

Parallel zur Nachfrageänderung würden die Haushalte sicher nach weiteren Wasserquellen suchen, die sie sich selber erschließen, bzw. die durch die Wasserversorger, Kommunen und weitere staatliche Akteure sowie Unternehmen angeboten werden würden. Kurzfristig:

- ▶ stünde Flaschenwasser zur Verfügung. In Reaktion auf die steigende Nachfrage würde das Flaschenwasser vielleicht auch größer konfektioniert angeboten und es würde ein Lieferantensystem flächendeckend etabliert werden, durch welches das Wasser an die Wohnungstür geliefert werden könnte.
- ▶ würden die Kommunen ihr Notbrunnensystem aktivieren.

Langfristig könnten:

- ▶ die öffentlichen Wasserversorger neue Wasserressourcen erschließen (z. B. über Fernleitungssysteme oder die Errichtung von neuen Wassergewinnungsanlagen).
- ▶ dezentrale und semizentrale Systeme zur Wasserbereitstellung etabliert werden, welche die Kreislaufführung von Wasser (Grauwasserrecycling) ermöglichen oder Regenwasser als Ressource nutzen (vgl. z. B. DWA 2008b; Bieker und Frommer 2010; Augustin *et al.* 2014).

Bezüglich des Angebotes von Wasser wäre daher eine zunehmende Vielfalt der Angebotsformen zu erwarten, die die gegenwärtige Dominanz der großen zentralen Systeme zur öffentlichen Wasserversorgung aufbrechen würden. Zentrale, semi- und dezentrale Systeme, fest installierte Versorgungslösungen sowie marktbasierende Lösungen für transportable Wassergebinde (Kanister) würden sich hierbei weitaus stärker überlagern als gegenwärtig. Dies würde zu einer komplexen aggregierten Angebotskurve führen. Um diese Aspekte bei der Ermittlung des Wertes der öffentlichen Wasserressourcen zu berücksichtigen, müssen sie bei der Darstellung der Nachfragekurve sowie der Beschreibung der alternativen Angebote berücksichtigt werden.

Plausibilität der Schätzergebnisse der gesamten Konsumentenrente

Zur Ableitung der gesamten Konsumentenrente wurden empirische Funde zur Preiselastizität der Nachfrage von Haushalten/Kleingewerbe nach Wasser der öffentlichen Wasserversorgung zu einer linearen Nachfragefunktion extrapoliert (vgl. Abschnitte 4.3.2 und 5.2.2.1). Die Fläche unter der Nachfragefunktion wurde als Zahlungsbereitschaft interpretiert und zur Abbildung der Konsumentenrente abschließend die Kosten der Wasserbereitstellung abgezogen.

¹⁰³ Bei verschiedenen Wassernutzungen, wie Wäschewaschen, Toiletten oder auch Reinigungsarbeiten ist das Wasser nur Prozessmittel und somit grundsätzlich (und weitgehend) ersetzbar.

¹⁰⁴ Wie hoch der Grundbedarf an Trinkwasser ist, lässt sich nicht pauschal beantworten, sondern hängt von individuellen Bedürfnissen ab. Sowohl bei Quellen zur Notwasserversorgung in Deutschland als auch in Bezug auf die grundlegenden Bedarfe für andere Länder scheinen $15 \text{ l/E} \cdot \text{d}$ eine relevante Größe zu sein, um Trinken, Kochen und Grundhygiene zu gewährleisten (vgl. The Sphere Project 2011: 110 f.; Fischer und Wienand 2013: 5).

In Hinblick auf die oben vorgenommenen Überlegungen ist zu konstatieren, dass die lineare Funktion die Entwicklung der Zahlungsbereitschaft nach Wasser nur unrealistisch wiedergibt und sich theoretisch nicht fundieren lässt. So wird die zu erwartende rückläufige Preiselastizität der Nachfrage bei Preissteigerungen nicht dargestellt. Im Gegenteil, durch die lineare Funktion wird sogar eine steigende Preiselastizität bei der Verknappung von Wasser angesetzt. Zum anderen wird der Bereich des notwendigen Bedarfs nicht sichtbar. Während die Nachfragekurve einen möglichen vollständigen Verzicht auf Wasser impliziert, kann die reale Nachfrage nach Wasser nicht den Wert Null erreichen. Weiterhin nicht berücksichtigt wurde die wahrscheinliche Verschiebung der Nachfragekurve im Zuge von Verhaltensanpassungen (s. o.). Schließlich spielt bei diesem Schätzansatz die Frage nach einer alternativen Bereitstellung von Wasser keine Rolle.

Die Richtung des hierdurch begangenen Schätzfehlers lässt sich nicht abschließend beurteilen. Die unrealistischen Annahmen zur Preiselastizität und in Bezug auf den notwendigen Wasserbedarf führen tendenziell zu einer deutlichen Unterschätzung des ökonomischen Wertes. Demgegenüber führen die weiterhin aufgeführten Defizite zu einer Überschätzung des Wertes. Eine Verschiebung der Nachfragekurve durch Anpassungsreaktionen erfolgt vermutlich eher nach links als nach rechts und führt daher zu einer Wertminderung. Auch die fehlende Berücksichtigung von Substitutionsmöglichkeiten für Wasser führt zu einer Überschätzung des Wertes¹⁰⁵, da ihr nutzendämpfender Einfluss nicht einbezogen wird.

Gleichwohl sind die Autoren der Ansicht, dass die Faktoren, welche für eine Unterschätzung sprechen, ein großes Gewicht haben: und hierbei insbesondere die fehlende Berücksichtigung der Notwendigkeit eines bestimmten Wasserbezugs. Daher wird sie als vorsichtige untere Schätzung angesehen, ohne dass ein Nachweis erbracht werden kann, dass die Schätzung mit Sicherheit unterhalb des „realen“ Wertes liegt und somit konservativ im Sinne einer sicheren Unterschätzung ausfällt. Unabhängig von der Höhe der Schätzergebnisse bleibt als Hauptkritikpunkt, dass die Methode theoretisch nicht fundiert ist.

Plausibilität der Schätzergebnisse des Alternativkostenansatzes

Der Alternativkostenansatz berücksichtigt im Gegensatz zur gesamten Konsumentenrente mehr Informationen und ist daher komplexer und konzeptionell stärker an die oben aufgeführten Entwicklungsszenarien angelehnt. Zum einen zeigt die isoelastische Nachfragekurve, dass mit Rückgang der Wassernutzung weitere Wassersparbemühungen durch die Haushalte als schwieriger angesehen werden. Zugleich wird der notwendige Bedarf an Trinkwasser ausgewiesen, da die Zahlungsbereitschaft bei niedrigem Wasserangebot gegen unendlich strebt. Zum anderen wird explizit eine Alternative zur öffentlichen Wasserversorgung einbezogen, die sich wertbegrenzend auswirkt. Hierdurch lassen sich auch die Annahmen differenzierter diskutieren. Dies erfolgt weiterhin in Bezug auf die gewählte Nachfragekurve, die Konzeption des alternativen Angebotes und den hierbei zugrunde gelegten Preis.

Die beim Alternativkostenansatz zugrunde gelegte Nachfragefunktion unterscheidet sich bzgl. ihres isoelastischen Verlaufs von der linearen Funktion zur Ermittlung der gesamten Konsumentenrente. Gleichwohl kann die isoelastische Funktion die „reale“ Nachfrageentwicklung sowohl unter- als auch überschätzen:

- ▶ Argumente, die auf eine Unterschätzung hindeuten, beziehen sich auf die oben dargelegten Überlegungen zur Verhaltensanpassung bei Wasserknappheit, denen zur Folge die Nachfrage

¹⁰⁵ Ziel war es, den Wert der gegenwärtig für die öffentliche Wasserversorgung genutzten Wasserressourcen und nicht den Wert von Wasser für Haushalte generell zu schätzen. Alternative Wasserbereitstellungen müssen somit wertmindernd berücksichtigt werden (vgl. Abschnitt 4.3.3).

nach Trinkwasser bei Verknappung immer preisunelastischer werden müsste. Vor diesem Hintergrund führt eine isoelastische Nachfragekurve zu einer Unterschätzung der Zahlungsbereitschaft.¹⁰⁶

- ▶ Die Möglichkeit einer Überschätzung ergibt sich aus den nicht ausreichend in der Nachfragekurve berücksichtigten Anpassungsreaktionen. So wurden einleitend auch Überlegungen dargestellt, dass in Reaktion auf eine Verknappung von Wasser die Nachfrage durch Verhaltensänderungen deutlicher zurückgehen könnte, als dies durch die gegenwärtig empirisch ermittelbare Preiselastizität ausgedrückt werden kann. Es sind innovative, möglicherweise sprunghafte Veränderungen des Verbrauchsverhaltens zu erwarten sowie ein zunehmender Rückgriff auf wasserlose Alternativen. Dies wäre z. B. durch eine Verschiebung der Nachfragekurve nach links und einer abschnittswisen Erhöhung der Preiselastizität darzustellen, ohne dass dies erfolgt ist.

Bezüglich der in die Bewertung einbezogenen Alternative, Flaschenwasser über den Einzelhandel einzusetzen, muss hinterfragt werden, ob diese Alternative plausibel und die kostengünstigste Option ist. Die Wahl von Flaschenwasser als Alternative zur öffentlichen Trinkwasserversorgung erfüllt erst einmal die Anforderung der Unabhängigkeit von der öffentlichen Wasserversorgung und den hierbei genutzten Wasserressourcen (vgl. Abschnitt 5.2.1.1). Zugleich ist es eine Lösung, die gegenwärtig flächendeckend zur Verfügung steht und kurzfristig nutzbar ist. Allerdings lässt sich die Annahme, dass dieses System so hochskaliert werden könne, dass die gesamte Nachfrage nach vormals öffentlich zugänglichem Wasser gedeckt werden kann, nicht empirisch belegen. Außerdem ist es die einzige Alternative, die kurzfristig realisierbar ist und zu der statistische Kosteninformationen vorhanden sind. In den Vorüberlegungen (s. o.) wurden weitere Alternativen zur Wasserversorgung aufgeführt. Es wurde auf das kommunale System zur Notwasserversorgung verwiesen, das ebenfalls kurzfristig zur Verfügung steht. Allerdings wurden hierfür gegenwärtig keine Informationen zu den damit verbundenen Kosten gefunden und somit kann die Vermutung nicht überprüft werden, dass dieses möglicherweise kostengünstiger ist als die marktbasierende Bereitstellung von Flaschenwasser. Zugleich geht man bei der Notwasserversorgung von einer Restriktion der Wasserabgabe an die Einwohner aus (15 l/E*d – vgl. Fischer und Wienand 2013). D. h. es ist nicht darauf ausgelegt, den Bedarf der Einwohner vollständig zu decken und würde ggf. mit anderen Alternativen ergänzt werden.

Mittel- und langfristig sind vielfältige weitere Alternativen denkbar (s. o.), die sicherlich den Aufwand der Wasserversorgung weiter reduzieren würden. Aber auch hier fehlen gegenwärtig sowohl Informationen über deren mögliche Ausgestaltung als auch Angaben zu den Kosten. Es ist davon auszugehen, dass im „realen“ Fall diese Alternativen sukzessive eingesetzt werden würden, ohne dass hierzu gegenwärtig belastbare Informationen vorliegen.

Schließlich muss der angesetzte Preis für Flaschenwasser kritisch reflektiert werden. Der Preis von 300 EUR/m³ bezieht sich auf den Großhandelspreis. Er stellt somit eine Untergrenze dar, da die Einzelhandelsmarge unberücksichtigt bleibt (vgl. Abschnitt 5.2.2.2). Darüber hinaus ergeben sich auch bzgl. des Preises Argumente, die sowohl auf eine Unterschätzung der „wahren“ Alternativkosten hindeuten als auch auf deren Überschätzung:

- ▶ Argumente bzgl. der Überschätzung sind die Folgenden: Bei dem angesetzten Preis handelt es sich um eine durchschnittliche Angabe: selbst im Einzelhandel wird mitunter Mineralwasser

¹⁰⁶ Ergänzend kommt hinzu, dass der empirische Wert der Preiselastizität aus ökonometrischen Vergleichen abgeleitet wurde, bei denen für alle in den Querschnittsvergleich einbezogenen Gebiete genügend Wasser zu moderaten Preisen zur Verfügung stand (vgl. Abschnitt 5.2.2.1). Hierbei müssten sich die „leicht“ substituierbaren Wassernutzungen auf die empirischen Werte der Preiselastizität mildernd ausgewirkt haben.

zu niedrigeren Preisen angeboten¹⁰⁷. Da es auch nicht mehr um die Versorgung von mit Mineralien angereichertem Wasser, sondern um die Bereitstellung von Wasser geht, verringern sich kostentreibende Anforderungen an die genutzten Wasserquellen. Weiterhin wurden bei den Schätzungen plausible Skaleneffekte nicht berücksichtigt. Allein die Wahl größerer Verpackungseinheiten (Beutel oder Kanister) bei Wasser dürfte zu Preissenkungen führen.

- ▶ Demgegenüber lassen sich zwei Argumente finden, die auf eine Unterschätzung der Alternativkosten hindeuten. So müsste auch das marktliche System der Flaschenversorgung massiv ausgeweitet werden, um den Bedarf zu decken: zum Beispiel, indem neue Ressourcen erschlossen und neue Abfüllwerke errichtet werden. Dies könnte zu Kostensteigerungen führen, wenn die neuen Quellen nicht mehr so kostengünstig bewirtschaftet werden können wie die gegenwärtig genutzten. Weiterhin muss der individuelle Aufwand für den Transport des Wassers vom Laden zum Haushalt berücksichtigt werden, nur dann sind die Kosten von Flaschenwasser mit denen der öffentlichen Wasserversorgung vergleichbar. Denn die abgebildete Nachfragekurve bezieht sich auf Wasser, das den Personen in der Wohnung bereitgestellt wird („Wasser aus dem Hahn“). Sowohl die direkten Transportkosten (Kraftstoffkosten für das Auto oder Lieferungsentgelte) als auch die Opportunitätskosten der hierfür benötigten Zeit wurden bei den vorliegenden Schätzungen vernachlässigt.

Die Ausführungen zeigen, dass aufgrund der getroffenen Annahmen die Ergebnisse des Alternativkostenansatzes den realen Wert des Wassers sowohl unter- als auch überschätzen können. Die Autoren vermuten aber, dass der ermittelte Wert eher hoch ausfällt. Der angesetzte hohe Substitutionspreis lässt vermuten, dass ein hoher gesellschaftlicher Innovationsaufwand betrieben werden würde, um Wasser alternativ bereitzustellen und daher Kostendegressionen zu erwarten wären. Zugleich würden Haushalte ihre individuellen Sparmöglichkeiten ausschöpfen¹⁰⁸. Daher sehen die Autoren den Schätzwert eher als Annäherung an eine obere Grenze des „realen“ Wertes. Es kann aber nicht mit Sicherheit postuliert werden, dass das Schätzergebnis eine Überschätzung darstellt, wie die aufgeführten Argumente bzgl. einer denkbaren Unterschätzung des Wertes zeigen.

Auch wenn konservative Schätzungen aufgrund ihrer Interpretation als Mindestwert von großer Bedeutung sind, so hat gerade die Alternativkostenschätzung aufgrund der dahinterstehenden komplexeren Abhängigkeitsbeziehungen eine wichtige Botschaft. Sie zeigt die hohe Abhängigkeit der Gesellschaft von den öffentlich genutzten Wasserressourcen. Und sie verdeutlicht, wie bedeutsam die Fähigkeit und Wirtschaftskraft einer Gesellschaft ist, bei Bedarf Alternativen entwickeln und realisieren zu können.

Unabhängig von den diskutierten Schwächen ist die Methode besser theoretisch fundiert als die Konsumentenrentenschätzung und erlaubt die kritische Reflexion der Eingangsgrößen, Annahmen und Zusammenhänge.

¹⁰⁷ Laut Bundesverband des Deutschen Getränkefachgrosshandels e. V. blieb der Niedrigstpreis von 19 ct für die 1,5 l Flasche im Einzelhandel seit 2003 unverändert bestehen (Geschäftsbericht 2016, http://www.bv-gfgh.de/verband/httpwp-m8interactive-dewp-contentuploads201205struktur_gfgh_nst_2011-pdf/, abgerufen am 18.12.2017).

¹⁰⁸ Dies wird an folgenden Überlegungen deutlich: Bei den Schätzungen für Deutschland ergibt sich eine Nachfrage von 42 l/E*d beim Substitutionspreis von 300 € pro m³. Der Gedanke, dass eine vierköpfige Familie wöchentlich knapp 1.200 kg Wasser nicht nur für 350 € teuer einkaufen, sondern auch noch ins Auto packen, nach Hause fahren und schließlich die Treppen in die dritte Etage hochtragen müsste, lässt vermuten, dass recht zügig über Alternativen nachgedacht werden würde.

5.2.3 Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand von Zielen der Daseinsvorsorge

Im Folgenden wird die Leistungserbringung der Trinkwasserversorgung/Abwasserbeseitigung in Bezug auf den Erfüllungsgrad der gesellschaftlichen Ziele zur Daseinsvorsorge bewertet. Wie in den Abschnitten 2.4.3 und 3.2.3 beschrieben wurde, stehen hierbei die gesellschaftlich als notwendig erachteten Leistungen im Fokus, die mit der Inanspruchnahme der Wasserressourcen erbracht werden.

Ausgehend von den beschriebenen Zielen der Daseinsvorsorge bei Wassernutzungen (vgl. Abschnitt 2.4.3) und vorhandenen Datenquellen wird im Folgenden ein konkretes Messkonzept in Form eines Indikatorensystems abgeleitet und empirisch angewendet. Hierbei wird nach Beschreibung der Zielerfüllung bei der Leistungserbringung auch der Beitrag der Wasserressourcen im Sinne einer at-source-Betrachtung beurteilt (vgl. Abschnitt 4.2).

5.2.3.1 Messkonzept

Die spezifischen Ziele der Daseinsvorsorge für die Trinkwasserversorgung orientieren sich an den generellen Aufgaben der Daseinsvorsorge für Wassernutzungen. Sie richten sich insbesondere auf den Leistungsumfang (im Sinne der räumlichen und zeitlichen Verfügbarkeit sowie der Qualität der Leistung), auf die Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung (im Sinne der Nachhaltigkeit) sowie deren Kosten (als Grundlage für Wirtschaftlichkeits- und Erschwinglichkeitsbetrachtungen).

Die Erreichung dieser Ziele wird in der Gesellschaft überwacht beziehungsweise die Träger der Daseinsvorsorge in der Trinkwasserversorgung/Abwasserbeseitigung berichten über ihre Leistungserbringung. Die hierbei ermittelten Indikatoren und auch Daten bilden die Grundlage des ermittelten Indikatorensystems zur Messung der Ziele.

Die zusammengestellten 13 Indikatoren zzgl. von 4 Kennzahlen zu Kontextinformationen, welche im folgenden Abschnitt detailliert erläutert werden, ermöglichen es, einzeln und vor allem in ihrer Gesamtheit einen Stand der Daseinsvorsorge zu beurteilen. Dabei muss die Bewertung der Zielerreichung abhängig vom jeweiligen Indikator und von vorhandenen Daten entweder durch Vergleich zu (i) normativen Vorgaben¹⁰⁹, (ii) zu maximal möglichen Ausprägungen, (iii) zu Vergleichswerten anderer Regionen oder (iv) anhand zeitlicher Entwicklungen erfolgen. Das Indikatorensystem dient der überblicksartigen Bewertung der Leistungsfähigkeit. Für weiterführende, vertiefende Bewertungen und stärkere Verknüpfungen sind die ergänzenden Kontextinformationen erforderlich.

Tabelle 67: Zuordnung der Ziel-Kategorien der Daseinsvorsorge zu den fünf Leistungsmerkmalen der Wasserwirtschaft

Ziel-Kategorie der Daseinsvorsorge	Leistungsmerkmal der deutschen Wasserwirtschaft
Leistungsumfang – räumliche und zeitliche Verfügbarkeit und Qualität	Qualität, Sicherheit, Kundenzufriedenheit
Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung	Nachhaltigkeit
Kosten der Leistungserbringung	Wirtschaftlichkeit

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

¹⁰⁹ Normative Vorgaben, deren Einhaltung zur Messung der Zielerreichung dienen können, sind insbesondere die Trinkwasserverordnung, die Anforderungen an das Trinkwasser definiert, die Abwasserverordnung, die Reinigungsleistungen über maximale Einleitungskonzentrationen gereinigten Abwassers vorgibt sowie die EU-Wasserrahmenrichtlinie, die Umsetzung grundlegender Maßnahmen zur Erhaltung der Gewässerqualität fordert.

Die Indikatoren werden nach drei Kategorien analog zu den oben genannten gesellschaftlichen Zielen der Daseinsvorsorge klassifiziert. Im Rahmen des im Projekt untersuchten Anwendungsfalles „Trinkwasserversorgung“ und „Abwasserbeseitigung“ können sie auf den entwickelten Leistungsmerkmalen der deutschen Wasserwirtschaft (vgl. Abschnitt 3.2.3) aufbauen. Dieser Zusammenhang ist in Tabelle 67 skizziert.

Die Leistungen der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung (in-situ) werden dabei von der Qualität der Wasserressourcen (at-source) beeinflusst. Wie in den Abschnitten 5.1.1.1 und 5.1.1.2 umrissen, erleichtern höherwertige Wasserressourcen tendenziell die zu erbringenden Leistungen. Sie erlauben eine kostengünstigere Bereitstellung von Trinkwasser als bei Ressourcen geringeren Wertes. Allerdings spielen so viele weitere Einflussfaktoren in die Kosten der Leistungserbringung mit hinein (vgl. Holländer *et al.* 2013: 91 f.), dass kein direkter Bezug von den Kosten der Wasserversorgung/Abwasserbeseitigung auf die Beiträge der Wasserressourcen in einem Indikatorensystem hergestellt werden kann. Sehr wohl werden im Folgenden aber Kontextfaktoren aufgenommen, welche diesbezüglich ergänzende Informationen zur Qualität der genutzten Wasserressourcen für eine kosteneffiziente Daseinsvorsorge liefern.

Die Auswahl der Indikatoren hat sich an den Kriterien der Relevanz, Aussagekraft und Datenverfügbarkeit orientiert. Entsprechend werden im Folgenden die Aussagen der Indikatoren für die gewählten Ziel-Kategorien und Kontextfaktoren beschrieben, bevor auf ihre Verfügbarkeit auf unterschiedlichen regionalen Ebenen eingegangen wird. Auf die Datenquellen der Indikatoren wird im Anhang eingegangen. Für die durch Indikatoren nicht vollständig zu beschreibende Gewässerqualität (at-source) wird zusätzlich auf einen existierenden deskriptiven Ansatz verwiesen.

Indikatoren zur Kategorie „Leistungsumfang - räumliche und zeitliche Verfügbarkeit und Qualität“

Der Leistungsumfang der Daseinsvorsorge im Haushalt kann in die räumliche Verfügbarkeit, zeitliche Verfügbarkeit sowie die Leistungsqualität unterteilt werden. Indikatoren zu deren Darstellung sind in Tabelle 68 aufgeführt. Die *räumliche Verfügbarkeit* der Daseinsvorsorge im Haushalt bezieht sich darauf, dass den Einwohnern flächendeckend Trinkwasser in der benötigten Menge zur Verfügung steht und ein hoher Anschluss an die Kanalisation realisiert ist. Der Aspekt der *zeitlichen Verfügbarkeit* beschreibt die Zuverlässigkeit der Versorgung mit Trinkwasser anhand der Versorgungsunterbrechungen. *Qualitative Aspekte* des Leistungsumfanges beziehen sich darauf, dass den Einwohnern Trinkwasser in der durch die Trinkwasserverordnung festgelegten Qualität, d. h. unter Einhaltung von Grenzwerten, zur Verfügung steht. Dies beinhaltet ebenso die Sicherstellung einer qualitativ hochwertigen Abwasserreinigung zum Schutz des Vorfluters.

Hierbei spielt ebenso die *Qualität der Leistungserbringung* eine Rolle, die mittels des Aspekts Kundenzufriedenheit beleuchtet werden kann (vgl. Tabelle 68). Die Kundenzufriedenheit, die der Bürger in Bezug auf die Qualität der Trinkwasserversorgung durch das Unternehmen zeigt, wird von Unternehmen der Wasserwirtschaft durch Zufriedenheitsabfragen gemessen. Die Fachverbände der Wasserversorgung haben mit dem Beschluss einer Zusammenführung der individuellen Befragungen zu einer sogenannten „Branchenkennzahl“ (vgl. Abschnitt 3.2.3) die Voraussetzung geschaffen, diese Zufriedenheit auch zukünftig einheitlich zu messen und auszuweisen. Für die Abwasserbeseitigung wird im Rahmen von Benchmarkingprojekten die spezifische Anzahl von Beschwerden gemessen.

Tabelle 68: Indikatoren zur Beschreibung der Kategorie „Leistungsumfang – räumliche und zeitliche Verfügbarkeit und Qualität“

Name des Indikators	Beschreibung	Flächendeckend & kontinuierlich verfügbar*
Versorgungsunterbrechungen (> 12 h/a Anzahl)	In deutschen Benchmarkingprojekten werden ungeplante Versorgungsunterbrechungen/-störungen pro Endkunde (E) oder Anschlussleitung (AL) ausgewiesen (vgl. DVGW 2016: 85). Nach Kennzahlenstandards der IWA (vgl. Alegre <i>et al.</i> 2006) ist der Wert als negativ zu beurteilen, wenn im Erhebungszeitraum mehr als 0,1 Prozent der versorgten Einwohner von Versorgungsunterbrechungen länger als 12 h betroffen sind. Dies ist in Deutschland nach Auskunft der Wasserwirtschaft nicht anzutreffen. „Praxiserfahrungen zeigen, dass ein Haushalt maximal 10 bis 15 Minuten pro Jahr von einer, durch betriebliche Störungen verursachte Versorgungsunterbrechung, betroffen ist.“ (vgl. ATT <i>et al.</i> 2015: 51). Zukünftig könnten ggf. auch die kürzeren Versorgungsunterbrechungen (in Min) ausgewiesen werden (siehe Benchmarking-Projekte in NRW und Sachsen).	nein
Anteil Kunden mit hoher Zufriedenheit mit der TW-Qualität [%]	Die Kennzahl „Anteil Kunden mit hoher Zufriedenheit mit der Trinkwasserqualität“ wird auf Basis der Ergebnisse von Kundenbefragungen ermittelt. Es wird die folgende Frage in der Kundenumfrage gestellt: „Wie beurteilen Sie insgesamt die Qualität Ihres Trinkwassers?“ Innerhalb dieser Kundenbefragung kann der Kunde eine Antwort auf einer fünf-stufigen Skala abgeben. (1 = „sehr gut“ bis 5 = „sehr schlecht; zusätzliche Antwortmöglichkeit: „kann nicht beurteilt werden“). Der Anteil der Antworten auf die Frage „Wie beurteilen Sie insgesamt die Qualität Ihres Trinkwassers?“, die mit „(1) sehr gut“ oder „(2) gut“ beantwortet wurden, wird als gute Kundenzufriedenheit ausgewiesen.	nein
Beschwerden Abwasserbeseitigung [Anzahl/Hausanschluss]	Die Kennzahl der Beschwerden für die Abwasserbeseitigung beinhaltet alle persönlich, telefonisch oder schriftlich vorgetragene Beschwerden, unabhängig davon, ob Sie vom Abwasserbeseitigungsunternehmen zu vertreten sind. Für Unternehmen mit direktem Endkundenkontakt wird die Anzahl der Hausanschlüsse als Bezugsgröße verwendet.	nein
Anschlussgrad an öffentliche Trinkwasserversorgung [%]	Anteil der Einwohner mit Anschluss an die öffentliche Trinkwasserversorgung am Ort zum Stichtag mit alleiniger bzw. Hauptwohnung	ja
Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation [%]	Anteil der Einwohner mit Anschluss an das öffentliche Kanalnetz, am Ort zum Stichtag mit alleiniger bzw. Hauptwohnung	ja
Trinkwasserqualität [%]	Bei der Überwachung des Trinkwassers nach der Trinkwasserverordnung werden mikrobiologische und chemische Qualitätsparameter auf ihre Anforderung und Grenzwerte hin untersucht. Zur Unterrichtung der Verbraucherinnen und Verbraucher über die Trinkwasserqualität werden seit dem Erhebungsjahr 2002 Berichte zur Trinkwasserqualität angefertigt. Zu Beginn dieser Berichte wird die Qualität des Trinkwassers mit Hilfe eines Summenindikators (Anteil Proben mit eingehaltenen Grenzwerten) über alle durchgeführten Messungen an den Trinkwasserproben bewertet.	(ja) (nur auf Bundesebene verfügbar)
Anschluss an Kläranlagen mit weitergehender Reinigung [%]	Über öffentliche Kanalisation abgeleitete Jahresabwassermenge nach Art der Abwasserbehandlung und -entsorgung, welche mindestens mit einer biologischen Behandlung mit Zusatzverfahren behandelt wird.	ja

*Auf Bundes- und Landesebene (nicht für Flusseinzugsgebiete); nähere Informationen zu den Datenquellen können dem Anhang entnommen werden.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Indikatoren zur Kategorie „Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung“

Die Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung kann durch Indikatoren überprüft werden, die die Sicherung des Erhalts der Trinkwasser- und Abwassernetze gemessen am Umfang der Sanierungstätigkeit darstellen (vgl. Tabelle 69).

Tabelle 69: Indikatoren zur Beschreibung der Kategorie "Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung"

Name des Indikators	Beschreibung	Flächendeckend & kontinuierlich verfügbar*
Leitungsrehabilitation der Trinkwassernetze [%]	Die Leitungsrehabilitation gibt den Anteil der im Erhebungszeitraum rehabilitierten Zubringer-, Haupt- und Versorgungsleitungen an der gesamten in Betrieb befindlichen Leitungslänge (ohne Anschlussleitungen) an. Rehabilitationsmaßnahmen umfassen Sanierungs- und Erneuerungsverfahren (vgl. DVGW 2010). Dieser Wert ist als Jahreswert nur bedingt aussagekräftig, weshalb angedeutet wird das 10-Jahresmittel zu nutzen (vgl. DVGW 2016: 79) Diese muss zur Bewertung der langfristigen Sicherung der Daseinsvorsorge in Zusammenhang mit den zu Grunde liegenden technischen Nutzungsdauern (Abschreibungsdauern) betrachtet werden. Die wirtschaftliche Abschreibungsdauer von Leitungen liegt bei 50 – 80 (100) Jahren (vgl. DWA 2012: 57–69).	nein
Kanalsanierungsrate [%]	Die Kanalsanierungsrate gibt den Anteil der im Erhebungszeitraum sanierten (reparierten, renovierten und erneuerten) Kanalnetzlänge (Haltungen) an der gesamten in Betrieb befindlichen Kanalnetzlänge (ohne Anschlussleitungen) an. Kanalsanierungsmaßnahmen umfassen Sanierungs- und Erneuerungsverfahren (DWA-A 143 T 1) (vgl. DWA 2015). Diese muss zur Bewertung der langfristigen Sicherung der Daseinsvorsorge, in Zusammenhang mit den zu Grunde liegenden technischen Nutzungsdauern (Abschreibungsdauern) betrachtet werden. Die wirtschaftliche Abschreibungsdauer von Kanälen liegt bei 50 – 80 (100) Jahren. Tatsächliche Nutzungsdauern können jedoch davon abweichen (vgl. DWA 2012: 57–69).	nein

*Auf Bundes- und Landesebene (nicht für Flusseinzugsgebiete); nähere Informationen zu den Datenquellen können dem Anhang entnommen werden.

Quelle: Eigene Zusammenstellung

Indikatoren zur Kategorie „Kosten der Leistungserbringung“

Die Kosten der Leistungserbringung für die Trinkwasserversorgung beziehungsweise Abwasserbeseitigung können im Rahmen eines flächendeckenden Indikatorensystems auf Bundes- oder Länderebene nur indirekt über die Entwicklung der Entgeltbelastungen (verbrauchsabhängiges und verbrauchsunabhängiges Entgelt) ausgedrückt werden, die auf die Trinkwasserabgabe oder analog zum Benchmarking auf Einwohner bezogen wird (vgl. Abschnitt 5.3.2.1).

Unterschiedliche einmalige oder wiederkehrende Beiträge, unterschiedliche Belastungen von Großabnehmern (Industrie) sowie Kostenüber- oder Kostenunterdeckungen eines Jahres werden hierbei nicht berücksichtigt¹¹⁰. Die hierbei gewählten Leistungsgrößen (die „Kosten pro Trinkwasserabgabe beziehungsweise pro Einwohner“) zur Darstellung spezifischer Belastungen orientieren sich dabei aber an Leistungsgrößen zur Darstellung spezifischer Kosten aus dem Benchmarking (vgl. Tabelle 70).¹¹¹ Bei der Darstellung der Entgeltbelastung wird die Niederschlagswasserbeseitigungsgebühr

¹¹⁰ Benchmarkingprojekte messen zwar Kosten auf Ebene einzelner Ver- und Entsorger, sichern aber keine flächendeckende Verfügbarkeit der Daten.

¹¹¹ Bei reinen Entgeltvergleichen werden demgegenüber i. d. R. Kosten pro Haushalt dargestellt.

mitberücksichtigt, da dies ein Teil der Abwasserbeseitigung ist. Somit wird auf Grund unterschiedlicher Gebührenmodelle¹¹² eine Verzerrung vermieden.

Tabelle 70: Indikatoren zur Beschreibung des Leistungsmerkmals „Kosten der Leistungserbringung“

Name des Indikators	Beschreibung	Flächendeckend & kontinuierlich verfügbar*
Spez. Entgeltbelastung Trinkwasser [€/m ³]	Darstellung der Entgeltbelastung Trinkwasser bezogen auf die Trinkwasserabgabe an Haushalte. Diese wurde mit Hilfe des Wasserverbrauches, der durchschnittlichen Haushaltsgröße sowie den durchschnittlichen statistischen Entgelten (verbrauchsabhängige und verbrauchsunabhängige Entgelte) errechnet. Hierbei sind jedoch die Belastungen der Haushalte durch wiederkehrende Beiträge wie auch Kostenüber- bzw. -unterdeckungen im jeweiligen Jahr nicht berücksichtigt. Näheres zur Berechnung siehe Anhang 20 und Anhang 21.	ja
Spez. Entgeltbelastung Abwasserbeseitigung [€/E] sowie [€/m ³]	Darstellung der Entgeltbelastung Abwasser bezogen auf Einwohner sowie auf den Trinkwasserverbrauch. Diese wurde mit Hilfe der durchschnittlichen Haushaltsgröße, des durchschnittlichen Wasserverbrauchs sowie den durchschnittlichen statistischen Entgelten (verbrauchsabhängige und -unabhängige Schmutzwasserentgelte sowie Niederschlagswasserentgelte) ermittelt. Hierbei sind jedoch die Belastungen der Haushalte durch einmalige und wiederkehrende Beiträge wie auch Kostenüber- bzw. -unterdeckungen im jeweiligen Jahr nicht berücksichtigt. Näheres zur Berechnung siehe Anhang 20 und Anhang 21.	ja
Anteil der Trinkwasserentgelte an Summe des Haushaltseinkommens [%]	Die Erschwinglichkeit der Trinkwasserversorgung wird anhand der neu entwickelten Kennzahl „Anteil der Trinkwasserentgelten an Summe des Haushaltseinkommens“ bewertet. Diese beschreibt den prozentualen Aufwand den ein Haushalt für die Bereitstellung des genutzten Trinkwassers tätigen muss. Die Haushaltsbelastung wurde mit Hilfe des Wasserverbrauches, der durchschnittlichen Haushaltsgröße, des durchschnittlichen Wasserverbrauchs sowie den durchschnittlichen statistischen Entgelten ermittelt (siehe Anhang 20 und Anhang 21). Diese Zahl ist in diesem Projekt erstmalig so berechnet worden und bedarf noch Abstimmung mit Fachverbänden und Experten.	ja
Anteil der Abwasserentgelte an Summe des Haushaltseinkommens [%]	Die Erschwinglichkeit der Abwasserbeseitigung wird an Hand der neu entwickelten Kennzahl „Anteil der Abwasserentgelte an Summe des Haushaltseinkommens“ bewertet. Diese beschreibt den prozentualen Aufwand den ein Haushalt für die Bereitstellung der Abwasserbeseitigung aufwenden muss. Die Haushaltsbelastung wurde mit Hilfe des Wasserverbrauches, der durchschnittlichen Haushaltsgröße, des durchschnittlichen Wasserverbrauchs sowie den durchschnittlichen statistischen Entgelten ermittelt (siehe Anhang 20 und Anhang 21). Diese Zahl ist in diesem Projekt erstmalig so berechnet worden und bedarf noch Abstimmung mit Fachverbänden und Experten.	ja*

*Auf Bundes- und Landesebene (nicht für Flusseinzugsgebiete); nähere Informationen zu den verwendeten Datenquellen können dem Anhang 20 und Anhang 21 entnommen werden.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Zusätzlich drückt die Erschwinglichkeit der Trinkwasser- und Abwasserbeseitigung für die Bürger im Verhältnis zum Haushaltseinkommen die Entgeltbelastung aus Sicht des Haushalts aus. Die hierfür ermittelten Indikatoren für die spezifische Entgeltbelastung wurden, im Gegensatz zu den weiteren hier verwendeten Kennzahlen zur Darstellung der Leistungsfähigkeit der Daseinsvorsorge, nach Kenntnis

¹¹² Bei der gesplitteten Gebühr werden das Schmutzwasser und das Niederschlagswasser getrennt voneinander abgerechnet, wohingegen bei Gebührenmodellen mit einheitlichem Maßstab das Abwasser (Schmutz- und Niederschlagswasser) zusammen abgerechnet und somit beide Anteile mitberücksichtigt werden.

des Forschungsvorhabens erstmals in dieser Form aus vorliegenden Daten zusammengestellt (vgl. Anhang 20).

Die Bewertung dieser Indikatoren sollte im Rahmen der hier gestellten Aufgabe vor allem anhand der zeitlichen Entwicklung erfolgen. Zusätzlich können regionale Quervergleiche helfen, unterschiedliche Rahmenbedingungen in ihren Auswirkungen zu verdeutlichen (Einflüsse unterschiedlicher Verbräuche, Reinigungsverfahren oder Haushaltseinkommen).

Kontextinformationen zur Daseinsvorsorge

Die Kontextinformationen dienen der zusätzlichen Erklärung und Einordnung der Indikатораussagen. Hierzu gehört insbesondere die Entwicklung der Trinkwasserabgabe, welche durch den hohen Anteil an Fixkosten der Ver- und Entsorgungssysteme die spezifischen Kosten pro m³ maßgeblich beeinflusst. Zum anderen weisen die hier herangezogenen Kontextfaktoren auf die Qualität der genutzten Wasserressourcen und Gewässer als Indikatoren für die Eignung der Wasserressourcen für die Trinkwassergewinnung hin. Dies sind „genutzte TW-Wasserressourcen“, „Fremdbezug nicht lokaler Ressourcen“ und „Umsetzung grundlegender Maßnahmen EG-WRRL“ (vgl. Tabelle 71).

Tabelle 71: Kontextinformationen zur Beschreibung der Nutzung der Gewässer im Rahmen der Daseinsvorsorge

Name des Indikators	Beschreibung	Flächendeckend & kontinuierlich verfügbar*
Spezifischer Trinkwasserverbrauch (Trinkwasserabgabe) [l/E d]	Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe (d. h. alle Abnehmer, deren Wasserverbrauch über einen Hauszähler zusammen mit privaten Haushalten abgerechnet wird, wie zum Beispiel Bäckereien, Metzgereien, Arztpraxen) bezogen auf die angeschlossene Bevölkerung.	ja
Genutzte TW-Wasserressourcen [%]	Wassergewinnung durch öffentliche Wasserversorgungsunternehmen mit Wasserabgabe zum Letztgebrauch nach Regionen und Wasserarten. Hier sind die für die Trinkwasserproduktion genutzten Ressourcen aufgeteilt auf Grundwasser, Quellwasser, Uferfiltrat, angereichertes Grundwasser, See- und Talsperrenwasser und Flusswasser angegeben.	ja
Fremdbezug nicht lokaler Ressourcen [%]	Fremdbezogene Mengen, sind die Mengen, die mit einem Zulieferer abgerechnet werden. Etwaige „Durchleitungen“ in ihrem Leitungsnetz an „Dritte“ sind nicht berücksichtigt. (vgl. DESTATIS Fachserie 19 Reihe 2.1.1 Ausgabe 2013: 79) Fremdbezug von Wasser bezeichnet diejenige Wassermenge, die ein öffentliches Wasserversorgungsunternehmen von einem anderen Unternehmen zur Weiterleitung bzw. Verteilung zum Letztgebrauch bezieht. Die Mengen teilen sich in Grundwasser, Quellwasser, Oberflächenwasser.	ja
Umsetzung grundlegender Maßnahmen EG-WRRL	Umsetzung der nach Wasserrahmenrichtlinie geforderten grundlegenden Maßnahmen in nationales/föderales Recht. Unter den grundlegenden Maßnahmen wird die inhaltliche und rechtliche Umsetzung bestehender EG-Richtlinien verstanden, wie z. B. die Abwasserverordnung. Die Umsetzung ist flächendeckend erfolgt.	ja

*Auf Bundes- und Landesebene (nicht für Flusseinzugsgebiete); nähere Informationen zu den Datenquellen können dem Anhang entnommen werden.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

In Bezug auf die Qualität des Rohwassers könnten weitere Informationen der Bewirtschaftungsplanung für den Bewirtschaftungszyklus 2016-2021 herangezogen werden. Hier wird die Rohwasserqualität anhand des chemischen Gewässerzustands nach EG-WRRL abgeschätzt. So sind bspw. in der Bestandsaufnahme Nordrhein-Westfalen für den Bewirtschaftungszyklus 2016-2021 (vgl. MKULNV

2015) auch Angaben zur Rohwasserqualität in Zusammenhang zum Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser) angegeben. Allerdings lassen sich die Informationen noch nicht operationalisieren und können daher noch nicht einbezogen werden.

5.2.3.2 Verfügbare Indikatoren und Informationen

Es sind prinzipiell drei Datenquellen identifiziert worden:

- ▶ Öffentliche Wasser-, Umwelt- und Wirtschaftsstatistiken auf Bundes- und Landesebene sowie (für einzelne Werte) auch auf der Ebene von Flusseinzugsgebieten. Durch die öffentliche und nichtöffentliche Statistik der Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung werden Daten im Dreijahresrhythmus bereitgestellt. Seit dem Berichtsjahr 2001 stellt die Wasserstatistik auch Informationen zu Wasser- und Abwassermengen auf Flussgebietsebenen (Koordinierungsebene) zur Verfügung (vgl. Schoer und Becker 2003: 1040–1042). Hier sind einzelne Aspekte der Wassergewinnung und Abwasserbeseitigung für die jeweiligen Flussgebietseinheiten dargestellt.
- ▶ Daten aus freiwilligen Benchmarkingprojekten und Studien der Wasserwirtschaft auf Bundes- und Landesebene, die in regelmäßige Veröffentlichungen der Wasserwirtschaft eingehen und hierbei insbesondere Daten, welche den definierten Branchenkennzahlen der Fachverbände der Wasserwirtschaft dienen (siehe Abschnitt 3.2.3.1).
- ▶ Spezifische weitere nationale Studien wie bspw. Berichte zur Bestandsaufnahme der EU-Wasserrahmenrichtlinie beziehungsweise zur Trinkwasserqualität des Umweltbundesamtes.

Diese Datenquellen werden in Anhang 20 bis Anhang 22 den verwendeten Indikatoren zugeordnet. Die Quellen ermöglichen für die ausgewählten Indikatoren prinzipiell Aussagen auf Bundes- und Landesebene, insbesondere zu Kosten (inkl. der Erschwinglichkeit – vgl. Tabelle 70) sowie den Kontextinformationen (vgl. Tabelle 71). Sowohl die einmaligen Studien als auch die freiwilligen Benchmarkingprojekte der Wasserwirtschaft können gegenwärtig jedoch weder eine flächendeckende Verfügbarkeit der Daten noch eine kontinuierliche Erhebung in der Zukunft sichern.

Diese fehlende Flächenabdeckung und Kontinuität der Daten betrifft 5 der 13 Indikatoren. Dies ist in Tabelle 68 bis Tabelle 71 gekennzeichnet. Aussagen zum Leistungsumfang, vor allem zu den Aspekten der zeitlich sicheren Verfügbarkeit sowie der Leistungsqualität, ausgedrückt durch die Kundenzufriedenheit, sowie zur Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung, sind hiernach nicht flächendeckend und kontinuierlich verfügbar.

Zugleich liegen auch in den untersuchten Bundesländern Nordrhein-Westfalen und Sachsen unterschiedliche Datenlagen vor. In Nordrhein-Westfalen wurden für Trinkwasser und Abwasser schon mehrfach Daten aus Benchmarkingprojekten veröffentlicht. In Sachsen ist dies nur für Trinkwasser und nur für ein Jahr der Fall.

Bei der Darstellung auf Ebene von Flusseinzugsgebieten, welche im Folgenden beispielhaft für die Koordinierungsebene „Niederrhein“ untersucht wurde, ist gegenwärtig die Datenverfügbarkeit der gewählten Indikatoren nicht gesichert. Es können lediglich Indikatoren zum Anschlussgrad erhoben werden. Sehr wohl liegen aber Kontextinformationen vor, welche die Ressourcenherkunft und Trinkwasserabgabe beschreiben können.

5.2.3.3 Berechnungen, Werte der Indikatoren und Ergebnisse

Folgend ist das Indikatorensystem mit vorhandenen Daten für die unterschiedlichen Bezugsräume (Deutschland – Nordrhein-Westfalen – Sachsen – Niederrhein) dargestellt (vgl. Tabelle 72).

Tabelle 72: Indikatoren-Set für Zielerreichung der Daseinsvorsorge bei Trinkwassernutzung in „Deutschland, Nordrhein-Westfalen, Sachsen, Niederrhein“

Kurzname des Indikators	Einheit	Deutschland Zeitliche Entwicklung			NRW Zeitliche Entwicklung			Sachsen Zeitliche Entwicklung			Niederrhein Zeitliche Entwicklung		
		2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013
Leistungsumfang – räumliche und zeitliche Verfügbarkeit und Qualität (entspricht „Sicherheit“, „Qualität“ und „Kundenzufriedenheit“ bei Leistungsmerkmalen der Wasserwirtschaft)													
Versorgungsunterbrechungen > 12 ^{a)}	Anzahl	0 ^{a)}	0 ^{a)}	0 ^{a)}	0 ^{a)}	0 ^{a)}	0 ^{a)}	0 ^{a)}	0 ^{a)}	0 ^{a)}	0 ^{a)}	0 ^{a)}	0 ^{a)}
Anschlussgrad an öffentliche Trinkwasserversorgung	%	99,2	99,3	99,3	98,6	98,7	98,7	99,2	99,3	99,4	n. v.	n. v.	99,4
Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation	%	96,1	96,6	96,9	97,6	97,9	98,0	89,2	90,6	91,6	n. v.	n. v.	97,6
Trinkwasserqualität ^{c)}	%	99	99	99%	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.
Anschluss an Kläranlagen mit weitergehender Reinigung	%	97,2	97,6	97,6	96,7	97,6	98,0	78	84,3	88,3	n. v.	99,9	99,1
Anteil Kunden mit hoher Zufriedenheit mit TW-Qualität ^{d)}	%	91,8	n. v.	83,5	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.
Beschwerden Abwasserbeseitigung	Anzahl/Hausanschluss	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	1,91	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.

^{a)} Nach Kennzahlenstandards der IWA (vgl. Alegre *et al.* 2006) ist der Wert als negativ zu beurteilen, wenn im Erhebungszeitraum mehr als 0,1 Prozent der versorgten Einwohner von Versorgungsunterbrechungen länger als 12 h betroffen sind. Dies ist in Deutschland nach Auskunft der Wasserwirtschaft nicht anzutreffen. „Praxiserfahrungen zeigen, dass ein Haushalt maximal 10 bis 15 Minuten pro Jahr von einer durch betriebliche Störungen verursachten Versorgungsunterbrechung betroffen ist.“ (vgl. ATT *et al.* 2015: 51) Für Sachsen und NRW liegen in den Benchmarking Landesprojekten auch Werte mit anderen Definitionen (Einheiten) vor (vgl. Anhang).

^{b)} Beschwerden für NRW liegen zudem noch für die Jahre 2006 und 2008 vor: 2,27/Hausanschluss in 2006; 2,19/Hausanschluss in 2008.

^{c)} Der bundesweite Anteil bezieht sich auf alle 2464 WVG in der BRD (2013). Die Anzahl der WVG ist für Deutschland für 2010 nicht angegeben. Werte für die Trinkwasserqualität können ebenso für die Jahre 2008 und 2011 herangezogen werden.

^{d)} Anteil Kunden mit hoher Zufriedenheit mit TW-Qualität liegen für 2009 noch für NRW (69,3 Prozent) (vgl. Landesregierung Nordrhein-Westfalen 2011: 49) und BRD (91,8 Prozent) (vgl. ATT *et al.* 2011: 61) vor.

Kurzname des Indikators	Einheit	Deutschland Zeitliche Entwicklung			NRW Zeitliche Entwicklung			Sachsen Zeitliche Entwicklung			Niederrhein Zeitliche Entwicklung		
Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung (Teil des Leistungsmerkmals „Nachhaltigkeit“ der Wasserwirtschaft)													
		2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013
Leitungsrehabilitation (Trinkwassernetze)	%	n. v.	n. v.	0,4 – 1,2	n. v.	0,8 ^e	n. v.	n. v.	n. v.	1,4 ^e	n. v.	n. v.	n. v.
Mittlere jährliche Kanalsanierungsrate	%	n. v.	n. v.	1,1	n. v.	1,2	1,2	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.	n. v.
^e) (durchschnittlicher 10 Jahreswert)													
Kosten ^f) der Leistungserbringung (Teil des Leistungsmerkmals „Wirtschaftlichkeit“ der Wasserwirtschaft)													
		2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013
Spez. Entgeltbelastung Trinkwasser ^g)	EUR/m ³	2,2	2,4	2,5	2,6	2,7	2,8	3,8	4,0	3,8	n. v.	n. v.	n. v.
Spez. Entgeltbelastung Abwasser ^g)	EUR/Einwohner	124,7	131,4	135,0 ^h)	148,1	159,8	166,3	122,6	129,8	128,0	n. v.	n. v.	n. v.
	EUR/m ³	2,8	3,0	3,1	3,0	3,2	3,4	4,0	4,2	4,1			
Anteil d. Trinkwasserentgelte a. d. Σ Haushaltseinkommen ^h)	%	0,5	0,5	0,5	0,7	0,7	0,6	0,7	0,7	0,7	n. v.	n. v.	n. v.
Anteil der Abwasserentgelte an Σ des Haushaltseinkommens	%	0,7	0,7	0,7 ^h	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,7	n. v.	n. v.	n. v.
^f) Alle genannten Zahlungsströme sind in jeweiligen Preisen aufgeführt.													
^g) Berechnung ohne Berücksichtigung einmaliger oder wiederkehrender Beiträge – siehe Anhang 23 bis Anhang 25.													
^h) Für 2013 liegt der Wert der Abwasserbeseitigung nicht vor, wurden im Abschnitt 5.2.2.1 jedoch berechnet und hier genutzt.													
Kontextinformationen													
		2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013	2007	2010	2013
Genutztes Trinkwasser – Wasserressourcen ⁱ)	%	GW: 61,6 QW: 8,3 UF: 17,0 FSTW: 13,1	GW: 61,1 QW: 8,5 UF: 17,0 FSTW: 13,4	GW: 60,9 QW: 8,4 UF: 17,4 FSTW: 13,3	GW: 40,0 QW: 1,8 UF: 42,6 FSTW: 15,6	GW: 40,1 QW: 1,7 UF: 41,3 FSTW: 16,9	GW: 39,4 QW: 1,9 UF: 41,9 FSTW: 16,7	GW: 23,1 QW: 5,1 UF: 24,3 FSTW: 47,5	GW: 22,2 QW: 4,6 UF: 25,9 FSTW: 47,2	GW: 23,0 QW: 4,1 UF: 23,8 FSTW: 49,1	n. v.	GW + QW: 32 UF: 51 FSTW: 17	GW + QW 31 UF: 52 FSTW: 17
Spezifischer Trinkwasserverbrauch	l/(E x d)	122	121	121	135	135	133	85	84	86	141,1	135,3	137,2

Kurzname des Indikators	Einheit	Deutschland Zeitliche Entwicklung			NRW Zeitliche Entwicklung			Sachsen Zeitliche Entwicklung			Niederrhein Zeitliche Entwicklung		
Fremdbezug nicht lokaler Ressourcen	%	39,1	40,1	40,8	42,8	46,4	47,6	66,9	66,4	66,7	n. v.	n. v.	n. v.
Umsetzung der grundlegenden Maßnahmen EG-WRRL		erfolgt			erfolgt			erfolgt			erfolgt		

¹⁾ GW – Grundwasser; QW – Quellwasser; UF - Uferfiltrat und angereichertes Grundwasser; FSTW - Flusswasser, See- und Talsperrenwasser.

Alle Indikatoren sind Jahreswerte oder beziehen sich auf ein Jahr oder sind bei Bedarf anders gekennzeichnet; n. v. – nicht vorhanden.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Die Ergebnisse für Deutschland beziehen sich auf drei Jahresschritte (2007, 2010 und 2013), um auch die zeitliche Entwicklung bewerten zu können. Hierbei sind folgende Aussagen zur Kategorie *Leistungsumfang – räumliche und zeitliche Verfügbarkeit und Qualität der Daseinsvorsorge* hervorzuheben:

- ▶ Die Sicherheit der Daseinsvorsorge für die Bevölkerung ist insofern gewährleistet, dass nur unbedeutende Versorgungsunterbrechungen auftreten.
- ▶ Die Verfügbarkeits- und Qualitätsziele der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung werden weitgehend erreicht, gemessen an:
 - den hohen und zugleich über die Zeit gestiegenen Anschlussgraden (> 99 Prozent bei der Trinkwasserversorgung und >96 Prozent Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation).
 - wenigen Grenzwertüberschreitungen nach Trinkwasserverordnung ohne erkennbare Veränderung über die Zeit (Einhaltung der Trinkwasserqualität zu 99 Prozent¹¹³) sowie
 - dem hohen Prozentsatz von behandeltem Abwasser mit biologischen Zusatzverfahren (>97 Prozent, steigend).
- ▶ Der Kundenservice wird in wenigen Fällen gemessen und dokumentiert. Falls Daten vorliegen, zeigen die Werte eine hohe Zufriedenheit der Nutzer (>83,5 Prozent gute beziehungsweise sehr gute Zufriedenheit mit der TW-Qualität).

Bezogen auf die *Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung* lässt sich festhalten: Die Aktivitäten zur Erhaltung der Substanz der Netze weisen sowohl bei der Abwasserbeseitigung als auch bei der Trinkwasserversorgung kritische Werte aus. Geht man beim Erhalt der Netze von den technischen und wirtschaftlich angesetzten beziehungsweise anerkannten Nutzungsdauern von 50 – 80 Jahren aus, müsste der durchschnittliche Wert der Rehabilitationsrate beziehungsweise Kanalsanierungsrate zwischen 1,25 -2 Prozent liegen. Diese Werte werden in der Realität nicht erreicht beziehungsweise liegen sie am unteren Ende der genannten Spannbreite (für 2013: 0,4 – 1,2 Prozent Rehabilitationsrate bei Trinkwassernetzen beziehungsweise mittlere jährliche Kanalsanierungsrate von 1,1 Prozent).

Bezogen auf die *Kosten der Leistungserbringung* gilt:

- ▶ Die spezifische Entgeltbelastung, welche wesentlich auf den Kosten beruht, ist zwar gestiegen (von 2,3 auf 2,5 €/m³ bei Trinkwasser und von 125 auf 135 €/Einwohner bei Abwasser)¹¹⁴. Allerdings lag diese Entwicklung unterhalb der Steigerung des Verbraucherpreisindex, so dass die realen Entgelte gesunken sind¹¹⁵.
- ▶ Die Erschwinglichkeit liegt in der zeitlichen Betrachtung auf einem Niveau. Deutschlandweit liegen die Entgelte für die Trinkwasserversorgung bei 0,5 Prozent (2013) vom Haushaltseinkommen. Die Entgelte für die Abwasserbeseitigung liegen bei 0,7 Prozent vom Haushaltseinkommen (2013).

Die *Kontextinformationen* weisen auf Rahmenbedingungen der genannten Leistungen hin. Sie machen bereits deutlich, dass sowohl soziale Kontexte als auch die Nutzung der Wasserressourcen die Kosten bestimmen können. Wie bei allen Indikatorensystemen ist dies durch qualitative Informationen im konkreten Einzelfall zu ergänzen:

- ▶ Deutschland zeichnet sich durch leicht rückläufige Wasserverbräuche der Haushalte und des Kleingewerbes aus. Die Trinkwasserabgabe ist bundesweit in den letzten Jahren leicht gesunken (von 122 l/Einwohner und Tag in 2007 auf 121 l pro Einwohner und Tag in 2013). Bei

¹¹³ Anteil Proben mit eingehaltenen Grenzwerten bei allen Messungen – vgl. Tabelle 72.

¹¹⁴ Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in der Regel ein Rückgang des Wasserverbrauchs beziehungsweise der Einwohnerzahl zu spezifischen Entgeltsteigerungen in Bezug auf die Trinkwasserabgabe aufgrund des Kostendeckungsprinzips führt, da die Kostenstruktur der Trinkwasserversorgung/Abwasserbeseitigung durch fixe Bestandteile dominiert wird.

¹¹⁵ In Deutschland ist der Verbraucherpreisindex zwischen 2007 und 2013 von 96,1 auf 106,9 gestiegen.

dem hohen Fixkostenanteil in der Wasserwirtschaft wirken sich diese Veränderungen in höheren spezifischen Entgelten aus.

- ▶ Die meistgenutzte Trinkwasserressource ist das Grundwasser (> 60 Prozent, leicht rückläufig). Dies spricht tendenziell für eine gute Wasserqualität der genutzten Ressourcen.
- ▶ Gleichzeitig deutet ein Fremdbezug von knapp 41 Prozent (2013, Tendenz steigend) durch nicht lokal aufbereitetes Wasser auf lokale Knappheiten bei den Wasserressourcen hin, die durch höhere Infrastrukturkosten (überregionale Versorgungsleitungen) ausgeglichen werden müssen.

Die auf Deutschland bezogenen Aussagen zum Leistungsniveau der Daseinsvorsorge treffen auch auf Ebene von einzelnen Bundesländern zu. Die zusätzliche, vergleichende regionale Betrachtung verdeutlicht dabei insbesondere den Einfluss unterschiedlicher Kontextfaktoren in den betrachteten Bundesländern. So lassen sich auf regionaler Ebene folgende Vergleiche zwischen den Bundesländern Sachsen und Nordrhein-Westfalen ziehen:

- ▶ In Bezug auf den Leistungsumfang zeigen sich Unterschiede beim Anschlussgrad, so ist der Anschlussgrad an den Kanal in Nordrhein-Westfalen mit 98 Prozent für 2013 höher als in Sachsen mit 92 Prozent. Weiterhin wird in Nordrhein-Westfalen im Vergleich zu Sachsen ein größerer Anteil des Abwassers über Kläranlagen mit weitergehender Reinigung in die Gewässer eingeleitet (98 Prozent für 2013 in Nordrhein-Westfalen im Vergleich zu 88 Prozent in Sachsen).
- ▶ Die spezifische Entgeltbelastung für Trinkwasser liegt in Sachsen oberhalb der Belastung von Nordrhein-Westfalen (3,8 €/m³ für 2013 in Sachsen vs. 2,8 €/m³ für Nordrhein-Westfalen). Die Trinkwasserabgabe, welche den Trinkwasserkonsum in den Haushalten widerspiegelt, ist in Sachsen durch das Nutzungsverhalten viel geringer und dementsprechend schlagen sich Fixkosten der Infrastruktur deutlicher in den spezifischen Entgelten wider (vgl. auch ATT *et al.* 2015: 27).
- ▶ Bezüglich der Kosten der Leistungserbringung korrespondieren die spezifischen Entgeltbelastungen für die Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen mit dem höheren Grad weitergehender Reinigung und liegen über den Kosten in Sachsen.
- ▶ Die Entgeltbelastung der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung gemessen am Haushaltseinkommen (Erschwinglichkeit – vgl. Tabelle 72) liegt für beide Länder über den bundesweiten Werten. Für Sachsen ist dies insbesondere durch das geringere durchschnittliche Haushaltseinkommen zu erklären. In Sachsen hat sich die Erschwinglichkeit in den letzten Jahren verbessert.

Für zusammenfassende, aggregierte Gesamtaussagen im Sinne eines regionalen Rankings des Niveaus der Daseinsvorsorge lassen sich die durch Indikatoren vermittelten Informationen nicht nutzen. Sehr wohl unterstützen sie eine differenzierte Bewertung des Leistungsniveaus.

Für Flusseinzugsgebiete erscheint das Indikatorensystem gegenwärtig nicht beziehungsweise nur sehr lückenhaft anwendbar.

5.3 Wassernutzung zur Kühlung bei der thermoelektrischen Stromproduktion

5.3.1 Beschreibung der untersuchten Wassernutzung

5.3.1.1 Bedeutung der Wassernutzung und Eingrenzung der Bewertung

Unter allen Produktionsbereichen ist der Sektor der Energieversorgung der mit Abstand größte Wassernutzer. Wie Tabelle 73 zeigt, verantwortete der Sektor im Jahr 2013 45 Prozent der gesamten Wasserentnahme in Deutschland, auch wenn der Anteil zwischen 2001 und 2013 deutlich zurückgegangen ist. Über 96 Prozent dieser Menge wird als Kühlabwasser direkt wiedereingeleitet oder verdunstet im Rahmen von Kühlprozessen.

Tabelle 73: Wasserentnahme bei der Energieversorgung – Bezugsraum Deutschland

	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Entnahme aus der Natur	Mio. m ³	26.554	23.851	21.006	21.750	13.688
Anteil an der Gesamtentnahme in Deutschland	%	60,5%	58,8%	55,6%	57,1%	47,2%
Eingeleitetes Kühlwasser	Mio. m ³	25.628	22.744	19.149	20.127	11.848
Verdunstung	Mio. m ³	833	918	1.131	997	1.332

Quelle: DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02.

Aus den Statistiken zur nichtöffentlichen Wasserversorgung (DESTATIS 19/2/2, Stand 2007) zeigt sich, dass allein die Elektrizitätserzeugung für 99 Prozent des eingesetzten Wassers in der Energieversorgung (WZ 40) verantwortlich ist, weshalb im Rahmen dieses Projekts die Bewertung auf den Wirtschaftszweig Elektrizitätserzeugung abzielt. In Bezug auf die aktuelle Kategorisierung der Wirtschaftszweige entspricht dieser Teil der Kategorie WZ 35.11 beziehungsweise bei der alten Kategorisierung der Nummer WZ (2003) 40.11.

Darüber hinaus wird angestrebt, sich auf den durch thermodynamische Kraftwerke erzeugten Teil der Elektrizitätsversorgung zu beschränken und somit auf den Teil, für den eine Kühlwassernutzung relevant ist.

5.3.1.2 Prozesse der Wassernutzung und Einflussfaktoren auf die ökonomische Bedeutung

In Wärmekraftanlagen wie Kohle-, Gas- und Kernkraftwerken erfolgt die Stromerzeugung mittels Dampf, der im Kessel (bei fossilen Energieträgern) beziehungsweise im Reaktor (bei Kernenergie) erzeugt wird. Zunächst entsteht durch Verbrennung beziehungsweise Kernspaltung thermische Energie, die genutzt wird um – im Falle von Dampfkraftwerken – Wasserdampf zu erzeugen, der eine Dampfturbine antreibt oder – im Falle von Gasturbinen – direkt eine Turbine. Die auf dieser Weise erzeugte mechanische Energie wird in einem Generator anschließend in elektrische Energie umgewandelt. (vgl. Rothstein *et al.* 2008)

Aufgrund von physikalischen Gesetzmäßigkeiten kann nur ca. 40 Prozent der im Brennstoff enthaltenen Energie in Strom umgewandelt werden: die restlichen 60 Prozent fallen in Form von Wärme an (vgl. Lange 2009: 5). Falls die Kondensationswärme wegen hoher Luft- und Gewässertemperaturen nicht abgegeben werden kann, vermindert sich die nutzbare Temperaturspanne des Dampfes im Kraftwerksprozess. Die Folge wäre ein schlechterer Wirkungsgrad und eine geringere Leistungsabgabe der Kraftwerke. (vgl. Wagner 2003)

Kann die Wärme nicht genutzt werden, zum Beispiel, weil – vor allem in Sommermonaten – keine Nachfrage nach Fernwärme existiert oder die Entfernung zu potentiellen Abnehmern zu groß ist, müssen Kraftwerke Kühlsysteme einsetzen (vgl. Lange 2009: 5). Der Wasserdampf wird auf ein möglichst niedriges Temperaturniveau abgekühlt und die thermische Energie an ein Kühlmedium abgeführt (vgl. Wagner 2003). Größere thermoelektrische Kraftwerke werden in aller Regel mit Wasser gekühlt, da dies die einfachste und kostengünstigste Kühlung ist (vgl. UBA 2001: 42; Rothstein *et al.* 2008). Luftkühlung spielt bei thermoelektrischen Kraftwerken dagegen kaum eine Rolle und wird höchstens bei Kraftwerken mit einer (thermischen) Leistung von bis zu 900 MW eingesetzt (vgl. Rothstein *et al.* 2008).

Zur Kühlung wird dabei das benötigte Wasser aus einem naheliegenden Gewässer, meist Oberflächengewässer, entnommen, welches von Natur aus über eine niedrige Temperatur und somit über große

Wärmeaufnahmekapazität verfügt. Dabei hängt die Menge des eingesetzten beziehungsweise einsetzbaren Kühlwassers maßgeblich von folgenden Faktoren ab:

- ▶ dem Umfang der thermoelektrischen Produktion,
- ▶ dem Wirkungsgrad des Kraftwerks und dem daraus resultierenden Anteil an Restwärme,
- ▶ der Kühltechnologie sowie
- ▶ der Eignung des Gewässers für Kühlzwecke.

Auf diese Aspekte wird im Folgenden eingegangen.

Thermoelektrische Stromproduktion in Deutschland

Thermoelektrische Kraftwerke sind gegenwärtig das wesentliche Standbein der Stromproduktion. Dementsprechend sind die Energieträger Kernenergie, Steinkohle, Braunkohle und Erdgas nach wie vor die mit Abstand wichtigsten Energieträger zur Stromerzeugung. Gemeinsam trugen sie mit einem Anteil von 90 Prozent im Jahr 2001 beziehungsweise 71 Prozent im Jahr 2013 zur Gesamtstromerzeugung bei (Tabelle 74).

Tabelle 74: Bruttostromerzeugung (PJ) nach Energieträger – Bezugsraum Deutschland

	2001	2004	2007	2010	2013
Wasserkraft, Windenergie, Photovoltaik, Biogas und sonstiger	138	210	308	354	537
Kernenergie	617	601	506	506	350
Steinkohle	498	507	511	421	438
Braunkohle	557	569	558	525	579
Erdgas	200	221	273	312	243
Mineralölprodukte	22	37	35	30	26
Übrige Energieträger	71	70	102	112	126
Insgesamt	2.103	2.215	2.294	2.261	2.299

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.04.

Der gleichwohl deutliche Rückgang der relativen Bedeutung thermoelektrischer Kraftwerke um zwanzig Prozentpunkte ist Folge der Energiewende. Die Energiewende bezeichnet den Übergang von der Nutzung fossiler Energieträger und Kernkraft zum Einsatz erneuerbarer Energien (vgl. Verbruggen 2014). Sie wird wesentlich von den klimapolitischen Zielen der Bundesregierung sowie von der Risikowahrnehmung für Atomkraftwerke getrieben und sieht vor:

- ▶ eine Steigerung des Anteils von erneuerbaren Energien auf 40-45 Prozent bis zum Jahr 2025 und auf 55-60 Prozent bis 2035 (vgl. BMUB 2014: 33),
- ▶ einen Abbau der Braunkohlekapazitäten bis 2020 um 40 Prozent: somit wird in naher Zukunft eine Reduktion des fossilen Energieträgers Braunkohle stattfinden mit dem Ziel, die Treibhausgasemissionen zu reduzieren (vgl. BMUB 2015: 30). Mit der Dekarbonisierung der Stromproduktion bis 2050 ist langfristig der vollständige Ausstieg aus der Kohle geplant (vgl. BMUB 2016: 34) sowie
- ▶ den kompletten Atomausstieg bis 2022 (13. AtGÄndG)¹¹⁶: als Folge der Reaktorkatastrophe in Fukushima wurden 2011 bereits sieben ältere Reaktoren mit einer Netto-Nennleistung von 7.076 MW vom Netz genommen. Im Jahr 2015 wurden weitere 1.275 MW Netto-Nennleistung Kernenergie endgültig stillgelegt (vgl. BNetzA 2016).

¹¹⁶ Dreizehntes Gesetz zur Änderung des Atomgesetzes vom 31. Juli 2011. BGBl. I S. 1704.

Damit wird der thermoelektrischen Stromerzeugung zukünftig eine weiter sinkende Rolle und somit auch der Kühlwassernutzung im Energiesektor eine rückläufige Bedeutung zukommen.

Der Wirkungsgrad der Kraftwerke

Der Wirkungsgrad eines Kraftwerks misst die Effizienz der Umwandlung des primären Energieeinsatzes in Bruttostrom: je niedriger der Wirkungsgrad ausfällt, desto mehr Restwärme fällt an, die entsorgt werden muss. Hierbei beeinflussen das Alter des Kraftwerks beziehungsweise die Art der Technologie und somit der technische Entwicklungsstand den Wirkungsgrad (vgl. Koch und Grünwald 2011). Zugleich spielt der Energieträger eine entscheidende Rolle (Tabelle 75). So sind Kern- und in geringeren Maßen Braun- und Steinkohlekraftwerke generell durch deutlich niedrigere Wirkungsgrade gekennzeichnet als Gaskraftwerke.

Tabelle 75 zeigt weiterhin, dass sich der Wirkungsgrad des Kraftwerksparks in Deutschland insgesamt über die Zeit erhöht hat. Hier spielen die Modernisierung des Kraftwerksparks sowie die Änderung im Energiemix zugunsten der erneuerbaren Energien und zum Nachteil der Kernenergie (Tabelle 74 oben) hinein. Die Steigerung des Wirkungsgrades, kombiniert mit dem Rückgang der thermoelektrischen Produktion, führt zu einem absoluten Rückgang der Restwärme¹¹⁷.

Tabelle 75: Wirkungsgrad in Prozent von Energieträgereinsatz – Bezugsraum Deutschland

Energieträger	2001	2004	2007	2010	2013
Wasserkraft, Windenergie, Photovoltaik, Biogas und sonstiger	94,7	74,6	62,5	55,1	78,6
Kernenergie	33,0	33,0	33,0	33,0	33,0
Steinkohle	40,5	42,9	40,6	41,6	39,3
Braunkohle	37,0	38,2	37,9	38,5	39,3
Erdgas	50,3	49,7	52,5	54,3	61,1
Mineralölprodukte	24,4	38,9	41,0	41,8	43,8
übrige	43,2	39,8	33,2	36,0	38,1
Insgesamt*	38,9	40,4	40,4	41,0	44,9

*Gewichteter Durchschnitt entsprechend des Kraftwerksparks in Deutschland.

Quelle: DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.04.

Anhand der Tabelle 76 wird der Zusammenhang zwischen Energieträger und der eingesetzten Kühlwassermenge noch deutlicher. Unabhängig von der jeweiligen Kühltechnologie benötigen Gaskraftwerke nur zwei Drittel des Kühlwassers von Kohlekraftwerken und ein Drittel des Kühlwassers von Kernkraftwerken. Besteht die Möglichkeit die Abwärme über Kraft-Wärme-Kopplung für Nah- und Fernwärme zu verwenden und somit den Wirkungsgrad zu erhöhen, fällt der Kühlwasserbedarf deutlich weiter ab (Tabelle 76).

¹¹⁷ Die Restwärme lässt sich aus Brennstoffeinsatz minus Bruttostromerzeugung schätzen (DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02).

Tabelle 76: Kühlwassereinsatz nach Energieträgern

Energieträger	Einheit	Durchlaufkühlung	Kreislaufkühlung	
			Niedrig	Hoch
Kernenergie	m ³ /MWh	150	1,52	3,28
Kohle	m ³ /MWh	90	0,92	2
Gas	m ³ /MWh	55	0,55	1,2
Gas Kraft-Wärme-Kopplung	m ³ /MWh	3,9	0,02	0,07

Quelle: Koch und Grünwald 2011.

Kühltechnologien

Weiterhin hängt der Wasserbedarf für die Kühlung thermoelektrischer Kraftwerke maßgeblich von der eingesetzten Kühltechnologie ab (Tabelle 76 oben). Es lassen sich vier grundlegende Kühlverfahren abgrenzen, die sich im Hinblick auf den Kühlwasserbedarf sowie den Verdunstungsverlust und bezüglich des Wärmeeintrags in die Gewässer unterscheiden:

- ▶ die Durchlauf- oder Frischwasserkühlung,
- ▶ die Ablaufkühlung (mit Kühlturm),
- ▶ die Kreislaufkühlung (Nasskühlung) und
- ▶ die Hybridkühlung.

Die **Durchlaufkühlung** (auch Frischwasserkühlung) ist dabei das einfachste System. Hier wird auf den Einsatz von Anlagen zur Abkühlung verzichtet und das erwärmte Kühlwasser wird am Ende des Kühlprozesses wieder in das (Oberflächen-)Gewässer eingeleitet. Die Temperatur des Wassers steigt in Folge der im Kondensator des Kraftwerks aufgenommenen Wärme um etwa 10°C und ist mit Sauerstoff angereichert, bleibt aber unverschmutzt soweit auf Konditionierungsmittel verzichtet wurde. Mit Hilfe der Durchlaufkühlung ist die erreichbare Temperaturdifferenz vor und nach dem Wasser-Dampf-Prozess im Vergleich zu anderen Kühlverfahren am größten, sodass die zur Stromerzeugung eingesetzten Brennstoffe energetisch am umfangreichsten ausgenutzt werden (bester Wirkungsgrad). Pro 1.000 MW Kraftwerksleistung beträgt der Kühlwasserbedarf dieses Verfahrens bis zu 50 m³/s. Es ist damit das wasserintensivste (vgl. Wagner 2003; Rothstein *et al.* 2008), aber auch das einfachste und kostengünstigste Kühlverfahren (vgl. Lange 2009: 5).

Die **Ablaufkühlung** kühlt das Wasser auf die nötige Temperatur herunter, indem Kühltürme eingesetzt werden und die Wärme an die Umgebungsluft abgegeben wird (vgl. Wagner 2003). Meistens werden hierzu Nasskühltürme eingesetzt. In ihnen „regnet“ das warme Kühlwasser in Tropfen herab und gibt dabei unterstützt durch einen Verdunstungsprozess seine Wärme an die Luft ab, die durch die Erwärmung aufsteigt und aus dem Kühlturm oben austritt. Anschließend kann das Wasser aus dem Kühlturm in das Gewässer eingeleitet werden. Durch den Einsatz von Kühltürmen kann der Wärmeeintrag in den Vorfluter bei Einleitung von Kühlwasser deutlich reduziert werden (Tabelle 77), es entstehen jedoch durch den Verdunstungsprozess nicht unwesentliche Wasserverluste (vgl. Rothstein *et al.* 2008), und die eingesetzte Kühlwassermenge unterscheidet sich nicht wesentlich von der der Durchlaufkühlung. Zusätzlich wird der Wirkungsgrad aufgrund eines höheren Eigenverbrauchs für das Pumpen des Kühlwassers verringert (vgl. Lange 2009: 6).

Bei der **Kreislaufkühlung** (Nasskühlung) wird das rückgekühlte Wasser wieder zur Kühlung des Kraftwerks eingesetzt. Dabei entstehen Verdunstungsverluste (ca. 5 Prozent), die kompensiert werden müssen. Ferner konzentrieren sich durch die wiederholte Verwendung des Wassers im Kühlkreislauf Wasserinhaltsstoffe auf, sodass das Wasser behandelt und je nach Inhaltsstoffen des Kühlwassers noch einmal ungefähr die ein- bis vierfache Menge der Verdunstungsverluste durch Frischwasser er-

setzt werden muss, um eine Konzentrationserhöhung zu verhindern. Dennoch entspricht der Gesamtwasserbedarf weniger als 5 Prozent gegenüber dem Wasserbedarf für die Durchlaufkühlung. Zugleich verringert sich der Wirkungsgrad des Kraftwerkes bei Nutzung der Kreislaufkühlung. (vgl. UBA 2001: 66; Lange 2009: 7)

Die *Hybridkühlung* kombiniert Nass- und Trockenkühlelemente und kann je nach atmosphärischer Temperatur als Nass- oder Hybridkühlung eingesetzt werden. In der Hybridkühlung wird zunächst ein Teil der Wärme über Luftventilation entfernt bevor das Kühlwasser in das offene Kreislaufsystem eingeleitet wird. Die warme Luft aus Trockenkühlelementen kann zusätzlich mit dem Dampf aus Nasskühlelementen gemischt werden um die Feuchtigkeit zu reduzieren und Schwadenbildung zu vermeiden. Mit der Hybridkühlung kann der Wasserbedarf im Vergleich zur offenen Kreislaufkühlung weiter verringert werden (vgl. UBA 2001: 66). Allerdings sind die Investitionskosten wesentlich höher und das Kraftwerk erreicht einen noch schlechteren Wirkungsgrad als bei der Nasskreislaufkühlung (vgl. Lange 2009: 7). Bisher scheint nach Kenntnisstand der Autoren die Verbreitung dieser Technologie bei deutschen thermoelektrischen Kraftwerke begrenzt zu sein¹¹⁸.

Die Eigenschaften der drei Hauptkühlverfahren sind in Tabelle 77 noch einmal zusammengefasst.

Tabelle 77: Ökologische und ökonomische Eigenschaften der verschiedenen Kühlverfahren

Wärmeeintrag	Einheit	Durchlaufkühlung	Ablaufkühlung	Kreislaufkühlung
Kühlwasserbedarf	m ³ /MWH	bis 150	ähnlich wie Durchlauf	1,08 bis 3,24
Verdunstungsverlust	%	-	0,3-0,6	0,3-0,6
Wärmeeinträge	MJ/MWh	5220-7560	3024-4500	288-540
Wirkungsgradverlust	%	-	bis zum 1%	2-5%

Quellen: Eigene Zusammenstellung nach Rothstein *et al.* 2008; Lange 2009.

Dass Durchlaufkühlung die wasserintensivste Kühlung ist, lässt sich anhand der Statistiken zum Kühlwassereinsatz für die Energieversorgung leicht erkennen (Tabelle 78). Die einmalige Nutzung macht über 90 Prozent des gesamten eingesetzten Frischwassers zur Kühlung aus. Über Mehrfach- (Einsatz für mehrere Zwecke nacheinander) und Kreislauftechnologien (Umwälzung und wiederholter Einsatz zum selben Zweck) werden hingegen weniger als 10 Prozent des zu Kühl- und Produktionszwecken eingesetzten Wassers geführt.

Tabelle 78: Wassereinsatz in der Energieversorgung – Bezugsraum Deutschland

	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
eingesetztes Frischwasser zur Kühlung	Mio. m ³	24.293	22.538	19.313	20.145	13.148
Einmalige Nutzung	Mio. m ³	23.319	21.672	17.830	18.896	11.776
Mehrfachnutzung	Mio. m ³	85	75	150	479	455
Kreislaufnutzung	Mio. m ³	889	791	1.333	770	918

Quellen: DESTATIS 19/2/2, Stand 2001, 2004, 2007, 2010, 2013.

Eignung der Gewässer für Kühlzwecke

Grundsätzlich besteht in Deutschland kein Mangel an verfügbarem Wasser zu Kühlzwecken. Es kommen grundsätzlich alle in ausreichender Menge verfügbaren Wasserarten wie Meerwasser, Brackwas-

¹¹⁸ Die Autoren konnten nur einzelne Beispiele in Deutschland finden: das Steinkohlekraftwerk Altbach/Deizisau, der Block 2 des Kernkraftwerks Neckarwestheim oder das Kohlekraftwerk Moorburg in Hamburg.

ser, Fließwasser, Wasser aus Binnenseen sowie Brunnen- und Quellwasser in Betracht. Allerdings ergeben sich physische und gewässerökologische Restriktionen in Bezug auf Kraftwerksgröße und Kühltechnologie.

Großkraftwerke sind vorwiegend an großen Flüssen gebaut worden, unter anderem aufgrund der dadurch bestehenden Möglichkeit zur Nutzung der verfügbaren Wassermengen zur Durchlauf- und Abflusskühlung (vgl. Lange 2009: 5). Große Fließgewässer erlauben die Entnahme großer Wassermengen. Dies ist eine wichtige Voraussetzung für eine direkte Abgabe einer entsprechend großen Wärmefracht ins Gewässer.

Um jedoch einen möglichst hohen Wirkungsgrad erreichen zu können, muss zusätzlich die nutzbare Temperaturspanne des Dampfes im Kraftwerkprozess möglichst hoch sein. Hohe Gewässertemperaturen, wie sie im Sommer häufig vorkommen, verringern deswegen den Wirkungsgrad der Kraftwerke mit Durchlaufkühlung (vgl. Wagner 2002, 2003, 2004 in Rothstein *et al.* 2008). Herrscht gleichzeitig Niedrigwasser, kann selbst die notwendige Wasserentnahme eines Kühlturbetriebs aufgrund der höheren Verdunstung und trotz des im Vergleich zur Durchlaufkühlung deutlich geringeren Wasserbedarfs die Situation des Vorfluters verschärfen (vgl. Maniak 2005: 511). Im Extremfall können Kraftwerke gezwungen sein, die Stromerzeugung vollständig einzustellen (vgl. Wagner 2003).

Untersuchungen zu Auswirkungen des Klimawandels weisen auf eine Steigerung der durchschnittlichen Fließgewässertemperaturen sowie eine erhöhte Wahrscheinlichkeit von Extremwerten hin, sodass zukünftig eine geringere Leistungsabgabe thermischer Kraftwerke zu erwarten ist (vgl. Rothstein *et al.* 2008).

Die Qualität des am Standort zur Verfügung stehenden Rohwassers kann auch von vornherein die Wahl bestimmter Verfahrenstechniken der Kühlung einschränken. Beispielsweise ist bei Meer- und Brackwasser bisher nur die Durchlaufkühlung gebräuchlich (vgl. IKS 2002). Demgegenüber variiert die Verfügbarkeit von Wasser lokal stark (geographische Verteilung von ausreichend großen Oberflächengewässern) und kann zudem, wie bereits erwähnt, zu Trockenzeiten weiteren Beschränkungen unterliegen, sodass dann Durchlaufkühlung als Option gar nicht in Betracht kommt.

Unabhängig von der physischen Begrenzung von Wasserressourcen aus technologischer Sicht ergeben sich auch ökologische Grenzen. Der Wärmeeintrag kann die Gewässerökosysteme schädigen, wenn die mit dem Kühlwasser eingetragene Restwärme zu einer kritischen Temperaturerhöhung führt und sich das Gewässer als Lebensraum im Vergleich zum natürlichen Zustand verändert. Die Beeinträchtigungen werden maßgeblich durch Temperatursprünge an Kühlwassereinleitstellen hervorgerufen. Nach Lange (2009: 23) sind ca. zwei Drittel der langfristigen Erwärmung der mittleren Temperatur des Rheins auf Kühlwassereinleitungen zurückzuführen.

Die realisierte Gewässerinanspruchnahme für die Kühlung ist daher auch Ergebnis der Abwägung zwischen den konfliktären gesellschaftlichen Zielen des Gewässerschutzes und der Kühlwassernutzung. Die gesetzliche Grundlage für maximale Abwärmebelastungen von Gewässern ist auf europäischer Ebene durch die EG-Wasserrahmenrichtlinie geregelt. Sie gibt vor, dass das Erreichen des guten ökologischen Zustandes durch Wärmeeinträge nicht beeinträchtigt werden darf. Auf bundesdeutscher Ebene gilt außerdem die Oberflächengewässerverordnung, welche zur Einstufung des guten ökologischen Zustands Richtwerte für maximale Gewässertemperaturen und Temperaturerhöhungen vorsieht (Tabelle 79 und Tabelle 80).

Tabelle 79: Grenzwerte bezüglich des Kühlwassers

Kühlwasser	Durchlaufkühlung	Ablaufkühlung	Kreislaufkühlung
Wiedereinleittemperatur	30 °C (33 °C)	33 °C	35 °C
Aufwärmspanne	10 K (15 K)	10 K (15 K)	15 K

Werte in Klammern sind in Ausnahmefällen erlaubt; Quelle: Rothstein *et al.* 2008; Maniak 2005.

Tabelle 80: Grenzwerte bezüglich des Vorfluters

Flusswasser	Sommerwarme Gewässer	Sommerkühle Gewässer	Salmonidengewässer
Flusswassertemperatur (rechnerisch ermittelt)	28 °C	25 °C	18 °C
Aufwärmspanne	5 K (7 K)	3 K (5 K)	3 K

Werte in Klammern sind in Ausnahmefällen erlaubt.

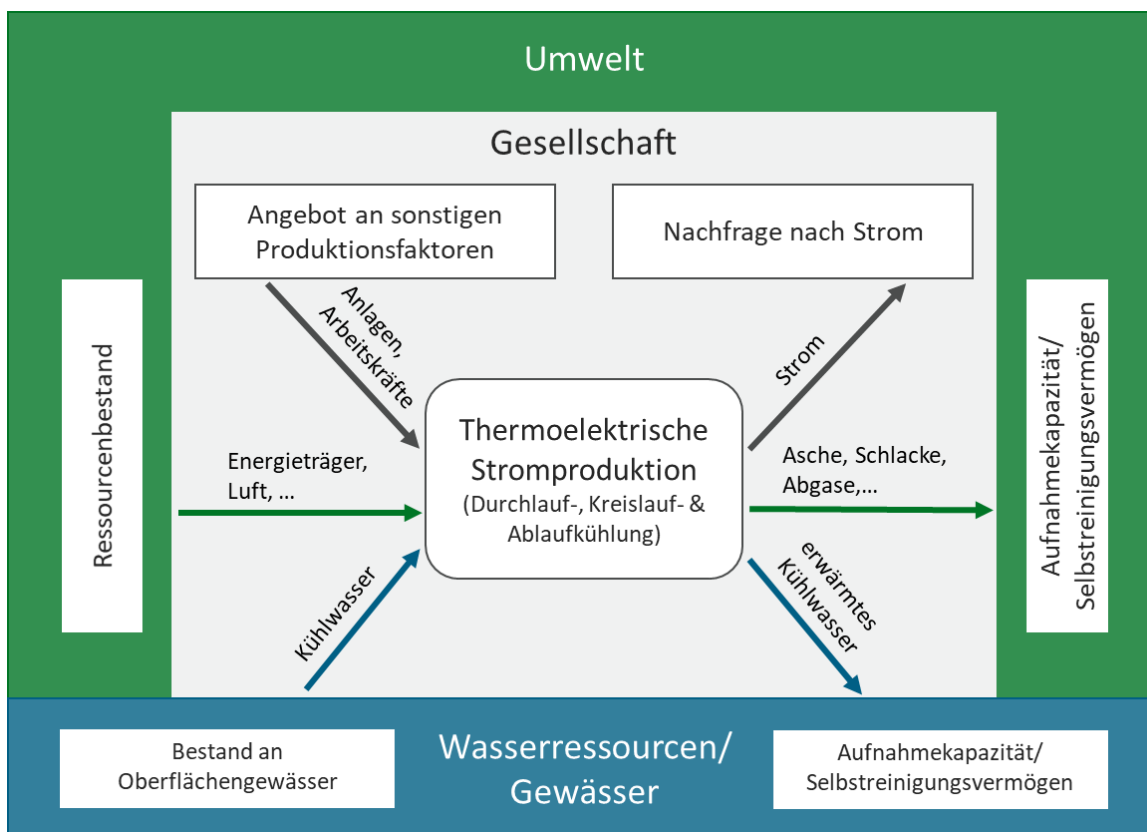
Quelle: Rothstein *et al.* 2008; Maniak 2005.

Um die Leistungsfähigkeit der Kraftwerke unter den physischen und wasserrechtlichen Rahmenbedingungen besonders während den heißen Sommermonaten zu sichern, verfügen die meisten Wärmekraftwerke in Deutschland über Kühltürme und können je nach Rahmenbedingungen zwischen verschiedenen Verfahren wählen (vgl. Wagner 2003).

Prozessschema und Kontextfaktoren

Für die ökonomische Bewertung der Kühlwassernutzung im Energiesektor sind die in Abbildung 27 dargestellten Beziehungen zu Grunde zu legen.

Abbildung 27: Prozessschema zur Kühlwassernutzung für die thermoelektrische Stromproduktion



Die Pfeile stellen Inputs und Outputs der Wassernutzung dar.

Quelle: Eigene Darstellung.

Dabei beruht die ökonomische Bedeutung der Wasserressourcen zuerst einmal auf der Bereitstellung von Wasser zur Entnahme für die Kühlwassernutzung – in der Regel aus Oberflächengewässern. Dieses wird zu den Kraftwerken geleitet und dort entsprechend der oben beschriebenen Kühlverfahren eingesetzt, um entsprechend der Nachfrage Strom zu produzieren. Hierfür werden weitere Produktionsfaktoren in Anspruch genommen: Kapital und Material zur Errichtung der Anlagen, Arbeitskräfte,

sowie Energieträger (Steinkohle, Braunkohle, atomare Brennstoffe). Hinterher wird das verbleibende Kühlwasser in den Fluss geleitet und die „Selbstreinigungsfunktion“ des Flusses in Bezug auf Wärmeeintrag in Anspruch genommen.

Der Umfang der Kühlwassernutzung ergibt sich dann aus dem Optimalitätskalkül der Kraftwerksbetreiber. Hierbei werden die oben skizzierten Aspekte der Marktentwicklung, technische Gegebenheiten und Eignung der Gewässer einfließen. Zugleich fließen weitere Aspekte bei der Standortwahl sowie der Wahl des Energieträgers, der Produktionskapazität und des Produktionsumfangs ein, wie beispielsweise Transportkosten für Energieträger und die Absatzmöglichkeit für Wärme.

Die ökonomische Bedeutung von (Kühl-)Wasser für den Energiesektor hängt damit von einer ganzen Reihe von Faktoren ab. Sie wird einerseits durch die Faktoren beeinflusst, welche die *Nachfrage nach Strom aus thermoelektrischer Produktion* beeinflussen, andererseits von *wertbestimmenden Eigenschaften der Wasserressourcen und Gewässer* selbst sowie von *marktlichen, technischen und rechtlichen Faktoren*, welche ebenfalls das Angebot an Strom sowie den Kühlwasserbedarf durch die betrachteten Kraftwerke beeinflussen.

Die *Nachfrage nach thermoelektrisch produziertem Strom* wird u. a. von folgenden Faktoren beeinflusst:

- ▶ Energiebedarf der Bevölkerung und der Wirtschaft: Je höher der Energiebedarf ausfällt, desto größer ist auch die Bedeutung von Kühlwasser.
- ▶ Energiewende, insbesondere der weiteren Entwicklung der erneuerbaren Produktionskapazitäten sowie den rechtlichen Regeln, welche die Preisbildung auf dem Energiemarkt und den Absatz von Strom aus thermoelektrischen Kraftwerken beeinflussen: Je stärker alternative Energieträger an Bedeutung gewinnen, desto geringer ist die Bedeutung von Kühlwasser.

Die *wertbestimmenden Eigenschaften der Gewässer* ergeben sich u. a. aus:

- ▶ Der Größe der Gewässer und somit dem Umfang, in dem die Ressource in Anspruch genommen werden kann: Große Fließgewässer erlauben die Entnahme großer Wassermengen und auch die Aufnahme einer größeren Wärmefracht und haben somit eine höhere ökonomische Bedeutung;
- ▶ Der Temperatur des Gewässers, die von klimatischen Bedingungen, aber auch vom Wasserregime und den Vorbelastungen bestimmt wird: je kälter das Wasser ist, desto größer ist die nutzbare Temperaturspanne des Dampfes im Kraftwerksprozess und somit auch der Wirkungsgrad des Kraftwerks;
- ▶ Den wasserrechtlichen Einschränkungen, die sich an der ökosystembezogenen Empfindlichkeit der Gewässer, aber auch der gesellschaftlichen Präferenz zum Schutz der Gewässer gegenüber Wärmefrachteinträgen orientieren: Bei sommerwarmen Flachlandgewässern wird von einer geringeren Empfindlichkeit gegenüber Wärmeeintrag ausgegangen als bei Salmonidengewässern im Gebirge;
- ▶ Der Lage der Gewässer in Bezug auf (potentielle) Kraftwerksstandorte: je näher die Gewässer an Standorten liegen, die unabhängig von der Wasserverfügbarkeit günstig für Kraftwerke sind, desto höher ist der Wert der Gewässer.

Darüber hinaus gibt es weitere Faktoren, welche die Bedeutung der Gewässer für den Naturhaushalt beeinflussen, wie beispielsweise die Seltenheit und Schutzwürdigkeit der Ökosysteme in den betroffenen Gewässerabschnitten oder die Funktion dieser Ökosysteme innerhalb des Biotopverbundes der Gewässer.

Schließlich spielen noch *marktliche, technologische und rechtliche Faktoren* eine Rolle, welche die Bereitstellungskosten mitbestimmen oder sich anderweitig auf den Faktor von Wasser auswirken:

- ▶ rechtliche Regelungen der Energiewende, die beispielsweise Kraftwerkskapazitäten begrenzen. Je stärker hier ordnungsrechtlich begrenzend auf den Kraftwerksbestand eingewirkt wird, indem zum Beispiel der Ausstieg aus der Kernenergie bestimmt wird, desto geringer ist auch die ökonomische Bedeutung von Kühlwasser;
- ▶ Faktorkosten: Je niedriger Kapitalkaufwand, Arbeitskosten und insbesondere Kosten für die Energieträger ausfallen, desto höher ist die ökonomische Bedeutung der Wasserressourcen und Gewässer.
- ▶ Wirkungsgrad der Kraftwerke: Je höher die Wirkungsgrade der Kraftwerke ausfallen, desto geringer ist der Wert von Kühlwasser.
- ▶ Technologien zur Kühlung: Je kostengünstiger wassersparende Technologien zur Kühlung eingesetzt werden können, desto geringer ist der Wert von Kühlwasser.

Im Folgenden werden zum einen direkte Leistungen der Kühlwasserinanspruchnahme von Gewässern für die Stromproduktion quantifiziert. Dabei wird auf dem Wertkonzept der Nutzenstiftung aufgebaut. Zum anderen wird der „Einfluss der Kühlwassernutzung auf den Naturhaushalt“ aufgegriffen und hierbei das Zielkonzept der Nachhaltigkeit herangezogen.

5.3.2 Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung

Die Inanspruchnahme von Kühlwasser als nützlicher Input für die Stromproduktion wird sowohl anhand der Restwertmethode zur Schätzung der Produzentenrente (Abschnitt 4.3.1) als auch mit Hilfe des Alternativkostenansatzes (vgl. Abschnitt 4.3.3) vorgenommen, bei der die Änderung der Produzenten- und Konsumentenrente beim Einsatz wassersparender Technologien ermittelt wird.

5.3.2.1 Restwertmethode

Messkonzept

Mittels der Restwertmethode lässt sich der durchschnittliche Wert von Wasser aus der Differenz zwischen Produktionswert (Output) und den aggregierten Kosten aller Produktionsinputs berechnen. Wie bereits in Abschnitt 4.3.1 erläutert, lässt sich der Restwert mit Hilfe der Entstehungs- und Verteilungsrechnung des Bruttoinlandsproduktes des Sektors annähernd erfassen.

Für die Auswertung bietet die Nettowertschöpfung zu Faktorkosten den Ausgangspunkt der Berechnung (Tabelle 81). Hiervon werden Personalkosten abgezogen. Um dann vom Netto-Betriebsüberschuss zum Restwert zu gelangen, müssten eigentlich die Eigen- und Fremdkapitalkosten abgezogen werden. Aufgrund der Datengrundlage konnte nur die Fremdkapitalverzinsung geschätzt und berücksichtigt werden, so dass der Restwert um die Eigenkapitalverzinsung überschätzt ist.

Tabelle 81: Messkonzept und methodische Vorgehensweise Restwertermittlung der Elektrizitätsversorgung

Datenvariablen	Berechnung/Datenvariablen
Nettowertschöpfung	= Nettowertschöpfung zu Faktorkosten
- Personalkosten	
= Netto-Betriebsüberschuss	
- Fremdkapitalverzinsung	= ‚Produktionswert von t‘ * ‚Fremdkapitalzinssatz‘
- Eigenkapitalverzinsung	Nicht berücksichtigt
= Restwert	(Überschätzt um die Eigenkapitalverzinsung und der EEG Umlage)

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Die Bewertung erfordert eine weitere Korrekturrechnung, da die Daten nicht ausreichend disaggregiert vorliegen. Die statistischen Daten sind nur für den Wirtschaftszweig Elektrizitätsversorgung beziehungsweise WZ 35.1 beziehungsweise WZ (2003) 40.1 verfügbar und schließen somit Elektrizitätsübertragung, -verteilung und -handel (WZ 35.12 bis 35.15), insbesondere aber die Stromproduktion aus erneuerbaren Energiequellen mit ein. Die letztgenannten werden über die Einspeisevergütung aus der EEG-Umlage sehr stark subventioniert. Die Einspeisevergütung ist Bestandteil des Umsatzes von betroffenen Stromproduzenten und ist deswegen bereits in den Fachstatistiken eingerechnet¹¹⁹. Da die hierdurch erzielten Renten keinen sachlichen Bezug zur Kühlwassernutzung aufweisen, wurde die Restwertberechnung entsprechend bereinigt.

Demgegenüber konnte eine Abgrenzung der Elektrizitätsproduktion (WZ 35.11) von den wirtschaftlichen Ergebnissen der Elektrizitätsübertragung, -verteilung und des -handels nicht erfolgen, so dass die Nutzenstiftung des Wassers für die Elektrizitätserzeugung diesbezüglich überschätzt wird.

Der so ermittelte Restwert stellt eine at-source-Bewertung dar, weil die Kosten für Gewinnung, Förderung und Transport des Wassers berücksichtigt werden. Zugleich ist die Stromproduktion ein Sektor, bei dem über die Wasserentnahmeentgelte und Abwasserabgabe teilweise schon nachteilige Umweltwirkungen durch Wasserinanspruchnahme und Abwasserabgabe internalisiert sind (vgl. Gawel *et al.* 2014).

Verfügbare Daten und Informationen

Hauptquelle für die Bewertung bietet die Fachserie 4 Reihe 6.1 des Statistischen Bundesamtes zu Beschäftigung, Umsatz, Investitionen und Kostenstruktur der Unternehmen in der Energieversorgung, Wasserversorgung, Abwasser- und Abfallentsorgung, Beseitigung von Umweltverschmutzungen des produzierenden Gewerbes. Daten zur Einspeisevergütung der EEG-Umlage könnten in den Jahresabrechnungen aus der Informationsplattform der deutschen Übertragungsnetzbetreiber entnommen werden.

DESTATIS Fachserie 4 Reihe 6.1: Beschäftigung, Umsatz, Investitionen und Kostenstruktur der Unternehmen in der Energieversorgung, Wasserversorgung, Abwasser und Abfallentsorgung, Beseitigung von Umweltverschmutzungen – Produzierendes Gewerbe

Die Fachserie 4 Reihe 6.1 zu Beschäftigung, Umsatz, Investitionen und Kostenstruktur der Unternehmen enthält die Ergebnisse der Investitions- und Kostenstrukturerhebung bei Unternehmen im Bereich Energieversorgung, Wasserversorgung, Abwasser- und Abfallentsorgung, Beseitigung von Umweltverschmutzungen nach dem „Gesetz über die Statistik im Produzierenden Gewerbe“ von 1975. Sie wird seit 1992 für Gesamtdeutschland jährlich veröffentlicht. Die Ergebnisse werden nach der Klassifikation der Wirtschaftszweige gelistet und sind für die Elektrizitätsversorgung (WZ 40.1 Klassifizierung 2003 beziehungsweise 35.1 Klassifizierung 2008) vorhanden. Die Fachserie beinhaltet die für die Bewertung notwendigen Statistiken der Nettowertschöpfung zu Faktorkosten, Personalkosten und Fremdkapitalzinsen (vgl. Tabelle 82).

¹¹⁹ Email Herr Kuntze, Statistisches Bundesamt (16.02.2017).

Tabelle 82: Genutzte Datenvariable der Fachserie 4 Reihe 6.1

Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
		Zeitlich	Räumlich	
Nettowertschöpfung zu Faktorkosten	Produktionswert abzüglich Vorleistungen, Abschreibungen und sonstiger Produktionsabgaben zuzüglich sonstiger Subventionen auf die Produktion	1992 jährlich	Deutschland	Bezug WZ (2003) 35.1 WZ 40.1
Personalkosten	Bruttogehalt- und Lohnsumme zuzüglich Sozialkosten			
Fremdkapitalzinsen	Anteil der Fremdkapitalzinsen am Bruttoproduktionswert			

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Ausgangspunkte der Bewertung sind die Nettowertschöpfung zu Faktorkosten sowie die Personalkosten (Tabelle 81), um den Netto-Betriebsüberschuss zu ermitteln. Angaben zu Fremdkapitalzinsen sind separat als Anteil des Bruttoproduktionswertes angegeben und können somit einfach ermittelt werden.

Schätzung für Deutschland

Die Ermittlung des Fremdkapitalanteils ist aus der Tabelle 83 zu entnehmen.

Tabelle 83: Ermittlung des Fremdkapitalanteils – Bezugsraum Deutschland

		2001	2004	2007	2010	2013	Ø 2001 - 2013
Bruttoproduktionswert	Mio. €	108.383	154.930	235.387	364.811	550.649	282.832
Anteil Fremdkapitalzinsen	%	1,6%	0,8%	0,6%	0,5%	0,5%	0,8%
Fremdkapitalzinsen	Mio. €	1.734	1.239	1.412	1.824	2.753	1.793

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 4/6/1, Stand 2001, 2004, 2007, 2010, 2013.

Die daraus resultierenden Ergebnisse der Restwertbewertung sind in Tabelle 84 erfasst.

Tabelle 84: Restwert der Elektrizitätsversorgung (in Preisen von 2010) – Bezugsraum Deutschland

	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013	Ø 2001 - 2013
Nettowertschöpfung zu Faktorkosten	Mio. €	19.473	24.476	29.656	36.947	27.866	27.683
Personalkosten	Mio. €	14.106	14.576	14.255	13.527	13.380	13.969
Fremdkapitalverzinsung	Mio. €	1.734	1.239	1.412	1.824	2.753	1.793
Restwert	Mio. €	3.632	8.661	13.988	21.596	11.732	11.922

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 4/6/1, Stand 2001, 2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Der Restwert erreicht im Durchschnitt der bewerteten Jahre einen Betrag von knapp 12 Mrd. €, weist aber erhebliche Schwankungen von 3,6 Mrd. € in 2001 bis zu über 21 Mrd. € in 2010 auf. Diese Entwicklung ist maßgeblich von der Nettowertschöpfung und der Fremdkapitalverzinsung bestimmt, während sich Personalkosten über den Zeitraum als stabil erwiesen. Bemerkenswert ist der relative Rückgang des Anteils der Nettowertschöpfung am Bruttoproduktionswert (von 18 Prozent in 2001 auf 5 Prozent in 2013), welcher hauptsächlich auf der starken Zunahme der Vorleistungen beruht und hierbei insbesondere auf die Preissteigerung der Energieträger wie Kohle und Erdgas zurückzuführen ist.

Diese Ergebnisse sind um die Eigenkapitalverzinsung überschätzt. Ein Versuch, die gesamten Kapitalkosten anhand von Statistiken zu den Nettoanlagevermögen in der Energieversorgung zu schätzen, lieferte Ergebnisse, die nicht plausibilisiert werden konnten¹²⁰. Die Dimension des Fehlers lässt sich zumindest anhand der Eigenkapitalquote und der Höhe der Fremdkapitalzinsen ermitteln. Bei einer Untersuchung von 150 „kommunalnahen“ Energie- und Versorgungsunternehmen wurde eine Eigenkapitalquote von 44 Prozent in 2009 und 42,5 Prozent in 2012 ermittelt (vgl. Papenstein *et al.* 2014). Für größere Unternehmen lag der Eigenkapitalquote bei 39,5 Prozent in 2012 und es gibt Hinweise, dass kommunale Unternehmen einen höheren Eigenkapitalanteil aufweisen. Eine andere Studie zu den 567 größten Energieversorgern (einschließlich privater Versorger) fand dagegen einen durchschnittlichen Eigenkapitalanteil von 29 Prozent in 2010 (Schmieder o. J.). Geht man von einem Eigenkapitalanteil von 30 bis 40 Prozent und denselben Zinssätzen wie für Fremdkapital aus, würden Eigenkapitalkosten in Höhe von 800 bis 1.200 Mio. € anfallen. Unklar ist, wie sich der Eigenkapitalanteil von erneuerbaren Energieversorgern ab 2010 entwickelt hat.

Wie oben dargelegt, sind Korrekturrechnungen notwendig. Die öffentlich zugänglichen statistischen Daten sind nur bis zur Ebene der Elektrizitätsversorgung – WZ 35.1 (einschl. Elektrizitätsverteilung und -handel) aufgeschlüsselt. Der Restwert kann somit nicht ausschließlich den thermoelektrischen Kraftwerken zugeordnet werden und bezieht sich neben Kühlwasser auch auf andere nicht eingepreiste Kostenfaktoren wie Wasser-, Sonnen- und Windenergie.

In diesem Zusammenhang scheint den Autoren besonders problematisch, dass die Einspeisevergütung im Rahmen des EEG Bestandteil des Umsatzes der betroffenen Produzenten¹²¹ ist und somit der Restwert um diese Umlage überschätzt wird. Die Höhe der Einspeisevergütung wird aus der EEG-Abrechnung der Informationsplattform der deutschen Übertragungsnetzbetreiber entnommen (Tabelle 85). Diese weist einen starken Anstieg von 1,8 Mrd. € im Jahr 2001 auf knapp 13 Mrd. € im Jahr 2013 auf.

Tabelle 85: Bereinigung des Restwerts um die EEG-Umlage (in Preisen von 2010) – Bezugsraum Deutschland

		2001	2004	2007	2010	2013	Ø 2001 - 2013
EEG Abrechnung	Mio. EUR	1.804	3.968	7.901	13.182	12.952	7.961
Restwert (abzüglich EEG-Umlage)	Mio. EUR	1.828	4.692	6.087	8.414	- 1.220	3.960

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 4/6/1, Stand 2001, 2004, 2007, 2010, 2013; Netztransparenz EEG-Abrechnungen, Stand 2001, 2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Wird diese Summe von den Restweltergebnissen abgezogen, ergibt sich ein durchschnittlicher Restwert von knapp 4 Mrd. €. Hierbei wird jedoch der Einfluss der Einspeisevergütung auf den Restwert überschätzt. Bei der Korrekturrechnung wird die Einspeisevergütung vollständig als Produzentenrente betrachtet und vom Restwert abgezogen. In der Realität wirkt die Einspeisevergütung nicht nur als Anreiz für Investitionen in zusätzliche erneuerbare Energiekapazität, sondern dient auch der Deckung von Zusatzkosten.

Ogleich die durchschnittlichen 4 Mrd. € die beste Näherung an den Restwert der thermoelektrischen Stromproduktion bzgl. Kühlwasserinanspruchnahme darstellt, die bei der Schätzung erreicht werden konnte, ist der Wert mit folgenden systematischen Fehlern behaftet: einerseits ist der Wert um Produzentenrenten zur Elektrizitätsverteilung, -übertragung, und -handel überhöht und andererseits wird

¹²⁰ Die gesamten Kapitalkosten wurden über die Nettoanlagevermögen der Energieversorgung (WZ 35) geschätzt und anhand des Anteils der Abschreibung der Elektrizitätsversorgung (WZ 35.1) zur Abschreibungen der Energieversorgung korrigiert. Verglichen mit den Fremdkapitalkosten (Tabelle 83), ergab sich eine Eigenkapitalquote von über 70 Prozent im Durchschnitt (fast doppelt so hoch wie in den Literaturangaben) (vgl. Papenstein *et al.* 2014; Schmieder o. J.).

¹²¹ Email-Mitteilung von H. Kuntze (Statistischen Bundesamt) vom 16.02.2017.

infolge der ungenauen Korrektur bzgl. der Einspeisevergütung der Restwert unterschätzt. Es lässt sich daher nicht beurteilen, inwieweit der reale Restwert über- oder unterschätzt wird.

Regionaler Vergleich – Nordrhein-Westfalen und Sachsen

Auf regionaler Betrachtungsebene reichen die derzeit für Nordrhein-Westfalen und Sachsen veröffentlichten Daten nicht aus, um den Restwert des Kühlwassereinsatzes zu ermitteln. Im Gegensatz zu Nordrhein-Westfalen liegen für Sachsen zumindest Kennzahlen zu Umsatz, Vorleistungen und Beschäftigung für die Elektrizitätsversorgung (WZ 35.1) vor, welche die Berechnung bis zum Bruttobetriebsüberschuss ermöglichen. Dieser beträgt 770 Mio. € in 2013 und 750 Mio. € in 2014 (Tabelle 86). Diese Werte überschätzen den Restwert um die Abschreibungen und die Kapitalkosten und enthalten außerdem die Summe der Einspeisevergütung (650 Mio. € für 2013 – siehe Tabelle 87 unten)¹²².

Tabelle 86: Annäherung des Restwerts in Sachsen (in Preisen von 2010)

	Einheit	2013	2014
Umsatz	Mio. €	11.335	9.451
Vorleistungen	Mio. €	10.185	8.313
Personalkosten	Mio. €	380	385
Bruttobetriebsüberschuss	Mio. €	770	752

Quelle: StaLA Sachsen E/IV/5, Stand 2013 und 2014; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Berücksichtigt man, dass die Abschreibungen 1,5 Prozent des Umsatzes für Deutschland in 2013 umfassen (DESTATIS 4/6/1, Stand 2013), würde sich ein Nettobetriebsüberschuss von ca. 600 Mio. € für Sachsen ergeben (beziehungsweise Abschreibungen in Höhe von 170 Mio. €). Dieser Nettobetriebsüberschuss liegt bereits betragsmäßig unter der Einspeisevergütung für 2013 von 650 Mio. € (Tabelle 87 unten). Da selbst dann noch keine Kapitalzinsen berücksichtigt sind, kann davon ausgegangen werden, dass der Restwert in Sachsen sehr niedrig ausfällt, ohne dass sich dieser beziffern lässt.

Tabelle 87: Kennzahlen der Stromerzeugung in Sachsen und Nordrhein-Westfalen (in Preisen von 2010)

	Einheit	NRW				Sachsen			
		2003	2007	2010	2013	2003	2007	2010	2013
Bruttostromerzeugung	GWh	183.651	180.582	186.639	180.687	37.076	35.784	37.431	42.738
Bruttostromerzeugung der thermoelektrischen öffentlichen Kraftwerke	GWh	152.401	155.935	156.968	149.864	32.978*	32.523	32.356	36.143
Anteil erneuerbarer Energien	%	3,2	5,3	6,1	8,4	3,3	5,5	8,6	11,1
Einspeisevergütung	Mio.€	k.A.	936	1.375	1.359	k.A.	293	453	645

* Zahl für 2004.

Quelle: AK UGRdL 1, Stand 2016; StaLA Sachsen Jahrbuch, Stand 2008: 264 und 2014: 283; StaLA NRW Jahrbuch, Stand 2015: 364f; BNetzA EEG Statistikberichte, Stand 2007, 2010, 2013; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Weiterhin zeigen die ebenfalls in Tabelle 87 zusammengefassten Kontextfaktoren deutliche Unterschiede zwischen beiden Ländern in der Energieversorgung auf:

¹²² Vgl. die Ausführungen im vorangegangenen Abschnitt bzgl. der Problematik der Einspeisevergütung als Folge der zu geringen sektorspezifischen Datenauflösung und der sich hieraus ergebenden Notwendigkeit, diese abzuziehen, um eine untere Grenze des Restwertes für Kühlwasser zu erhalten.

- ▶ Die Bruttostromerzeugung in Nordrhein-Westfalen beträgt ca. 30 Prozent der Gesamtproduktion von Deutschland. In Sachsen sind es dagegen nur 6 bis 7 Prozent und somit deutlich weniger. Somit bestehen deutliche Unterschiede in der absoluten Stromerzeugung zwischen beiden Bundesländern. Die relativen Unterschiede der Stromproduktion im Vergleich zur Bevölkerungszahl¹²³ beziehungsweise Wirtschaftskraft¹²⁴ sind demgegenüber gering. Beide Länder weisen im Vergleich zur Bevölkerung und zum Bruttoinlandsprodukt eine überdurchschnittliche Stromproduktion aus.
- ▶ In beiden Bundesländern wird die öffentliche Stromversorgung vorwiegend über thermoelektrische öffentliche Kraftwerke gewährleistet. Entsprechend fällt der Anteil der erneuerbaren Energien an der Stromerzeugung in beiden Ländern sehr niedrig aus: jeweils 8 Prozent und 11 Prozent in Nordrhein-Westfalen beziehungsweise Sachsen gegenüber 23,9 Prozent in Deutschland 2013.

Zumindest in Bezug auf die absolute ökonomische Bedeutung von Wasser zu Kühlzwecken ist daher von einem niedrigen Wert für Sachsen auszugehen, während sie in Nordrhein-Westfalen wahrscheinlich wesentlich höher liegt.

5.3.2.2 Alternativkostenmethode

Messkonzept

In der Methode der Alternativkosten wird davon ausgegangen, dass die maximale Zahlungsbereitschaft für ein Gut beziehungsweise eine Dienstleistung nicht höher ist, als die gesellschaftlichen (Mehr-)Kosten, die für den Einsatz einer wassersparenden alternativen Technologie oder eines wassersparenden alternativen Fertigungsprozesses anfallen.

Wie in Abschnitt 5.3.1.2 erläutert, ist der Kühlwassereinsatz für thermoelektrische Kraftwerke abhängig von den eingesetzten Kühltechnologien. Die einfachste und kostengünstigste Technologie, die Durchlaufkühlung, benötigt umfangreiche Frischwassermengen und führt zu hohen Wärmeeinträgen in die Gewässer (vgl. Tabelle 77). Demgegenüber führt die offene Kreislaufkühlung (sogenannte Nass-Kühlung) als in Deutschland gängiges Kühlverfahren – trotz der Verdunstungsverluste – zu einem erheblich geringeren Wasserbedarf und niedrigerer Wärmeeinleitung. Sie wird im Folgenden als realistische Alternative der Durchlaufkühlung gegenübergestellt und die hiermit verbundenen Zusatzkosten als Alternativkosten abgeschätzt.

Der Kern der Bewertung beruht auf dem Wirkungsgradverlust der Kraftwerke aufgrund der Kreislaufkühlung gegenüber der Durchlaufkühlung (einmalige Kühlwassernutzung). Eine Differenzierung zwischen Durchlaufkühlung und Ab-/Rücklaufkühlung (vgl. Abschnitt 5.3.1.2)¹²⁵ ist anhand der vorhandenen Wassernutzungsstatistik nicht möglich. Zur Schätzung der Alternativkosten wird vereinfachend angenommen, dass mit der derzeitigen kühltechnologischen Ausstattung eine vollständige Umstellung von Durchlauf- auf Kreislaufkühlung möglich ist, ohne dass zusätzliche Anlagen gebaut werden müssen. Somit fallen keine zusätzlichen Investitionskosten an und nur die zusätzlichen, variablen Betriebskosten müssen bestimmt werden.

Da differenzierte Leistungsdaten sowie ökonomische Daten für Kühlverfahren in thermoelektrischen Kraftwerken fehlen, muss zuerst der Anteil der Bruttostromerzeugung geschätzt werden, der jeweils

¹²³ Der Anteil der Bevölkerung in Nordrhein-Westfalen an der Gesamtbevölkerung betrug im Jahr 2013 22 Prozent, der von Sachsen 5 Prozent (vgl. DESTATIS 1/1/3, Stand 2016).

¹²⁴ Der Anteil des BIP von Nordrhein-Westfalen am gesamten BIP betrug im Jahr 2013 22 Prozent, der von Sachsen unter 4 Prozent (vgl. AK VGRdL 1/1, Stand 2016).

¹²⁵ Im weiteren Bericht nur noch „Durchlaufkühlung“ genannt: dabei handelt es sich um Durchlauf und Ab-/Rücklaufkühlung, die aber einen ähnlichen Wasserverbrauch aufweisen.

mit den betrachteten Kühlverfahren erzeugt wird (Anhang 26). Dies erfolgt anhand von Statistiken zur Wassernutzungsart und dem jeweiligen Wirkungsgrad:

- ▶ Aus Informationen zum Energiemix (Anhang 27) und literaturbasierten Annahmen zum Wasserverbrauch nach Kühlverfahren und Energieträger (Tabelle 76) wird die theoretische Wassereffizienz¹²⁶ für den Energiemix – jeweils für Durchlauf- und Kreislaufkühlung (Anhang 28) – berechnet und ins Verhältnis gesetzt. Pro hergestelltem Megawatt wird für die Kreislaufkühlung nur ca. 1,6 Prozent der Kühlwassermenge der Durchlaufkühlung entnommen;
- ▶ Die jeweilige Bruttostromproduktion für die einzelnen Kühlverfahren (Anhang 29)¹²⁷ wird dann aus dem Einsatz von Kühlwasser (Tabelle 73) und der Wassereffizienz der jeweiligen Kühlverfahren geschätzt.

In einem zweiten Schritt werden die zusätzlichen Kosten bei einer ausschließlichen Nutzung von Kreislaufkühlung geschätzt, die aufgrund eines niedrigeren Wirkungsgrads der Kreislaufkühlung anfallen (Anhang 32):

- ▶ Aus dem durchschnittlichen Wirkungsgrad¹²⁸ von thermoelektrischen Kraftwerken werden differenzierte Wirkungsgrade für die Durchlaufkühlung und die Kühlung mit Kühlturm berechnet (Anhang 31). Hier wird angenommen, dass der gesamte Wirkungsgrad des über die Stromproduktion gewichteten Mittelwerts zwischen dem etwas höheren Wirkungsgrad für Durchlauf- und dem etwas niedrigeren Wirkungsgrad für Kreislaufkühlung liegt (Anhang 30).
- ▶ Der niedrigere Wirkungsgrad der Kreislaufkühlung wird auf die mittels Durchlaufkühlung erzeugte Nettostromproduktion angesetzt. Es werden der zusätzliche Brennstoffeinsatz und die daraus resultierenden Zusatzkosten geschätzt, die notwendig sind, um trotz des schlechteren Wirkungsgrads die ursprüngliche Nettostromproduktion beizubehalten (unter Annahme einer kurzfristig perfekt unelastischen Nachfrage) (Anhang 32).

Unter vereinfachenden Annahmen¹²⁹ entsprechen die Zusatzkosten der Zunahme des Umsatzes infolge der Preissteigerung von p_0 zu p_1 bei gleichbleibender Stromproduktion x_0 . Hierbei wird die Preissteigerung als Quotient aus p_0 und der relativen Veränderung des Wirkungsgrades (η_1/η_0) geschätzt (Gleichung 12):

$$AK = p_1 \cdot x_0 \quad \text{wobei} \quad p_1 = \frac{p_0 \cdot \eta_0}{\eta_1} \quad \text{Gleichung 12}$$

Anhand dieser Methode lassen sich die variablen Alternativkosten der Durchlaufkühlung berechnen.

Der Bewertungsansatz verfolgt eine at-source-Betrachtung, da grundsätzlich alle (variablen) Kosten von Wassergewinnung, -transport und -rückleitung berücksichtigt werden.

Verfügbare Daten und Informationen

Hauptquelle für die Bewertung bieten die DESTATIS Fachserie 19 Reihe 2.2 zur nichtöffentlichen Wasserversorgung und nichtöffentlichen Abwasserentsorgung sowie die Tabellen zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) – Teilbericht Energie.

¹²⁶ Frischwassereinsatz in m³ pro erzeugter MWh (Bruttostromproduktion).

¹²⁷ Unter der Annahme, dass der Wasserverbrauch bei der Mehrfachnutzung ähnlich wie der Verbrauch bei der Durchlaufkühlung ist.

¹²⁸ Das Verhältnis zwischen der Nettostromerzeugung und dem Energieträgereinsatz.

¹²⁹ Es wird vereinfachend angenommen, dass sich die Angebotskurve parallel nach oben verschiebt und dass sie linear verläuft.

DESTATIS Fachserie 19 Reihe 2.2: nichtöffentliche Wasserversorgung und nichtöffentliche Abwasserentsorgung

In der Fachserie 19 Umwelt Reihe 2 Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung werden Angaben zur nichtöffentlichen Wasserversorgung und nichtöffentlichen Abwasserbeseitigung gemacht. In früheren Ausgaben ist die Reihe unter der Bezeichnung „Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung in der Industrie“ veröffentlicht worden. Die Fachserie umfasst Daten zur Wassergewinnung und -menge, sowie zu deren Verwendung nach Nutzungsarten: Außerdem wird ungenutztes Wasser oder (Kühl-)Abwasser, das in die Kanalisation oder in Gewässer eingeleitet wurde, berücksichtigt. Dabei werden Betriebe erfasst, die Wasser gewinnen, Wasser oder Abwasser einleiten oder deren jährliches Wasseraufkommen mindestens 10.000 m³ beträgt. Die Fachserie erscheint seit 2001 alle drei Jahre.

Die Daten verfügen über eine begrenzte Vergleichbarkeit über den Zeitraum (Tabelle 88). Für 2001 und 2004 wird auf das eingesetzte Frischwasser von Wärmekraftwerken der öffentlichen Elektrizitätsversorgung zurückgegriffen. Die Überschätzung um andere Nutzungszwecke als Kühlung innerhalb von öffentlichen Wärmekraftwerken wird als marginal betrachtet¹³⁰. Für 2007 wird die Wassernutzung zur Kühlung nach Einfach-, Mehrfach- und Kreislaufnutzung für die Elektrizitätsversorgung (WZ 40.11) aufgeschlüsselt. Ab 2010 sind diese Daten nur noch auf Ebene der Energieversorgung (WZ 40) verfügbar, wobei die Elektrizitätsversorgung über 99 Prozent des Kühlwassereinsatzes im Energiesektor ausmacht.

Tabelle 88: Genutzte Datenvariablen der Fachserie 19 Reihe 2.2 - Bezugsraum Deutschland

Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
		Zeitlich	Räumlich	
Eingesetztes Frischwasser				
Einmalige Nutzung	Wasser, das nur für einen Zweck ohne Wieder- bzw. Weiterverwendung genutzt wird	Ab 2001, 3-Jahres-Turnus	Deutschland, NRW	Bezug 2001 und 2004: WZ (2003) 35.11 (Wärmekraftwerke der öffentlichen Elektrizitätsversorgung) 2007: WZ 40.11 Ab 2010: WZ 40
Mehrfachnutzung	Wasser, das nacheinander für verschiedene Zwecke genutzt wird			
Erstfüllung und Zusatzwasser für Kreislaufsystem	Wasser, das laufend umgewälzt und für denselben Zweck genutzt wird			
Gesamtnutzung des Wassers zur Kühlung	Im Allgemeinen unverschmutztes, durch Gebrauch erwärmtes Abwasser aus Kühlprozessen	Ab 2007, 3-Jahres-Turnus	Deutschland, Sachsen, NRW	Bezug: 2007 WZ 40.11 (Deutschland) sonst WZ 40 (Deutschland und Sachsen)
Einmalige Nutzung zur Kühlung	Wasser, das nur für einen Zweck ohne Wieder- bzw. Weiterverwendung genutzt wird	Ab 2007, 3-Jahres-Turnus	Deutschland, Sachsen	Bezug: 2007 WZ 40.11 (Deutschland) sonst WZ 40 (Deutschland und Sachsen)
Mehrfachnutzung zur Kühlung	Wasser, das nacheinander für verschiedene Zwecke genutzt wird			
Kreislaufnutzung zur Kühlung	Wasser, das laufend umgewälzt und für denselben Zweck genutzt wird			

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Unklar bleibt jedoch, wie genau die Mehrfachnutzung zu interpretieren ist. Für die weitere Bewertung wird deshalb davon ausgegangen, dass die Mehrfachnutzung genauso wasserintensiv wie die Durchlaufkühlung ist.

¹³⁰ Bis 2004 werden zwar Daten zu Wasser zum Kühlzweck von Wärmekraftwerken der öffentlichen Elektrizitätsversorgung separat ausgewiesen, allerdings wird für das Kreislaufsystem nicht die Wasserentnahme beziehungsweise der -verbrauch, sondern die wiederholte Nutzung erfasst.

DESTATIS, *Umweltnutzung und Wirtschaft/Tabellen zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) – Teil 2: Bericht Energie (Ausgabe 2016.02)*

Auf Bundesebene werden in den Energierechnungen der UGR die Energieflüsse der Volkswirtschaft, das heißt das Aufkommen und die Verwendung von Energie in Heizwerten (Joule) ausgewiesen. Bei den Berechnungen wird eine Vielzahl von Energiestatistiken ausgewertet. Die Statistik erscheint seit 1991 bundesweit und jährlich, ab 1995 werden die Material- und Energieflussrechnungen auch auf Länderebene erfasst, berechnet vom Arbeitskreis UGR der Länder in Abstimmung mit den Bundesergebnissen (vgl. StatÄ Bund und Länder 2012: 61ff).

Für die Anwendung der Alternativkostenmethode sind die Angaben der UGR zu Brennstoffeinsatz und Stromerzeugung nach Kraftwerksarten beziehungsweise nach Energieträgern (vgl. Tabelle 89) relevant. Um eine gewisse Kompatibilität mit der Fachserie zur nichtöffentlichen Wasserversorgung (DESTATIS 19/2/2) zu gewährleisten, werden nur die Werte für öffentliche Wärmekraftwerke zuzüglich Kernenergie berücksichtigt¹³¹.

Tabelle 89: Genutzte Datenvariablen der Tabellen zum UGR-Teilbericht Energie – Bezugsraum Deutschland

Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
		Zeitlich	Räumlich	
Brennstoffeinsatz	Brennstoffeinsatz in PJ nach Kraftwerksarten einschl. Eigenverbrauch	Seit 1995, jährlich	Deutschland	Öffentliche Wärmekraftwerke sowie Kernkraftwerke
Bruttostromerzeugung	Bruttostromerzeugung in PJ nach Kraftwerksarten (Energieträgern)			
Wirkungsgrad in Prozent von Einsatz	Bruttostromerzeugung über Brennstoffeinsatz nach Energieträger			Nach Energieträger

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Stromerzeugerpreise

Die Monetarisierung des Umsatzverlusts erfolgt über die Auktionsdaten der Europäischen Strombörse EPEX für die Marktregionen Deutschland/Österreich (Tabelle 90). Das Fraunhofer Institut ermittelt anhand EPEX-Börsendaten für Day-Ahead-Auktionen jährliche volumengewichtete Durchschnittspreise für Deutschland seit 2002. Der Strompreis über Day-Ahead-Auktionen weicht zwar von den Spotmarktpreisen ab, die sich über Grenzkosten der Kraftwerke bilden. Er deckt aber den größeren Anteil des Handelsvolumens an der EPEX-Börsen ab und liefert somit eine zuverlässige Schätzung des durchschnittlichen Umsatzes.

Tabelle 90: Jährliche Börsenstrompreise – (Day-Ahead-Auktion), Nominalpreise - Bezugsraum Deutschland

	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Jährliche Börsenstrompreis Deutschland (Day-Ahead-Auktion)	EUR/MWh	23,57 ¹⁾	29,26	39,56	45,55	37,85

¹⁾ Schätzung aus dem Wert von 2002 und dem Index für Erzeugerpreise - Elektrischer Strom bei Abgabe an Weiterverteiler (DESTATIS Erzeugerpreise, Stand 10/2015).

Quelle: Fraunhofer – ISE Energy Charts, Stand 6/2017

¹³¹ Industrielle Anlagen, die ca. 10 Prozent der Bruttostromproduktion ausmachen, werden nicht einbezogen, da der entsprechende Wasserverbrauch nicht unter dem Wirtschaftszweig der öffentlichen Elektrizitätsversorgung erfasst wird.

Literaturbasierte Kühlwassereffizienz nach Kühlverfahren

Der angesetzte Kühlwasserbedarf nach Kühlverfahren basiert auf Literaturangaben und wurde Koch und Grünwald (2011: 24) (Tabelle 91) entnommen. Dieser unterscheidet sich je nach Energieträger, sodass mithilfe von Angaben zum Energiemix der jeweilige theoretische Wasserbedarf für Kreis- und Durchlaufkühlung berechnet werden kann (Anhang 26).

Tabelle 91: Theoretischer, literaturbasierter Wasserbedarf der Kühlverfahren nach Energieträgern

Annahme	Einheit	Durchlaufkühlung	Kühlung mit Kühlturm
Kernenergie	m ³ /MWh	150	2,4
Kohle	m ³ /MWh	90	1,5
Gas	m ³ /MWh	55	0,9
Gas KWK	m ³ /MWh	4	0,1

KWK – Kraft-Wärme-Kopplung.

Quelle: Eigene Berechnung nach Koch und Grünwald 2011.

Literaturbasierte Annahme zum Wirkungsgradverlust aufgrund von Kühltechnologie

Die Kreislaufkühlung ist im Unterschied zur Durchlaufkühlung aufgrund der benötigten Kühltürme zum einen mit höheren Investitions- und Betriebskosten verbunden und zum anderen auch mit dem Nachteil eines niedrigeren Wirkungsgrades (Tabelle 92), weshalb sie üblicherweise nur eingesetzt wird, wenn Durchlaufkühlung aufgrund der verfügbaren Frischwassermenge oder der Wärmeaufnahmekapazität der Gewässer nicht möglich ist.

Tabelle 92: Wirkungsgrad und Kosten der Kreislaufkühlung im Vergleich zur Durchlaufkühlung

	Durchlaufkühlung	Kreislaufkühlung (nass)
Wirkungsgrad	100	98
Anlagenkosten	100	105
Erzeugungskosten	100	108

Quelle: Kugeler und Philippen 1993 in Vögele und Markewitz 2014.

Wie schon beschrieben, wird bei der Schätzung vereinfachend angenommen, dass mit der derzeitigen Ausstattung an Kühltechnologie eine vollständige Umstellung auf Kreislaufkühlung möglich ist, ohne dass zusätzliche Anlagen gebaut werden müssen. Somit fallen keine zusätzlichen Investitionskosten an, sondern variable Kosten aufgrund eines niedrigeren Wirkungsgrades. In der Bewertung wird von einem eher konservativen Wirkungsgradverlust von 2 Prozent ausgegangen (vgl. Kugeler und Philippen 1993 in Vögele und Markewitz 2014). Dies entspricht nach Gleichung 12 einer Preissteigerung von 2 Prozent.

Schätzung für Deutschland

Die Schätzung der Alternativkosten für die Umstellung von Durchlaufkühlung auf Kreislaufkühlung in Deutschland schwankt über den betrachteten Zeitraum: Im Jahr 2010 betragen sie bis zu 130 Mio. €, im Jahr 2013 nur 60 Mio. € (Tabelle 93).¹³²

¹³² Dies entspricht einer Steigerung zwischen 0,3 und 0,6 Prozent des Strompreises für die betrachteten Jahre und korrespondiert mit den Ergebnissen von Van Vliet *et al.* 2013. Sie haben die Effekte einer eingeschränkten Wasserverfügbarkeit aufgrund des zukünftigen Klimawandels auf thermoelektrische Kraftwerke und Wasserkraftwerke in Europa auf die Strompreise ermittelt und für Deutschland eine Preissteigerung von 0,5 Prozent (für den Zeitraum 2031-2060 zur Basis 1971-2000) konstatiert.

Tabelle 93: Alternativkosten für Deutschland (in Preisen von 2010)

	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Alternativkosten	Mio. €	75,3	104,4	76,9	132,1	58,5
Nettostromerzeugung der Durchlaufkühlung	GWh	138.790	161.292	93.053	144.130	81.359
Alternativkosten pro Output	€/MWh	0,54	0,65	0,83	0,92	0,72
einsparbare Kühlwassermenge*	Mio. m ³	23.027	21.396	17.690	19.062	12.033
Alternativkosten pro einsparbarer Kühlwassermenge	ct/m ³	0,33	0,49	0,43	0,69	0,49

* Kühlwassermenge, die bei Durchlaufkühlung zusätzlich zu der für eine Kreislaufkühlung notwendigen Menge eingesetzt wird.

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/2, Stand 2001, 2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02; Fraunhofer-ISE Energy charts, Stand 6/2017; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Tabelle 93 zeigt weiter, dass die Alternativkosten über die Zeit zwar stark schwankten, aber kein bestimmter Trend verzeichnet werden kann. Demgegenüber ist über die Zeit eine rückläufige Tendenz des Einmaleinsatzes von Kühlwasser zu verzeichnen, da sich die einmalige Wassernutzung für die Energieversorgung halbiert hat (Tabelle 78 in Abschnitt 5.3.1.2). Dies ist nur in geringem Maße auf die Energiewende zurückzuführen. Zwar ist der Anteil der Energieproduktion aus erneuerbaren Energien stark gestiegen, die thermoelektrische Produktion ist in 2013 gegenüber 2001 aber nur leicht zurückgegangen. Bedeutsamer für den Rückgang sind strukturelle Änderungen innerhalb der thermoelektrischen Produktion. Einerseits wurde die wasserintensivste Produktion aus Kernenergie (Tabelle 76 in Abschnitt 5.3.1.2), die um mehr als 40 Prozent zurückgegangen ist, durch einen stärkeren Einsatz von Erdgas- und (in geringerem Maße) auch von Braunkohlekraftwerken zum Teil ausgeglichen (Anhang 27). Andererseits ist der geschätzte Anteil der thermoelektrischen Produktion, die auf Durchlaufkühlung beruht, von knapp 30 Prozent in 2001 auf unter 20 Prozent in 2013 gefallen. Somit hat sich die Wasserintensität der thermoelektrischen Produktion fast halbiert (Tabelle 94). In der Konsequenz ergibt sich eine tendenzielle Steigerung der durchschnittlichen Alternativkosten pro einmal eingesetzter Kühlwassermenge.

Tabelle 94: Kontextfaktoren für Deutschland – Bezugsraum Deutschland

	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013	
Kontextfaktoren zur Nachfrage nach Strom	Jährlicher Börsenstrompreis Deutschland (Day-Ahead-Auktion) in jeweiligen Preisen	€/MWh	23,57	29,26	39,56	45,55	37,85
	Thermoelektrische Nettostromerzeugung (x ₀)	GWh	459.834	518.528	513.005	493.028	452.619
Marktliche, technische und rechtliche Kontextfaktoren zum Angebot thermoelektrischen Stroms	Anteil Stromerzeugung über Durchlaufkühlung	%	29,8%	30,7%	17,8%	28,8%	17,7%
	Wasserintensität der Stromproduktion	m ³ /MWh	53	43	38	41	29

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/2, Stand 2001, 2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02; Fraunhofer-ISE Energy Chart, Stand 6/2017s; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Die Dichotomie zwischen der zeitlichen Entwicklung der Kühlwassernutzung (rückläufig) und Nutzenstiftung (kein klarer Trend), lässt sich anhand des Börsenpreises erklären. Dieser ist gestiegen und wirkt ausgleichend auf den ansonsten zu erwartenden rückläufigen Nutzen bei einer rückläufigen Wasserinanspruchnahme. Der Spitzenwert der Alternativkosten von 2010 ist daher auf den besonders

hohen Strompreis zurückzuführen (über 45 €/MWh in Tabelle 94), der sich direkt auf die Alternativkosten auswirkt, wie es aus den spezifischen Alternativkosten zu erkennen ist: 92 ct pro hergestelltem Megawatt Strom und 0,69 ct pro eingespartem Kubikmeter Wasser (Tabelle 93). In den Jahren nach 2013 konnte eine weitere Preissenkung beobachtet werden¹³³. Diese dürfte sich nutzenvermindernd ausgewirkt haben.

Indirekt wirkt sich der Strompreis zusätzlich auf den Einsatz von Wärmekraftwerken und Kühlwasser über den Preisbildungsmechanismus und den Merit-Order-Effekt aus. Der Preisbildungsmechanismus auf dem Strommarkt erfolgt über ein sogenanntes „uniform pricing“: alle Kraftwerke bekommen denselben Preis für ihre Einspeisung ausgezahlt, auch wenn sie unterschiedliche Preise geboten haben (vgl. NEXT Kraftwerke 2016). Beginnend mit den niedrigsten Grenzkosten erhalten die Angebote von Kraftwerken mit höheren Grenzkosten solange einen Zuschlag bis die Nachfrage gedeckt ist. Das letzte Kraftwerk, das noch einen Zuschlag erhält, das sogenannte Grenzkraftwerk, ist preisbestimmend für alle Anbieter (Market-Clearance Price) (vgl. von Roon und Huck 2010). Die Merit-Order ist die durch die Grenzkosten der Stromerzeugung bestimmte Einsatzreihenfolge der Kraftwerke, welche maßgeblich durch die Kosten der Energieträger bestimmt wird. Als Faustregel gilt folgende Reihenfolge vom günstigsten zum teuersten Kraftwerk: Atomenergie, Braunkohle, Steinkohle, Gasturbinen und Heizöl. Der Merit-Order-Effekt ist die Verdrängung teurer produzierender Kraftwerke durch den Markteintritt von günstigeren Anbietern¹³⁴. Steigt der Preis aufgrund höherer Nachfrage oder begrenzter Produktionskapazität, schaffen teurer produzierende Kraftwerke den Markteintritt. (vgl. von Roon und Huck 2010)

Im Jahr 2010 ist der über Gas erzeugte Strom sowohl anteilig im Energiemix als auch absolut am höchsten über den Zeitraum 2001-2013 gewesen, während Kraft-Wärme-Kopplung (KWK) relativ stabil geblieben ist (Anhang 27). Falls es sich bei den offenbar zugeschalteten Kraftwerken um Erdgas-Anlagen mit Durchlaufkühlung gehandelt hat, könnte dies den besonders hohen Anteil der Durchlaufkühlung in dem Jahr zumindest teilweise erklären (Tabelle 94)¹³⁵. Unabhängig vom Strompreiseffekt könnte die Durchlaufkühlung zusätzlich möglicherweise von den klimatischen Bedingungen begünstigt gewesen sein (Anhang 33). Das Jahr 2010 ist durch besonders niedrige Temperaturen gekennzeichnet gewesen. Dies lässt vermuten, dass die Wärmefähigkeit der Gewässer in diesem Jahr höher war und zur Einhaltung der zugehörigen Grenzwerte für den Wärmeeintrag der Kühlturbetrieb in geringerem Maße genutzt werden musste. Die besonders hohe Temperatur und Sonnenstundenanzahl im Jahr 2007 könnte dagegen den niedrigen Anteil der Durchlaufkühlung und somit die niedrigeren Alternativkosten trotz des relativ hohen Strompreises erklären.

¹³³ Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme: Energy Charts - Jährliche Börsenstrompreise in Deutschland. https://www.energy-charts.de/price_avg_de.htm?year=all&price=nominal&period=annual, abgerufen am 08.06.2017.

¹³⁴ Hierdurch soll sich der Ausbau erneuerbarer Energien dämpfend auf den Großhandelspreis von Strom auswirken, da erneuerbare Energien privilegiert in den Markt eingespeist und hierdurch das Stromangebot von konventionellen Kraftwerken in der oben beschriebenen Reihenfolge verdrängt werden (vgl. z. B. Daßler und Schneider 2016). Indirekte Folge wäre eine Nutzenverringering von Wasser infolge eines Marktaustrittes von Kraftwerken mit Durchlaufkühlung. Allerdings wird die empirische Bedeutung des Merit-Order-Effektes bei den in der Vergangenheit gefundenen Preissenkungen am Strommarkt im Vergleich zu anderen Faktoren (z. B. Preise der Energieträger) kritisch diskutiert (vgl. z. B. Kallabis *et al.* 2016; Bublitz *et al.* 2017).

¹³⁵ Die relativ begrenzte Steigerung der Wasserintensität zwischen 2007 und 2010 im Vergleich zur Steigerung des Anteils an der Stromproduktion über Durchlaufkühlung wäre dann auch auf Gaskraftwerke zurückzuführen: die Durchlaufkühlung von Gaskraftwerken ist im Vergleich zu anderen Energieträgern wassersparend.

Regionaler Vergleich – Nordrhein-Westfalen und Sachsen

Verfügbare Daten

Auf Bundesländerebene am Beispiel von Sachsen und Nordrhein-Westfalen sind die Daten zur Wassernutzung für den Wirtschaftszweig Energieversorgung (WZ 40) erst ab 2007 verfügbar. Während in Sachsen die Art der Wassernutzung für Kühlwasser veröffentlicht wird, ist dies in Nordrhein-Westfalen nur für eingesetztes Frischwasser detailliert geschehen. Kühlwasser macht aber über 95 Prozent des eingesetzten Frischwassers des Energiesektors aus, sodass von einem geringeren Fehler ausgegangen wird (Tabelle 95).

Tabelle 95: Nichtöffentliche Wasserversorgung der Energieversorgung (WZ 40)

Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
		Zeitlich	Räumlich	
Gesamtnutzung des Wassers zur Kühlung	Im Allgemeinen unverschmutztes, durch Gebrauch erwärmtes Abwasser aus Kühlprozessen	Ab 2007, 3-Jahres-Turnus	Sachsen, NRW	Bezug: Kühlwasser
Einmalige Nutzung	Wasser, das nur für einen Zweck ohne Wieder- bzw. Weiterverwendung genutzt wird	Ab 2007, 3-Jahres-Turnus	NRW, Sachsen	Bezug NRW: eingesetztes Frischwasser Sachsen: Kühlwasser
Mehrfachnutzung	Wasser, das nacheinander für verschiedene Zwecke genutzt wird			
Kreislaufnutzung	Wasser, das laufend umgewälzt und für denselben Zweck genutzt wird			

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach StaLA Sachsen Q/I/2, Stand 2007, 2010, 2013; StaLA NRW Q/I/Q12, Stand 2007, 2010, 2013.

Brutto- und Nettostromerzeugung (beziehungsweise Eigenverbrauch) der öffentlichen Energieversorgung werden aus den statistischen Jahrbüchern – Kapitel „Produzierendes Gewerbe“ – übernommen (Tabelle 96). In Sachsen sind die Daten nach Energieträgern aufgeschlüsselt, sodass der Energiemix direkt daraus abgeleitet werden kann.

Tabelle 96: Datenvariablen aus den statistischen Jahrbüchern zur Stromerzeugung

Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
		Zeitlich	Räumlich	
Bruttostromerzeugung	Bruttostromerzeugung in Mio. kWh	Seit mind. 2000, jährlich	Sachsen, NRW	Bezug: Sachsen: Energieversorgung nach Energieträgern NRW: Öffentliche Wärmekraftwerke
Nettostromerzeugung	Nettostromerzeugung in Mio. kWh		Sachsen	Sachsen: Energieversorgung nach Energieträgern
Eigenverbrauch	Nettostromerzeugung in Mio. kWh		NRW	NRW: Öffentliche Kraftwerke (einschl. ca. 0,5 % Wasserkraft)

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach StaLA Sachsen Jahrbuch, Stand 2008, 2014 und StaLA NRW Jahrbuch, Stand 2015.

Für Nordrhein-Westfalen lässt sich der Energiemix aus dem statistischen Bericht der umweltökonomischen Gesamtrechnung schätzen. Diese beinhaltet die thermoelektrische und erneuerbare Bruttostromerzeugung einschließlich der Industriekraftwerke (Tabelle 97).

Tabelle 97: Datenvariablen zur Stromerzeugung für Nordrhein-Westfalen

Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
		Zeitlich	Räumlich	
Bruttostromerzeugung	Bruttostromerzeugung in Mio. KWh nach Energieträger	Seit mind. 1990, jährlich	NRW	Öffentliche und nichtöffentliche Energieversorgung

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach StaLA NRW P/V/P31, Stand 2014.

Regionalisierte Daten zu den Wirkungsgraden der Kraftwerke konnten nicht gefunden werden, sodass die durchschnittlichen Wirkungsgrade nach Energieträgern für Deutschland (Tabelle 77 aus Abschnitt 5.3.1.2) angesetzt worden sind.

Ab schätzung der Alternativkosten in Nordrhein-Westfalen und Sachsen

Die Ergebnisse der Alternativkosten für Nordrhein-Westfalen und Sachsen sind in Tabelle 98 zusammengefasst.

Tabelle 98: Alternativkosten für Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)

	Einheit	NRW			Sachsen		
		2007	2010	2013	2007	2010	2013
Alternativkosten	Mio. €	9,1	15,1	5,2	0 ¹³⁶	0	0
Nettostromerzeugung der Durchlaufkühlung	GWh	11.076	16.571	7.299	0	6	8
Alternativkosten pro Output	€/MWh	0,82	0,91	0,72	0,79	0,88	0,69
eingesparte Kühlwassermenge	Mio. m ³	1.963	2.060	1.226	0	1	1
Alternativkosten pro Kubikmeter	Ct/m ³	0,47	0,73	0,43	0,79	0,92	0,75

Quelle: Eigene Berechnung nach StaLA Sachsen Jahrbuch, Stand 2008, 2014 und StaLA NRW Jahrbuch, Stand 2015, nach StaLA Sachsen Q/I/2, Stand 2007, 2010, 2013; StaLA NRW Q/I/Q12, Stand 2007, 2010, 2013, StaLA NRW P/V/P31, Stand 2014; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Die absoluten Alternativkosten in Nordrhein-Westfalen betragen zwischen 5 und 15 Mio. €, für Sachsen sind die Alternativkosten vernachlässigbar. Die jeweilige Höhe der Alternativkosten von Nordrhein-Westfalen und Sachsen lässt sich auf der einen Seite durch die unterschiedliche Bedeutung dieser Länder bzgl. der thermoelektrischen Produktion erklären. Nordrhein-Westfalen erzeugt fast ein Drittel der bundesweiten thermoelektrischen Produktion, während Sachsen nur 6 bis 7 Prozent beiträgt (Tabelle 99). Auf der anderen Seite wird die Durchlaufkühlung in beiden Bundesländern unterdurchschnittlich eingesetzt. In Nordrhein-Westfalen schwankt der geschätzte Anteil trotz der geographischen Nähe zum Rhein zwischen 5 und 11 Prozent. In Sachsen kommt sie fast nicht vor, was sicherlich auch auf den Mangel an entsprechenden Fließgewässern zurückzuführen ist (Tabelle 99). Insgesamt sind in Nordrhein-Westfalen ein Zehntel der bundesweiten Alternativkosten zu lokalisieren, trotz höherer Bedeutung der Stromproduktion. Sachsen ist diesbezüglich vernachlässigbar.

¹³⁶ Alternativkosten für Sachsen: 2007: 0 €; 2010: 5677 €; 2013: 5690 €.

Tabelle 99: Kontextfaktoren zur thermoelektrischen Stromerzeugung für Nordrhein-Westfalen und Sachsen

	Einheit	NRW			Sachsen		
		2007	2010	2013	2007	2010	2013
thermoelektrische Nettostromerzeugung	GWh	143.972	145.982	138.811	30.582	30.507	34.081
Anteil der thermoelektrischen Nettostromproduktion zu Deutschland	%	28,06	29,61	30,67	5,96	6,19	7,53
Anteil der Stromerzeugung über Durchlaufkühlung	%	7,55	11,15	5,16	0,00	0,02	0,02
Wasserintensität der thermoelektrischen Stromerzeugung	m ³ /MWh	15	15	11	2	2	2

Quellen: Eigene Berechnung nach StaLA Sachsen Jahrbuch, Stand 2008, 2014 und StaLA NRW Jahrbuch, Stand 2015, nach StaLA Sachsen Q/I/2, Stand 2007, 2010, 2013; StaLA NRW Q/I/Q12, Stand 2007, 2010, 2013, StaLA NRW P/V/P31, Stand 2014; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02.

Kernkraftwerke werden über den betrachteten Zeitraum in beiden Bundesländer nicht betrieben. Dies wirkt sich sowohl auf den überdurchschnittlichen Wirkungsgrad aus und trägt daneben zu einer noch niedrigeren Wasserintensität aufgrund des relativ seltenen Einsatzes der Durchlaufkühlung bei (Tabelle 99).

5.3.2.3 Diskussion zur Nutzenstiftung

Restwert

Die Restwertmethode, eine theoretisch fundierte Methode um die Nutzenstiftung zu ermitteln, erwies sich in der Anwendung auf Kühlwasser zur thermoelektrischen Produktion als problematisch. Der Schätzwert nähert sich aus mehreren methodischen Gründen nur dem gesuchten Restwert thermoelektrischer Kraftwerke als Zahlungsbereitschaft gegenüber Kühlwasser an.

Zum einen konnte nur ein um die Eigenkapitalverzinsung überschätzter Restwert ermittelt werden - dieser Fehler beträgt schätzungsweise eine Milliarde Euro. Zum anderen konnten verschiedene Teilspektoren der Elektrizitätsversorgung datenbedingt nicht herausgerechnet werden. Dies betrifft neben Elektrizitätsübertragung, -verteilung und -handel insbesondere die Abgrenzung der Produzentenrenten von der Elektrizitätsproduktion durch erneuerbare Energien. Mit zunehmendem Anteil an erneuerbarer Energie in der Stromproduktion gewinnt der Fehler entsprechend an Bedeutung. Korrekturschätzungen bzgl. der Einspeisevergütung bieten erste Ansätze zur Reduktion der systematischen Fehler.

Dennoch zeigt sich eine relativ hohe Bedeutung des Restwerts. Diese ist auf die Bedeutung des Sektors für die deutsche Wirtschaft zurückzuführen.

Eine Regionalisierung der Daten gelingt z. Zt. nur anhand von Kontextfaktoren. In Sachsen und Nordrhein-Westfalen ist die öffentliche Stromversorgung nach wie vor von thermoelektrischen Kraftwerken abhängig. Aufgrund der Datenlage zur Stromproduktion ist zu erwarten, dass Nordrhein-Westfalen den Großteil des Restwerts in Deutschland ausmacht, während in Sachsen von einer niedrigen Bedeutung ausgegangen werden kann.

Um die Aussagekraft der Ergebnisse zu prüfen, sollte der Bewertungsansatz anhand von Mikrodaten überprüft werden. Insbesondere könnte eine differenzierte Ermittlung des Restwerts je nach Wassernutzung wertvolle Einblicke in die Nutzenstiftung von Kühlwasser liefern.

Alternativkosten

Bei den Alternativkosten zeigt sich zwar eine große Schwankung der Ergebnisse, es lässt sich aber keine klare Tendaussage ableiten. Der Rückgang der Durchlaufkühlung ist durch die Steigerung des Strompreises zum Großteil ausgeglichen worden. In Sachsen fällt die Nutzenstiftung besonders niedrig aus, vor allem aufgrund der flächendeckenden Anwendung der Kreislaufkühlung.

Es fällt allerdings auf, dass der verbleibende volkswirtschaftliche Nutzen von Kühlwasser im Vergleich zur immensen eingesetzten Wassermenge niedrig ist: weniger als einen Euro pro produziertem Megawatt Strom und einen Cent pro eingespartem Kubikmeter. Dies ist unter anderem auf die Grundannahme der Berechnung zurückzuführen: ein Wirkungsgradverlust von 2 Prozent führt dazu, dass der Preisunterschied zwischen dem Status quo und dem Alternativszenario gering bleibt. Da eventuell anfallende Zusatzkosten für Bau von Kühltürmen etc. nicht einkalkuliert sind, muss von einer konservativen Schätzung ausgegangen werden. Des Weiteren wird hier nicht der Nutzen von Kühlwasser an sich bewertet, sondern nur der Nutzen der besonders wasserintensiven und gewässerschutzkritischen Durchlaufkühlung.

Die Nutzenstiftung der nassen Kreislaufkühlung ließe sich dann bewerten, wenn z. B. die Kosteninformation eines wasserlosen Kühlverfahrens, wie der Trockenkühlung, verfügbar wäre. Für Deutschland liegen keine belastbaren Daten vor. Die im internationalen Kontext verfügbaren Informationen weisen darauf hin, dass sowohl die Investitionskosten als auch die Wirkungsgradverluste wesentlich über denen der nassen Kreislaufkühlung liegen.¹³⁷ Bei der Nutzung der Alternative „wasserlose Kühlverfahren“ müssten entsprechende Kosten für alle Kraftwerke angesetzt werden. Es ist daher offensichtlich, dass die Nutzenstiftung des zur nassen Kreislaufkühlung benötigten Wassers wesentlich höher liegen wird als der Wert, welcher sich nur auf das zur Durchlaufkühlung genutzte Wasser bezieht.

Trotz der Mängel bei der Bestandsstatistik zu Kühlverfahren von Wärmekraftwerken lassen sich die Alternativkosten über die Art der Kühlwassernutzung ermitteln. Die Methode ist geeignet, um sowohl zeitliche Entwicklungen zu verfolgen als auch regionale Unterschiede abzubilden.

5.3.3 Bewertung des Einflusses auf den Naturhaushalt anhand von Zielen der Nachhaltigkeit/des Erhaltes kritischer Naturbestandteile

Basis der Nachhaltigkeitsbewertung ist die Berücksichtigung der Auswirkungen der Wassernutzung auf den Naturhaushalt.

Thermoelektrische Kraftwerke wandeln nur einen Teil der im Brennstoff erhaltenen Energie in elektrische Energie um, der Rest (ca. 60 Prozent) fällt in Form von Wärme an. Wird diese Energie mit dem Kühlwasser in die Gewässer eingeleitet, ist dies ein Eingriff in den Wasserhaushalt. Zugleich können hierdurch die Assimilationskapazität der Gewässerökosysteme gegenüber Wärme überschritten und die aquatischen Systeme nachhaltig beeinträchtigt werden (vgl. Grambow 2013: 256f). Das Ausmaß der Gewässerinanspruchnahme hängt vom Umfang der thermoelektrischen Energieproduktion und von der Art der Kühlung ab (siehe Tabelle 77 in Abschnitt 5.3.1.2).

Die *Durchlaufkühlung*, welche die einfachste und kostengünstigste Möglichkeit der Kühlung darstellt, beansprucht zugleich die größte Menge an Wasser und leitet die Abwärme nahezu vollständig in das Gewässer ein. Dies kann einen starken Eingriff in den Gewässerhaushalt bedeuten und zusätzlich die Biotopqualität über Erwärmung maßgeblich verringern (vgl. Grambow 2013: 256f).

¹³⁷ Es wird geschätzt, dass die Kapitalkosten für Trockenkühlssysteme das 3 bis 3,6-fache derjenigen für nasse Kreislaufkühlssysteme betragen (vgl. Guan und Gurgenci 2009). Ventilatorbetrieb für den Trockenkühlturm und hohe Außentemperaturen können Wirkungsgradverluste gegenüber nasser Kreislaufkühlung von 10 bis 15 Prozent bewirken (vgl. Bushart 2014). Hingegen gibt Konstantin (2009: 280), eine Wirkungsgraddifferenz von Durchlaufkühlung zu Nasskühlturm von nur 0,52 Prozent und von nur 3 Prozent zwischen Durchlaufkühlung und Luftkühlung an.

Kühltürme können zu einer Entlastung der Gewässer beitragen. Im Fall der *Ablaufkühlung* wird zwar dieselbe Wassermenge entnommen, aber vor der Wiedereinleitung im Kühlturm abgekühlt, so dass die Wärmebelastung der Gewässer niedriger ausfällt. Allerdings steigt durch diese Methode die Verdunstungsrate, wodurch der Wasserverbrauch höher ausfällt.

Im Fall der *Kreislaufkühlung* werden deutlich niedrigere Wassermengen als bei den zuvor genannten Ansätzen benötigt und nur geringe Wärmemengen ins Gewässer eingeleitet. Das erwärmte Wasser wird im Kühlturm rückgekühlt und erneut zur Kühlung eingesetzt. So muss nur der Verdunstungsverlust ersetzt und zusätzlich ein Teil des Kühlwassers ersetzt werden, um eine zu hohe Salzkonzentration zu verhindern.

5.3.3.1 Messkonzept

Entsprechend des in Abschnitt 4.6 dargelegten Messkonzepts soll die Wassernutzung zur Kühlung im Hinblick auf ihre Auswirkungen auf den *Zustand von Gewässern in Deutschland* bewertet werden. Bezüglich der Bedeutung der Wasserentnahmemenge als Kühlwasser sowie der im Stromerzeugungsprozess entfallenden Wärmemenge sollen sowohl wasserbilanzielle Aspekte als auch die Wärmebelastung in der Berechnung berücksichtigt werden¹³⁸. Bewertungsmaßstäbe bilden der in der EG-WRRL festgelegte gute Zustand, das Verschlechterungsverbot sowie die Assimilationskapazität (Tabelle 100).

Tabelle 100: Indikatorensystem zu Auswirkungen der Kühlwassernutzung auf den Gewässerzustand

Name des Indikators	Erläuterung	Aussagekraft	Quelle
Belastungsindikatoren			
Eingesetztes Frischwasser zur Kühlung	Wasserentnahme für die Stromerzeugung	Beschreibung der absoluten Belastung. Bewertung über den zeitlichen Verlauf unter Beachtung des Prinzips des Verschlechterungsverbots oder im Zusammenhang mit dem lokalen Wasserdargebot und der Assimilationskapazität	DESTATIS 19/2/22
Verdunstung	Wasserverbrauch (WZ 35 Energieversorgung)		DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.04
Kühlabwasser	Eingeleitetes Kühlabwasser ins Gewässer (WZ 35 Energieversorgung)		Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/22 und DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.04
Theoretische Wärmefracht	Schätzung der eingeleiteten Wärme ins Gewässer		
Zustandsindikatoren			
Fortschrittsindikator EG-WRRL PV04	Zielerreichung für die Reduzierung der Wasserentnahme für Kühlwasser	Quantifizierung der Belastung, die die Zielerreichung von GÖZ/GÖP verhindern	In Planung (laut LAWA 2017)
Maßnahmenindikatoren			
Anzahl der von der geplanten „Maßnahme 17“ betroffenen OWK	Maßnahme zur Reduzierung der Belastung durch Wärme-einleitungen	Hinweis zur gesellschaftlichen Anerkennung der Belastung durch Wärme-einleitung oder Wasserentnahme zur Kühl-zwecken	Berichterstattung der EG-WRRL
Anzahl der von der geplanten „Maßnahme 46“ betroffenen OWK	Maßnahme zur Reduzierung der Wasserentnahme infolge Stromerzeugung (Kühlwasser)		

Maßnahme 17 – Maßnahmen zur Reduzierung der Wärme-einleitungen; Maßnahme 46 – Maßnahmen zur Reduzierung der Wasserentnahme infolge Stromerzeugung (Kühlwasser).

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

¹³⁸ Der Einsatz eines offenen oder geschlossenen Kühlsystems erfordert Wasserzusätze zur Entsalzung oder Entkeimung, so dass die Umstellung von Durchlaufkühlung auf Kreislaufkühlung neben der Wärmeentlastung mit zusätzlichen stofflichen Emissionen ins Gewässer verbunden ist. Die Bewertung setzt aber den Schwerpunkt auf die hoch relevante Wärmebelastung (vgl. UBA 2001: 66) und kann weitere Emissionen im Rahmen dieses Projekts nicht berücksichtigen.

Die Gewässerbelastung durch Kühlwassernutzung wird anhand der Wasserentnahme und der in die Gewässer eingetragenen Wärmefracht analysiert. Der Gewässerzustand lässt sich im Hinblick auf die Kühlwassernutzung nicht direkt bewerten. Die Umsetzung von Fortschrittsindikatoren zur EG-WRRL liegt noch nicht vor. Aus den Maßnahmenprogrammen lassen sich aber Rückschlüsse auf die gegenwärtigen Abweichungen von den Zielen der EG-WRRL ableiten. Das Indikatorensystem setzt sich aus Belastungs-, Zustands- und Maßnahmenindikatoren zusammen.

Weiterhin wird die mögliche *Verlagerung von Umwelteffekten* auf weitere Umweltbereiche oder ins Ausland beschrieben. Diese Indikatoren können auf Konflikte zwischen Gewässerschutz- und anderen Umweltschutzziele hinweisen. Treten solche Konflikte auf, kann der Beitrag einer intensiven Kühlwassernutzung auch darin bestehen, dass die Nachhaltigkeitsziele bei anderen Umweltbereichen im In- oder Ausland erreicht werden.

Die betrachteten Verlagerungseffekte orientieren sich an den Möglichkeiten, wie der Kühlwassereinsatz reduziert oder ersetzt werden kann. Dies kann auf verschiedene Weise erfolgen – im Zuge von:

- c) Anpassungsmaßnahmen bei den thermoelektrischen Kraftwerken;
- d) Substitution von thermoelektrischen Kraftwerken durch alternative Energiequellen;
- e) Verlagerung der Energieproduktion ins Ausland.

Die Verlagerungseffekte infolge von Anpassungsmaßnahmen bei den thermoelektrischen Kraftwerken ergeben sich aufgrund des Einsatzes von Kühltürmen beziehungsweise dem zusätzlichen Energieverbrauch, um die Kühltürme zu betreiben. Aufgrund der Datengrundlage werden nur Kreislaufkühlanlagen bewertet. Die Bewertung baut auf der Ermittlung von differenzierten Wirkungsgraden zwischen Durchlauf- und Kreislaufkühlung und deren jeweiligen Anteilen an der Nettostromproduktion für die Alternativkostenbewertung (Anhang 31) auf. Daraus lässt sich der zusätzliche Brennstoffeinsatz, der auf die Kreislaufkühlung zurückzuführen ist, schätzen. Dies erfolgt anhand der Differenz zwischen den Brennstoffeinsätzen der jeweiligen Kühlsysteme in Bezug auf die über Kreislaufkühlung produzierte Nettostrommenge. Demgegenüber ist der Beitrag der wasserintensiven Durchlaufkühlung zum Klimaschutz über die Differenz im Brennstoffeinsatz für die über Durchlaufkühlung produzierte Nettostrommenge zu bemessen. Eine Bewertung der zusätzlichen CO₂-Emissionen erfolgt über die Klimaschutzziele für die Energiewirtschaft.

Im Zuge der Energiewende werden thermoelektrische Kraftwerke durch klimafreundlichere Produktionsanlagen aus alternativen Energiequellen ersetzt. Mit dem einhergehenden Rückgang der thermoelektrischen Stromproduktion verringert sich auch der Einsatz von Kühlwasser, da der Betrieb von Photovoltaikanlagen und Windkraftwerken keine Wasserressourcen in Anspruch nimmt. Dafür werden andere Ressourcen, wie zum Beispiel Fläche und Landschaft verbraucht beziehungsweise beeinträchtigt. Es wird im Folgenden anhand des Anteils der thermoelektrischen Produktion im Vergleich zur Gesamtproduktion geprüft ob solche Verlagerungen stärker auftreten.

Schließlich verringert sich die Gewässernutzung auch dann, wenn sie aus dem Bilanzgebiet verlagert wird. Die Verlagerung von Energieproduktion ins Ausland und entsprechenden Verlagerungseffekte bzgl. der Umweltinanspruchnahme wurden anhand von Informationen zum Stromimport aus dem Ausland nach Deutschland geschätzt (Tabelle 101)¹³⁹.

¹³⁹ Hiermit werden nur Verlagerungseffekte aufgrund der Stromproduktion berücksichtigt. Im Rahmen einer Lebenszyklusanalyse musste zusätzlich die erhebliche Einfuhr von Energieträgern und deren Umweltwirkungen bei der Extraktion von Energierohstoffen berücksichtigt werden.

Tabelle 101: Indikatorset zu möglichen Verlagerungen in andere Umweltbereiche oder ins Ausland

Name des Indikators	Beschreibung	Aussagekraft	Quelle
Verlagerungseffekte infolge von Gewässerschutzmaßnahmen			
CO ₂ -Emission aufgrund des Zusatzbrennstoffeinsatzes	Umrechnung des Zusatzbrennstoffeinsatzes in CO ₂ -Äquivalenten	Bewertung über die Klimaschutzziele der Energiewirtschaft	Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/2; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, 2015.02.
Vermeidung von CO ₂ -Emissionen durch die Durchlaufkühlung	Umrechnung der Brennstoffmenge, die über die Durchlaufkühlung vermieden wird, in CO ₂ -Äquivalenten		
Verlagerungseffekte aufgrund Änderungen der Marktstruktur			
Anteil der thermoelektrischen Produktion an Gesamtproduktion	Anteil der inländischen Produktion, die auf den betrachteten Sektor zurückzuführen ist	Hinweis zur möglichen Verlagerungen in andere Umweltbereiche	DESTATIS (Sektorstatistik)
Deckung der inländischen Stromnachfrage durch thermoelektrische Produktion	Anteil der inländischen Nachfrage, die über thermoelektrische Produktion gedeckt ist	Hinweis zur möglichen Verlagerungen ins Ausland	DESTATIS (Sektorstatistik)

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

5.3.3.2 Verfügbare Indikatoren und Informationen

Die Analyse zur Nachhaltigkeit baut auf den Untersuchungen der Nutzenstiftung auf (Abschnitt 5.3.2). Daher werden hier nur die zusätzlich verwendeten Daten beschrieben.

DESTATIS, Umweltnutzung und Wirtschaft/Tabellen zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) – Teil 4: Rohstoffe, Wassereinsatz, Abwasser, Abfall (Ausgabe 2015.04)

Seit 2009 ist die Wassergesamtrechnung nach Branchen in der UGR aufgenommen worden. Sie beschreibt die Wasserflüsse zwischen Natur und Wirtschaft, gegliedert nach Wirtschafts- und Produktionsbereichen: Wasserentnahme aus der Natur, Fremdbezug von Wasser, Wassereinsatz, sowie Abwasser, Wasserabgabe an die Natur (direkt und indirekt eingeleitetes Abwasser sowie Verdunstung). Kühlabwasser wird separat ausgewiesen (Tabelle 102).

Die Ausgangsdaten für die Wasserentnahme werden überwiegend der Erhebung der öffentlichen Wasserversorgung und öffentlichen Abwasserbeseitigung sowie der Erhebung nichtöffentlicher Wasserversorgung und nichtöffentlicher Abwasserbeseitigung entnommen. Des Weiteren wurden Daten aus der amtlichen Statistik aus den Wasserbehörden sowie aus anderen Quellen, wie z. B. Publikationen von wissenschaftlichen Instituten, Verbänden und Organisationen, genutzt.

Tabelle 102: Genutzte Datenvariable der Tabellen zu den UGR-Teil 4 - Bezugsraum Deutschland

Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
		Zeitlich	Räumlich	
Kühlabwasser	aus Kühlsystemen direkt eingeleitetes Abwasser ohne Behandlung	Von 1991 bis 2001 jährlich, dann 3-Jahres-Turnus	Deutschland	WZ 40 Energieversorgung
Verdunstung und sonstige Verluste	Abgabe von Wasser an die Natur in Form von Verdunstung			

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Erneuerbare Süßwasser-Ressourcen von Eurostat

Daten zu erneuerbaren Süßwasserressourcen werden im Rahmen eines gemeinsamen Fragebogens von der OECD und Eurostat zu „Inland Waters“ erhoben. Sie beinhalten Statistiken zu Niederschlag,

Gesamtverdunstung, Wasserzufluss und -abfluss sowie die daraus ableitbaren erneuerbaren Süßwasserressourcen und Grundwasserneubildungen. Jährliche Daten sind für Deutschland seit 1990 sowie für die einzelnen Flusseinzugsgebiete seit 2005 zugänglich (Tabelle 103).

Tabelle 103: Indikatoren zum Wasserdargebot durch Eurostat Datenbank Wasser

	Definition	Datenverfügbarkeit:	
		Zeitlich	Räumlich
Erneuerbare Süßwasserressource	Wasserdargebot eines Gebietes = Niederschlag - Evapotranspiration + Zuflüsse	langfristiger jährlicher Durchschnitt (jährlich seit 1990 bzw. 2005)	Deutschland, Flusseinzugsgebiet
Grundwasserneubildung	Zugang von infiltriertem Wasser zum Grundwasser = Niederschlag - Verdunstung - Abfluss		

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Das Wasserdargebot ist nur in Form von langfristigen Durchschnittswerten über einen Zeitraum von mindestens 20 Jahren interpretierbar. Für Deutschland beziehen sich die Angaben auf den Zeitraum 1961-1990. Die erneuerbare Süßwasserressource beträgt ca. 188 Mrd. m³ oder 2335 m³ pro Einwohner und die Grundwasserneubildung ca. 48 Mrd. m³. (vgl. Eurostat Water, Stand 10/2016)

Berichterstattung zur EG-WRRL

Die EG-WRRL stellt die wesentlichen Bewertungsmaßstäbe bzgl. des zu erhaltenden/zu erreichenden Gewässerzustandes im Sinne des kritischen Naturkapitals bereit und stellt zugleich eine umfassende Datenquelle dar (vgl. WasserBLiCK 2017):

- ▶ Berichte gemäß Artikel 3 Abs. 8 und Anhang I über die für die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie zuständigen Behörden in den Flussgebietseinheiten,
- ▶ Berichte gemäß Artikel 5 „Merkmale des Flusseinzugsgebiets, Überprüfung der Umweltauswirkungen menschlicher Tätigkeiten und wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung“,
- ▶ Berichte gemäß Artikel 8 „Überwachung des Zustands der Oberflächengewässer, des Zustands des Grundwassers und der Schutzgebiete“,
- ▶ Berichte gemäß Artikel 15: Entwürfe und finale Berichte zum Bewirtschaftungsplan in den Flussgebietseinheiten.

Die zahlreichen Veröffentlichungen im Zuge des Berichtswesens (Bestandsaufnahmen, Bewirtschaftungsplanungen 2009 und 2015, Monitoringberichte...) stellen für die Flusseinzugsgebiete eine wichtige Informationsquelle dar, bezogen auf:

- ▶ die Wassernutzung und daraus resultierende Belastungen,
- ▶ die Anzahl der geplanten und abgeschlossenen Maßnahmen,
- ▶ die Zielerreichung des guten ökologischen Zustands/guten ökologischen Potentials.

Gegenwärtig sind die EG-WRRL-Berichte unzureichend statistisch ausgewertet. Die Bund- und Länder- Informations- und Kommunikationsplattform liefert lediglich Daten zur Anzahl der gesamten ergänzenden Maßnahmen sowie der EU-Schlüssel-Maßnahmen nach Status und Flusseinzugsgebiet (vgl. WasserBLiCK 2017). Empfehlungen für eine harmonisierte Berichterstattung zu Defizit- und Maßnahmenindikatoren beziehungsweise Fortschrittsindikatoren zwischen den Flusseinzugsgebieten liegen vor und müssen noch umgesetzt werden (vgl. LAWA 2017). Eine Veröffentlichung der aggregierten Daten über die Flusseinzugsgebiete (Bundesländer, Deutschland) steht daher noch aus.

Literaturgestützte Annahme zur Wärmefracht

Es liegen keine statistischen Daten zu Wärmeeinträgen in Binnengewässer vor, sodass die Wärmebelastung weitgehend aus Literaturangaben geschätzt werden muss. Die Kühlverfahren unterscheiden sich hinsichtlich der mit ihnen verbundenen Wärmeeinträge in die Gewässer. Während bei der Durchlaufkühlung die anfallende Wärmefracht fast vollständig in die Gewässer eingetragen wird, reduziert sich die Belastung der Gewässer um 40 Prozent bei der Ablaufkühlung und um über 90 Prozent bei der Kreislaufkühlung (Tabelle 104).

Tabelle 104: Wärmeeintrag ins Gewässer in Abhängigkeit vom Kühlverfahren

Kühlverfahren	Einheit	Niedrig	Hoch	Mittelwert
Durchlaufkühlung	MJ/MWh	5.220	7.560	6.390
Ablaufkühlung	MJ/MWh	3.024	4.500	3.772
Kreislaufkühlung	MJ/MWh	288	540	414

Quelle: Eigene Berechnung nach Rothstein *et al.* 2008.

Die Schätzung des Anteils der Stromerzeugung mit Kreislaufkühlung erfolgt wie schon bei der Schätzung der Alternativkosten beschrieben (Abschnitt 5.3.2.2, Anhang 29).

Eine Unterscheidung zwischen Ablauf- und Durchlaufkühlung ist anhand der vorhandenen Daten nicht möglich, sodass die Schätzung der Wärmeeinträge anhand einer Obergrenze (anhand der Wärmeeinträge der Durchlaufkühlung) und einer Untergrenze (anhand der Wärmeeinträge der Ablaufkühlung) erfolgt.

Bei der genutzten Vorgehensweise werden die Wärmeerträge durch eine Mehrfachnutzung der Kühlwässer für weitere Zwecke (z. B. Warmwasserversorgung für die Fischzucht) überschätzt, da zu vermuten ist, dass hierdurch letztendlich nur geringere Wärmemengen ins Gewässer gelangen.

Wärmeerzeugung der Kraft-Wärme-Kopplung

Zusätzlich zum Einsatz von Kühltürmen müssen weitere Maßnahmen zur Reduzierung der Wärmebelastung, wie die Wärmenutzung als Nah- und Fernwärme über die Kraft-Wärme-Kopplung, berücksichtigt werden. Hierfür wird die Nettowärmeerzeugung von der abgeschätzten Wärmebelastung abgezogen. Daten zur Nettowärmeerzeugung durch Kraft-Wärme-Kopplung werden seit 2003 veröffentlicht (Tabelle 105). Allerdings unterliegen sie noch methodischen Unsicherheiten in der Erhebung (vgl. Bayer 2010).

Tabelle 105: Nettowärmeerzeugung der allgemeinen Versorgung durch Kraft-Wärme-Kopplung – Bezugsraum Deutschland

	Einheit	2003	2004	2007	2010	2013
Nettowärmeerzeugung	PJ	338	361	348	363	349

Quelle: AGEB Auswertungstabellen, Stand 2016.

Zentrales System Emissionen

Das zentrale System Emissionen (ZSE) ist installiert worden, um die Berichtspflichten gemäß Klimarahmenkonvention (UNFCCC) zu erfüllen (vgl. UBA 2015). Aus dem Inventar von Emissionsquellen werden spezifische Emissionsfaktoren für die unterschiedlichen Treibhausgase abgeleitet. Die Kohlendioxidemissionsfaktoren der Hauptenergieträger sind in Tabelle 106 erfasst.

Tabelle 106: CO₂-Emissionsfaktor für den Hauptenergieträger

	Einheit	CO ₂ -Emissionsfaktor
Erdgas	Kg/TJ	55.944
Rohbraunkohle	Kg/TJ	103.789
Steinkohle	Kg/TJ	93.560

Quelle: ZSE Stand 03/2016 in Icha 2016.

5.3.3.3 Empirische Analysen

Ergebnisse anhand von Indikatoren zur Gewässerbelastung

Wasserbilanzielle Indikatoren

Zur Bewertung der Belastung der Gewässerhaushalte werden wasserbilanzielle Indikatoren herangezogen (Tabelle 107). Im ersten Schritt werden die Entnahmen beziehungsweise Belastungen für sich betrachtet. Die sehr deutlich rückläufige Menge an eingesetztem Frischwasser (knapp 50 Prozent bei einem Vergleich der Jahre 2013 und 2001) weist auf eine mögliche deutliche Verringerung der Gewässerbelastung durch Wasserentnahmen hin. Kritisch zu bewerten ist die zunehmende Verdunstungsmenge: je nach lokalen und saisonalen Bedingungen könnte der höhere Wasserverbrauch die Wasserführung der Gewässer und die Ökosystemqualität beeinträchtigen.

Tabelle 107: Wasserbilanzielle Gewässerbelastung¹⁴⁰ – Bezugsraum Deutschland

Indikator	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
eingesetztes Frischwasser zur Kühlung	Mio. m ³	24.293	22.538	19.055	20.145	13.148
Kühlabwasser	Mio. m ³	25.628	22.744	19.149	20.127	11.848
Verdunstung und sonstige Verluste	Mio. m ³	833	918	1.131	997	1.332

Quelle: DESTATIS 19/2/2, Stand 2001,2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.04.

Im zweiten Schritt werden hierbei die Entnahmen und Belastungen mit den jährlich erneuerbaren Süßwasserressourcen¹⁴¹ ins Verhältnis gesetzt und somit die kurzfristige Variabilität des Angebotes mitberücksichtigt.¹⁴² Der Rückgang der Entnahmen und Belastungen wird hierdurch relativiert (Tabelle 108), da die jährlich erneuerbaren Süßwasserressourcen ab 2003 eher unterdurchschnittlich ausgefallen sind. Erst ab 2013, mit dem deutlichen Rückgang der eingesetzten Frischwassermenge zur Kühlung, ist ein deutlicher Rückgang der relativen Belastung (gemessen am Anteil an den Süßwasserressourcen) auf 7 Prozent zu erkennen.

¹⁴⁰ Der Sektorbezug der in der Tabelle zusammengefassten Daten ist aufgrund der schwierigen Datenlage nicht konsistent. Die zusammengestellten Daten beziehen sich tlw. auf Teile der Elektrizitätserzeugung (Kraftwerke der öffentlichen Versorgung innerhalb WZ 35.11), auf die gesamte Elektrizitätserzeugung (WZ 35.11) oder auf die Energieversorgung einschl. Gas und Kälte/Wärmeversorgung (WZ35). Gleichwohl verdeutlicht sie die Dimensionen von Wasserentnahme, Kühlwasserabgabe und Verdunstungsverlusten.

¹⁴¹ Hier wird im Gegensatz zum Wassernutzungsindex nicht auf den langfristigen Durchschnitt der erneuerbaren Süßwasserressourcen abgestellt, sondern es werden jährliche wasserbilanzielle Daten genutzt, um jährliche Schwankungen berücksichtigen zu können. Nach Meinung der Autoren sind diese besser geeignet, um die Kühlwasserführung von Wärmekraftwerken darzustellen: aufgrund von thermischen Eigenschaften der Gewässer sowie wasserrechtlichen Vorschriften wird der Einsatz von Kühlwasser beziehungsweise die Umstellung auf wassersparende Kühlsysteme in Abhängigkeit von der Abflussmenge gesteuert (vgl. Rothstein *et al.* 2008).

¹⁴² Somit werden Bilanzaussagen auf nationaler Ebene getroffen. Da innerhalb Deutschlands die wasserbilanziellen Gegebenheiten stark variieren, müssen die folgenden Ergebnisse vorsichtig interpretiert werden. Vor allem kann aus den generellen Aussagen nicht auf regionale Situationen geschlossen werden.

Tabelle 108: Wasserbilanzielle Gewässerbelastung im Bezug zu jährlich erneuerbaren Süßwasserressourcen – Bezugsraum Deutschland

Indikator	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Erneuerbare Süßwasserressourcen	Mio. m ³	240.000	170.000	202.000	189.000	181.000
Anteil des eingesetzten Frischwassers zur Kühlung	%	10,1	13,3	9,6	10,7	7,3
Anteil des Kühlabwassers	%	10,7	13,4	9,5	10,6	6,5
Anteil der Verdunstung	%	0,3	0,5	0,6	0,5	0,7

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/2, Stand 2001, 2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.04; Eurostat Water, Stand 10/2016.

Werden einzelne Jahre betrachtet, so erreichte die Belastung im Jahre 2004 einen Spitzenwert, da in diesem Jahr offenbar das Wasserdargebot¹⁴³ niedriger ausgefallen und gleichzeitig die thermoelektrische Produktion erhöht war. Die zunehmende Belastung aufgrund des Wasserverbrauchs (Verdunstung) wird in seiner relativen Bedeutung in dem Jahr mit niedrigerem Wasserdargebot verstärkt. Es bleibt zu prüfen, inwieweit hier lokale und saisonale Probleme auch zukünftig im Kontext des Klimawandels entstehen könnten. Nichtsdestotrotz ist aufgrund des bereits geschätzten Anteils der über Kreislaufkühlung erzeugten Stromproduktion kurzfristig keine starke Erhöhung des Anteils der Verdunstung zu erwarten. Aufgrund der weiteren geplanten Maßnahmen zur Energiewende und bzgl. des Atomausstiegs wird die Menge des über Kühltürme verdunstenden Wassers langfristig stagnieren beziehungsweise zurückgehen.

Emissionsindikatoren

Die Gewässerbelastung durch Wärmeeintrag wurde anhand von literaturgestützten Annahmen zur theoretischen Wärmefracht der verschiedenen Kühlverfahren geschätzt (Tabelle 109). Der Indikator der theoretischen Wärmeeinträge berücksichtigt sowohl die Entwicklung der Energieproduktion durch thermoelektrische Kraftwerke über die Zeit als auch Veränderungen bei der Durchlauf- und Kreislaufkühlung, sowie eine Wärmenutzung durch Kraft-Wärme-Kopplung. Da die Statistik zur nicht-öffentlichen Wasserversorgung keine Unterscheidung zwischen Durchlauf- und Ablaufkühlung ermöglicht, wurde für die einmalige Kühlwassernutzung ein Korridor mit Annahmen zur Wärmefracht geschätzt.

Tabelle 109: Gewässerbelastung aufgrund von Wärmeeinträgen – Bezugsraum Deutschland

Indikator	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Wärmeeintrag Durchlauf-/Ablaufkühlung	PJ	611-1.038	643-1.092	407-692	574-976	326-553
Wärmeeintrag Kreislaufkühlung	PJ	159	160	184	156	167
Abz. Nettowärmeerzeugung von Kraft-Wärme-Kopplung	PJ	338	361	348	363	349
Wärmeeinträge insgesamt*	PJ	431-858	442-891	243-527	367-768	144-371

* Summe der Wärmeeinträge abzüglich der Nettowärmeerzeugung von Kraft-Wärme-Kopplung.

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/2, Stand 2001, 2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02; nach AGEB Auswertungstabellen, Stand 2016.

Die theoretischen Wärmeeinträge zeigen ab 2007 einen eindeutigen Trend nach unten und somit eine Verringerung der Gewässerbelastung über den Zeitraum. Der stärkere Einsatz von Kreislaufkühlung und der Rückgang der thermoelektrischen Produktion wirken sich diesbezüglich positiv aus.

¹⁴³ Das niedrigste Wasserdargebot lag 2003 mit nur 99 Mrd. m³ vor: im besonders trockenen und heißen Sommer waren bis zu 15 thermoelektrische Kraftwerke zur Leistungsreduktion aufgrund hoher Wassertemperaturen oder Niedrigwasser gezwungen.

Eine Bewertung der Wärmeeinträge – über Trendaussagen anhand des Verschlechterungsverbot hinaus – müsste die Assimilationskapazität der für die Kühlung in Anspruch genommenen Fließgewässer gegenüber Wärmeeinträgen einbeziehen. Als erste Annäherung werden die Wärmeeinträge wiederum mit dem bilanziellen Wasserdargebot (erneuerbare Süßwasserressourcen) für Deutschland ins Verhältnis gesetzt. Somit wird die kurzfristig jährliche Variabilität des Wasserdargebots mitberücksichtigt. Gleichwohl ist die relative Wärmebelastung zurückgegangen. Der Indikator bewegt sich im Korridor von 2,6 und 5,2 MJ/m³ in 2004 und zwischen 0,8 bis 2,0 MJ/m³ in 2013 (Tabelle 110). Belastbarere Aussagen würde man erhalten, wenn regionalisierte Informationen zum Wärmeeintrag sowie zur lokalen Assimilationskapazität zu Verfügung stünden.

Tabelle 110: Gewässerbelastung aufgrund von Wärmeeinträgen in Bezug zu jährlich erneuerbaren Süßwasserressourcen – Bezugsraum Deutschland

Indikator	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Erneuerbare Süßwasserressourcen	Mio. m ³	240.000	170.000	202.000	189.000	181.000
Wärmeeinträge pro erneuerbaren Süßwasserressourcen	MJ/m ³	1,8 - 3,6	2,6 - 5,2	1,2 - 2,6	1,9 - 4,1	0,8 – 2,0

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/2, Stand 2001, 2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02; nach AGEBA Auswertungstabellen, Stand 2016; Eurostat Water, Stand 10/2016.

Wiederum zeigt das Jahr 2004, dass starke Abweichungen beim Dargebot – zusammen mit weiteren Einflüssen – zu vergleichsweise hohen Belastungen führen. Der Indikator zur relativen Wärmebelastung ist in 2004 um knapp 50 Prozent über den Wert von 2001 gestiegen, obwohl sich die absoluten Wärmeeinträge kaum verändert haben. Dies ist auf das unterdurchschnittliche Wasserdargebot zurückzuführen.

Ergebnisse anhand von Maßnahmenindikatoren zum Gewässerschutz

Eine Bewertung des Zustandes der Gewässer im Hinblick auf die Belastungen durch Kühlwassernutzung konnte für Deutschland aufgrund der Datenlage nicht erfolgen. Der Vergleich der Länder Sachsen und Nordrhein-Westfalen anhand der geplanten Maßnahmen in den jeweiligen Maßnahmenprogrammen (Tabelle 111) zeigt:

- ▶ Es werden keine Maßnahmen zur Reduzierung der Wasserentnahme infolge Stromerzeugung (Kühlwasser) aufgeführt („Maßnahme 46“).
- ▶ Im Hinblick auf Wärmebelastung betreffen die Maßnahmen zur Reduzierung der Wärmeeinleitungen („Maßnahme 17“) alle Kühlwassernutzungen beziehungsweise Wärmeeinträge und nur eine nähere Untersuchung von einzelnen Maßnahmen könnte die relevanten Maßnahmen für den Sektor der Energieversorgung identifizieren. Trotzdem zeigen sich regionale Unterschiede der Beeinträchtigung: in Nordrhein-Westfalen sind immer noch 6 Wasserkörper von Konzept- und 10 von Umsetzungsmaßnahmen zur Reduzierung der Wärmeeinleitungen betroffen. In Sachsen sind es keine.

Tabelle 111: Anzahl der betroffenen Oberflächenwasserkörper von Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes in Sachsen und Nordrhein-Westfalen

Indikator	Einheit	NRW		Sachsen	
		2009-2015	2016-2021	2009-2015	2016-2021
Anzahl OWK mit geplanter „Maßnahme 17“ (zur Reduzierung der Belastung durch Wärmeeinleitungen)	Anzahl	11 K 5 U	6 K 10 U	0	0
Anzahl OWK mit geplanter „Maßnahme 46“ (zur Reduzierung der Wasserentnahme infolge Stromerzeugung (Kühlwasser))	Anzahl	0	0	0	0

K - Konzeptmaßnahmen, U - Umsetzungsmaßnahmen.

Quelle: Eigene Bewertung nach LfULG Maßnahmenprogramm 2009 und 2015, MKULNV Maßnahmenprogramm 2009 und 2015.

Somit ist davon auszugehen, dass die Gewässerökosysteme durch die Wasserentnahmen zur Kühlung nicht nachhaltig beeinträchtigt sind, durch den Wärmeeintrag wohl aber einige Wasserkörper in Nordrhein-Westfalen.

Ergebnisse anhand von Verlagerungsindikatoren

Die Verlagerungsindikatoren betrachten die Verlagerung von Gewässerbelastungen auf andere Umweltbereiche beziehungsweise ins Ausland.

Tabelle 112 fasst die Ergebnisse zusammen, die infolge von Anpassungsmaßnahmen bei den thermoelektrischen Kraftwerken selbst auftreten. Der Brennstoffeinsatz für den Anteil der Stromerzeugung über Kreislaufkühlung ist zwischen 2001 und 2013 relativ konstant geblieben, nach einem Spitzenwert in 2007, der auf einen hohen Anteil der Kreislaufkühlung bei einem relativ hohen Produktionsstand zurückzuführen ist. Die Schätzungen des Zusatzbrennstoffeinsatzes aufgrund der Wirkungsgradverluste bei Einsatz der Kreislaufkühlung bleiben ebenfalls weitgehend konstant mit einem entsprechenden Spitzenwert von 83 PJ in 2007.

Somit lassen sich für diesen Zeitraum auch keine zunehmenden Verlagerungseffekte von Umwelteffekten vom Gewässer hin zum Medium Luft aufzeigen. Zwar hat der Anteil an Kreislaufkühlung deutlich zugenommen, was eigentlich derartige Verlagerungseffekte nahelegt (Tabelle 112). Allerdings wurden diese Effekte durch den generellen Rückgang der thermoelektrischen Stromerzeugung zwischen 2001 und 2013 offenbar ausgeglichen.

Tabelle 112: Zusätzlicher Brennstoffeinsatz aufgrund der Kreislaufkühlung – Bezugsraum Deutschland

Indikator	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Anteil Stromerzeugung über Durchlaufkühlung	%	70,2	69,3	82,2	71,2	82,3
Brennstoffeinsatz der thermoelektrischen Energieerzeugung über Kreislaufkühlung	PJ	3.693	3.610	4.165	3.466	3.652
Zusätzlicher Brennstoffeinsatz aufgrund der Kreislaufkühlung	PJ	74	72	83	69	73

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/2, Stand 2001, 2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02.

Die Emissionen an CO₂ werden aus den Emissionsfaktoren der ZSE berechnet¹⁴⁴ und ins Verhältnis zu den Klimaschutzziele der Stromerzeugung gesetzt. Neben der stärkeren Entwicklung der erneuerbaren Energien, soll die schrittweise Stilllegung von Braunkohlekraftwerken bis 2020 eine Einsparung

¹⁴⁴ Unter der Annahme, dass der Anteil der Kreislaufkühlung sich zwischen den Energieträgern nicht unterscheidet.

von 12,5 Mio. t erbringen (vgl. BMUB 2015: 30). Die Energieversorgung soll bis spätestens 2050 nahezu vollständig dekarbonisiert werden (vgl. BMUB 2016: 34). Zwischenziel für 2030 ist es, die Treibhausgasemissionen der Energiewirtschaft auf 175 bis 183 Mio. t CO₂-Äquivalente zu mindern (vgl. BMUB 2016:36).

Die Ergebnisse sind in Tabelle 113 erfasst. Die zusätzlichen Kohlenstoffdioxidemissionen schwanken zwischen 4,2 Mio. t in 2010 und 5,2 Mio. t in 2007 über den Bewertungszeitraum. Das entspricht 30 bis 40 Prozent der Emissionsminderung bis 2020 und 2,4 bis 3 Prozent des Zieles bis 2030 für Treibhausgasemissionen in der Energiewirtschaft. Umgekehrt dargestellt trägt die intensive Wassernutzung der Durchlaufkühlung zum Klimaschutz durch 1 Mio. t in 2013 bis 2 Mio. t in 2004 vermiedenen Kohlenstoffdioxidemissionen bei (jeweils 9 bis 15 Prozent des Ziels für 2020 oder knapp 1 Prozent des Ziels für 2030).

Tabelle 113: Zusätzliche CO₂-Emissionen aufgrund der Kreislaufkühlung im Vergleich zu Klimaschutzzielen – Bezugsraum Deutschland

Indikator	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
zusätzliche CO₂-Emissionen aufgrund der Kreislaufkühlung	Mio. t	4,34	4,24	5,22	4,15	5,04
Anteil an der Emissionsminderung von Braunkohlekraftwerken bis 2020 (12,5 Mio. t)	%	34,7	33,9	41,8	33,2	40,3
Anteil am Klimaschutzziel 2030 (175 Mio. t)	%	2,5	2,4	3,0	2,4	2,9
Vermeidung von CO₂-Emissionen - durch die Durchlaufkühlung	Mio. t	1,87	1,91	1,30	1,70	1,10
Anteil an der Emissionsminderung von Braunkohlekraftwerken bis 2020 (12,5 Mio. t)	%	15,0	15,3	10,4	13,6	8,8
Anteil am Klimaschutzziel 2030 (175 Mio. t)	%	1,1	1,1	0,7	1,0	0,6

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/2, Stand 2001,2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02.

Kurzfristig steht die Kreislaufkühlung potentiell im Konflikt mit den Klimaschutzzielen. Langfristig werden die Dekarbonisierung der Energiewirtschaft sowie der Atomausstieg zur Stilllegung weiterer Atom- und Kohlekraftwerke führen. Da diese einen besonders hohen Kühlbedarf haben, wird ihre Stilllegung an den jeweiligen Standorten Gewässerschutzmaßnahmen zur Reduzierung des Wärmeeintrags überflüssig machen. Somit wird sich der Beitrag der wasserintensiven Durchlaufkühlung zum Klimaschutz weiter reduzieren.

Derartige strukturelle Marktänderungen können aber Verlagerungen von Umweltwirkungen ins Ausland oder in andere Umweltbereiche (Landnutzung, weiterer Ressourcenverbrauch, ...) im Inland mit sich bringen. Nur komplexe Bewertungsverfahren können die Bedeutung solcher Verlagerungseffekte abschätzen (vgl. zum Beispiel Pfister *et al.* 2011 für eine Bewertung der Auswirkungen von Wassernutzung für Stromerzeugung nach Ländern), einfache Indikatoren können aber Hinweis geben, dass derartige Verlagerungen auftreten.

Der Anteil von thermoelektrischen Kraftwerken an der gesamten inländischen Stromproduktion weist auf die potentielle Verlagerung von Umweltwirkungen in andere Umweltbereiche hin. Das Verhältnis der thermoelektrischen Bruttostromerzeugung zum Bruttoinlandsstromverbrauch berücksichtigt zusätzlich den Stromaustauschsaldo von Deutschland mit dem Ausland und weist somit mögliche Verlagerung von Umweltwirkungen ins beziehungsweise aus dem Ausland aus. Die Ergebnisse sind in Tabelle 114 erfasst.

Tabelle 114: Indikatoren zur potentiellen Verlagerungen aufgrund struktureller Marktänderungen – Bezugsraum Deutschland

Indikator	2001	2004	2007	2010	2013
Gesamtbruttostromproduktion der öffentlichen Energieversorgung [GWh]	584.167	615.278	637.222	628.056	638.611
Anteil von thermoelektrischen Kraftwerken an der Gesamtstromproduktion [%]	93,4	90,5	86,6	84,3	76,6
Bruttoinlandsstromverbrauch [GWh]	585.100	610.200	621.500	614.700	603.900
Deckung der Nachfrage durch thermoelektrische Bruttostromerzeugung [%]	93,3	91,3	88,8	86,2	81,1

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/2, Stand 2001,2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02; AGEb 2016, AGEb Stromerzeugung, Stand 2016.

Der Anteil von thermoelektrischen Kraftwerken an der Stromproduktion ist zwischen 2001 und 2013 von 93 Prozent auf 76,6 Prozent zurückgegangen. Der Trend wird sich mit der Energiewende weiter fortsetzen. Dieser Rückgang ist hauptsächlich mit potentiellen Verlagerungen von Umweltwirkungen in andere Umweltbereiche des Inlands (beispielsweise Beeinträchtigung von Landschaft durch Windkraftanlagen) und weniger mit Umweltverlagerung ins Ausland verbunden, da der Austauschsaldo von Deutschland ab 2003 insgesamt einen deutlichen Überschuss aufweist. Zwar reicht die thermoelektrische Stromproduktion immer weniger aus, um den inländischen Stromverbrauch zu decken, dies wird jedoch von inländischen erneuerbaren Quellen überkompensiert.

5.3.3.4 Diskussion

Die Nachhaltigkeitsbewertung ermöglicht es, die Auswirkungen der Wassernutzung auf den Naturhaushalt zu berücksichtigen. Im Fokus stehen die Auswirkungen auf den Gewässerzustand. Diese lassen sich beim aktuellen Stand der verfügbaren Daten nur über Belastungs- und Maßnahmenindikatoren erfassen.

Die Belastungsindikatoren beschreiben sowohl wasserbilanzielle Aspekte durch Wasserentnahmen und Verdunstung als auch Qualitätsbeeinträchtigungen durch Wärmeeinträge. Sie werden sowohl mit Hilfe des Verschlechterungsverbot als auch der Assimilationskapazität von Gewässern bewertet. An dieser Stelle ist es wichtig zu betonen, dass die Bewertung beispielhaft anhand von Wasserbilanzen auf nationaler Ebene durchgeführt wurde: Die Ergebnisse geben daher nur Hinweise auf mögliche Entwicklungen. Aussagekräftigere Ergebnisse könnten anhand stärker aufgelöster Wasserbilanzen – z. B. auf Ebene von Fluss- oder Teileinzugsgebieten erreicht werden.

Für die Maßnahmenindikatoren erwies sich die Berichterstattung zur EG-WRRL als wichtige Datenquelle. Allerdings sind die Informationen weniger systematisch und stringent aufbereitet als statistische Daten und somit ist eine Auswertung der Veröffentlichungen für sektorbezogene Bewertungen beziehungsweise für Bewertungen auf nationaler Ebene erschwert. Die Bedeutung der WRRL-Datenquellen sollte sich aber weiter erhöhen, wenn zu den Fortschrittsindikatoren auch entsprechende empirische Informationen veröffentlicht werden¹⁴⁵.

Die Reflexion des stark rückläufigen Wassereinsatzes und des Wärmeeintrages anhand der jährlichen erneuerbaren Süßwasserressourcen relativiert die Stärke des Belastungsrückganges etwas – aufgrund der eher unterdurchschnittlichen Entwicklung des Wasserdargebotes in den letzten Jahren (im Vergleich zum langjährigen Mittel) und der starken jährlichen Variabilität des Wasserdargebotes. Daher zeigt erst die relative Belastung im Jahr 2013 einen deutlich niedrigeren Wert.

¹⁴⁵ Email von H. Hoffman (Bundesanstalt für Gewässerkunde) vom 10.10.2016.

Der Rückgang der (absoluten Belastung) wird sich vermutlich fortsetzen. Am Anfang dieses Jahrhunderts war er vor allem auf den zunehmenden Anteil der Kreislaufkühlung und weniger auf die Energiewende zurückzuführen. In Zukunft werden die Energiewende und der Atomausstieg eine stärkere Rolle spielen.

Anhand der Maßnahmenindikatoren ließen sich auch wasserbilanzielle und wärmebezogene Belastungen vergleichen und die größere Relevanz der Wärmebelastung herausarbeiten. Sowohl in Sachsen als auch in Nordrhein-Westfalen wurden keine im Rahmen der Bewirtschaftungspläne geplanten Maßnahmen aufgrund der Wasserentnahme für die Stromerzeugung identifiziert. Dagegen sind in Nordrhein-Westfalen an 6 Oberflächenwasserkörpern Konzeptmaßnahmen und an 10 Oberflächenwasserkörpern Umsetzungsmaßnahmen geplant, welche die Wärmebelastung betreffen.

Die Bewertungen zur Gewässerbelastung wurden um eine Identifizierung von Verlagerungseffekten ergänzt. Es wurde gezeigt, dass technische Maßnahmen und marktliche Mechanismen, welche zu einer Entlastung von Gewässerinanspruchnahmen führen, die Last auf andere Umweltbereiche verlagern. Die zunehmende Kreislaufkühlung steht kurzfristig im Konflikt mit den Klimaschutzziele des Stromsektors beziehungsweise noch ist der Beitrag der Durchlaufkühlung zum Klimaschutz spürbar. Langfristig wird der Konflikt mit der Stilllegung der thermoelektrischen Kraftwerke an Bedeutung verlieren. Der zunehmende Anteil an erneuerbaren Energien weist auf die Verlagerung der Inanspruchnahmen von Gewässern auf andere Umweltbereiche im Inland, zum Beispiel der Inanspruchnahme von Landschaft durch Windkraftanlagen, hin. Eine Verlagerung von Umwelteffekten ins Ausland durch verstärkte Stromeinfuhr wäre ebenfalls denkbar, fand aber im Saldo für Deutschland nicht statt.

5.4 Bewässerung in der Landwirtschaft

5.4.1 Beschreibung der untersuchten Wassernutzung

5.4.1.1 Bedeutung der Wassernutzung und Eingrenzung der Bewertung

Wasser ist essenziell für das Pflanzenwachstum und daher von maßgeblicher Bedeutung in der Landwirtschaft. Wenn der im Boden als Bodenwasser gespeicherte Niederschlag nicht ausreicht, den Wasserbedarf der Pflanzen zu decken, werden andere Wasserressourcen zur Bewässerung herangezogen. Daher ist die Landwirtschaft weltweit derjenige Sektor, welcher die meisten Wasserressourcen in Anspruch nimmt. Eine Ausnahme bildet hier die Landwirtschaft in Europa und Nordamerika. (vgl. FAO 2002 in Turner 2004: 3).

Deutschland gilt als wasserreiches Land, sodass dem Wasserverbrauch in der Landwirtschaft gegenwärtig noch keine so große Bedeutung zukommt¹⁴⁶. In den neuen Bundesländern spielte die Bewässerung vor 1990 eine bedeutende Rolle. Sie ging aber im Zuge des Strukturwandels deutlich zurück (vgl. Simon 2009). Mittlerweile wird in Deutschland deutlich mehr Wasser für Tierproduktion als für Bewässerung eingesetzt (Tabelle 115).

¹⁴⁶ In 2013 entspricht das eingesetzte Wasser in der Landwirtschaft ca. 1.5 Prozent der gesamten Wasserentnahme in Deutschland (vgl. DESTATIS 19/2/2, Stand 2013).

Tabelle 115: Wassereinsatz [Mio. m³] in der Landwirtschaft nach Hauptproduktionsverfahren

	1999	2003	2007	2010
Pflanzliche Nahrungsmittel	209	103	90	106
Futterpflanzen und Grünland	85	41	47	40
Gartenbau	23	14	21	12
Tierproduktion	344	322	272	300
Landwirtschaftliche Produktion	662	480	431	459

Quelle: DESTATIS Landwirtschaft und Umwelt, Stand 2013.

Vermutlich wird die Bedeutung der Bewässerung im Pflanzenanbau langfristig wieder zunehmen. Während der Wasserbedarf für die Tierproduktion im Jahresverlauf relativ konstant bleibt, steigt der Bedarf nach Zusatzwasser für die Pflanzenproduktion während der Vegetationsperiode und somit genau dann an, wenn sich die lokalen Wasserbilanzen verschlechtern. Regionale Klimamodelle weisen auf eine zukünftige Verschlechterung der klimatischen Wasserbilanz in der Vegetationszeit hin (vgl. Zebisch *et al.* 2005; für Sachsen z. B. Werner 2013). Um die Beeinträchtigung durch Trockenperioden zu minimieren, ist daher zu erwarten, dass die Bedeutung der Beregnung zunimmt (vgl. Jäkel und Gramm 2013; Jäkel 2013). Auch wenn der Wassereinsatz und die bewässerte Fläche in Abhängigkeit von lokalen klimatischen Bedingungen und weiteren Kontextfaktoren gegenwärtig stark schwanken, so haben die bewässerbaren Flächen in fast allen Bundesländern zwischen 2009 und 2012 zugenommen (Tabelle 116).

Vor dem Hintergrund der wahrscheinlich zunehmenden Bedeutung der Feldberegnung im Freiland und der sich verschärfenden Konfliktpotentiale um Wasser konzentriert sich die Bewertung auf diesen Aspekt der landwirtschaftlichen Wassernutzung. Andere Nutzungen stehen demgegenüber nicht im Fokus: weder die Wassernutzung für die Tierproduktion als Tränk- und Spülwasser zum Säubern der Ställe noch eine Nutzung für Aquakulturen und deren Bedarf an Wasser als Medium für die Fischzucht. Soweit es die statistischen Daten erlauben, wird die Analyse auf die beregnungsintensiveren Kulturen ausgerichtet, die in Tabelle 116 aufgeführt sind.

Tabelle 116: Wassereinsatz [Mio. m³] in der Landwirtschaft nach Kultur

	1999	2003	2007	2010
Winterweizen	10	7	7	8
Wintergerste	4	3	3	3
Körnermais	16	11	9	12
Spätkartoffeln	27	13	12	13
Zuckerrüben	54	24	21	22
Gemüse	72	32	25	34
Obst	7	3	2	3
Rebland	6	3	4	4

Quelle: DESTATIS Landwirtschaft und Umwelt, Stand 2013.

5.4.1.2 Prozesse der Wassernutzung und Einflussfaktoren auf die ökonomische Bedeutung

In Deutschland sind im Frühjahr die Böden fast überall wassergesättigt, sodass der Bedarf nach Zusatzwasser begrenzt ist. Während der Vegetationsperiode kann es jedoch in Abhängigkeit von Klima, Böden und angebauten Kulturen regional zu Wasserdefiziten und damit zu Trockenschäden kommen. Deutschlandweit ist nur etwas mehr als 4 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche bewässerbare, d. h. ist mit den entsprechenden Anlagen zur Wasserförderung und Verteilung ausgestattet (Ta-

belle 117). In 2009 und 2012 ist von den Bewässerungskapazitäten ungefähr zur Hälfte Gebrauch gemacht worden. Die Ausstattung mit Bewässerungsanlagen und deren Einsatz variieren hierbei je nach Region deutlich (Tabelle 117).

Tabelle 117: Bewässerbare und bewässerte Fläche nach Bundesländern

Bundesländer	2009		2012	
	Anteil an LF [%]	Anteil an bewässerbarer Fläche [%]	Anteil an LF [%]	Anteil an bewässerbarer Fläche [%]
SH	2,2	31,8	2,3	22,8
NI	12,0	69,8	12,7	62,6
NRW	4,1	46,0	4,7	39,4
HE	4,1	48,4	4,4	42,8
RP	4,5	62,0	4,5	55,9
BW	1,9	53,1	2,2	48,6
BY	1,2	37,6	1,8	30,2
SL	0,2	76,0	0,4	33,3
BB	2,9	54,1	2,9	54,9
MV	2,2	48,0	2,4	58,6
SN	1,3	27,6	1,3	39,2
ST	2,1	50,8	2,4	53,9
TH	0,7	38,5	0,8	39,3
Deutschland	3,8	58,3	4,1	52,9

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach DESTATIS 3, Stand 2010.05 und DESTATIS Bewässerung, Stand 2013.

Mit der Bewässerung verfolgen die Betriebe das Ziel der Ertragssteigerung und -stabilisierung, aber auch der Qualitätsverbesserung ihrer landwirtschaftlichen Erzeugnisse. Da Bewässerung eines der teuersten Betriebsmittel in der Landwirtschaft ist (vgl. Sourell *et al.* 2010), hängt die betriebliche Entscheidung, Bewässerungsanlagen anzuschaffen und einzusetzen von Wirtschaftlichkeitsüberlegungen (vgl. z. B. Jäkel 2013, Fricke 2015), d. h. vom Vergleich zwischen dem erwarteten Mehrerlös gegenüber den Zusatzkosten, ab. Bei der Entscheidungsfindung muss der Landwirt letztendlich vier Aspekte (vgl. Fricke und Heidorn 2003; Sourell o.J.) einbeziehen:

- ▶ Standortabhängige Beregnungsbedürftigkeit (Klima, Bodenverhältnisse)
- ▶ Beregnungswürdigkeit der Kultur (Ertragsreaktion, Erzeugerpreise...)
- ▶ Technologie und Aufwand für Beregnungsanlagen
- ▶ Art und Aufwand zur Wasserbereitstellung (Oberflächenwasser, Flach- oder Tiefbrunnen im Fall der eigenen Versorgung, Zugehörigkeit zu einem Bewässerungsverband)

Diese Aspekte werden im Folgenden kurz beleuchtet.

Standortabhängige Beregnungsbedürftigkeit

Die von Klima, Vegetation und Bodentyp beeinflussten Standortgegebenheiten bestimmen die Wassermenge, die letztendlich für die Pflanzen verfügbar ist und somit die Beregnungsbedürftigkeit. Ist der Wasserbedarf nicht gedeckt und führt das Defizit zu spürbaren Ertrags- und Qualitätsbeeinträchtigungen, ist die Beregnungsbedürftigkeit gegeben. Sie hängt in erster Linie von der Niederschlagsmenge (klimatische Wasserbilanz) und deren Verteilung über die Hauptvegetationsperiode (Mai bis Oktober) sowie vom Wasserspeichervermögen des Bodens ab und wird über die Bodenfeuchte oder nutzbare Feldkapazität (nFK) gemessen.

Auch wenn Pflanzen unterschiedlich auf Wasserstress reagieren, gilt generell, dass die Wasserversorgung der Pflanzen bei einer nutzbaren Feldkapazität von unter 50 Prozent nicht mehr optimal gewährleistet ist (Tabelle 118).

Tabelle 118: Klassen der Bodenfeuchte in Prozent nutzbarer Feldkapazität [% nFK]

% nFK	Pflanzenentwicklung
< 30	die Pflanze steht unter Trockenstress, es ist mit Ertragseinbußen zu rechnen
30-50	noch ausreichende Wasserversorgung der Pflanzen
50-80	optimales Wasserangebot
80-100	Beginn der Überversorgung, Gefahr von Sauerstoffmangel
> 100	Überversorgung und Sauerstoffmangel

Quelle: DWD o.J.

Berechnungswürdigkeit der Kultur

Berechnung wird von den Landwirten bei Berechnungsbedürftigkeit eingesetzt, um Ernteausfälle zu minimieren als auch höhere Erlöse durch bessere Produktqualität zu erzielen (vgl. StatÄ Bund und Länder 2011: 36). Ob eine Kultur berechnungswürdig ist, hängt von deren Empfindlichkeit gegenüber Wasserstress beziehungsweise deren positiver Reaktion auf Bewässerung und vom erwarteten Mehrerlös ab (Tabelle 119).

Tabelle 119: Erwartete positive Effekte der Bewässerung für ausgewählte Kulturen

Kultur	Erwartete positive Effekte aus der Bewässerung
Kartoffel	höherer Ertrag und mehr marktfähige Ware höherer Stärkegehalt weniger Befall mit Schorf und geringere Eisenfleckigkeit schnellere und gleichmäßigere Abreife
Getreide	höherer Ertrag höhere Anzahl an ährentragenden Halmen pro m ² höhere Anzahl an Körnern pro Ähre geringere Eiweißgehalte bei Braugerste
Zuckerrüben	höherer Ertrag höherer Zuckrertrag weniger Ausbeuteverluste
Mais	höherer Ertrag bessere Kolbenentwicklung höhere Kolbenmasse und mehr Kolben pro Pflanze höhere Trockenmasse
Gemüse	höherer Ertrag und mehr marktfähige Ware höhere Qualität und Sicherung geforderter Fruchtgrößen höhere Anwachsrate

Quelle: Fricke und Heidorn (2003).

Pflanzen besitzen eine unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber Wasserstress. So unterscheiden sie sich in ihrer Fähigkeit das Bodenwasser zu nutzen: Feldgemüse sowie Sommergetreide besitzen z. B. kürzere Wurzeln im Vergleich zu Wintergetreide, Mais, Zuckerrüben oder Spargel (vgl. Lüttger *et al.* 2005). Weiterhin reagieren manche Kulturen bei Trockenstress anfälliger gegenüber Parasitenbefall, wodurch das Risiko eines kompletten Ernteausfalls steigt. Darüber hinaus wird die Qualität, die sich im Stärke- oder Zuckergehalt beziehungsweise in der Größe der Früchte/Körner zeigt, beeinträchtigt, was wiederum zu niedrigeren Erlösen führt. Schließlich nimmt das Wachstum der Pflanzen bei Tro-

ckenstress mehr Zeit in Anspruch, sodass landwirtschaftliche Fläche für andere Kulturen nicht freige-
 macht werden können (vgl. Bröhl und Lorenz 2012). Bewässerung kann diesen negativen Effekten
 entgegenwirken (Tabelle 119) und somit dabei helfen, sichere und höhere Erlöse zu erwirtschaften.

Aufgrund des hohen Aufwands der Bewässerung wird eine Beregnung jedoch nur bei solchen ‚hoch-
 wertigen‘ Kulturen wie Kartoffeln oder Zuckerrüben beziehungsweise bei Gemüse und Erdbeeren ein-
 gesetzt (vgl. Anter 2014; Fricke und Heidorn 2003), bei denen durch die Maßnahme deutlich höhere
 Erlöse zu erzielen sind als Kapital- und Betriebskosten zur Wasserbereitstellung anfallen. Da die
 Marktpreise des Agrarsektors stark variieren (Tabelle 120), muss die Beregnungswürdigkeit – selbst
 bei einer vorhandenen Beregnungsanlage – von den Landwirten jedes Jahr neu bewertet werden.

Tabelle 120: Durchschnittliche Erlöse für ausgewählte Kulturen (in nominalen Preisen)

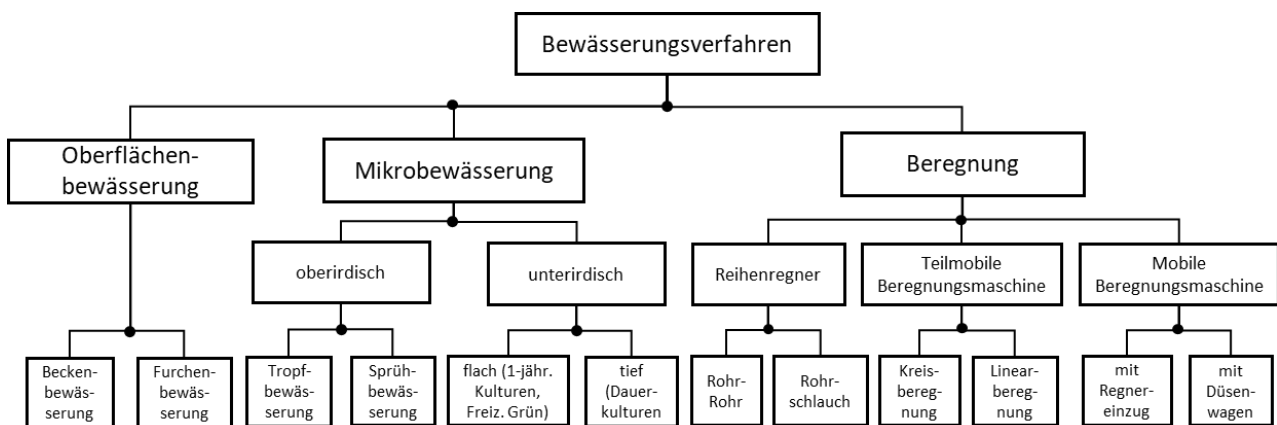
Erlöse in €/dt	1999	2003	2007	2009	2010
Weizen	11,90	11,50	21,62	11,89	18,26
Gerste	11,18	11,06	17,62	10,38	14,65
Raps	16,53	23,33	28,07	28,09	33,32
Kartoffeln	8,05	10,19	10,52	9,18	13,65
Zuckerrüben	4,85	5,31	3,82	3,44	3,61
Roggen	9,90	10,10	18,20	9,50	14,20
Mais	12,10	12,80	19,50	11,70	17,40

Quelle: BMEL statistisches Jahrbuch Kapitel E/I, Stand 2005, 2012.

Beregnungstechnologie

Zur Bewässerung kann auf verschiedene Techniken zurückgegriffen werden (Abbildung 28). Diese un-
 terscheiden sich hinsichtlich der Flächenleistung und Wassereffizienz (Versickerung, Verdunstung...),
 aber auch im Hinblick auf Energie-, Kapital- und/oder Arbeitsaufwand bei der Installation und dem
 Betrieb (Tabelle 121). Sie sind zugleich aufgrund der feldfruchtspezifischen Produktionsbedingungen
 nur begrenzt miteinander substituierbar (vgl. Anter 2014; Sourell o.J.).

Abbildung 28: Technologien der Feldbewässerung



Quelle: Sourell 2010, verändert.

Zum Ausmaß der Nutzung dieser unterschiedlichen Technologien liegen nur Expertenaussagen und
 keine statistischen Informationen vor. Demnach kommen Tropfbewässerung und Rohrberegnung
 überwiegend im Obst- und Gemüsebau zum Einsatz. Nach einem aufwendigen Aufbau erweisen sich
 diese Technologien bei häufigem Einsatz als arbeitssparend. Zusätzlich ist die Rohrberegnung die ein-
 zige Technologie, die sich mit Frostschutzberegnung kombinieren lässt. Tropfberegnung ermöglicht

demgegenüber die gezielte Aufbringung von flüssigem Dünger zusätzlich zur Bewässerung. Im Ackerbau wiederum finden vor allem Beregnungsmaschinen Anwendung, da der Arbeitsaufwand für eine einzelne Beregnung verhältnismäßig gering ist. Teilmobile Beregnungsmaschinen sind für größere Flächen (ab 20 ha) die günstigste Technologie und werden in der Praxis immer beliebter. (vgl. Sourell *et al.* 2010)

Tabelle 121: Vergleich des Aufwandes der verschiedenen Bewässerungsverfahren

Indikator	Oberflächenbewässerung	Mikrobewässerung	Reihenregner	Stationäre Beregnungsmaschinen	Mobile Beregnungsmaschinen
Wassereffizienz [%]	20 ... 40	90	60 ... 70	70 ... 80	60
Energiebedarf [kWh/(ha * a)]	0 ...	160	810	609	1.000
Flächenleistung [ha/10 d]	stationär, abhängig von Anlagengröße		16 ... 35	stationär, abhängig von Anlagengröße	14 ... 55
Arbeitszeit [h/(ha * Gabe)]	3,0 ... 8,0	5	2	0,1	0,4
Kapitalbedarf [€/ha]	1.000	2.750	250	650 ... 1.150	500 ... 1.000
Verfahrenskosten [€/ha]	125	700	425	316	335

Quelle: Anter 2014.

Neben der richtigen Auswahl der Technologie kann die Steuerung der Wasserverteilung zur Optimierung der Bewässerung (einschl. Wasserverbrauch) beitragen: so kann beispielsweise mit Hilfe von Bodenproben und Computerprogrammen die benötigte Wassermenge ausschließlich an bedürftige Stellen in Abhängigkeit von Boden, Ertrag und Fruchtart automatisiert aufgebracht werden, um Unter- und Überbewässerung zu reduzieren. (vgl. Anter 2014)

Wasserbereitstellung

Die Wasserbereitstellung, d. h. die Überleitung von Wasser aus der Quelle zum Bewässerungsstandort, ist kostenintensiv. Im ungünstigen Fall kann die Wasserbereitstellung über die Hälfte der Investitionskosten einer ganzen Beregnungsanlage ausmachen (vgl. Sourell *et al.* 2010). Dies hängt in erster Linie von der Wasserverfügbarkeit und der Art der Wasserressource ab.

Wasserentnahmeanlagen aus Tiefbrunnen können das Dreifache von Anlagen zur Entnahme von Oberflächenwasser kosten. Bei größeren Beregnungsflächen können Skaleneffekte entsprechende Kostendegressionen bewirken. Neben der individuellen Wasserentnahme können landwirtschaftliche Betriebe in vielen Gebieten Wasser über Bewässerungsverbände beziehen. Im Durchschnitt galt 2009 ein Abgabepreis von 21 ct/m³ (vgl. Belau und Fröba 2009). (vgl. Sourell *et al.* 2010)

Zuzüglich zu den Wasserbereitstellungskosten kommt in den meisten Bundesländern ein Wasserentnahmeentgelt (Anhang 34) hinzu. Generell werden niedrigere Sätze für Oberflächengewässer als für Grundwasser erhoben (vgl. Becker *et al.* 2013). Obgleich somit die Inanspruchnahme von Oberflächengewässer Kostenvorteile aufweist (sowohl hinsichtlich der Wasserförderung als auch der Entnahmeentgelte), wird 75 Prozent des Bewässerungswassers dem Grundwasser entnommen (vgl. DESTATIS 3, Stand 2010.05).

Die eingesetzte Wassermenge ist nicht immer frei wählbar. Beispielsweise wird in Niedersachsen die Zusatzwassermenge von den unteren Wasserbehörden in der Regel auf zwischen 40 und 100 mm

(400-1000 m³/ha*a) begrenzt. Dies hat zur Konsequenz, dass Pflanzen nicht immer optimal beregnet werden können beziehungsweise die Betreiber vor der Entscheidung stehen, Prioritäten bei der Beregnung ihrer Kulturen zu setzen. (vgl. Fricke und Heidorn 2013)

Regionale Unterschiede bei der Bewässerung in der Landwirtschaft

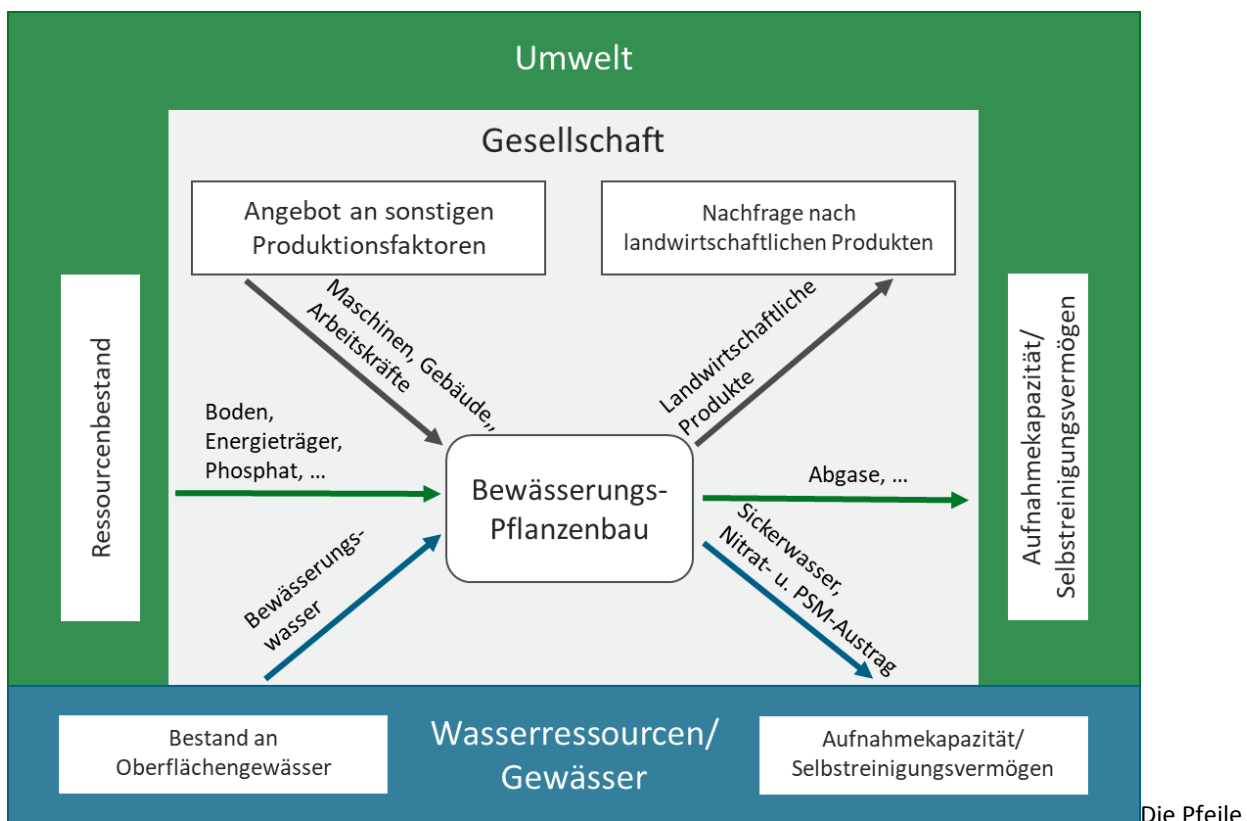
Gegenwärtig findet Bewässerung in der Landwirtschaft schwerpunktmäßig in folgenden Regionen statt (vgl. StatÄ Bund und Länder 2011: 36):

- ▶ in Nord- und Ostdeutschland, wo leichte sandige Böden mit geringem Wasserhaltevermögen vorherrschen, wobei gerade in den östlichen Teilen Deutschlands die Niederschläge vergleichsweise gering ausfallen.
- ▶ auf lehmigen und schluffigen Böden im Süden Deutschlands und im Osten Niedersachsens, die zwar ein gutes Wasserhaltevermögen aufweisen, wo aber Niederschläge nicht ausreichen, um anspruchsvolle Kulturen wie Zuckerrüben, Kartoffeln und Gemüse zu versorgen.
- ▶ Obst und Gemüse sowie Zierpflanzen werden häufig beregnet. Standorte sind die Obst- und Gemüseanbauggebiete entlang des Rheins, in Brandenburg und Bayern, aber auch Betriebe in der Nähe von großen Städten wie Hamburg, Berlin und München.

Prozessschema und wertbestimmende Faktoren für die Bedeutung von Wasser zur landwirtschaftlichen Bewässerung

Die Wasserinanspruchnahme für die Bewässerung von Feldfrüchten lässt sich zusammenfassend durch das in Abbildung 29 dargestellte Prozessschema beschreiben. Die ökonomische Bedeutung von Wasser beruht auf der Inanspruchnahme des Wasserdargebotes von Grund- und Oberflächenwasserressourcen. Das Wasser wird als Produktionsfaktor genutzt, um den Output und/oder die Qualität der landwirtschaftlichen Produkte zu erhöhen beziehungsweise zu verstetigen. Zugleich nimmt der Landwirt weitere Produktionsfaktoren in Anspruch – insbesondere Boden, landwirtschaftliche Maschinenteknik, Düngemittel und Pestizide. Mit der Produktion bedient der Landwirt die marktliche Nachfrage nach Gütern, wobei er sich hier in Konkurrenz zur landwirtschaftlichen Produktion aus anderen Regionen in Deutschland (ohne Bewässerung) oder einem internationalen Angebot an Lebensmittel befindet. Die vielfältigen staatlichen Eingriffe wirken hierbei hinein (Subventionen etc.). Mit der Bewässerung wird allerdings Einfluss auf die genutzten Wasserkörper genommen: einerseits, indem in den Wasserhaushalt eingegriffen wird, da ein Teil des Wassers von den Pflanzen aufgenommen und an die Atmosphäre abgegeben wird. Andererseits können mit dem im Zuge der Bewässerung verstärkt anfallenden Sickerwasser auch größere Mengen Nitrat und Pflanzenschutzmittel ausgewaschen werden und ins Grundwasser beziehungsweise in die Oberflächengewässer gelangen.

Abbildung 29: Prozessschema der Wassernutzung zur Bewässerung in der Landwirtschaft



stellen Inputs und Outputs der Wassernutzung dar.

Quelle: Eigene Darstellung.

Bewässerung wird eingesetzt, wenn die Standortgegebenheit des Klimas und Bodens den Wasserbedarf der Pflanzen unzureichend decken und eine Beregnungsbedürftigkeit vorhanden ist und sich das Betriebsergebnis durch eine zusätzliche Wasserbereitstellung für die Landwirte verbessert und somit Beregnungswürdigkeit gegeben ist. Die Bedeutung und der Wert von Wasser zur Bewässerung als ökonomisches Gut werden daher zum einen durch den Bedarf nach Zusatzwasser und somit aus der *Nachfrage nach landwirtschaftlichen Gütern* sowie *geographischen, marktlichen und technischen Einflussfaktoren* auf das Angebot landwirtschaftlicher Produkte bestimmt. Zum anderen sind die *wertbestimmenden Eigenschaften der Wasserressourcen* und somit die Möglichkeiten, den Bewässerungsbedarf mit akzeptablen Aufwand zu decken, relevant:

Die Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten hängt von so vielfältigen Faktoren ab, dass an dieser Stelle nur auf die Größe des Marktes (regional, international) sowie die Wertschöpfungsmöglichkeiten der Produkte (direkter Konsum – wie Salat – oder Weiterverwendung in Wertschöpfungsketten – wie Zucker) sowie Marktinterventionen in Bezug auf Nachfrage verwiesen wird.

Die wertbestimmenden Eigenschaften der Wasserressourcen ergeben sich aus:

- ▶ der mengenmäßig ausreichenden Verfügbarkeit in den Gebieten, wo der Bedarf an Bewässerung vorhanden ist: gibt es ausreichende Oberflächengewässer oder Grundwasserressourcen, die genutzt werden können?
- ▶ den Kosten der Gewinnung und des Transportes zu den Flächen: Hier spielen Fragen des Grundwasserflurabstandes, der Ergiebigkeit und Lage von Grundwasservorkommen beziehungsweise der Lage der Oberflächengewässer eine Rolle.

Eine große Rolle spielen zahlreiche weitere *geographische, marktliche, technologische und rechtliche Faktoren*, welche weiterhin das Angebot von m. H. von Bewässerung produzierten Produkten bestimmen. Zu nennen sind:

- ▶ Qualität der standortgebundenen Produktionsfaktoren und -bedingungen wie Boden und klimatische Verhältnisse;
- ▶ Bereitstellungskosten für die weiteren Produktionsfaktoren, die bei Bewässerung stärker benutzt werden; hierzu zählen die Kosten für Errichtung und Betrieb der Beregnungsanlagen, aber auch Dünger und Pestizide sowie Betriebskosten der Maschinen;
- ▶ verfügbare Technologien zur Bewässerung und das Vorhandensein von Wasserbereitstellungstechnologien beziehungsweise von Bewässerungsverbänden;
- ▶ Subventionen und Markteingriffe, die auf eine Minderung von Kosten hinauslaufen (z. B. Agrardieselvergütung, Beitragszuschüsse zur betrieblichen Unfallversicherung, Zuschüsse für einzelne Investitionen...);
- ▶ sonstige betriebliche Rahmenbedingungen, wie die Betriebsgröße. So können mit zunehmender Betriebsgröße positive Skaleneffekte auftreten, die eine höhere Produktivität der eingesetzten Arbeitskräfte und Maschinen – aber auch von Bewässerungsanlagen – erlauben.

Im Folgenden konzentriert sich die Bewertung auf die Nutzenstiftung durch die Bereitstellung von Wasser für die Landwirtschaft – eine Bewertung von Wasser als ökonomischem Gut. Ein zweites Wert- und Zielkonzept kommt nicht zur Anwendung.

5.4.2 Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung

Die Nutzenstiftung wird anhand der Restwertmethode sowie der Veränderung des Nettoeinkommens bestimmt.

5.4.2.1 Restwertmethode

Messkonzept

Die Restwertmethode ermittelt die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft des Sektors für Wasser im Sinne einer at-source-Betrachtung, ohne dass es zu Veränderungen auf dem Markt kommt (vgl. Abschnitt 4.3.1). Hierfür werden, wie im erwähnten Methodenkapitel beschrieben, die Erlöse aus der landwirtschaftlichen Produktion ermittelt, die übrigbleiben, wenn alle anderen eingesetzten Produktionsfaktoren entlohnt wurden. Es wird hierbei davon ausgegangen, dass der gegenwärtige Einsatz von Bewässerungswasser in der Landwirtschaft unter den derzeit herrschenden Rahmenbedingungen für den Sektor das gewinnmaximierende Ausmaß darstellt.

Von den Umsatzerlösen werden die Kosten sämtlicher Produktionsfaktoren (Boden, Technik/Gebäude, Betriebsmittel und Arbeitskräfteeinsatz) abgezogen. Hierbei muss auf die spezifischen Bedingungen des landwirtschaftlichen Sektors eingegangen werden. Im Vergleich zu anderen Wirtschaftssektoren ist der Einsatz von Produktionsfaktoren im landwirtschaftlichen Sektor durch einen hohen Anteil an nicht entlohnten Arbeitskräften sowie eine hohe Bedeutung des Faktors Boden (entweder gepachtet oder aus Eigenland) gekennzeichnet.

Der Restwert verfolgt eine betriebswirtschaftliche Perspektive, da die Ergebnisse um Steuern reduziert und um Subventionen erhöht ausgewiesen werden.

Die Restwertmethode wird anhand von zwei unterschiedlichen statistischen Quellen ermittelt. Zum einen wird das Testbetriebsnetz Landwirtschaft des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) genutzt und zum anderen das Berichtsmodul „Landwirtschaft und Umwelt“ in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen (UGR) herangezogen. Beide Datenquellen bieten umfangreiche, aber nicht vollständige Informationen für die Berechnung des Restwertes. Sie unterscheiden

sich durch unterschiedliche Bezugsgrößen (Betriebsform beziehungsweise Produktionsverfahren), durch unterschiedliche Datenquellen (Zusammenfassung von Mikrozensusdaten vs. modellgenerierte Daten) sowie durch ihren Bezug zum Wasser. Tabelle 122 ordnet die in den UGR und in der Statistik zur Testbetriebsbuchführung Landwirtschaft der BMEL enthaltenen Informationen zum Datenbedarf für die Restwert-Ermittlung ein.

In der Testbetriebsbuchführung ist die Kennzahl Gewinn/Verlust der Ausgangspunkt der Ermittlung, im Berichtmodul die Daten zur Nettowertschöpfung. Im Folgenden sollen die Daten und Annahmen näher beschreiben werden.

Tabelle 122: Einordnung der Daten aus der Testnetzbetriebsbuchführung und dem Berichtmodul „Umwelt und Landwirtschaft“ in den UGR

Restwertmethode	Testbetriebsbuchführung Landwirtschaft BMEL [€/ha LF]	Berichtsmodul „Landwirtschaft und Umwelt“ in den UGR [Mio. €]
Bruttoeinkommen	Betriebliche Erträge (einschl. Direktzahlungen und Zuschüsse)	Produktionswert
- Vorleistungen	Materialaufwand	Bruttowertschöpfung
- Abschreibung	Abschreibung	Nettowertschöpfung
- Entlohnung der Mitarbeiter	Personalaufwand für entlohnte AK	= Anzahl Arbeitskräfteeinsatz x Anteil entlohnte AK x Personalaufwand pro entlohnte AK
- Kapitalkosten	Finanzergebnis	= Zinsaufwand pro Hektar x LF
- Steuer/+ Subventionen	Steuerergebnis	Produktbezogene Steuern und Subventionen
= Gewinn	Gewinn/Verlust	
- Entlohnung der nicht entlohten Arbeitskräfte	= Lohnansatz pro nicht entlohnte AK	= Anzahl Arbeitskräfteeinsatz x Anteil der nicht-entlohten AK x Lohnansatz pro nicht entlohnte AK
- Eigenkapitalverzinsung	= Eigenkapital x 3,5%	= Eigenkapital pro Hektar x LF x 3,5%
= Restwert für Wasser	Restwert für Wasser	Restwert für Wasser
Wassermenge		Wasserverbrauch (Mio. m ³)
= Restwert für Wasser		Restwert für Wasser (€/m ³)

AK: Arbeitskräfte, LF: landwirtschaftliche genutzte Fläche.

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Verfügbare Daten und Informationen

Testbetriebsbuchführung Landwirtschaft der BMEL

Das deutsche Testbetriebsnetz Landwirtschaft ist Grundlage für die Buchführungsstatistiken von Bund und Ländern und Teil des Informationsnetzes landwirtschaftlicher Buchführung der Europäischen Union (INLB). Es wertet Buchführungsabschlüsse repräsentativ ausgewählter Betriebe der Landwirtschaft gegliedert nach Rechtsformen, Betriebsformen¹⁴⁷ und -größen, sowie Bundesländern aus. Das Testbetriebsnetz ist somit die einzige repräsentative Quelle gesamtbetrieblicher mikroökonomischer Daten. Sie werden in drei Hauptgruppen separat abgebildet: für „Haupterwerbsbetriebe der Rechtsformen Einzelunternehmen und Personengesellschaften“, für „Klein- und Nebenerwerbsbetriebe“ sowie

¹⁴⁷ Die Einordnung nach Betriebsform erfolgt über den Anteil einzelner Produktionszweige am gesamten Standardoutput des Betriebes (Anhang 36): z. B. für spezialisierte Betriebe: Ackerbau, Gartenbau, Dauerkultur (Obst- und Rebland), Futtermittelbau (Tierhaltung)... und für nicht-spezialisierte Betriebe: Pflanzenbau, Viehhaltung, Pflanzenbau-Viehhaltung.

für „juristische Personen in den neuen Bundesländern“. Die weitere Analyse bezieht sich ausschließlich auf die Haupterwerbsbetriebe, welche ca. 60 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche umfassen.

Ausgangspunkt der Ermittlung des Restwerts bildet die Gewinn- und Verlustrechnung, die auch wichtige Kontextinformation zur Interpretation der Ergebnisse liefert. Zusätzlich beinhaltet die Testbetriebsbuchführung Daten für das Eigenkapital und für den Lohnansatz der nicht entlohnten Arbeitskräfte (Tabelle 123).

Tabelle 123: Relevante Datenvariablen in der Testbetriebsbuchführung Landwirtschaft der BMEL

Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit		Anmerkungen
		Zeitlich	Räumlich	
Gewinn/Verlust	Summe aus Betriebs-, Finanz- und außerordentlichem Ergebnis pro ha LF			
Lohnansatz	Äquivalente Löhne und Arbeitgeberanteil zur Sozialversicherung für nicht entlohnte Arbeitskräfte	Jährlich ab 2007	Deutschland, Bundesland	Nur Haupterwerbsbetriebe - Untergliederung nach Spezialisierung (Betriebsform)
Eigenkapital	Kapital des Unternehmers bzw. der Mitunternehmer pro ha LF			

LF – Landwirtschaftlich genutzte Fläche.

Quelle: Eigene Zusammenstellung aus Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2014/15.

Somit können differenziert Restwerte pro Hektar landwirtschaftlich genutzter Fläche in Abhängigkeit von der Betriebsform ermittelt werden.

DESTATIS Berichtsmodul „Landwirtschaft und Umwelt“ in den UGR

Das Berichtsmodul beschreibt die auf die einzelnen Produktionsverfahren¹⁴⁸ disaggregierte Ressourcennutzung und Belastung des Produktionsbereiches Landwirtschaft über den Zeitraum 1991-2010. Es baut auf dem Agrarsektormodell „Regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland“ (RAUMIS) auf, welches die regional stark differenzierte landwirtschaftliche Produktion darstellt. Basierend auf der Agrarstatistik bildet RAUMIS die physischen Stoffflüsse zwischen den Produktionsverfahren ab. Das Berichtmodul integriert monetäre Indikatoren aus der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung:

Somit liefert das Berichtsmodul „Umwelt und Landwirtschaft“:

- ▶ ökonomische Datenvariablen (Produktionswert, Brutto- und Nettowertschöpfung, Arbeitskräfteeinsatz, produktbezogene Steuern und Subventionen) sowie
- ▶ ökologische Datenvariablen (Wasserverbrauch, Flächennutzung und Emissionen)

für einzelne Produktionsverfahren (vgl. Schmidt und Osterburg 2004). Diese Erhebung und Veröffentlichung soll in festen Abständen wiederholt werden. Der Bericht enthält Daten auf nationaler Ebene. Regional-differenzierte Analysen liegen nicht vor, sind aber grundsätzlich möglich. Das Berichtsmodul „Umwelt und Landwirtschaft“ in den UGR enthält auch Daten zum Wasserverbrauch (Tabelle 124). Wichtige Informationen, insbesondere zu Kapitalkosten und Arbeitskräftekosten müssen aber über Annahmen geschätzt und anhand von Kennzahlen aus der Testbetriebsführung ergänzt¹⁴⁹ werden.

¹⁴⁸ Produktionsverfahren entsprechen detaillierten Agrarprodukten wie Winterweizen, Silomais oder Körnermais aber auch Milchkühe, Rinder und Schweine...

¹⁴⁹ Generell ist die Übertragbarkeit von Annahme aus der TBN auf die Berechnung anhand von UGR-Daten mit großen Fehlern verbunden, da beide Quellen (UGR und TBN) nur bedingt miteinander kompatibel sind. Auf diese Fehlerquelle wird im Rahmen der Diskussion noch einmal eingegangen.

Tabelle 124: Relevante Datenvariablen im Berichtsmodul „Umwelt und Landwirtschaft“ in den UGR

Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit		Anmerkungen
		Zeitlich	Räumlich	
Nettowertschöpfung	Nettowertschöpfung nach Faktorkosten	1991-2010 im 3-Jahres-Turnus	Deutschland	Untergliederung nach Produktionsverfahren
Steuer	Produktbezogene Steuer			
Subvention	Produktbezogene Subvention			
Arbeitskräfteeinsatz	Entlohnte und nicht-entlohnte Arbeitskräfte in Vollzeit-Äquivalent			
Flächennutzung	Landwirtschaftlich genutzte Fläche			
Wasserverbrauch	Einschl. Bewässerung, Frostberegnung, und andere Nutzung			

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach DESTATIS Landwirtschaft und Umwelt, Stand 2013.

Annahmen zu Faktorkosten Arbeit

Um den Restwert aus dem Berichtmodul „Umwelt und Landwirtschaft“ in den UGR zu ermitteln, müssen anhand der Angaben zum Arbeitskräfteeinsatz die Faktorkosten Arbeit geschätzt werden. Hierzu wird zwischen entlohten und nicht-entlohten Arbeitskräften unterschieden und die jeweiligen Kosten geschätzt. Die Testbetriebsbuchführung bietet hierzu differenzierte Annahmen nach Betriebsformen (Tabelle 125). Für die entlohten Arbeitskräfte wird auf den Personalaufwand und für die nicht-entlohten Arbeitskräfte auf den Lohnansatz zurückgegriffen. Dieser wird in Anlehnung an die für fremde Arbeitskräfte gezahlten Löhne (Monatslöhne) einschließlich des Arbeitgeberanteils zur Sozialversicherung ermittelt. Für den Betriebsleiter wird ein Zuschlag für die leitende Tätigkeit vorgenommen, der sich aus dem Umsatz, aber auch der Fläche, dem Bilanzvermögen und der Anzahl der Arbeitskräfte berechnet (Anhang 36). Der Anteil an entlohten Arbeitskräften wird aus dem Verhältnis an Arbeitskräften und nicht-entlohten Arbeitskräften ermittelt, die im Rahmen der Testbetriebsbuchführung ausgewiesen sind. Zur Umrechnung der spezifischen Angaben pro landwirtschaftlicher Fläche, die durch das Testbetriebsnetz bereitgestellt werden, zu absoluten Größen, wird die landwirtschaftlich genutzte Fläche herangezogen (LF).

Tabelle 125: Ermittlung der Annahmen zu Faktorkosten Arbeit

Berechnung aus den Testbetriebsnetz Daten	
Anteil entlohnte AK [%]	= Anzahl entlohnte Arbeitskräfte/Anzahl Arbeitskräfte
Spezifischer Personalaufwand pro entlohnter Arbeitskraft (ent.AK) [€/AK]	= spezifischer Personalaufwand [€/ha LF] * LF (ha/Betrieb/Anzahl entlohnte Arbeitskräfte [AK/Betrieb])
Spezifischer Lohnansatz pro nicht-entlohnter Arbeitskraft (nAK) [€/nAK]	= spezifischer Lohnansatz [€/Betrieb]/Anzahl nicht-entlohnte Arbeitskräfte [nAK/Betrieb]

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2014/15.

Die Annahmen nach Betriebsform und Jahr sind im Anhang 37 erfasst.

Annahmen zur Fremd- und Eigenkapitalverzinsung

Die Testbetriebsbuchführung bietet nach Betriebsformen differenzierte Indikatoren für die Ermittlung von Kapitalkosten. Diese werden ebenfalls zur Ergänzung der Daten aus den UGR herangezogen (Tabelle 126). Die Fremdkapitalkosten werden anhand des Indikators für den Zinsaufwand geschätzt. Die Eigenkapitalverzinsung ergibt sich aus dem Eigenkapital und deren Rentabilität. Diese wird in der Testbetriebsbuchführung mit 3,5 Prozent angesetzt.

Tabelle 126: Annahmen zu Personalkosten, Zinsaufwand und Eigenkapital über alle Betriebsformen

Berechnung aus den Testbetriebsnetz Daten	
Fremdkapitalkosten [€/ha LF]	= Zinsaufwand [€/ha LF]
Eigenkapitalverzinsung [€/ha LF]	= Eigenkapital [€/ha LF] * 3,5%

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2014/15.

Für einzelne Betriebsformen liegen die Werte nicht vollständig vor, sodass zum Teil Schätzungen erfolgten um den Restwert für die Jahre 1999 und 2003 anhand des Berichtmodules „Umwelt und Landwirtschaft“ in den UGR ermitteln zu können.

Schätzung für Deutschland

In Folgenden werden die Schätzergebnisse bzgl. beider Datenquellen vorgestellt und anschließend diskutiert.

Ermittlung des Restwertes anhand der Testbetriebsbuchführung Landwirtschaft

Wie oben beschrieben, wird bei Nutzung der Daten aus der Testbetriebsbuchführung Landwirtschaft der Restwert als spezifischer Wert pro ha landwirtschaftlich genutzter Fläche ausgewiesen und anhand der landwirtschaftlichen Fläche hochgerechnet. Ausgangspunkt bilden die betrieblichen Gewinn- und Verlustrechnungen der repräsentativen Betriebsstichprobe. Die Ergebnisse der Restwertberechnung sind in Tabelle 127 erfasst sowie detaillierter in Anhang 38 aufgeführt.

Tabelle 127: Restwert – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010)

Datenvariable/ Indikator	2007/ 2008	2008/ 2009	2009/ 2010	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014	Ø 2007 - 2013
= Gewinn [€/ha]	828	619	559	719	725	794	796	720
- Lohnansatz für nAK [€/nAK]	555	562	568	561	560	557	534	557
- Eigenkapitalverzinsung	291	289	290	285	284	283	296	288
= Restwert [€/ha]	- 18	-233	-298	-126	-119	- 46	- 34	-125
LF [1000 ha]	16.954	16.926	16.890	16.704	16.721	16.667	16.700	16.795
Restwert [Mio. €]	-302	- 3.938	- 5.038	- 2.110	- 1.995	-761	-562	- 2.101

nAK – nicht entlohnte Arbeitskräfte; LF - landwirtschaftlich genutzte Fläche.

Quelle: Eigene Berechnung nach BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2014/15; BMEL statistisches Jahrbuch Kapitel C/VII, Stand 2015; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Der Restwert beträgt im Durchschnitt -125 €/ha oder über -2.000 Mio. € über den Zeitraum 2007-2013 und weist eine hohe Volatilität auf: Er erreicht Werte von -300 Mio. € für 2007/2008 und bis -5.000 Mio. € für 2009/2010. Der negative Restwert impliziert somit, dass der Gewinn die nicht entlohnten Produktionsfaktoren (die nicht-entlohten Arbeitskräfte und das Eigenkapital) nicht ausreichend deckt. Da die Gewinnrechnung bereits Fördermaßnahmen für den Sektor berücksichtigt, ist der negative Restwert möglicherweise auch auf einen systematischen, „konzeptionellen“ Fehler beziehungsweise Doppelzählungen zurückzuführen. Eine mögliche Doppelzählung ist im Lohnansatz für den Betriebsleiter zu finden: Dieser beinhaltet einen Zuschlag, der auf Basis des Vermögens und der landwirtschaftlichen Nutzfläche berechnet wird (vgl. Anhang 36), welche auch zum Teil für die Eigenkapitalverzinsung berücksichtigt wird.

Trotz der möglichen Unterschätzung des Restwertes aufgrund von systematischen Fehlern liefern die nach Betriebsform aufgeschlüsselte Ergebnisse Hinweise auf Unterschiede in der Nutzenstiftung (Tabelle 128).

Tabelle 128: Restwert pro Hektar nach Betriebsform [€/ha] – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010)

Betriebsform	2007/ 2008	2008/ 2009	2009/ 2010	2010/ 2011	2011/ 2012	2012/ 2013	2013/ 2014	Ø 2007/08- 2013/14
Ackerbau	-5,87	-81,28	-206,84	19,85	-11,99	256,43	113,62	11,99
davon Getreide	-28,71	-80,55	-186,93	-27,18	-28,51	219,15	89,07	-6,24
davon Hackfrüchte	7,90	-117,11	-288,58	136,62	93,48	460,16	204,14	70,94
Gartenbau	-569,19	-2.275,83	-2.321,60	-1.728,57	-2.070,86	-1.604,44	-1.756,07	-1.760,94
davon Gemüse	-268,68	-1.610,29	-1.062,78	-897,73	-1.086,04	78,97	-143,62	-712,88
Obstbau	1.206,26	-1.025,75	-1.692,59	53,58	-728,28	1.045,12	-81,02	-174,67
Weinbau	-626,76	-1.360,04	-1.864,35	-890,42	-434,13	-216,99	-526,96	-845,66
Milchkühe	22,71	-480,20	-475,96	-50,51	-112,56	-227,93	-7,19	-190,23
Sonstiger Futterbau*	-236,48	-384,90	-419,68	-244,82	-225,49	-227,50	-263,85	-286,10
Veredlung	-910,73	-139,41	-267,16	-407,13	-85,22	23,69	12,81	-253,31
Verbundbetriebe	-263,12	-332,14	-373,87	-202,55	-169,09	-94,12	-130,32	-223,60

* Sonstiger Futterbau: Zucht- und Mastrinder, Schafe, Ziegen, Pferde; Veredlung: Schweine, Geflügel.

Quelle: Eigene Berechnung nach BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2007/08, 2008/09, 2009/10, 2010/11, 2011/12, 2012/13, 2013/14; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

In den Jahren 2008/2009 und 2009/2010 sind grundsätzlich alle Betriebsformen von negativen Restwerten betroffen. Nur die Betriebsform „Ackerland“ und insbesondere „Hackfrüchte“ erreichen über den betrachteten Zeitraum durchschnittlich einen positiven Restwert aufgrund besonders hoher Ergebnisse für 2012/2013 und 2013/2014. Zu Hackfrüchten gehören Zuckerrüben und Kartoffeln, welche beide als bewässerungswürdig gelten. Gartenbau und darunter Gemüse sowie Weinbau sind dagegen von besonders niedrigen Produzentenrenten gekennzeichnet, obwohl Gemüseanbau kaum ohne Bewässerung betrieben wird (siehe Abschnitt 5.1.1). Obstbau ist von besonders starken Schwankungen gekennzeichnet mit Werten von knapp – 1.700 €/ha für 2009/2010 bis über 1.000 €/ha für 2012/2013. Generell tragen Viehbetriebe in der Ermittlung des Restwerts für Deutschland (Tabelle 128) zu negativen Restwerten bei.

Ermittlung des Restwertes anhand des DESTATIS Berichtsmoduls „Landwirtschaft und Umwelt“ in den UGR

Das nach Produktionsverfahren gegliederte Berichtmodul „Landwirtschaft und Umwelt“ in den UGR liefert Daten für eine stark differenziertere Bewertung des Restwerts nach Produktionsverfahren. Ausgangspunkt dieser Analyse bilden die Nettowertschöpfung und der Arbeitskräfteeinsatz. Die detaillierten Berechnungen des Restwertes für die pflanzlichen Nahrungsmittel (Getreide, Hülsenfrüchte, Hackfrüchte, Handelsgewächse, Gemüse, Obst und Rebland) für 1999, 2003, 2007 und 2010 sind in Tabelle 129 zusammengefasst.

Die Schätzung des Restwerts für pflanzliche Nahrungsmittel liegt über den Zeitraum im Durchschnitt bei knapp einer Milliarde Euro oder 120 €/ha, wobei ein klarer Rückgang erkennbar ist. In den Jahren 1999 und 2003 lag der Restwert noch bei über zwei Milliarden Euro, während der Restwert 2010 weit im negativen Bereich lag (-1 Mrd. €). Diese Entwicklung ist hauptsächlich auf die Abschaffung von produktbezogenen Subventionen (circa drei Milliarden Euro in 1999 und 2003) zurückzuführen.

Tabelle 129: Restwertermittlung für die pflanzlichen Nahrungsmittel – Bezugsraum Deutschland (in nominalen Preisen)

	Einheit	1999	2003	2007	2010	Ø
Nettowertschöpfung	Mio. €	7.538	6.899	7.768	6.729	7.234
Personalkosten (ent. AK)	Mio. €	1.213	1.201	1.177	1.541	1.283
Fremdkapital	Mio. €	394	432	414	427	417
Steuern	Mio. €	-162	-95	-18	-17	-73
Subventionen	Mio. €	2.955	3.223	9	-	1.547
Gewinn	Mio. €	8.724	8.394	6.168	4.743	7.007
Personalkosten (nAK)	Mio. €	3.845	4.281	4.168	4.259	4.139
Eigenkapitalverzinsung	Mio. €	2.146	1.945	1.826	1.865	1.946
Restwert	Mio. €	2.732	2.168	174	-1.381	923
Restwert (in Preisen von 2010)	Mio. €	3.233	2.447	181	-1.381	1.120
Flächennutzung	1000 ha	9.096	9.228	8.772	8.845	8.985
Spezifischer Restwert	€/ha	300	235	20	-156	100
Spezifischer Restwert (in Preisen von 2010)	€/ha	355	265	21	-156	121

Ent. AK – entlohnte Arbeitskräfte; nAK – nicht entlohnte Arbeitskräfte.

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS Landwirtschaft und Umwelt, Stand 2013; BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2007/08, 2010/11.

Wird der spezifische Restwert pro Hektar nach Produktionsverfahren differenziert, so zeigen sich sehr unterschiedliche Ergebnisse (Tabelle 130).

Tabelle 130: Spezifischer Restwert pro Hektar nach Produktionsverfahren [€/ha LF] (in Preisen von 2010) – Bezugsraum Deutschland

Produktionsverfahren	1999	2003	2007	2010	Ø
Getreide	523	519	149	114	326
Winterweizen	721	687	314	231	488
Sommerweizen	629	623	2.111	-273	772
Wintergerste	403	336	5	42	196
Sommergerste	470	502	29	167	292
Körnermais	851	667	357	130	501
Hackfrüchte	1.950	1.978	2.242	621	1.698
Frühkartoffeln	2.023	1.713	1.711	911	1.590
Spätkartoffeln	2.604	2.322	2.673	1.814	2.353
Zuckerrüben	1.487	1.717	1.923	-188	1.235
Handelsgewächse	311	-27	-1.266	-310	-323
Raps und Rübsen	614	251	-199	168	209
Gemüse	-3.700	-4.797	-503	-946	-2.486
Obstanlagen	-7.680	-9.834	1.792	-13.056	-7.195
Rebland	-6.040	-8.399	-8.357	-10.681	-8.369
Pflanzliche Nahrungsmittel	355	265	21	-156	121

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS Landwirtschaft und Umwelt, Stand 2013; BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2007/08, 2010/11; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Die höchsten Restwerte werden mit ca. 2.400 €/ha für Spätkartoffeln, 1.600 €/ha für Frühkartoffeln und über 1.200 €/ha für Zuckerrüben von Hackfrüchten erbracht. Auch Getreide weisen durchschnittlich positive Restwerte in Höhe von 330 €/ha auf. Dagegen liegt der Restwert für Gemüse und insbesondere Obstanlagen und Rebland im stark negativen Bereich.

Tabelle 131: Restwert nach Produktionsverfahren [Mio. €] – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010)

Produktionsverfahren	1999	2003	2007	2010	Ø
Getreide	3.576	3.616	982	759	2.233
Winterweizen	1.838	2.037	936	738	1.388
Sommerweizen	99	82	17	-17	45
Wintergerste	549	444	7	55	264
Sommergerste	393	377	14	67	213
Körnermais	305	311	145	62	206
Hackfrüchte	1.573	1.462	1.534	404	1.243
Frühkartoffeln	51	41	41	23	39
Spätkartoffeln	760	643	707	453	641
Zuckerrüben	760	778	787	-70	564
Handelsgewächse	281	-27	-1.481	-362	-397
Raps und Rübsen	496	233	-212	181	175
Gemüse	-648	-714	-54	-123	-385
Obstanlagen	-912	-1.047	99	-903	-691
Rebland	-633	-843	-838	-1.106	-855
Pflanzliche Nahrungsmittel	3.233	2.447	181	-1.381	1.120

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS Landwirtschaft und Umwelt, Stand 2013; BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2007/08, 2010/11; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Werden weiterhin die unterschiedlichen Größen der Anbauflächen berücksichtigt, so wird deutlich, dass die einzelnen Kulturarten in unterschiedlichem Maße zum Gesamtwert für Deutschland beitragen (Tabelle 131).

Der größte Anteil des Restwertes mit durchschnittlich über 2,2 Mrd. € wird aufgrund der flächenmäßigen Dominanz (ca. 40 Prozent der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche) von Getreide erbracht. Allein der Restwert des Winterweizens beträgt knapp 1,4 Mrd. €.

Hierdurch wird auch der über die Zeit stark variierende Gesamtwert anhand der Entwicklung der Agrarsubventionen erklärbar. Getreide, aber auch Handelsgewächse (insbesondere Raps und Rübsen) wurden bis 2003 am stärksten im Rahmen der EU-Agrarpolitik gefördert: allein für Winterweizen wurde im Jahr 1999 950 Mio. € und 2003 1.300 Mio. € an Subventionen gezahlt¹⁵⁰. Die Abkehr von dieser Praxis ist hierbei ein wesentlicher Grund für die nach 2003 deutlich niedrigeren Restwerte.

Der Restwert für Hackfrüchte, die generell als hochwertig und bewässerungswürdig gelten, beträgt im Durchschnitt über 1,2 Mrd. € ohne Subventionen. Erst nach einem Rückgang der Nettowertschöpfung um 80 Prozent zwischen 2007 und 2010 ergab sich für Zuckerrüben ein negativer Restwert.

¹⁵⁰ DESTATIS Berichtsmodul „Landwirtschaft und Umwelt“ in den UGR.

Tabelle 132: Durchschnittlicher spezifischer Wasserverbrauch und Restwert pro Hektar für 1999, 2003, 2007 und 2010 (in Preisen von 2010) – Bezugsraum Deutschland

Produktionsverfahren	Durchschnittlicher spezifischer Wasserverbrauch pro Hektar [m ³ /ha]	Spezifischer Restwert pro Hektar [€/ha]
Frühkartoffeln	60,8	1.590
Zuckerrüben	68,1	1.235
Spätkartoffeln	61,1	2.353
Körnermais	29,2	501
Winterweizen	2,8	488
Wintergerste	2,4	196
Sonstiges Getreide	2,4	139
Roggen	2,1	19
Sommergerste	2,1	292
Raps und Rübsen	1,8	209
Hafer	1,6	121
Sommerweizen	1,6	772
Sonstige Ölfrüchte	0	108
Sonstige Handelsgewächse	0	-12.541

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS Landwirtschaft und Umwelt, Stand 2013, BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2007/08, 2010/11, DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Das Berichtmodul der UGR beinhaltet auch Daten zum Wasserverbrauch. Somit lassen sich wasserintensive Kulturen identifizieren. In der Tabelle 132 werden die spezifischen Wassergaben je Hektar¹⁵¹ für Produktionsverfahren aufgeführt und mit den spezifischen Restwerten je Hektar¹⁵² verglichen. Die Tabelle zeigt, dass die Kulturen (Kartoffeln und Zuckerrüben) mit den höchsten spezifischen Wasserverbräuchen zugleich die höchsten Restwerte aufweisen (Tabelle 132). Möglicherweise können beide Angaben Hinweise auf die Bewässerungsbedürftigkeit und -würdigkeit liefern.¹⁵³

Regionaler Vergleich – Nordrhein-Westfalen und Sachsen

Sachsen und Nordrhein-Westfalen unterscheiden sich deutlich im Hinblick auf den Anteil der bewässerbaren und bewässerten Fläche. Während Sachsen (im Jahr 2009 1,3 Prozent bewässerbare LF, <30 Prozent hiervon bewässert) deutlich unter dem Bundesdurchschnitt liegt (im Jahr 2009 3,8 Prozent bewässerbare LF, >55 Prozent bewässert) entsprechen die Angaben für Nordrhein-Westfalen (im Jahr 2009 4,1 Prozent bewässerbare LF, >45 Prozent bewässert) ungefähr dem bundesdeutschen Wert (vgl. Tabelle 117 in Abschnitt 5.4.1.2).

In Bezug auf den Restwert liefert nur die Testbetriebsbuchführung Landwirtschaft Daten, die nach Bundesländern aufgeschlüsselt werden. Tabelle 133 stellt die regionale Auswertung der Restwerte über den Zeitraum 2007-2014 in Jahresschritten zusammen. Hiermit können regionale Unterschiede

¹⁵¹ Der Wasserverbrauch wird auf die gesamte Anbaufläche der Kulturart bezogen und somit die durchschnittliche Wassergabe ermittelt. Der spezifische Wasserverbrauch ist dann hoch, wenn auf den bewässerten Flächen große Wassermengen eingesetzt werden und/oder wenn die bewässerten Flächen einen hohen Anteil an der Anbaufläche einnehmen.

¹⁵² Der Restwert wird auf die gesamte Anbaufläche der Kulturart bezogen – siehe auch Tabelle 130.

¹⁵³ Möglicherweise kann ein hoher Restwert Hinweise auf die Berechnungswürdigkeit geben, obgleich der Restwert statisch das Gesamtergebnis von bewässerten und unbewässerten Flächen aufzeigt. Die Berechnungswürdigkeit bedarf eigentlich eines Vergleiches der Wirtschaftsergebnisse ohne und mit Bewässerung und somit einer Alternativenbetrachtung. Im Rahmen des Projektes kann dieser Punkt aber nicht tiefgreifender betrachtet werden.

beschrieben und erläutert werden. In den neuen Bundesländern wird der Großteil der landwirtschaftlich genutzten Fläche unter der Rechtsform „Juristische Person“ bewirtschaftet. Die separaten Ergebnisse hierfür sind dem Anhang 39 zu entnehmen.

Tabelle 133: Spezifischer Restwert [€/ha] der Haupterwerbsbetriebe nach Bundesland und Jahr (in Preisen von 2010)

Bundesland	2007/2008	2008/2009	2009/2010	2010/2011	2011/2012	2012/2013	2013/2014	Ø 2007 - 2013
SH	-40	-303	-293	-23	-142	-15	16	-137
NI	-102	-302	-316	-99	-31	72	81	-127
NW	-205	-224	-354	-116	-69	-41	47	-167
HE	-91	-250	-326	-83	-158	-132	-23	-162
RP	-97	-342	-520	-119	-239	-137	-27	-226
BW	-222	-447	-540	-260	-225	-256	-228	-325
BY	-304	-669	-690	-296	-274	-251	-272	-401
SL	-77	-248	-298	-138	-178	-160	-125	-188
BB	44	30	-5	11	8	118	131	51
MV	181	136	55	110	-4	253	247	141
SN	44	-48	-183	-27	46	108	1	-14
ST	147	173	2	87	141	366	234	160
TH	96	27	-114	-26	33	104	32	19
Stadtstaaten	-1.192	-4.734	-6.485	-3.380	-2.564	-1.217	-2.233	-3.009

Quelle: Eigene Berechnung nach BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2007/08, 2008/09, 2009/10, 2010/11, 2011/12, 2012/13, 2013/14; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Auffällig bei den Ergebnissen ist die Diskrepanz zwischen neuen und alten Bundesländern. Betriebe in den neuen Bundesländern erzielen häufiger positive Restwerte, während Betriebe der alten Bundesländer grundsätzlich eher negative Nutzenstiftung aufweisen¹⁵⁴.

¹⁵⁴ Erklärungsansätze für die regionalen Unterschiede liefert die Restwertbewertung nach Betriebsform (Tabelle 131 oben) zusammen mit der länderspezifischen Spezialisierung der Landwirtschaft (BMEL Testbetriebe Landwirtschaft: 2007/08 bis 2014/15). Spezialisierte Betriebe für Gartenbau, welche weitestgehend die landwirtschaftliche Produktion der Stadtstaaten bestimmen, werden durch besonders negative Restwerte gekennzeichnet. In ähnlicher Weise könnte das Gesamtergebnis für Rheinland-Pfalz durch den stark negativen Restwert des Weinbaus belastet werden. In Bayern und im Saarland könnte dementsprechend der Futterbau (Zucht- und Mastrinder, Schafe, Ziegen, Pferde) das Gesamtergebnis beeinflussen. Demgegenüber erwirtschafteten auf Ackerland spezialisierte Betriebe insgesamt positive Restwerte. Gerade der Anbau von Getreide, Körnermais, Hülsenfrüchten und Hackfrüchten in den neuen Bundesländern besitzt eine große Bedeutung, insbesondere in Mecklenburg-Vorpommern und Sachsen-Anhalt.

Tabelle 134: Restwert für Deutschland, Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)

Datenvariable/Indikator	Nordrhein-Westfalen				Sachsen			
	2007	2010	2013	Ø 2007-2013	2007	2010	2013	Ø 2007-2013
= Gewinn [€/ha]	952	939	1.097	996	487	387	429	434
- Lohnansatz für nAK	758	688	668	705	353	330	320	335
- Eigenkapitalverzinsung (3,5%)	400	367	383	383	90	84	108	94
= Restwert [€/ha]	- 205	- 116	47	- 92	44	-27	1	6
Landw. genutzte Flächen [1.000 ha]	1.503	1.463	1.463	1.476	918	913	907	912
= Restwert [Mio. €]	- 309	- 170	68	- 137	40	-25	1	5

nAK – nicht entlohnte Arbeitskräfte.

Quelle: Eigene Berechnung nach BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2007/08, 2010/11, 2013/14; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Auch die beiden untersuchten Regionen Nordrhein-Westfalen und Sachsen weisen strukturelle Unterschiede im Hinblick auf die Betriebsform auf. Die nordrheinwestfälischen Betriebe sind von einem hohen Anteil an Tierproduktion (insbesondere Schweine), sächsische Betriebe von einem hohen Anteil an Pflanzenproduktion (Getreide, Körnermais, Hülsenfrüchten) geprägt. Diese strukturellen Unterschiede wirken sich auf die ermittelten Restwerte (Tabelle 134) aus.

Trotz des deutlich höheren spezifischen Gewinns pro Hektar in Nordrhein-Westfalen belasten die Entlohnung des Eigenkapitals und die anzusetzenden Kosten für die nicht-entlohten Arbeitskräfte den Restwert von landwirtschaftlichen Betrieben um das Mehrfache im Vergleich zu Sachsen. Somit ergibt sich der grundsätzlich negative Restwert. Nordrhein-westfälische Landwirtschaftsbetriebe sind durch eine kleinere landwirtschaftliche Fläche (im Durchschnitt 60 ha), eine höhere Arbeitsintensität (3,6 AK/100 ha LF, davon 2/3 nicht-entlohnt) und ein besonders hohes Bilanzvermögen (14.800 €/ha LF) (davon knapp 80 Prozent in Eigenbesitz) gekennzeichnet. In Sachsen werden nur 2,5 Arbeitskräfte pro 100 Hektar eingesetzt (davon nur 45 Prozent nicht entlohnt), über doppelt so große landwirtschaftliche Fläche (im Durchschnitt 130 ha) bearbeitet und Betriebe besitzen ein Bilanzvermögen von 5.300 €/ha LF, davon sind allerdings nur 60 Prozent in Eigenbesitz (vgl. BMEL Buchführungsergebnisse der Testbetriebe nach Bundesländer 2013).

Bei den Restweltergebnissen wirken sich somit offenbar strukturelle regionale Unterschiede (nicht-entlohnte Arbeitskräfte, Eigenkapital aber auch Betriebsform) aus und überlagern die Unterschiede bei der Inanspruchnahme der Bewässerung.

5.4.2.2 Veränderung des Nettoeinkommens

Messkonzept

Mithilfe der Methode „Veränderung des Nettoeinkommens“ kann die at-source-Nutzenstiftung durch Bewässerung im Vergleich zur Situation ohne Bewässerung abgeschätzt werden. Hieraus lässt sich die Zahlungsbereitschaft für Bewässerungswasser ableiten.

Ausgangspunkt der Monetarisierung ist die Prämisse, dass die Installation von Bewässerungsanlagen und deren Einsatz auf Grundlage von wirtschaftlicher Abwägung erfolgt, da Bau, Unterhalt und Betrieb dieser Anlagen sehr kostenaufwendig sind. Die erwarteten zusätzlichen Erträge und Erlöse, die durch Beregnung erreicht werden können, müssen den damit verbundenen Zusatzaufwand langfristig mindestens ausgleichen. (vgl. Jäkel und Gramm 2013)

Die Entscheidungsfindung für oder gegen eine Bewässerung erfolgt über eine Wirtschaftlichkeitsanalyse der Beregnung, d. h. eines Vergleiches der erreichbaren Mehrererlöse abzüglich der Bewässerungs-

kosten. Die Mehrerlöse lassen sich in ersten Linie aus der Berechnungswürdigkeit der Kultur (Ertragsreaktion, Erzeugerpreise) bestimmen und hängen zugleich von der Berechnungsbedürftigkeit (Klima, Boden...) des Standorts ab. Die Bewässerungskosten umfassen den Aufwand für Bau, Unterhalt und Betrieb der Berechnungsanlage sowie den Aufwand der Wasserbereitstellung. Derartige Wirtschaftlichkeitsabwägungen erfordern vielfältige kleinräumige, standortbezogene Informationen. Nichtsdestotrotz können anhand von statistischen Daten sowie Literaturangaben Schätzungen der Mehrerlöse und der Bewässerungskosten vorgenommen werden.

Zur Abschätzung der *theoretischen Mehrerlöse durch Bewässerung* wird der erwirtschaftete Mehrertrag bei den einzelnen Kulturen aus Feldexperimenten mit dem durchschnittlichen Erzeugerpreis gewichtet. Dabei wird angenommen, dass die Bewässerung effizient eingesetzt wird und die erwirtschafteten Mehrerträge mindestens den theoretischen Mehrerträgen entsprechen. Allerdings können höhere Erlöse aufgrund der Qualitätssteigerung nicht berücksichtigt werden, sodass diese ermittelten Mehrerlöse aus dem durchschnittlichen Erzeugerpreis eher konservativ ausfallen. Die Mehrerlöse bilden die Nutzenstiftung der Bewässerung in einer in-situ-Betrachtung ab.

Die *Bewässerungskosten* setzen sich aus Investitions- und Verfahrenskosten der Berechnungsanlage einerseits und Bereitstellungskosten des Wassers andererseits zusammen:

- ▶ Die jährlichen Fixkosten hängen von Technologie (Investitionskosten, Abschreibungsdauer...) und gegebenenfalls Fremdkapitalkosten für die Fremdfinanzierung ab und beziehen sich in der Regel auf die bewässerbare Fläche.
- ▶ Die Verfahrenskosten umfassen Energie- und Instandhaltungskosten sowie den für Montage und Betrieb der Berechnungsanlage notwendigen Arbeitsaufwand. Verfahrenskosten hängen von der Intensität der Bewässerung, der Größe der bewässerten Fläche, aber auch von der Technologie und der Häufigkeit von Aus- und Abbau ab. Spezifische Verfahrenskosten werden auf die bewässerte Fläche oder den Wasserverbrauch bezogen.
- ▶ Die Bereitstellungskosten des Wassers fassen die Förderungs- und Transportkosten von der Wasserressource zum Feld zusammen. Sie hängen in erster Linie von der Wasserressource (Oberflächen- oder Grundwasser, notwendige Förderhöhe und Entfernung) und der beförderten Wassermenge ab.

Die Bewässerungskosten lassen sich unter dem Prinzip der Gewinnmaximierung als ein Mindestwert der Zahlungsbereitschaft für die Bewässerung in einer in-situ-Betrachtung interpretieren, da die erwarteten Mehrerlöse mindestens die Bewässerungskosten decken müssen, um die Ausstattung und den Einsatz von Bewässerungsanlagen zu rechtfertigen.

Die at-source-Nutzenstiftung des Bewässerungswassers wird durch die *Veränderung des Nettoeinkommens* bemessen. Der Ansatz setzt voraus, dass der Einsatz von Wasser zum Bewässerungszweck sich positiv auf das betriebliche Nettoeinkommen auswirkt, d. h. die Mehrerlöse die Bewässerungskosten überschreiten.

Verfügbare Daten und Informationen

Obwohl Bewässerung eines der teuersten Betriebsmittel in der Landwirtschaft ist (vgl. Sourell *et al.* 2010), sind statistische Daten hierzu schwer zugänglich. Nur ein separater Bericht für die Wasserversorgung in der Landwirtschaft im Jahr 2002 liefert für die Vergangenheit allgemeine Daten zu Wasserverbrauch, bewässerter Fläche und durchschnittlicher Bewässerungsgabe (vgl. DESTATIS 2004). Daten zur Bewässerung in der Landwirtschaft wurden erst ab 2010 in den Erhebungen des statistischen Bundesamtes über die nichtöffentliche Wasserversorgung aufgenommen (vgl. DESTATIS 19/2/2, Stand 2010). Ab 2013 sind in der Agrarstrukturerhebung generelle Angaben zu bewässerbaren und bewässerten Flächen zu finden (vgl. DESTATIS 3/2/1/8, Stand 2013). Nur für 2010 wurden mit der Erhebung über landwirtschaftliche Produktionsmethoden (DESTATIS 3, Stand 2010.05) im Rahmen

der Landwirtschaftszählung detailliert Daten zur Bewässerung in Abhängigkeit von der jeweiligen Kultur erhoben. Schließlich ist das Berichtsmodul „Landwirtschaft und Umwelt“ in den UGR die einzige Quelle, die Datenreihen zum Wasserverbrauch nach Kultur liefert, wobei es sich um Hochrechnungen aus groben Annahmen handelt (vgl. Schmidt und Ostenburg 2009: 67) und auch Wasser für andere Zwecke als Bewässerung (wie z. B. Pflanzenschutzausbringung) erfasst wird (vgl. Schmidt und Ostenburg 2005: 116).

DESTATIS Fachserie. 3, Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Landwirtschaftszählung. 2010,5. Bodenbearbeitung, Bewässerung, Landschaftselemente - Erhebung über landwirtschaftliche Produktionsmethoden

In der Haupterhebung der Landwirtschaftszählung im Jahre 2010 wurden landwirtschaftliche Betriebe nach deren Bewässerungsmöglichkeit im Freiland sowie der theoretisch bewässerbaren und der tatsächlich bewässerten Fläche befragt (Tabelle 135). Alle Betriebe, die angegeben hatten, bewässern zu können, wurden im Rahmen einer Nacherhebung zusätzlich zur bewässerten Kultur, Bewässerungsverfahren, Wasserverbrauch und Wasserquelle für das Jahr 2009 befragt. Die Landwirtschaftszählung findet ca. alle 10 Jahre statt, so dass diese Informationen gegenwärtig nur für ein Jahr vorliegen. Im Rahmen der Strukturhebung werden aber zukünftig regelmäßig Daten zur Bewässerung in landwirtschaftlichen Betrieben erhoben werden, allerdings ohne Angabe zu Kultur oder Verfahren.

Tabelle 135: Genutzte Datenvariablen der Erhebung über landwirtschaftliche Produktionsmethoden – Bezugsraum Deutschland

Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit		Anmerkung
		Zeitlich	Räumlich	
Bewässerbare Fläche	Größe der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Freiland, die aufgrund vorhandener technischer Bewässerungsanlagen und der Verfügbarkeit von Wasser hätte bewässert werden können	Einmalig in 2009	Deutschland, Bundesland	Nach ausgewählten Kulturarten (unspezifisch im 3-Jahres-Turnus im Rahmen der Strukturhebung)
Bewässerte Fläche	Größe der landwirtschaftlich genutzten Fläche im Freiland, die tatsächlich bewässert wurde			
Verbrauchte Wassermenge	Wassermenge, die zu Bewässerungszwecken genutzt wurde			Nach Wasserherkunft

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach DESTATIS 3, Stand 2010.05.

Literaturangaben zu Mehrerträgen

Langjährige Feldversuche liefern Annahmen zum Mehrertrag für bestimmte Kulturen. Die Versuche sind standortgebunden und konzentrieren sich lokal auf Uelzen (Niedersachsen) und Brandenburg (Tabelle 136) sowie zugleich auf die Kulturen, die am häufigsten bewässert werden. Innerhalb dieser Studien werden die Erträge mit und ohne Bewässerung verglichen, so dass durchschnittliche Mehrerträge geschätzt werden können. Die Wassergabe, d. h. die durchschnittliche Wassermenge pro Flächeneinheit, wird nach den klimatischen Bedingungen und dem Pflanzenbedarf ausgerichtet und separat erfasst.

Tabelle 136: Feldversuchsergebnisse zum Mehrertrag pro Hektar bewässerter Fläche und pro Millimeter eingesetztem Wasser

	Spezifischer Mehrertrag pro bewässerter Fläche [dt/ha]		Quelle
	Niedrig	Hoch	
Körnermais	21		1)
Silomais	26	31	2) 3)
Kartoffeln	137	164	2) 4) 5)
Zuckerrüben	113	174	2) 6)
Sommergerste	10	20	4) 6)
Wintergerste	7	21	2) 3)
Winterroggen	20		4)
Winterweizen	10	28	2) 3) 6)
Winterraps	3		2)
Welsches Weidegras	14		3)

1) Versuchsergebnisse Pilotprojekt Beregnung des Landes Brandenburg, BP 55, 5 Versuchsjahre 1999-2004. (Gramm 2014).

2) Versuchsstandort Hamersdorf, LK Uelzen, 2009-2014 (Fricke 2015).

3) Versuchsergebnisse Humboldt-Universität Berlin, Standort Berge, BP40, Versuchsdauer 1952-2004 (Gramm 2014).

4) Versuchsstandort Nienwolde, LK Uelzen, BP 26-28, 10 Versuchsjahre (Gramm 2014).

5) Versuchsergebnisse Pilotprojekt Beregnung des Landes Brandenburg, BP 25, 5 Versuchsjahre 1999-2004 (Gramm 2014).

6) Versuchsstandort Jerlmsdorf, LK Uelzen, 1990-2006 (Anter 2014).

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Annahme zu Erlösen

Die Erlöse richten sich nach den von den Erzeugern erzielten Durchschnittspreisen. Hierfür stehen Daten aus dem BMEL Testbetriebe Landwirtschaft zur Verfügung (vgl. Tabelle 137). Mehrerlöse aufgrund besserer Qualitäten bleiben unberücksichtigt, da sie nicht bewertet werden konnten.

Tabelle 137: Durchschnittliche Erlöse für ausgewählte Kulturen [€/dt]

	1999/2000	2003/2004	2007/2008	2009/2010	2010/2011
Weizen	12,12	12,78	21,62	11,89	18,26
Gerste	11,18	11,06	17,62	10,38	14,65
Raps	16,53	23,33	28,07	28,09	33,32
Kartoffeln	8,05	10,19	10,52	9,18	13,65
Zuckerrüben	4,85	5,31	3,82	3,44	3,61
	1999	2003	2007	2009	2010
Roggen	9,90	10,10	18,20	9,50	14,20
Mais	12,10	12,80	19,50	11,70	17,40

Quelle: BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2009/2010, 2014/2015; BMEL Statistisches Jahrbuch 2005, 2012.

Bewässerungskosten nach der KTBL-Arbeitsgruppe „Feldbewässerung“

Das Kuratorium für Technik und Bauwesen der Landwirtschaft (KTBL) hat Kalkulationsdaten zur Bewässerungstechnik und -steuerung einschließlich Beispielkalkulation für Investitions- und Verfahrenskosten im Rahmen einer Arbeitsgruppe „Feldbewässerung“ zusammengestellt. Für das Projekt wurden Kostenschätzungen aus einem Artikel der Arbeitsgruppe übernommen (vgl. Belau und Fröba

2009). In Abwesenheit statistischer Angaben zur aktuellen Ausstattung von Beregnungsanlagen in Deutschland wurde zwischen zwei Technologien unterschieden (auch Abschnitt 5.4.1.2):

- ▶ Beregnungsmaschinen werden für größere Fläche eingesetzt und sind für einjährige Kulturen geeignet. Sie gelten als kostengünstig.
- ▶ Die Tropfbewässerung eignet sich für kleinere Fläche und wird aufgrund des Aufbauumfangs bei mehrjährigen Kulturen verwendet. Sie ist wassersparend, aber gleichzeitig kostenintensiv.

Die *Fix- und Verfahrenskosten* einer Beregnungsmaschine und Tropfbewässerungsanlage für jeweils einen beziehungsweise zehn Hektar Bewässerungsfläche und eine Wassergabe von 100 mm sind in der Tabelle 138 erfasst. Die Verfahrenskosten der Bewässerung hängen von der Technologie, aber auch stark von den Anwendungsbedingungen ab, wie der Intensität der Nutzung, der Häufigkeit von Auf- und Abbau oder von der bedeckten Fläche etc. Auf eine Kostendifferenzierung zwischen beiden Technologien wurde daher verzichtet, sodass sich die Tropfbewässerung von Beregnungsmaschinen ausschließlich durch die höheren Fixkosten unterscheidet.

Tabelle 138: Annahme zu Fixkosten und Verfahrenskosten von stationären Beregnungsmaschinen und Tropfbewässerung

Kosten der Bewässerungsanlage	Einheit	Beregnungsmaschine (10 ha)	Tropfbewässerung (1 ha)
Spezifische Fixkosten	€/ha	125	1.200
Spezifische Verfahrenskosten (100 mm)	€/ha	200	200

Quelle: Schätzungen nach Belau und Fröba (2009).

Für die *Wasserbereitstellungskosten* wurden in Anlehnung an Belau und Fröba (2009) ein Abgabepreis von Bewässerungsverbänden in Höhe von 0,21 €/m³ für 2009 angenommen. Zuzüglich werden die für die betrachteten Bundesländer geltenden Wasserentnahmeentgelte berücksichtigt (Tabelle 139).

Tabelle 139: Wasserentnahmeentgelt von Sachsen und Nordrhein-Westfalen

		Nordrhein-Westfalen	Sachsen
Wasserentnahmeentgelt Grundwasser	€/m ³	0,05	0,03
Wasserentnahmeentgelt Oberflächenwasser	€/m ³	0,05	0,01

Quelle: Becker *et al.* (2013).

Schätzung für Deutschland

Die Schätzungen der Veränderung des Nettoeinkommens erfolgt über die Schätzung der Mehrerlöse und die Ermittlung der Bewässerungskosten.

Schätzungen der Mehrerlöse

Die Mehrerlöse konnten – ausgehend von den verfügbaren Feldexperimenten und statistischen Daten – nur für fünf Kulturen ermittelt werden. Im Durchschnitt wurden im Jahr 2009 150 Mio. € oder 850 €/ha durch Bewässerung zusätzlich erwirtschaftet (Tabelle 140).

Tabelle 140: Mehrerlöse für ausgewählte Kulturen für 2009 in Deutschland (in Preisen von 2010)

	Bewässerte Fläche [ha]	Spezifische Mehrerlöse [€/ha]	Mehrerlöse [Mio. €]
Körnermais/Mais zum Ausreifen	11.149	248	2,8
Silomais/Grünmais	38.084	337	12,8
Kartoffeln	81.900	1.397	114,4
Zuckerrüben	34.834	499	17,4
Raps und Rübsen zur Körnergewinnung	8.760	85	0,7
Bewertete Kulturen	174.727	848	148,1
Gesamtbewässerte Fläche	372.749	848	316,1

Quelle: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 3, Stand 2010.05; BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2009/2010, 2014/2015; BMEL Statistisches Jahrbuch 2005, 2012; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Aufgrund dieser unvollständigen Daten bzgl. der spezifischen Mehrerlöse der Kulturarten konnten bei der Berechnung nur 47 Prozent der bewässerten Fläche berücksichtigt werden. Viele Getreide- und Gemüsesorten sowie Erdbeeren, die jeweils über 25 Prozent und 15 Prozent der bewässerten Fläche ausmachen, sind in der Berechnung nicht eingeschlossen. Mithilfe einer einfachen Hochrechnung, bei der der durchschnittliche Mehrerlös für die berechenbaren Kulturarten auf die gesamte bewässerte Fläche von ca. 373.000 ha bezogen wird, ergibt sich eine Größenordnung der Mehrerträge für den Sektor von 300 Mio. € (Tabelle 141).

Zugleich wurden die Mehrerlöse für die beiden Länder Nordrhein-Westfalen und Sachsen geschätzt. Die bewässerte Fläche Nordrhein-Westfalens macht ca. 7,6 Prozent der bewässerten Fläche Deutschlands aus. Für Sachsen liegt dieser Wert bei weniger als 1 Prozent. Entsprechend fallen die Werte für den Mehrerlös in beiden Ländern aus: ungefähr 30 Mio. € in Nordrhein-Westfalen stehen knapp 4 Mio. € in Sachsen gegenüber. In beiden Bundesländern wird Bewässerung hauptsächlich bei Kartoffeln genutzt und somit für eine Kultur mit überdurchschnittlich hohen spezifischen Mehrerlösen.

Tabelle 141: Mehrerlöse für ausgewählte Kulturen für 2009 in Nordrhein-Westfalen und Sachsen (in Preisen von 2010)

	NRW			Sachsen		
	Bewässerte Fläche [ha]	Spezifische Mehrerlöse [€/ha]	Mehrerlöse [1.000 €]	Bewässerte Fläche	Spezifische Mehrerlöse [€/ha]	Mehrerlöse [1.000 €]
Körnermais/Mais zum Ausreifen	375	248	93	226	248	56
Silomais/Grünmais	869	337	293	-	-	-
Kartoffeln	8.434	1.396	11.772	888	1.397	1.241
Zuckerrüben	1.429	499	713	-	-	-
Raps und Rübsen zur Körnergewinnung	-	-	-	-	-	-
Bewertete Kulturen	11.107	1.159	12.870	1.114	1.164	1.297
Gesamtbewässerte Fläche	28.252	1.159	32.738	3.258	1.164	3.793

Quelle: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 3, Stand 2010.05; BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2009/2010, 2014/2015; BMEL Statistisches Jahrbuch 2005, 2012; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Die Bewässerungskosten

Da Beregnungsmaschinen die kostengünstigste Bewässerungstechnologie darstellen und für größere Flächen besser geeignet sind (siehe 5.4.1.1), ist die Annahme einer 100-prozentigen Ausstattung mit Beregnungsmaschinen Ausgangspunkt der Analyse. Diese konservative Schätzung wird durch eine zweite Schätzung ergänzt, welche zusätzlich die Fixkosten, die durch Anwendung der kostenaufwändigen Tropfbewässerung entstehen würde, berücksichtigt und als Obergrenze der Kosten in die Bewertung einbezogen. In der Nacherhebung zur Bewässerung der Landwirtschaftszählung werden zwar Angaben zu den Anlagentechnologien (Beregnungsanlagen beziehungsweise Sprinklerbewässerung vs. bodennahe Tropfbewässerung) erhoben, diese beziehen sich aber nur auf die Anzahl der Betriebe, welche die Anlagen nutzen und nicht auf die bewässerbare oder bewässerte Fläche. Für die Berechnung beziehen sich die zusätzlichen Fixkosten der Tropfbewässerung deshalb auf die bewässerte Fläche von Gemüse und Erdbeeren im Freiland. Die Ergebnisse für Deutschland sind in Tabelle 142 zusammengefasst.

Tabelle 142: Bewässerungskosten in 2009 – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010)

Berechnungsbasis			Kosten der Bewässerung		
Kostenuntergrenze – alle Flächen werden durch Beregnungsmaschinen bewässert					
Bewässerbare Fläche	[ha]	639.030	Fixkosten der Beregnungsmaschine	[1.000 €]	80.767
Bewässerte Fläche	[ha]	372.749	Verfahrenskosten	[1.000 €]	75.379
Eingesetztes Wasser	[1.000 m ³]	293.374	Bereitstellungskosten des Wassers	[1.000 €]	62.294
- davon Grundwasser	[1.000 m ³]	215.869	WEE Grundwasser	[1.000 €]	3.717
- davon Oberflächengewässer	[1.000 m ³]	38.230	WEE Oberflächenwasser	[1.000 €]	512
			Gesamte Kosten	[1.000 €]	222.669
Kostenobergrenze – Berücksichtigung der Tropfbewässerung für Gemüse und Erdbeeren im Freiland					
bewässerte Fläche von Gemüse und Erdbeeren	[ha]	60.697	Zusatzfixkosten der Tropfbewässerung	[1.000 €]	65.249
			Gesamte Kosten	[1.000 €]	287.406

WEE – Wasserentnahmeentgelt.

Quelle: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 3, Stand 2010.05; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Die Bewertung der Bewässerungskosten für Deutschland beträgt unter der konservativen Annahme des ausschließlichen Einsatzes von Beregnungsmaschinen 220 Mio. € (Tabelle 142). Die Fixkosten, die anhand der bewässerbaren Fläche berechnet wurden, machen hierbei über ein Drittel der gesamten Kosten (ca. 80 Mio. €) aus. Wird von Tropfbewässerungsanlagen ausgegangen, steigen die Fixkosten um 65 Mio. € auf knapp 290 Mio. € oder 50 Prozent der Gesamtkosten. Der Einfluss der Bewässerungstechnologie auf die Kosten ist somit hoch. Die Verfahrenskosten (Energie für die Verteilung und Arbeitsaufwand) betragen 75 Mio. € und die Bereitstellungskosten des Wassers reichlich 60 Mio. €. Die Wasserentnahmeentgelte wurden über alle Bundesländer mit insgesamt ca. 4 Mio. € geschätzt.

Zugleich wurden die Bewässerungskosten für die beiden untersuchten Länder ermittelt. Wie schon oben erwähnt und noch einmal in Tabelle 143 verdeutlicht, wird in Nordrhein-Westfalen die Bewässerung in größerem Umfang eingesetzt als in Sachsen.

Tabelle 143: Kennzahlen der Bewässerung in Nordrhein-Westfalen und Sachsen in 2009

	Einheit	Deutschland	Nordrhein-Westfalen	Sachsen
Bewässerbare Fläche	ha	639.030	61.384	11.794
Anteil der bewässerbaren Fläche auf die LF	%	3,8	4,	1,3
Bewässerte Fläche	ha	372.749	28.252	3.258
Inanspruchnahme der bewässerbaren Fläche	%	58,3	46,0	27,6
Eingesetztes Wasser	1000 m ³	293.374	18.748	2.027
- davon Grundwasser	1000 m ³	215.869	13.808	1.305
- davon Oberflächengewässer	1000 m ³	38.230	2.649	538
Durchschnittliche Wassergabe auf der bewässerten Fläche	mm	79	66	62

Quelle: DESTATIS 3, Stand 2010.05.

Nordrhein-Westfalen zählt zwar einen leicht höheren Anteil an bewässerbare Fläche (4,1 Prozent), wovon 2009 weniger als die Hälfte tatsächlich bewässert wurde. Die eingesetzte Wassermenge, auf Hektar umgerechnet, beträgt 66 mm in Nordrhein-Westfalen gegenüber 78 mm im bundesdeutschen Durchschnitt. In Sachsen ist die Bedeutung der Bewässerung marginal. Das Land zählt gerade 1,3 Prozent bewässerbare Fläche, wovon nur knapp 28 Prozent bewässert wurde mit einer Wassermenge von 62 mm. Dort wird häufiger auf Oberflächengewässer zurückgegriffen. Die Schätzungen zu den Bewässerungskosten für beide Länder sind in der Tabelle 144 zusammengefasst.

Tabelle 144: Bewässerungskosten in 2009 – Bezugsraum Deutschland (in Preisen von 2010)

		Nordrhein-Westfalen	Sachsen
Kostenuntergrenze – alle Flächen werden durch Beregnungsmaschinen bewässert			
Fixkosten der Beregnungsmaschine	1.000 €	7.751	1.491
Verfahrenskosten	1.000 €	5.707	659
Bereitstellungskosten des Wassers	1.000 €	3.977	430
WEE Grundwasser	1.000 €	697	33
WEE Oberflächenwasser	1.000 €	134	3
Gesamte Kosten (Unterschätzung)	1.000 €	18.266	2.616
Kostenobergrenze – Berücksichtigung der Tropfbewässerung für Gemüse und Erdbeeren im Freiland			
Bewässerte Fläche von Gemüse und Erdbeeren	ha	10.726	1.443
Zusatzfixkosten der Tropfbewässerung	1.000 €	13.001	1.751
Gesamte Kosten	1.000 €	31.267	4.366

Quelle: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 3, Stand 2010.05; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Die konservativen Schätzungen der Bewässerungskosten betragen über 18 Mio. € in Nordrhein-Westfalen und 2,6 Mio. € in Sachsen. Der Einsatz von Tropfbewässerung für Gemüse und Erdbeeren im Freiland kann zusätzliche Fixkosten von jeweils 13 und 1,8 Mio. € verursachen.

Veränderung des Nettoeinkommens

Die Mehrererlöse bemessen den in-situ-Wert des Bewässerungswassers. Diesem stehen die Bewässerungskosten gegenüber, welche den Anteil der Nutzenstiftung darstellen, der notwendig ist, um den Ressourcenverbrauch bei der Bewässerung zu decken. Die Differenz bildet die Veränderung des Nettoeinkommens und zugleich die at-source-Nutzenstiftung (Tabelle 145).

Tabelle 145: Nettoveränderung des Einkommens in 2009 (in Preisen von 2010)

	Einheit	Deutschland	Nordrhein-Westfalen	Sachsen
Bei Berücksichtigung der Kostenobergrenze – alle Flächen werden durch Beregnungsmaschinen bewässert				
Mehrerlöse	1.000 €	316.109	32.738	3.793
Konservative Schätzung der Bewässerungskosten	1.000 €	222.669	18.266	2.616
Nettoveränderung des Einkommens	1.000 €	93.440	14.472	1.177
Bei Berücksichtigung der Kostenobergrenze – Berücksichtigung der Tropfbewässerung für Gemüse und Erdbeeren im Freiland				
Obergrenze der Bewässerungskosten	1.000 €	287.406	31.267	4.366
Nettoveränderung des Einkommens	1.000 €	28.704	1.470	- 574

Quelle: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 3, Stand 2010.05; BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2009/2010, 2014/2015; BMEL Statistisches Jahrbuch 2005, 2012; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Die Berechnung weist darauf hin, dass der größte Teil der in-situ-Nutzenstiftung zur Deckung der Kosten herangezogen werden muss. In Deutschland ergibt sich je nach Annahme zu den Kosten eine at-source-Nutzenstiftung zwischen 30 und 90 Mio. €. Bei der Bewertung der betrachteten Bundesländer ist die Spanne noch größer: zwischen 1,5 und 14,5 Mio. € in Nordrhein-Westfalen und -0,6 und 1,2 Mio. € in Sachsen.

Aufgrund der Datengrundlage und der Frage der Verallgemeinerung von Feldexperimenten bzgl. der Mehrerträge sind die Ergebnisse als Größenordnung zu interpretieren. Nichtsdestotrotz sind die niedrigen Werte plausibel, bedenkt man den gegenwärtigen marginalen Einsatz von Bewässerung in Deutschland. Zugleich war 2009 insgesamt ein niederschlagsreiches Jahr, was zum relativ geringen Einsatz der Bewässerung beigetragen haben könnte. Vor allem im Frühling und Herbst lagen die Niederschläge für einen bedeutsamen Teil von Deutschland über dem langjährigen Mittel, nur der Zeitraum von August bis Mitte Oktober war von einer wärmeren und trockeneren Wetterlage geprägt (vgl. Müller-Westermeier und Riecke 2010: 36 ff).

5.4.2.3 Diskussion

Restwert

Der Restwert wurde anhand von zwei verschiedenen statistischen Datenquellen ermittelt. Diese unterscheiden sich in Bezug auf Datengrundlage und Datenabgrenzung deutlich und erfordern unterschiedliche Annahmen im Zuge der Schätzung. Die Hauptmerkmale sind in Tabelle 146 zusammengefasst.

Bei der Restwertermittlung wurden zwei Schätzungen vorgenommen, die in weiten Teilen auf unterschiedlichen Datenquellen beruhen. Die hierbei erzielten Ergebnisse ähneln sich grundsätzlich insofern, als dass sie zu Restwerten führen, die stark über die Zeit variieren. Während allerdings die Ergebnisse zum Gesamtrestwert (Bezugsraum Deutschland) anhand der Daten des Testbetriebsnetzes für alle betrachteten Jahre negative Werte aufweisen, liegen die entsprechenden Schätzwerte für pflanzliche Nahrungsmittel, welche auf den UGR-Daten basieren, fast durchweg im positiven Bereich.

Demgegenüber weisen beide Schätzungen Ähnlichkeiten bei der Rangfolge der kulturartbezogenen Restwerte je Hektar auf. So sind es gerade die Hackfrüchte und somit eine Kultur, bei der Bewässerung eine bedeutende Rolle spielt, die bei beiden Schätzwegen die höchsten Restwerte ausweisen. Selbst bei der Berechnung anhand der Daten des Testbetriebsnetzes werden hier positive Restwerte ausgewiesen.

Die mehrfach ermittelten negativen Restwerte sind aus methodischer Perspektive besonders fraglich. Impliziert ein negativer Restwert doch, dass der Gewinn, trotz Subventionen, generell nicht ausreicht, um nicht-entlohnte Arbeitskräfte und Eigenkapital zu entlohnen. Dies könnte zum einen auf eine

strukturelle Krise in der Landwirtschaft hindeuten. Diese Vermutung kann aber nicht alle Punkte zufriedenstellend erklären. Denn die detaillierteren Ergebnisse widersprechen zum Teil den Erwartungen. So wäre zu vermuten, dass bewässerungswürdige Kulturen – gerade dann, wenn auch große Flächen bewässert werden, positive Restwerte erzeugen. Indizien hierzu vermittelt Tabelle 132 im Abschnitt 5.4.2.1. Allerdings gelten auch Dauerkulturen und der Gemüseanbau als hochwertige und bewässerungswürdige Produktionsverfahren (vgl. StatÄ Bund und Länder 2011: 36). Gleichwohl werden bei beiden Schätzverfahren für Gemüse und Gartenbau deutlich negative Restwerte ausgewiesen. Somit sind konzeptionelle Fehler in den Schätzungen nicht auszuschließen. So ist eine mögliche Doppelzählung im Lohnansatz für den Betriebsleiter zu finden. Dieser beinhaltet einen Zuschlag, der auf Basis des Vermögens und der landwirtschaftlichen Nutzfläche berechnet wird (Anhang 36), welche auch zum Teil für die Eigenkapitalverzinsung berücksichtigt wird. Die Untersuchung der Relevanz dieser Fehlerquelle sowie die Suche nach weiteren konzeptionellen Fehlern bleiben erst einmal offen.

Beide Rechenwege weisen unterschiedliche Stärken und Schwächen auf: Die *Testbetriebsbuchführung Landwirtschaft (TBN)* liefert wichtige und detaillierte Gewinn- und Verlustermittlungen sowie weitere Daten zur Restwertermittlung, wodurch Konsistenzprobleme bei der Berechnung nicht auftreten. Allerdings lassen sich Restwerte nur schwer mit dem Einsatz von Wasser in Beziehung setzen. Die Daten werden auf Betriebsebene erfasst, sodass die Beiträge einzelner Kulturen zu Erträgen und Aufwendungen nicht erkennbar sind und die Wassernutzung zum Bewässerungszweck nicht vollständig von anderen Wassernutzungen (z. B. für Tiere) abgegrenzt werden kann. Somit kann die Nutzenstiftung von Wasser zur Bewässerung nicht von anderen unbepreisten Produktionsfaktoren isoliert werden.

Das *Berichtsmodul zu „Umwelt und Landwirtschaft“ in der UGR* liefert Daten, die nach Kulturen gegliedert sind. Zugleich liegen auch Daten für den kulturartspezifischen Wassereinsatz vor. Daher ist zumindest ein indirekter Rückschluss zum eingesetzten Wasser beziehungsweise zur Bewässerung möglich. Um allerdings den Restwert zu ermitteln, müssen die Daten der UGR mit Informationen zu den Kapitalkosten und zur Monetarisierung des Arbeitskräfteeinsatzes aus der Testbetriebsbuchführung Landwirtschaft ergänzt werden. Dies vergrößert die Unsicherheit der Ergebnisse deutlich.

Die Übertragbarkeit von Kennzahlen aus der Testbetriebsnetzbuchführung in die Berechnungen anhand von UGR-Daten ist mit großen Fehlern verbunden, da beide Quellen (TBN und UGR) nur bedingt miteinander kompatibel sind (Tabelle 146). Die UGR-Daten wurden zum Teil aus Modellen generiert, die Daten des Testbetriebsnetzes entstammen repräsentativer Stichproben der Haupterwerbsbetriebe. Beide Methoden sind mit unterschiedlichen Fehlern verbunden. Weiterhin richtet sich der Bezugszeitraum der UGR-Daten an der landwirtschaftlichen Gesamtrechnung aus (vgl. Schmidt und Osterburg 2004: 28 f.) und entspricht dem Kalenderjahr (vgl. Europäische Gemeinschaften 2000: 35), während der Berichtszeitraum für die Testbetriebsnetzbuchführung normalerweise von Juli auf Juni des folgenden Jahres terminiert ist (vgl. Buhrmester 2017)¹⁵⁵. Schließlich nutzen beide Systeme eine unterschiedliche Bezugsbasis, um den Einfluss der angebauten Kulturen auf das Ergebnis zu berücksichtigen. Die UGR-Klassifikation bezieht sich auf eine funktionelle Perspektive: die Daten werden gemäß der Bodennutzung eingeordnet (vgl. Schmidt und Osterburg 2004: 27 f.). Im Testbetriebsnetz bildet der Betrieb die Erhebungs- und Darstellungseinheit für die institutionelle Perspektive: die Unternehmen werden nach wirtschaftlicher Betriebsgröße und betriebswirtschaftlicher Ausrichtung, d. h. den das Betriebsergebnis dominierenden Produktionsverfahren eingeteilt (vgl. BMEL 2017: 187 f.).

¹⁵⁵ Buhrmester, Referat 123 BMEL – Email-Mitteilung von Juli 2017.

Tabelle 146: Methodischer Vergleich der Testbetriebsbuchführung und des Berichtsmoduls der UGR

	Testbetriebsbuchführung Landwirtschaft BMEL	Berichtsmodul „Landwirtschaft und Umwelt“ in den UGR
Daten	Primäre Daten (jährliche Erhebung)	aus verschiedenen Quelle (LGR, UGR...)
Repräsentativität	Repräsentative Stichprobe, untergliedert nach Rechtsform	Zum Teil modellierte Daten
Betrachtungszeitraum	Meistens Juli bis Juni des Folgejahres	Kalenderjahr
Statistische Einheit	Betrieb (institutionelle Perspektive)	Landnutzung (funktionelle Perspektive)
Geographischer Bezug	Nach Sitz des Unternehmens	Gesamtdeutschland
Klassifizierung	Nach Spezialisierung des Unternehmens (Betriebsform)	nach Kulturart (Produktionsverfahren)
Ziel der Statistik	Wirtschaftlichkeitsanalyse (monetäre Flüsse)	Inanspruchnahme der Umwelt (physische Flüsse)
Darstellung der Ergebnisse	Spezifische Daten pro Hektar in €/ha	hochgerechnete Werte in Mio. €
Daten zu Wasser	Keine	Wasserverbrauch über alle Nutzungen
Daten zur Bewässerung	Keine	keine

Quelle: Eigene Darstellung.

Abschließend muss auf den sachlichen Bezug des Restwertes zum Bewässerungswasser und somit auf die Aussagekraft im Hinblick auf die ökonomische Bewertung von Wasser eingegangen werden. Mit der Methode wird die Zahlungsbereitschaft gegenüber dem gesamten eingesetzten Wasser beziehungsweise allen unbepreisten Produktionsfaktoren ermittelt. Im Angesicht der gegenwärtig marginalen Bedeutung der Bewässerung in Deutschland werden die Ergebnisse hauptsächlich von nicht bewässerter Fläche bestimmt:

- ▶ So könnte das flächendeckend genutzte Bodenwasser weitaus stärker durch den Restwert wiedergespiegelt werden als das Bewässerungswasser der 4 Prozent bewässerten landwirtschaftlichen Nutzfläche. Dies wäre insbesondere dann der Fall, wenn das lokal verfügbare Bodenwasser nicht ausreichend korrekt durch die Bodenpreise und Pachten reflektiert wird (vgl. hierzu Edens und Graveland 2014).
- ▶ Weiterhin sind weitere unbepreiste Produktionsinputs denkbar, die auch über den ermittelten Restwert abgegolten werden müssten: besonderes technologisches Know-how von Landwirten, Skaleneffekte (hierauf wurde schon eingegangen), besondere Lagegunst, die nicht über Bodenpreise abgegolten wird etc.

Ein Ansatz zur Stärkung der Aussagekraft des Restwertes in Bezug auf Bewässerungswasser besteht darin, die Bewertung regional auf die bewässerten Anbauflächen oder auf die bewässerungswürdigen Kulturen zu beziehen. Nach Kultur oder Spezialisierung differenzierte Analysen könnten indirekte Hinweise auf dem Zusammenhang zwischen Wassernutzung zur Bewässerung und Restwert liefern (vgl. Tabelle 132). Indizien hierfür wurden oben aufgezeigt. Diese sollten im Zuge weiterer Arbeiten auf Robustheit geprüft werden.

Veränderung des Nettoeinkommens

Die Veränderung des Nettoeinkommens ermittelt die zusätzliche Nutzenstiftung, die gegenwärtig durch die Bewässerung erzielt wird. Da Daten zur Bewässerung nur sporadisch veröffentlicht werden, konnte die Auswertung nur für das Jahr 2009 aufgeführt werden.

Die Ergebnisse zeigen eine geringe at-source-Nutzenstiftung von 30 bis 90 Mio. € in Deutschland. Der niedrige Wert ist plausibel vor dem Hintergrund des gegenwärtig marginalen Einsatzes von Bewässerung in Deutschland. Vermutlich hat die günstige klimatische Wasserbilanz des Jahres 2009 (vgl. Müller-Westermeier und Riecke 2010: 36 ff) zusätzlich zu niedrigeren Werten beigetragen.

Die Bewertungsergebnisse zu den Bewässerungskosten (220 bis 290 Mio. € für Deutschland) stehen im Einklang mit Literaturaussagen, nach denen Bewässerung als das teuerste Betriebsmittel bezeichnet wird (vgl. z. B. Sourell *et al.* 2010). Vor diesem Hintergrund wird die ökonomische Bedeutung der genutzten Wasserressourcen wahrscheinlich sehr sensitiv auf Nachfrageänderungen, auf Entwicklungen bei den technischen und marktlichen Rahmenbedingungen (und somit der Berechnungswürdigkeit), aber auch auf die Verfügbarkeit und Lagegunst der Ressourcen reagieren.

Diese Bewertung ist mit einer gewissen Unsicherheit verbunden und die Ergebnisse sind eher als Größenordnung zu interpretieren. Erstens sind die Experimente zu Mehrerträgen klima- und standortabhängig und die Übertragung mit großen Fehlern verbunden. Zweitens führt Bewässerung nicht nur zu Mehrerträgen, sondern auch zu besserer Qualität, die sich in höheren Erlösen pro Mengeneinheit widerspiegelt. Diese qualitätsspezifischen Mehrerlöse lassen sich schwer ermitteln, sodass der Wert möglicherweise unterschätzt wird.

Unabhängig davon lässt sich die Veränderung des Nettoeinkommens nur langfristig interpretieren. Erstens sind Investitionen in Bewässerungsanlagen aufgrund der hohen Fixkosten eine langfristige Entscheidung. Zweitens hängt der sich jährlich manifestierende Wert von Wasser zur Bewässerung in erster Linie von den klimatischen Bedingungen ab, welche von starken jährlichen Schwankungen gekennzeichnet sind. Drittens hängen die Zusatzerlöse stark von der Marktsituation und den damit für den Landwirt nicht-vorhersehbaren Marktpreisen ab, die nach der Ernte herrschen und stark variieren können, sodass Fehlentscheidungen möglich sind.

6 Vergleich von Wassernutzungen über alle Wert- und Zielkonzepte

6.1 Einleitung

Die folgenden Darlegungen zur Gegenüberstellung der verschiedenen Wert- und Zielkonzepte verdeutlichen die Möglichkeiten des integrierten Bewertungsansatzes der Landkarte der Bewertung. Die Landkarte der Bewertung steht für den Anspruch, Wassernutzungen umfassend zu betrachten und hierfür auch verschiedene Wert- und Zielkonzepte heranzuziehen. Das so entstehende Gesamtbild ist umfassender als der Ausschnitt, den ein Wert- und Zielkonzept allein bieten kann. Zugleich zeigte sich bei der Anwendung der Landkarte deren pragmatische Seite. Effekte, die sich aufgrund messtheoretischer oder datenbezogener Probleme nicht anhand eines Wert- und Zielkonzeptes bewerten lassen, können in gewissem Rahmen mit Hilfe anderer Wert- und Zielkonzepte leichter berücksichtigt werden.

Die Gegenüberstellung der in Abschnitt 5 erarbeiteten Bewertungsergebnisse erfolgt daher in zwei Richtungen:

1. Es lassen sich die betrachteten Wassernutzungen anhand der Aussagen eines Wert- und Zielkonzeptes miteinander vergleichen. Im Rahmen des Projektes wurde die Nutzenstiftung bei allen vier betrachteten Wassernutzungen ermittelt. Dementsprechend werden die vier Wassernutzungen anhand dieses Wert- und Zielkonzeptes miteinander verglichen.
2. Bei drei der vier betrachteten Wassernutzungen erfolgt darüber hinaus eine Bewertung mit Hilfe eines anderen Wert- und Zielkonzeptes, die der Nutzenstiftung gegenübergestellt wird. Konkret erfolgen:
 - ▶ die Gegenüberstellung der *Nutzenstiftung* mit der Bewertung *wirtschaftspolitischer Effekte* am Beispiel der Binnenschifffahrt und somit eine Gegenüberstellung der zwei klassischen ökonomischen Wert- und Zielkonzepte;
 - ▶ der Vergleich der Bewertungsaussagen bzgl. *Nutzenstiftung* und *Daseinsvorsorge* am Beispiel der Trinkwasserversorgung/Abwasserbeseitigung und hiermit die Zusammenführung der Bewertungsperspektiven auf Trinkwasser als notwendigem und teilweise ersetzbarem Gut;
 - ▶ die Ergänzung der *Nutzenstiftung* bei Kühlwassernutzung zur Stromerzeugung um den *Erhalt kritischer Naturbestandteile* für zukünftige Generationen infolge des gegenwärtigen Einflusses auf den Naturhaushalt.

Hierbei stehen nicht die Wassernutzungen im Mittelpunkt, sondern im Sinne der at-source-Betrachtung die von den Wassernutzungen in Anspruch genommenen Wasserressourcen und Gewässer.

Im Folgenden werden die Bewertungen miteinander verglichen, wobei in der hier vorgestellten Reihenfolge vorgegangen wird. Darüber hinaus werden weitere Vergleichsmöglichkeiten skizziert, die im Rahmen der Untersuchung aber nicht verfolgt werden konnten.

6.2 Vergleich der Wassernutzungen anhand der Bewertungsergebnisse zur Nutzenstiftung

6.2.1 Vergleich der Wassernutzungen anhand des Restwertes

Anhand des Restwertes wurden die maximalen Zahlungsbereitschaften der betrachteten Sektoren für die in Anspruch genommenen Wasser und Gewässer ermittelt, ohne dass marktliche Anpassungen bei den Sektoren erfolgen. Diese Aussagen vermitteln zum Beispiel einen Eindruck, in welchem Maße die einzelnen Sektoren Einnahmen („Renten“) aus der Nutzung der Gewässer ziehen und zum Beispiel fähig wären, Nutzungsentgelte oder (im Falle von Nutzungskonflikten) Gewässerschutzkosten nach dem

Verursacherprinzip zu tragen, bevor es zu marktlichen Veränderungen kommt¹⁵⁶. Zugleich geben die Ergebnisse Hinweise darauf, bei welchem Sektor am ehesten Anpassungsreaktionen zu erwarten sind, wenn höhere Nutzungsentgelte erhoben oder Gewässerschutzkosten in stärkerem Maße umgelegt werden würden. Insofern bietet die Bewertung mit Hilfe der Restwertmethode Hinweise zum gesellschaftlichen Konfliktpotential beim Gewässermanagement.

Tabelle 147 fasst die auf Deutschland bezogenen Ergebnisse der betrachteten Sektoren für den Zeitraum 2007-2013 aus dem Abschnitt 5 zusammen¹⁵⁷. Der Restwert ist konzeptionell als eine langfristige Bewertung angelegt, da die Kosten auch für gebundene Kapitalgüter berücksichtigt werden und somit von deren freier Wählbarkeit ausgegangen wird. Daher beziehen sich die folgenden vergleichenden Aussagen auf die Mittelwerte der Jahre 2007-2013 als diejenige Zeitperiode, für die Schätzwerte bei allen betrachteten Wassernutzungen vorliegen. Für die Wassernutzung zur öffentlichen Trinkwasserversorgung/Abwasserbeseitigung wurde kein Restwert ermittelt, da für die Unternehmen dieses Sektors das Kostendeckungsgebot bei der Entgeltgestaltung gilt und keine Produzenterente „entsteht“.

Tabelle 147: Restwerte über den Zeitraum 2007 - 2013 (in Mio. € in Preisen von 2010)

Wasser- u. Gewässernutzung	Messkonzept/ Indikator	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø 2007-2013
Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung	Restwert (in situ)	125	1.189	710	1.090	119	219	167	517
	Restwert (at source)	-1.057	190	-564	-203	-1.341	-1.124	-1.106	-744
Kühlwasser für die thermoelektrische Stromproduktion	Restwert	13.988			21.596			11.732	11.922
	Restwert (abzüglich EEG-Umlage)	6.087			8.414			-1.220	3.960
Bewässerung in der Landwirtschaft	Restwert (Pflanzliche Nahrungsmittel)*	181			-1.381				-600*
Öffentliche Wasserversorgung der Haushalte	Restwert	Aufgrund des Kostendeckungsprinzips nicht ermittelt							

* Der Wert fällt in dieser Zusammenfassung negativ aus, da nur die Ergebnisse von 2007 und 2010 berücksichtigt werden. Bei Berücksichtigung der Jahre 1999 bis 2010 ergab sich demgegenüber ein positiver Mittelwert (vgl. Tabelle 129 in Abschnitt 5.4.2.1).

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach Ergebnissen der Abschnitte 5.1.2.1, 5.1.2.2, 5.3.2.1 und 5.4.2.1.

Im Folgenden werden die Ergebnisse für die Jahre 2007 bis 2013 im Hinblick auf die Zahlungsfähigkeit der Sektoren gegenüber Wasser verglichen (Tabelle 147):

Die höchste Zahlungsbereitschaft weist der Sektor der thermoelektrischen Stromproduktion für Kühlwasser mit 4 Mrd. € aus. Allerdings ergeben sich maßgebliche Schätzungenauigkeiten durch mangelnde sektorspezifische Auflösung der Daten und der damit einhergehenden Notwendigkeit, annahmebasierte Bereinigungsrechnungen vorzunehmen. So musste u. a. der Einfluss der Stromproduktion aus erneuerbaren Quellen herausgerechnet werden. Dies wurde über die Berücksichtigung der EEG-Umlage versucht. Der Einfluss dieser Bereinigung wird daran deutlich, dass der Restwert vor Bereinigung einen Wert von 12 Mrd. € aufwies.

¹⁵⁶ Hierbei ermittelte Zahlungsbereitschaft geht über die schon bestehenden Entgelte für Wasserinanspruchnahmen hinaus.

¹⁵⁷ Eine Regionalisierung der Restwertschätzungen anhand den vorhandenen Statistiken war nur für Landwirtschaft möglich und hier auch nur im begrenzten Umfang. Daher muss auf einen Vergleich des Restwerts zwischen Sachsen und Nordrhein-Westfalen verzichtet werden.

Der Binnenschifffahrtssektor hat demgegenüber mit 500 Mio. € eine wesentlich niedrigere Zahlungsfähigkeit. Werden jedoch wesentliche Kosten der Errichtung und des Erhalts der Wasserstraßen einbezogen, so ist die Zahlungsbereitschaft und -fähigkeit mehr als aufgebraucht (-700 Mio. €).

Die Werte für den Pflanzenbau in der Landwirtschaft (-600 Mio. €) symbolisieren, dass sich gegenwärtig mit den getesteten Ansätzen keine sinnvoll interpretierbaren Ergebnisse für den Sektor ermitteln lassen, insbesondere – aber nicht ausschließlich – deshalb, weil sich die Sektorergebnisse auf den gegenwärtig vergleichsweise wenigen Flächen mit Bewässerung nicht von Ergebnissen der restlichen Flächen isolieren lassen

Der Vergleich der Wassernutzungen wird aufgrund von diversen Schätzproblemen erschwert oder im Fall der Landwirtschaft verhindert. Maßgeblich sind Probleme bei der sektorspezifischen/räumlichen Auflösung, bei der Zuordenbarkeit der Ergebnisse zu den Wasserressourcen sowie den Schätzungenauigkeiten, die aufgrund von Annahmen in Kauf genommen werden müssen. Wesentliche Beispiele sind in Tabelle 148 zusammengefasst.

In methodischer Hinsicht zeigt der Vergleich mit dem Beispiel Binnenschifffahrt weiterhin, dass neben der at-source-Perspektive (Bewertungsgegenstand Wasserressourcen und Gewässer) auch die in-situ-Perspektive (Nutzen des Wassers/Gewässerinanspruchnahme für die Sektoren ohne Berücksichtigung der Bereitstellungskosten) sinnvoll sein kann. Dies ist dann der Fall, wenn wesentliche Kosten der Gewässerbereitstellung (hier die Kosten für Errichtung und Erneuerung der Wasserstraßen) durch den Staat und nicht durch den Binnenschifffahrtssektor selbst getragen werden.

Tabelle 148: Fehlerquellen der Restwertschätzung mit Einfluss auf Vergleichbarkeit

Wasser- und Gewässernutzung	Sektorspezifische/räumliche Auflösung	Bezug zu Wasserressourcen/Gewässer	Zentrale Annahmen
Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung	At-source-Betrachtung überlagert Sektoreffekte und staatliche Kosten	In-situ-Betrachtung vernachlässigt Kosten von Errichtung und Erhalt von Wasserstraßen	zum Einfluss der Schiffe unter ausländ. Flagge, zur Kapitalverzinsung, zu nicht-entlohten Arbeitskräften
Kühlwasser für thermoelektrische Stromproduktion	Abgrenzungsproblem bzgl. Stromproduktion aus erneuerbaren Quellen, Elektrizitätsübertragung, -verteilung und -handel		Verrechnung der EEG-Umlage zur Bereinigung bzgl. Stromproduktion aus erneuerbaren Quellen, Schätzung der Abschreibung
Bewässerung in der Landwirtschaft	Abgrenzung Pflanzenbau von Tierproduktion	Abgrenzungsproblem bzgl. Flächen ohne Bewässerung (Bodenwasser)	Nicht entlohnte Arbeitskräfte Eigenkapitalverzinsung

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Insgesamt ist zu konstatieren, dass trotz der aufgeführten zahlreichen Schwächen und großen Schätzungenauigkeiten die Restwerte vorsichtige Hinweise auf unterschiedliche Zahlungsbereitschaften der Sektoren vermitteln. Weitere Verbesserungen in Bezug auf die räumliche und sektorspezifische Auflösung der statistischen Daten und bei der Annahmenbildung sind notwendig, um die Aussagekraft der Restwertermittlung zu verbessern.

6.2.2 Vergleich der Wassernutzungen anhand der Alternativkosten

Im Folgenden werden die anhand der Alternativkostenmethode gewonnenen Nutzensaussagen miteinander verglichen. Wie in Abschnitt 4.3.3 beschrieben, misst der Alternativkostenansatz die gesellschaftlichen Kosten infolge eines fiktiven Wechsels vom gegenwärtigen Umfang der Wassernutzung zu einer wasserlosen oder -sparenden Alternative. Diese lassen sich als gesellschaftliche Nutzenstiftung der jeweiligen Wassernutzung interpretieren, da Marktreaktionen über Angebot und Nachfrage in der

Bewertung mitberücksichtigt werden. Hierbei werden nicht nur die Nutzen für die Wirtschaftssektoren selber, sondern auch die Nutzen der Konsumenten eingeschlossen, die aufgrund der hergestellten Endprodukte erwachsen.

Allerdings beziehen sich die hier durchgeführten Schätzungen zur Nutzenstiftung auf direkte Leistungen an die Gesellschaft. Einflüsse auf den Naturhaushalt („externe Effekte“) wurden i. d. R. nicht berücksichtigt (vgl. hierzu auch Abschnitt 4.1)¹⁵⁸. Daher erlauben die Bewertungsaussagen grundlegende, aber nicht abschließende Nutzenvergleiche. Die Ergebnisse für den Zeitraum 2007 bis 2013 für Deutschland sind der Tabelle 149 zu entnehmen.

Tabelle 149: Alternativkosten über den Zeitraum 2007 - 2013 für Deutschland (in Mio. € in Preisen von 2010)

Wasser- u. Gewässernutzung	Messkonzept/ Indikator	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø 2007- 2013
Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung	Alternativkosten (at source)*	215	1.287	560	1.042	-321	-110	-90	369
Öffentliche Wasserversorgung der Haushalte**	Alternativkosten	487.014			476.062			481.388	481.488
Kühlwasser für die thermoelektrische Stromproduktion	Alternativkosten zur Durchlaufkühlung	77			132			58,5	89
Bewässerung in der Landwirtschaft	Änderung des Nettoeinkommens (Bewässerung im Freiland)			29-93					29-93

* mit Berücksichtigung der staatlichen Zahlungen zum Eisenbahnnetz; ** einschließlich Abwasserbeseitigung.

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach Ergebnissen der Abschnitte 5.1.2.4, 5.2.2.2, 5.3.2.2, 5.4.2.2.

Alle Bewertungen beziehen sich als at-source-Betrachtung auf die Wasserressourcen beziehungsweise Gewässer. Die Wassernutzungen unterscheiden sich deutlich in Bezug auf die Nutzenstiftung:

- ▶ Öffentliche Wasserversorgung der Haushalte: Die mit deutlichem Abstand höchste Nutzenstiftung erwächst aus der Inanspruchnahme von Wasserressourcen und Gewässern zur Trinkwasserbereitstellung für die Haushalte. Der Wert für Deutschland liegt im dreistelligen Milliardenbereich (500 Mrd. € pro Jahr)¹⁵⁹.
- ▶ Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung: Die Nutzenstiftung von Gewässern für den Gütertransport per Schiff lag im Durchschnitt bei knapp 400 Mio. €. Hierbei sind mit Abschreibung und Kapitalverzinsung wichtige Kostengrößen zu Bau und Erneuerung der Schifffahrtsstraßen und Hafenanlagen und somit die Kosten für die Ermöglichung der Schifffahrt auf Gewässern berücksichtigt.
- ▶ Kühlwasser für die thermoelektrische Stromproduktion: Die Wertschätzung zur Nutzung von großen Wassermengen zur Durchlaufkühlung von Kraftwerken wurde mit knapp 90 Mio. € als vergleichsweise niedrig eingestuft.

¹⁵⁸ Externe Effekte in Bezug auf Belastungen der Wassernutzungen und Emissionen wurden nur insoweit berücksichtigt, wie sie gegenwärtig internalisiert sind und sich aufgrund der Daten einbeziehen ließen. Beispielsweise stellen Wasserentnahmeentgelte oder Abwasserabgaben eine Form der Internalisierung bei Wassernutzungen dar. Wie in Abschnitt 5.3.3 beschrieben, wurden derartige Effekte im Zuge der Bewertung anhand von Zielen zur Nachhaltigkeit einbezogen. Daher besteht nicht die Notwendigkeit diese zu monetarisieren und über die Nutzenstiftung zu betrachten.

¹⁵⁹ Selbst eine Preissteigerung von nur einem Prozent bei einem Wechsel zur alternativen Wasserbereitstellung bewirkt einen Nutzeneffekt im Milliardenbereich (siehe Fußnote 97).

- Bewässerung in der Landwirtschaft: Die Wertschätzung für Bewässerungswasser für Pflanzenproduktion im Freiland liegt bei ca. 30-90 Mio. € und somit wie die Wertschätzung von Wasser zur Durchlaufkühlung vergleichsweise niedrig. Die Bewertung konnte aufgrund der Datenlage nur für das Jahr 2009 durchgeführt werden.

Hierbei wird die Rangfolge von verschiedenen Faktoren beeinflusst (vgl. auch Tabelle 150).

Tabelle 150: Einflussfaktoren auf die Alternativkosten für die jeweiligen Wasser- und Gewässernutzungen

Wasser- und Gewässernutzung	Wirkung der angesetzten Alternative	Preiselastizität der Nachfrage	Bedeutung der Wassernutzung bzgl. Gesamtnachfrage
Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung (at source)	60 % Preissteigerung bei Verlagerung der Transporte auf Schienengüterverkehr	Unelastisch (-0,6)	11 % der Güterverkehrsleistung von Deutschland durch Binnenschiffe
Öffentliche Wasserversorgung der Haushalte*	> 6.000 % Preissteigerung bei Nutzung von Flaschenwasser	Sehr unelastisch (-0,242)	99,3 % angeschlossene Einwohner an öffentliche Trinkwasserversorgung
Kühlwasser für die thermoelektrische Stromproduktion	Ca. 2 % Wirkungsgradverlust bei Nutzung von Kreislaufkühlung anstelle Durchlaufkühlung (entspricht Preissteigerung von 0,5%)	Kurzfristig sehr unelastisch	20,9 % der thermoelektrischen Energieerzeugung über Durchlaufkühlung
Bewässerung in der Landwirtschaft	Ca. 30 % Mehrertrag, zugleich Zusatzkosten bei Bewässerung im Freiland	Im Bereich elastischer Nachfrage	4 % bewässerbare und 2,2 % bewässerte landwirtschaftlich genutzte Fläche

*einschließlich Abwasserbeseitigung.

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach Ergebnissen der Abschnitte 5.1.2.4, 5.2.2.2, 5.3.2.2, 5.4.2.2.

Folgende Aspekte sind hervorzuheben:

- Die Preisänderung¹⁶⁰, die sich infolge der „Nutzung“ der angesetzten Alternative in Bezug auf das Endprodukt ergibt: Die Preisdifferenz zwischen der Wassernutzung und der Alternative drückt aus, wie leicht eine Wassernutzung ersetzt werden kann: je höher sie ist, desto höher ist der Wert der Wassernutzung. Entsprechendes gilt für Änderungen der Outputmenge, wenn – wie bei der Landwirtschaft – nicht der Preis, sondern der Output bei Nutzung der Alternative verändert wird. So liegt der ermittelte Nutzen von Trinkwasser u. a. dadurch am höchsten, dass die berücksichtigte Alternative – die Nutzung von Flaschenwasser – eine 6.000-prozentige Preissteigerung gegenüber den Preisen der öffentlichen Wasserversorgung (einschließlich Abwasserbeseitigung) bedeutet. Auch bzgl. der Binnenschifffahrt und der Landwirtschaft ergaben sich deutliche Veränderung (60 Prozent Preisdifferenz beziehungsweise 30 Prozent Ertragsänderung). Demgegenüber ist bei einem Wechsel von Durchlauf- zur Kreislaufkühlung nur ein geringer Wirkungsgradverlust von 2 Prozent zu verzeichnen, welcher sich in einer Preissteigerung von einem halben Prozent ausdrückt.
- Die Preiselastizität der Nachfrage: je unelastischer die Nachfrage nach dem Output auf Preisänderungen reagiert, desto höher fällt die Nutzenstiftung der Wassernutzung aus. Eine hohe Preiselastizität bedeutet demgegenüber, dass die Konsumenten leicht mit dem Verlust der Wassernutzung zurechtkommen und die Nutzenverluste klein bleiben. Beispielsweise zeigen empirische Studien zur Trinkwassernachfrage von Haushalten ein sehr unelastisches Preisverhalten. Dies drückt die hohe Bedeutung des Wassers für die Konsumenten aus und führt mit zu

¹⁶⁰ Die Frage inwieweit die gegenwärtigen Marktpreise der Alternativen herangezogen werden können, wurde in Abschnitt 4.3.3 behandelt.

der hohen Nutzenstiftung. Demgegenüber kann für die Landwirtschaft aufgrund der niedrigeren Bedeutung der bewässerten Fläche und der internationalen Marktverflechtungen bei Lebensmitteln von einer sehr elastischen Nachfragereaktion ausgegangen werden. Dies dämpft die Nutzenwirkung der Bewässerung.

- Die Bedeutung der untersuchten Wassernutzung für die Befriedigung der Gesamtnachfrage: je höher der Anteil an der Gesamtnachfrage nach dem Output ausfällt, desto höher ist auch die Wertschätzung der Wassernutzung. So sind mehr als 99 Prozent der deutschen Bevölkerung an die Trinkwasserversorgung angeschlossen und entsprechend hoch wären die Nutzenwirkungen bei Wahl der alternativen Lösung. Demgegenüber erbringt die Binnenschifffahrt nur 11 Prozent der Transportleistung in Deutschland und es werden nur 2,2 Prozent der landwirtschaftlich genutzten Fläche bewässert.

Diese Faktoren helfen nicht nur bei der Interpretation der Bewertungsergebnisse, sie verdeutlichen zugleich die Notwendigkeit, eine gut begründete Wahl der Alternativen zur Bewertung der Wassernutzungen vorzunehmen. Zugleich stellt die Festlegung des Substitutionspreises einen zentralen Unsicherheitsfaktor dar. Weder ist der Preis bekannt, zu dem die Alternative realisiert werden würde, noch ist die Preiselastizität des Angebotes bekannt. Auf die Problematik der Einbeziehung der produzenten-seitigen Effekte wurde ausführlich in Abschnitt 4.3.3.2 eingegangen. Diese Punkte betreffen insbesondere die Binnenschifffahrt und die Nutzenstiftung der öffentlichen Wasserversorgung. Durch das gewählte Vorgehen, den Substitutionspreis der Ausgangssituation anzusetzen und die Produzentenrente bei der alternativen Leistungserstellung zu vernachlässigen wird bei beiden Wassernutzungen ein Schätzfehler begangen, der sich bzgl. seiner Größe nicht beschreiben lässt. Die Bewertungsergebnisse zwischen den Wassernutzungen sind aber so groß, dass der Fehler nicht die Rangfolge zwischen den Wassernutzungen beeinflusst.

Der Vergleich der Regionen Nordrhein-Westfalen und Sachsen weist auf sehr deutliche Unterschiede hin, die nicht allein auf die Größenunterschiede der beiden Bundesländer in Bezug auf Bevölkerung, Fläche und Wirtschaftsleistung zurückzuführen sind (Tabelle 151).

Tabelle 151: Vergleich der Nutzenstiftung für Nordrhein-Westfalen und Sachsen

Wasser- und Gewässernutzung	Messkonzept/ Indikator	Zeitraum	NRW	Sachsen	Verhältnis	Zentrale Kontextfaktoren
Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung	Anteil an Güterverkehrsleistung in Deutschland	2007-2013	47 %	0,4 %	1 %	Wirtschaftsstrukturelle Unterschiede; Eignung Schifffahrtsstraßen
Öffentliche Wasserversorgung der Haushalte	Alternativkosten	2007-2013	116 Mrd. €	17 Mrd. €	15 %	Individueller Trinkwasserverbrauch; Entgelthöhe; Einwohnerzahl
Kühlwasser für die thermoelektrische Stromproduktion	Alternativkosten	2007-2013	9,8 Mio. €	0 Mio. €	0 %	Anteil der Durchlaufkühlung (Ausstattung mit großen Fließgewässern)
Bewässerung in der Landwirtschaft	Änderung des Nettoeinkommens (Bewässerung im Freiland)	2009	1,4 bis 14,5 Mio. €	-0,6 bis 1,2 Mio. €	2 %*	Anteil der bewässerten Fläche; Angebaute Kultur

* Bei Nutzung des Mittelwertes der Ergebnisspannen.

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach Ergebnissen der Abschnitte 5.1.2.6, 5.2.2.2, 5.3.2.2, 5.4.2.2.

Grundsätzlich liegen die Werte in Sachsen für alle vier Wassernutzungen wesentlich niedriger als in Nordrhein-Westfalen. Dies trifft auch zu, wenn die strukturellen Unterschiede zwischen Sachsen und

Nordrhein-Westfalen gegenübergestellt werden.¹⁶¹ Tabelle 151 führt Einflussfaktoren bzgl. der regionalen Unterschiede auf. Bei der Trinkwassernutzung sind neben der Einwohnerzahl sicherlich u. a. die sehr niedrigen individuellen Trinkwasserverbräuche von Bedeutung. Sowohl bei der Binnenschifffahrt als auch bei der Kühlwassernutzung wirkt sich neben der Wirtschaftsstruktur die schlechtere Ausstattung Sachsens mit großen Fließgewässern aus, die weder ganzjährig durch große Binnenschiffe befahrbar noch zur Entnahme von größeren Wassermengen zur Kühlung geeignet sind.¹⁶²

Abschließend ist zu konstatieren, dass der Alternativkostenansatz eine pragmatische Vorgehensweise darstellt, um produzenten- und konsumentenseitige Nutzen von Wassernutzungen zu beleuchten. Die Qualität der Aussage hängt hierbei von der Wahl einer plausiblen Alternative zur Wassernutzung sowie der sorgfältigen Analyse der Marktbedingungen – sowohl des Status-quo als auch der fiktiven Situation zur Bereitstellung der Alternative – ab.

6.2.3 Weitere Optionen zum Vergleich von Wassernutzungen anhand eines Wert- und Zielkonzeptes

Im Rahmen des Projektes konnte das Potential der Landkarte zur Bewertung von Wassernutzungen anhand eines Wert- und Zielkonzeptes nicht ausgeschöpft werden. Drei Möglichkeiten, welche die Landkarte zur integrierten Beschreibung von Wassernutzungen bietet, wurden nicht beleuchtet. Auf diese soll abschließend kurz verwiesen werden.

- ▶ Wassernutzungen lassen sich auch anhand ihrer wirtschaftspolitischen Effekte vergleichen. Ähnlich der Alternativkosten ergeben sich hierbei vergleichende Aussagen zwischen den Wassernutzungen zum Beispiel in Bezug auf Beschäftigungswirkung. Hält man sich die politische Schlagkraft von Aussagen zur Beschäftigung vor Augen, so könnten diesbezügliche robuste Aussagen eine hohe Relevanz für politische Entscheidungen haben.
- ▶ Wassernutzungen ließen sich auch aus dem Ziel der Daseinsvorsorge heraus vergleichen. Dies würde im Kern auf einen Vergleich der Notwendigkeit der einzelnen Wassernutzungen hinauslaufen. Dies kann dann wichtig sein, wenn zum Beispiel extreme Wasserknappheit ansteht, so dass Wassernutzungen in ihrem Kern auf den Prüfstand gestellt werden müssen.¹⁶³
- ▶ Schließlich können auch die Nachhaltigkeitswirkungen der verschiedenen Wassernutzung nebeneinandergestellt und Wassernutzungen daran verglichen werden, wie stark sie die Wasserressourcen und Gewässer sowie andere Umweltmedien beeinträchtigen. Hierbei werden Rückschlüsse möglich, die bei der Priorisierung von Gewässerschutzmaßnahmen helfen könnten.

¹⁶¹ So hat Sachsen ca. 23 Prozent der Einwohner beziehungsweise die Hälfte der Fläche von Nordrhein-Westfalen und weist eine Wirtschaftsleistung von unter 20 Prozent von Nordrhein-Westfalen auf (vgl. Tabelle 38 in Abschnitt 5.1.2.6).

¹⁶² Für weitere Erläuterungen hierzu – siehe Abschnitte 5.1.2.6, 5.2.2.2, 5.3.2.2, 5.4.2.2.

¹⁶³ Zum Beispiel können in einer extrem wasserknappen Region die Trinkwassernutzung mit der Nutzung zur Bewässerung von Landwirtschaftsflächen oder der Kühlung von Kraftwerken in Konkurrenz stehen (vgl. beispielsweise Ward *et al.* 2006). So ist aus Perspektive der Daseinsvorsorge festzustellen, dass Wasser in drei der betrachteten Wassernutzungen Beiträge leistet: nicht nur die sichere Versorgung mit Trinkwasser gehört zur Daseinsvorsorge, auch die sichere Energie- und die sichere Lebensmittelvorsorge können ihr zugerechnet werden. Allerdings wären dann in einem nächsten Schritt alternative Bereitstellungsszenarien zu diskutieren. So könnten sich bei den Wassernutzungen „Kühlwasser“ und „Bewässerung“ Alternativen leichter auf tun als bei der Trinkwassernutzung. Beispielsweise kann bei der Energieerzeugung mit Wind und Sonne auf Kühlwasser verzichtet beziehungsweise der Strom importiert werden. Die sichere Lebensmittelversorgung kann durch Import von Lebensmitteln aus wasserreichen Regionen sichergestellt werden. Eine Beschaffung von Trinkwasser aus entfernteren Quellen ist zwar prinzipiell auch möglich, aber normalerweise deutlich kostspieliger. Aber auch hier zeigen die Diskussionen und praktische Beispiele um neuartige Sanitärsysteme und Regenwassernutzung, dass die Trinkwasserversorgung und Abwasserentsorgung von der Wasserressourceninanspruchnahme, wie sie in Deutschland gegenwärtig praktiziert wird, teilweise abgekoppelt werden kann (vgl. stellvertretend DWA 2008b; Bieker und Frommer 2010; Augustin *et al.* 2014).

6.3 Vergleich von Bewertungsergebnissen zur Nutzenstiftung mit Ergebnissen zu weiteren Wert- und Zielkonzepten

6.3.1 Einleitung

Die im vorangegangenen Abschnitt vorgenommenen Ergebnisvergleiche zwischen den Wassernutzungen beziehen sich nur auf die Nutzenstiftung durch direkte Leistungen an die Gesellschaft. Zugleich wurden nicht alle Effekte, die mit der Wassernutzung einhergehen, einbezogen. Entsprechend der Intention der Landkarte der Bewertung (vgl. Abschnitt 2) können weitere Messkonzepte und weiterer Wert- und Zielkonzepte hinzugezogen werden. Hierdurch können:

- ▶ die direkten Leistungen der Wassernutzungen an die Gesellschaft anhand weiterer Wert- und Zielkonzepte beurteilt und somit die Wertebasis erweitert werden,
- ▶ weitere Effekte der Wassernutzungen – insbesondere deren Einflüsse auf den Naturhaushalt – einbezogen werden, die mit Hilfe der Messkonzepte zur Nutzenstiftung nicht erfasst wurden.

Im Folgenden werden die Wertaussagen zur Nutzenstiftung mit den Bewertungsergebnissen bzgl. der weiteren Zielkonzepte verglichen. Dies erfolgt am Beispiel der Wassernutzung, für die die jeweiligen Bewertungen vorgenommen wurden.

6.3.2 Vergleich von Bewertungsergebnissen zur Nutzenstiftung und zu wirtschaftspolitischen Zielen – Beispiel Binnenschifffahrt

Die Integration der Nutzenstiftung mit wirtschaftspolitischen Effekten wurde beispielhaft für die Binnenschifffahrt untersucht. Mit dem Alternativkostenansatz wurde insbesondere die gesellschaftliche Nutzenstiftung der preiswerten Transportleistung bewertet, und hierbei mit den Transportkosten der Binnenschifffahrt und Produzentenrente betriebliche Effekte einbezogen. Die betrachteten wirtschaftspolitischen Effekte beziehen sich ebenfalls auf gesellschaftliche Wirkungen der Binnenschifffahrt. Hierbei wurden die Preiseffekte und die Beschäftigungswirkung beispielhaft beurteilt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 152 zusammengefasst.

Die hierbei gewonnenen Ergebnisse der zwei Wert- und Zielkonzepte ergänzen einander. Sie sind zwar nicht vollständig unabhängig, da bei ihrer Schätzung die gleichen Marktreaktionen zugrunde gelegt werden. Sie korrelieren aber auch nicht vollständig, da sie zum Teil verschiedene Aspekte des Wirtschaftssystems aufgreifen.

Die Binnenschifffahrt induziert einen positiven Nettonutzen durch die preiswerteren angebotenen Transportleistungen im Vergleich zu Eisenbahntransporten. Dieser positive Effekt wird auch bei dem wirtschaftspolitischen Indikator „Preiseffekt“ sichtbar. Hier drücken Nutzenstiftung und wirtschaftspolitischer Indikator ungefähr den gleichen Effekt aus. Dies erfolgt aber mit unterschiedlichen Indikatoren.

Zugleich sind die Transportleistungen der Binnenschifffahrt mit niedrigeren Beschäftigungszahlen verbunden als etwaige Transportleistungen durch die Bahn. Diese Ergebnisse ergänzen die Nutzenstiftung um den Aspekt der induzierten Faktorinanspruchnahme, welche in Bezug auf Beschäftigung für sich genommen einen Wert darstellt.

Tabelle 152: Vergleich der Nutzenstiftung mit wirtschaftspolitischen Effekten der Binnenschifffahrt

Ziel- und Wertkonzept	Indikator	Indikatorwerte Ø (2007-2013)	Beurteilung der Effekte
Nutzenstiftung	Alternativkosten (at source)	369 Mio. €/a (in Preisen von 2010)	je höher, desto besser
	Alternativkosten* (in situ)	1.229 Mio. €/a (in Preisen von 2010)	je höher, desto besser
Wirtschaftspolitische Ziele	Preiseffekte	vermiedene Preissteigerungen von 1,6 ct/tkm	je höher, desto besser
	Beschäftigungseffekte	verringerte Beschäftigtenzahlen von -3.400 Beschäftigten**	je höher, desto besser

* Da die wirtschaftspolitischen Effekte im Rahmen einer in-situ-Betrachtung analysiert werden (vgl. Abschnitt 5.1.3.2), wurde bei den Alternativkosten nicht nur der in Abschnitt 5.1.2.4 dargestellte at-source-Wert aufgeführt, sondern auch der in-situ-Wert (Abschnitt 5.1.2.3); ** Ø (2008-2013).

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach Ergebnissen der Abschnitte 5.1.2.3, 5.1.2.4, 5.1.3.2.

Hierbei sei noch einmal darauf verwiesen, dass die hier vorgenommenen Analysen zu wirtschaftspolitischen Effekten durch ihren Fokus auf direkte Wirkungen stark vereinfachend ausfallen (vgl. Abschnitt 5.1.3.2). Bei Berücksichtigung von indirekten Wirkungen in vor- und nachgelagerten Wirtschaftszweigen können sich durchaus andere Ergebnisse ergeben.

6.3.3 Vergleich von Bewertungsergebnissen zur Nutzenstiftung und zu Zielen der Daseinsvorsorge – Beispiel Öffentliche Wasserversorgung/Abwasserbeseitigung der Haushalte

Die öffentliche Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung wurde im Rahmen der Studie mit zwei unterschiedlichen, aber teilweise komplementären Wert- und Zielkonzepten untersucht: zum einen mit dem Konzept der Nutzenstiftung und zum anderen mit dem Konzept der Daseinsvorsorge. Beide Konzepte beziehen sich schwerpunktmäßig auf die Bereitstellung von Trinkwasser und somit auf den „Output Endprodukt“ der öffentlichen Wasserversorgung. Zugleich wird die ordnungsgemäße Abwasserbeseitigung als komplementärer Prozess berücksichtigt. Dies erfolgt im Zuge der Betrachtung der Daseinsvorsorge wesentlich umfassender, da nicht nur die Kosten der Abwasserbeseitigung einfließen, sondern auch die Zielerreichung in Bezug auf gesellschaftliche Ziele der Abwasserentsorgung explizit berücksichtigt werden.

Im Folgenden soll diskutiert werden, welche Übereinstimmungen und auch welche unterschiedlichen Einschätzungen sich in der Zusammenschau durch die Anwendung dieser beiden Wert- und Zielkonzepte ergeben.

Die Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung wird in Deutschland als Teil der Daseinsvorsorge begriffen, weil diese Dienstleistungen als notwendig für unsere Lebens- und Wirtschaftsweise erachtet werden. Die Notwendigkeit ergibt sich nicht nur aus der lebenserhaltenden Funktion des Trinkwassers, sondern auch weil Wasser zur Körperhygiene, zur Toilettenspülung, weiterhin zu Wäschereini-gung und Hausputz etc. als Grundbedürfnisse betrachtet werden. Mit Hilfe eines Indikatorensystems wurde gezeigt, dass:

- ▶ die gesetzlichen Standards der Daseinsvorsorge sehr weitgehend eingehalten werden und auch insgesamt
- ▶ die Daseinsvorsorge in diesem Bereich gegenwärtig auf einem hohen Niveau zu erschwinglichen Kosten bereitgestellt wird,
- ▶ langfristig aber auf die derzeit niedrigen Rehabilitationsraten reagiert werden muss.

Die Wertschätzung für die Dienstleistungen der Daseinsvorsorge für Trinkwasser und Abwasserbeseitigung kann man auch mit dem Konzept der Nutzenstiftung sehen und messen. Insbesondere ist die errechnete Zahlungsbereitschaft der Wassernutzer für das erste Dezil des Trinkwassergebrauchs –

erwartungsgemäß – extrem hoch (108 Mrd. € - siehe Tabelle 62 in Abschnitt 5.2.2.2). Auf Deutschland bezogen liegt die Wassermenge, für die jeder Bürger bereit wäre, mindestens den Preis von Flaschenwasser zu zahlen, falls eine Versorgung aus der Wasserleitung aus welchen Gründen auch immer nicht möglich wäre, bei über 40 Litern (vgl. Tabelle 62 in Abschnitt 5.2.2.2). Dies unterstützt die Einstufung der Trinkwasserversorgung (einschließlich Abwasserbeseitigung) als Teil der Daseinsvorsorge aufgrund deren Notwendigkeit.

Weiter gilt für beide Bewertungskonzepte, dass eine Verschlechterung der Ressourcensituation (Verschmutzung, Einschränkung des Angebotes) Wertverluste mit sich bringt. Bei dem einen Bewertungskonzept würde man von einer Absenkung der Standards der Daseinsvorsorge sprechen, bei dem anderen von Nutzeneinbußen.

Beide Bewertungskonzepte ergänzen sich, führen aber nicht zu identischen Aussagen. Es gibt auch Bereiche, die nur mit einem der Konzepte sinnvoll analysiert werden können. Beispielsweise gibt es sicherlich auch Trinkwasserverwendungen, die nicht zur Befriedigung der Grundbedürfnisse zählen können, wie z. B. die Bewässerung von Ziergärten oder das Füllen von privaten Schwimmbädern. Diese Wasserdienstleistungen zählen üblicherweise nicht zur Daseinsvorsorge. Die Indikatoren, mit denen das Niveau der Daseinsvorsorge festgestellt werden kann, sind nur unzureichend geeignet, um die Wertschätzung für diese – nicht notwendigen – Wasserdienstleistungen zu messen. Die Nachfrage nach ihnen ist ein Hinweis auf eine entsprechende Wertschätzung, die mit Hilfe des Konzeptes der Nutzenstiftung gut erfasst werden kann. So impliziert die für die empirische Untersuchung herangezogene, sehr unelastische Preiselastizität der Nachfrage von -0,24, dass die durchschnittliche Nutzenstiftung selbst für die letzten zehn Prozent (und somit für das Wasser für Pools und Gartenbewässerung) noch nennenswert oberhalb der variablen Entgelte liegt.

In dem als gesellschaftlich notwendig erkannten Bereich erlaubt allerdings das Zielkonzept der Daseinsvorsorge demgegenüber eine weit umfassendere Reflexion der Situation im Hinblick auf Leistungsumfang, Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung und Kosten anhand von gesellschaftlich abgestimmten Zielvorgaben, als durch das individualistische Konzept der Nutzenstiftung leistbar ist. Denn bei der gesellschaftlichen Zielabwägung können neben Nutzen-Kosten-Abwägungen auch weitere Zielstellungen einfließen, wie z. B. Gerechtigkeitsüberlegungen (wie sie beispielsweise beim Ziel der flächendeckenden Versorgung zu finden sind). Zugleich stellt die gesellschaftliche Zielabwägung einen pragmatischen Weg dar, um komplexe Tatbestände abzuwägen (z. B. die Frage nach einer gesundheitlich unbedenklichen Wasserqualität beziehungsweise einer Qualität von öffentlichen Gewässern) und hierbei Expertenwissen einfließen zu lassen.¹⁶⁴

6.3.4 Vergleich von Bewertungsergebnissen zur Nutzenstiftung und zur Nachhaltigkeit/zum Erhalt kritischer Naturbestandteile – Beispiel Kühlwassernutzung für die thermoelektrische Stromproduktion

Der Vergleich der Ergebnisse zur Nutzenstiftung, konkret zu den Alternativkosten mit den Ergebnissen zum Erhalt kritischer Naturbestandteile erfolgt beispielhaft für die Kühlwasserinanspruchnahme zur thermoelektrischen Stromproduktion. Die Bewertung des Erhalts kritischer Naturbestandteile bezieht sich maßgeblich auf die Rückwirkungen, die durch die Inanspruchnahme des Gewässers auf das Gewässer selbst entstehen (Einfluss auf Naturhaushalt). Zugleich werden Konflikte zwischen Gewässerschutzzielen und weiteren Umweltschutzzielen mitberücksichtigt und hierzu Verlagerungseffekte von Gewässerschutzziele hin zu anderen Umweltmedien in die Betrachtung einbezogen, die aufgrund von Gewässerschutzmaßnahmen erwachsen. Hierzu werden die CO₂-Emissionen bei Nutzung der

¹⁶⁴ Zwar spielen bei der gesellschaftlichen Abwägung von Standards auch Nutzen-Kosten-Überlegungen hinein und werden somit wohlfahrtsökonomische Abwägungen getroffen, aber nicht ausschließlich. Ansätze zur Bewertung einer Gefährdung von Leben – die bei der Ableitung von Zielen der Daseinsvorsorge im Extrem relevant sein können, zeigen beispielhaft Viscusi (1993) und Jonkmann *et al.* (2003). Hierbei sind auch ökonomische Ansätze dargestellt und deren Möglichkeiten und Grenzen diskutiert.

Durchlaufkühlung gegenüber einer Kreislaufkühlung erfasst. Die folgenden Vergleiche greifen die Ergebnisse für Deutschland als Betrachtungsraum auf (Tabelle 153).

Bezogen auf die Kühlwassernutzung besteht eine deutliche Kopplung von Nutzenstiftung (Alternativkosten) und Auswirkung auf die Gewässer: je höher die Nutzenstiftung, desto grösser fällt die Belastung der Gewässerökosysteme aus. Die Kurven der Alternativkosten, Frischwasserentnahme und der theoretischen Wärmeeinträge korrelieren miteinander hinsichtlich ihrer Verläufe sehr deutlich. (Abbildung 30)

Abbildung 30: Zeitlicher Verlauf der Indikatoren zu Nutzenstiftung und Nachhaltigkeit



Quelle: Eigene Darstellung anhand der Ergebnisse aus Abschnitt 5.3.2.2, 5.3.3.3.

Im Durchschnitt der Jahre 2007 bis 2013 stehen Nutzenstiftungen von ca. 90 Mio. €/a durch die Inanspruchnahme von Durchlaufkühlung anstelle von Kreislaufkühlung einer Inanspruchnahme von Frischwasser gegenüber, die ca. 9 Prozent des erneuerbaren Süßwasserdargebots umfassen und einem durchschnittlichen Wärmeeintrag von 1,3-2,9 MJ pro m³ erneuerbarer Süßwasserressource gegenüber (Tabelle 153). Insbesondere der Wärmeeintrag wird als nicht vereinbar mit den Nachhaltigkeitszielen angesehen (vgl. Abschnitt 5.3.3.3).¹⁶⁵

Es können auch die Trends von Nutzenstiftung und Gewässerbelastung verglichen werden. Die Entwicklung verläuft ähnlich, aber nicht gleich. Die Nutzenstiftung von Wasserressourcen als Kühlwasser ist zwischen 2001 und 2013 leicht zurückgegangen. Zugleich ging die Belastung des aquatischen Systems zurück, wie die Veränderungen bei der Frischwasserentnahme und des theoretischen Wärmeeintrags verdeutlichen. Dieser Belastungsrückgang ist positiv zu würdigen im Hinblick auf die Nachhaltig-

¹⁶⁵ Die Alternativkosten beziehen sich nur auf die Wassernutzung für die Durchlaufkühlung während die Indikatoren zum eingesetzten Frischwasser und den Wärmeeinträgen auch die Auswirkungen der Kreislaufkühlung beinhaltet. Diese wirken sich marginal auf die Ergebnisse (vgl. Tabelle 93 im Abschnitt 5.3.2.2 zu Wasserverbrauch und Tabelle 108 sowie Tabelle 109 im Abschnitt 5.3.3.3 zu Wärmeeinträgen) aus.

keit. Gleichwohl sind die Indikatoren aber nicht vollständig korreliert (der Rückgang der Nutzenstiftung fällt weniger stark als der Rückgang der Gewässerbelastung aus), da verschiedene Aspekte der Technologie, Ökologie oder Wirtschaft in der jeweiligen Perspektive einbezogen werden. Zwar wirken der rückläufige Anteil der Durchlaufkühlung bei thermoelektrischen Kraftwerken sowie der leichte Rückgang der thermoelektrischen Stromproduktion insgesamt vermindern auf die Nutzenstiftung (Abschnitt 5.3.2.2), aber auch entlastend in Bezug auf die Gewässer (Abschnitt 5.3.3.3). Zugleich wirken steigende Strompreise „nur“ nutzenerhöhend, während der Energiemix der thermoelektrischen Stromproduktion die Gewässerbelastung maßgeblich beeinflusst. Dies illustriert, dass vielfältige Kontextfaktoren auf die Entwicklung der Indikatorwerte einwirken. Aus einer Beschreibung der Nutzenstiftung kann daher nicht allein auf die Entwicklung der Gewässerbelastung geschlossen werden.

Tabelle 153: Vergleich der Nutzenstiftung mit Auswirkungen auf die Gewässer infolge des Einsatzes von Kühlwasser für die thermoelektrische Stromproduktion

	Einheit	Ø 2007-2013	Interpretation	Kontextfaktor
Alternativkosten	Mio. €	89	Je höher, desto besser	Anteil der Durchlaufkühlung, Umfang der thermoelektrischen Stromproduktion (Energiewende und Atomausstieg), Energiemix
Eingesetztes Frischwasser zur Kühlung zu erneuerbaren Süßwasserressourcen	%	9,2%	Je niedriger, desto besser	
Wärmeeinträge pro erneuerbaren Süßwasserressourcen	MJ/m ³	1,3- 2,9	Je niedriger, desto besser	

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach Ergebnissen der Abschnitte 5.3.2.2, 5.3.3.3.

Weiterhin wurde in Bezug auf die Nachhaltigkeit eine Verlagerung von Umweltbelastungen weg von aquatischen Systemen und hin zu anderen Umweltmedien beschrieben. Dies wurde u. a. anhand der CO₂-Belastungen dargestellt, die durch eine Nutzung der Durchlaufkühlung im Vergleich zur Kreislaufkühlung geringer ausfallen und somit als positiver Begleiteffekt einer intensiven Wassernutzung zu werten sind. In der Abbildung 30 zeigt sich beispielsweise die direkte Korrelation der Gewässerbelastung, d. h. des Frischwassereinsatzes beziehungsweise der Wärmeeinträge, mit den Alternativkosten sowie mit den vermiedenen CO₂-Emissionen gegenüber einer Stromproduktion bei ausschließlicher Kreislaufkühlung. Mit rückläufiger Gewässerinanspruchnahme durch eine verringerte Inanspruchnahme der Durchlaufkühlung gehen sowohl die ökonomische Bedeutung des Wassers (Alternativkosten) als auch die vermiedenen CO₂-Emissionen zurück. Anders ausgedrückt, es wird ein Trade-off zwischen den Gewässerschutz- und Klimaschutzmaßnahmen deutlich.

Verlagerungseffekte ergeben sich aber auch infolge der Energiewende, bei der die Stromproduktion von thermoelektrischen Kraftwerken auf alternative Erzeugungsformen übergeht. Anstelle der Gewässer werden zunehmend andere Umweltmedien (Landnutzung, Landschaft) beansprucht (vgl. Abschnitt 5.3.3.3).

Abschließend ist zu konstatieren, dass die Bewertungsaussagen zur Nutzenstiftung im Zuge der Nachhaltigkeitsbetrachtung um folgende Aspekte ergänzt werden:

- ▶ Es wurden mit der Belastung der Gewässer Wirkungen erfasst, die durch die stark auf das Endprodukt fokussierte Nutzenbewertung anhand der Alternativkosten nicht ausreichend berücksichtigt werden konnten.
- ▶ Weiterhin wurden Veränderungen bei der „Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen“ und beim „Output sonstige Emissionen/Abfall“ als Verlagerungseffekte einbezogen und der Gewässernutzung zugeordnet. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit, Gewässerschutz integriert mit dem Schutz anderer Umweltgüter zu betrachten.
- ▶ Mit der Bewertung der Gewässerbelastung und der Betrachtung der Verlagerungseffekte wurden die Interessen zukünftiger Generationen einbezogen, deren Wohlergehen vermutlich auch

vom Zustand der natürlichen Ökosysteme, die sie von den gegenwärtig lebenden Generationen übernehmen werden, abhängt. Die Bewertung ist zugleich deckungsgleich mit den Interessen derjenigen, denen schon in der Gegenwart an naturnahen, funktionsfähigen Gewässerökosystemen gelegen ist. Mit den genutzten Messkonzepten bzgl. der Nutzenstiftung wurden diese Aspekte ebenfalls nicht erfasst.¹⁶⁶

Somit ermöglichen selbst die wenigen, anhand der statistischen Daten realisierbaren Bewertungsansätze zur Nachhaltigkeit eine Ergänzung und Relativierung der Nutzensaussagen durch die bessere Berücksichtigung der mit der Nutzung einhergehenden Belastungen der Gewässer sowie der Umwelt. Zugleich wurde die Bewertungsaussage verbreitert, da aufgrund der Nachhaltigkeitsperspektive auch zukünftige Generationen einbezogen werden. Im Beispielfall des Kühlwassers wurde hierbei der Trade-off zwischen Nutzen von Wasser zur Durchlaufkühlung und Nachhaltigkeit der Gewässerbelastung herausgearbeitet.

6.4 Einordnung der Ergebnisse in die Landkarte der Bewertung und Beiträge zum Gewässermanagement

Ziel bei der Erarbeitung der Landkarte der Bewertung (Abbildung 1) war es, eine Hilfestellung bei der Bewertung von Wasser und Gewässern zu geben. Hintergrund ist die hohe Komplexität der ökonomischen Bedeutung von Wassernutzungen. Abschließend sollen daher die erarbeiteten Ergebnisse noch einmal in ihrem Zusammenwirken in die Landkarte der Bewertung eingeordnet werden (Abbildung 31).

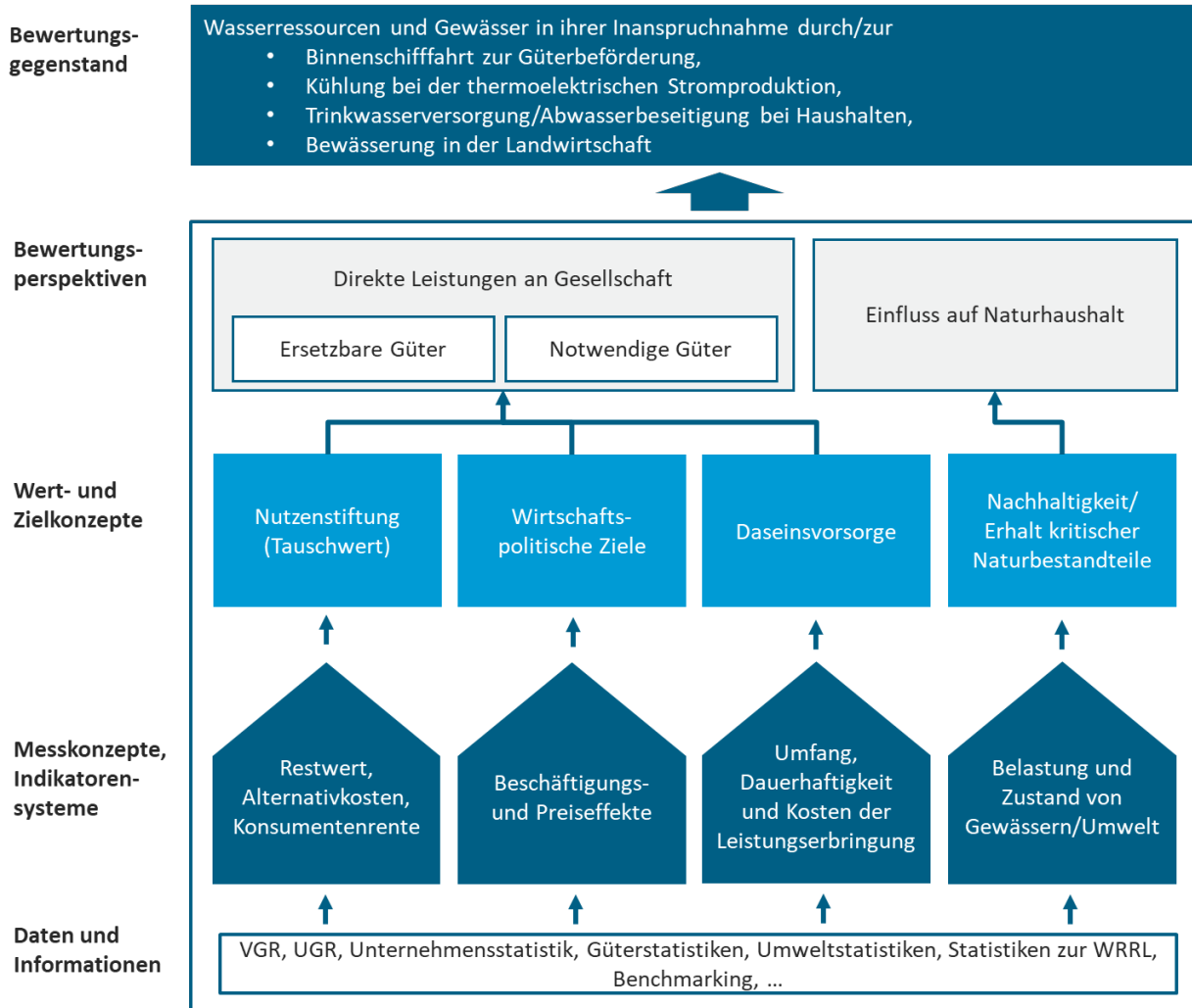
Im Vergleich zur generalisierten Landkarte der Bewertung (vgl. Abschnitt 2.1) sind folgende Punkte hervorzuheben:

- ▶ Der Bewertungsgegenstand war die Inanspruchnahme von Wasserressourcen und Gewässer durch vier Wirtschaftssektoren.
- ▶ Die Perspektive der *direkten Leistungen an die Gesellschaft* wurde maßgeblich durch die Bewertungen zur Nutzenstiftung, zu wirtschaftspolitischen Effekten und zur Daseinsvorsorge aufgegriffen. Hierbei wurde die ökonomische Bedeutung von Wasser insbesondere anhand der im Zuge der Wassernutzung bereitgestellten Endprodukte beurteilt: z. B. über die Alternativkosten (Nutzenstiftung), die Preiseffekte (wirtschaftspolitische Effekte) sowie anhand von Leistungsumfang, Dauerhaftigkeit und Kosten der Leistungserbringung der Daseinsvorsorge. Es wurde weiterhin die betriebliche Zahlungsbereitschaft für Wasser erhoben (z. B. Restwert). Schließlich wurden auch Wirkungen bei der Faktorinanspruchnahme (Beschäftigungseffekte) dargestellt.
- ▶ Hierbei wurden die Konsequenzen, die sich aus der Frage der *Ersetzbarkeit* beziehungsweise *Notwendigkeit* (sprich Nicht-Ersetzbarkeit) der mit Hilfe von Wasser bereitgestellten Endprodukte für die Bewertung ergeben, beleuchtet. Dies erfolgte anhand der Betrachtung der Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Hierbei zeigte sich, dass individuelle Nutzenüberlegungen und gesellschaftliche Zielvorgaben als Wert- und Zielkonzepte in ihrer Kombination sinnvolle Bewertungsbeiträge liefern.
- ▶ Die Perspektive des *Einflusses auf den Naturhaushalt* infolge der Wassernutzung wurde fast ausschließlich durch die Bewertung anhand von Nachhaltigkeitseffekten aufgegriffen. Vor dem Hintergrund der verfügbaren Daten war es wesentlich einfacher, Belastung und Zustand der

¹⁶⁶ In Abschnitt 2.4.1 wurde jedoch darauf verwiesen, dass Bürger mit dem Vermächtnis- oder Existenzwert ihre Wertschätzung (d. h. Nutzenstiftung) bzgl. eines nachhaltigen Wirtschaftens zum Ausdruck bringen können. Deren Erfassung bedarf jedoch anderer Messkonzepte und Indikatoren als hier zur Anwendung gekommen sind.

Wasserressourcen und Gewässer im Hinblick auf gesellschaftliche Ziele zum Erhalt von kritischen Naturbestandteilen zu bewerten als beispielsweise im Hinblick auf Nutzenstiftung und wirtschaftspolitische Effekte.¹⁶⁷

Abbildung 31: Einordnung der empirischen Bewertungsschritte in die Landkarte der Bewertung



Quelle: Eigene Darstellung.

Somit erhält die Landkarte der Bewertung ihre Bedeutung zum einen als Strukturierungshilfe von mehrdimensionalen Bewertungsansätzen und zum anderen als pragmatischer Ansatz zur umfassenden Auswertung von öffentlich zugänglichen Daten. Sie hilft dabei, pragmatisch mit der Knappheit an verfügbaren Daten umzugehen, um gleichwohl möglichst viele Effekte der Wassernutzungen zu betrachten.

Welche Bedeutung kommt den empirisch gewonnenen Aussagen für das gesellschaftliche Gewässermanagement zu?

Die Betrachtung der Wassernutzungen anhand mehrerer Wert- und Zielkonzepte erlaubt eine umfassendere Beschreibung der mit der Wassernutzung einhergehenden Effekte als eindimensionale Ansätze. Sinnvollerweise lässt sich eine solche mehrdimensionale Betrachtung einzelner Wassernutzun-

¹⁶⁷ Die Bewertung zur Daseinsvorsorge lieferte für den Teilaspekt Abwasserbeseitigung Erklärungsbeiträge zur Belastung der Gewässer, da hier gesellschaftliche Ziele zum Ausbau der Kläranlagen bestehen.

gen in Form eines Monitorings gestalten. Hierdurch können gezielt solche gesellschaftlichen Entwicklungstrends verfolgt werden, die den Wert und die ökonomische Bedeutung der Wassernutzungen beeinflussen. Dadurch verbessern die erarbeiteten Messkonzepte und Indikatorensysteme den gesellschaftlichen Informationsstand zu komplexen Wirkungsnetzen von Wassernutzungen.

Weiterhin können Bewertungsergebnisse herangezogen werden, um Wassernutzungen miteinander zu vergleichen. Dies ist anhand von mehrdimensionalen Bewertungen denkbar, wurde im Rahmen des Projektes jedoch beispielhaft nur anhand der Nutzenstiftung (Alternativkosten) und der sektorbezogenen Zahlungsbereitschaft durchgeführt.

Vergleiche von Wassernutzungen sind insbesondere dann relevant, wenn gesellschaftliche Konflikte um Wasser gelöst werden müssen. Die Vergleiche können dann dabei helfen, Entscheidungen zwischen verschiedenen Lösungsoptionen vorzubereiten. Hierfür müssen sie sich auf die konkreten Konflikte beziehen und die Auswirkungen von Lösungsoptionen für die involvierten Wassernutzungen beurteilen.

Ein derartig enger Bezug zu konkreten Konflikten liegt den hier durchgeführten Bewertungen nicht zugrunde. Während Konflikte auf lokaler und regionaler Ebene auftreten, werden mit den getesteten Ansätzen die aussagekräftigsten Ergebnisse auf nationaler Ebene erzielt. Der verfolgte Betrachtungsansatz ähnelt dadurch einer statistischen Beschreibung (vgl. Edens und Graveland 2014), indem wertrelevante Entwicklungen einzelner Wassernutzungen auf Landes- und Bundesebene nachvollzogen werden.

Welchen Erkenntnisgewinn bringt es daher, auf diesem abstrakteren und von konkreten Konflikten losgelösten Niveau die verschiedenen Wassernutzungen in ihrem Zeitverlauf beziehungsweise bezüglich regionaler Differenzen gegenüberzustellen? Welche Beiträge können speziell von einem Vergleich der hier betrachteten Wassernutzungen erwartet werden?

Zwei Problemkonstellationen sind denkbar, für die wichtige Informationen bereitgestellt werden:

Bestehen beispielsweise weitgehend flächendeckende Konflikte zwischen den betrachteten Wassernutzungen um Wasserdienstleistungen, so bieten die auf nationaler beziehungsweise Länderebene erarbeiteten Ergebnisse direkte Informationen zur Beurteilung der Konflikte an. Während dies in Ländern mit hoher Wasserknappheit sicherlich der Fall ist, sind für Deutschland flächendeckende Konflikte zwischen Kühlwassernutzung, landwirtschaftlicher Bewässerung, Trinkwassergewinnung und Schifffahrt gegenwärtig nicht zu erwarten, auch wenn auf regionaler oder lokaler Ebene solche Konflikte bestehen mögen.

Falls die betrachteten Wassernutzungen in Konflikt mit anderen, hier nicht betrachteten Gewässernutzungen beziehungsweise -schutzziele stehen, lassen sich vergleichende Aussagen zur Bedeutung der Beiträge der einzelnen Wassernutzungen zum Konflikt treffen. Der Umstand, dass alle untersuchten Wassernutzungen mit Beeinträchtigungen des guten Zustands entsprechend EG-WRRL einhergehen können, weist darauf hin, dass diese Situation in Deutschland gegeben ist (vgl. z. B. IKSR 2015: 13 ff.; IKSE 2015: 18 ff.). Besteht daher vielfältiger gesellschaftlicher Regelungsbedarf, um die einzelnen Konflikte zu beherrschen beziehungsweise müssen die gesellschaftlichen Bemühungen zeitlich gestaffelt werden, so können die Projektergebnisse bei der Priorisierung zwischen den Teilkonflikten helfen.

Allerdings lässt sich eine Priorisierung nicht allein aufgrund der Bedeutung der Wassernutzungen vornehmen, sondern es müssen auch die mit einer Regelung induzierten Effekte einbezogen werden. Letztendlich sollten zuerst diejenigen Konflikte gelöst werden, bei denen die höchsten Nettoeffekte bewirkt werden.

7 Ausblick

Das Projekt zielte auf die Begründung und Erarbeitung von Indikatoren zur Beschreibung des ökonomischen Wertes und der wirtschaftlichen Bedeutung einer Inanspruchnahme von Wasser und Gewässern durch Sektoren. Hierbei standen solche Indikatorensysteme im Mittelpunkt, die anhand von öffentlich zugänglichen Daten die Bedeutung von Wasser für Sektoren abschätzen. Mit deren Hilfe lassen sich auf regionaler und nationaler Ebene bedeutsame Wassernutzungen in ihrer Entwicklung nachverfolgen und vergleichen.

Die Indikatorensysteme wurden dabei auf solche wirtschaftlichen Wassernutzungen angewandt, die maßgeblich in gegenwärtigen und potentiellen Konflikten um Wasser und Gewässer involviert sind. Hierbei wurden:

- ▶ die Bedeutung von Wasser für die Herstellung der Endprodukte der Wassernutzung betrachtet (Perspektive „direkte Leistungen an die Gesellschaft“). Hierfür wurden drei Wert- und Zielkonzepten herangezogen (Nutzenstiftung, Wirtschaftspolitische Ziele, Daseinsvorsorge), um die Bedeutung für die Gesellschaft multidimensional zu beurteilen.
- ▶ die Rückwirkungen der Wasserinanspruchnahme auf die Gewässer und auf weitere Umweltmedien dargestellt (Perspektive „Einfluss auf Naturhaushalt“) und anhand von Kriterien zur Nachhaltigkeit bewertet.
- ▶ wertbeeinflussende Faktoren, d. h. Kontextfaktoren zur Interpretation der Ergebnisse herangezogen und die Wertaussage hierdurch an Ressourceneigenschaften und wirtschaftliche Rahmenbedingungen gekoppelt.

Mit der Landkarte der Bewertung wurde eine Bewertungsstruktur geschaffen, um systematisch und transparent verschiedene Wert- und Zielkonzepte zu bündeln und auf die Bewertung von Wassersektoren anzuwenden. Sie verweist darauf, dass nicht nur Nutzenstiftung, sondern auch wirtschaftspolitische Effekte oder eine sichere Versorgung mit notwendigen Gütern bedeutsame nutzungsabhängige ökonomische Effekte darstellen. Die Betrachtung der Gewässerbelastungen durch die Wassernutzung stellt den Bezug zu fundamentalen Ökosystemfunktionen und deren vielfältigen nutzungsabhängigen und -unabhängigen Bedeutungen für die gegenwärtigen und zukünftigen Generationen her. Im Zusammenspiel mit dem Prozessschema lassen sich zugleich die Effekte gegenüber der Gesellschaft sowie die auftretenden Belastungen anhand der Perspektiven systematisch aufgreifen und einbeziehen.

Ihren methodischen Wert erhält die Landkarte der Bewertung darüber hinaus als pragmatischer Ansatz zur Auswertung von öffentlich zugänglichen Daten. Sie hilft dabei, pragmatisch mit der Knappheit an verfügbaren Daten umzugehen, um gleichwohl möglichst viele Effekte der Wassernutzungen zu betrachten.

Die Landkarte der Bewertung weist somit den Weg zu einer systematischen, umfassenden ökonomischen Betrachtung von einzelnen Wassernutzungen und deren vielfältigen, ökonomisch relevanten Wirkungen. Die hier erarbeiteten Ansätze lassen sich zu einem Monitoring der Wassernutzungen weiterentwickeln, die der Komplexität der ökonomischen und wirtschaftlichen Bedeutung von Wassernutzungen gerecht werden. Hierbei ergänzen die Indikatorensysteme die schon bestehenden, hoch aggregierten Indikatoren zur gesellschaftlichen Wassernutzung, wie zum Beispiel die Wasserproduktivität oder den Wassernutzungsindex, um komplexere, sektorspezifische Ansätze. Während die aufgeführten, hoch aggregierten Indikatoren die vielfältigen Entwicklungen zusammenfassen, erlaubt der hier verfolgte sektorspezifische Ansatz möglicherweise eine bessere Rückkopplung zu Politikmaßnahmen, die auf die einzelnen Sektoren ausgerichtet sind.

Weiterhin leistet das Projekt wichtige Beiträge für ein nachhaltiges gesellschaftliches Wassermanagement von Wasserkonflikten. Die Bewertungsergebnisse und Indikatorensysteme können die Diskussi-

onen um die Umsetzung und Weiterentwicklung der Wasserrahmenrichtlinie inspirieren. Anknüpfungspunkte sind die wirtschaftliche Analyse (Artikel 5), aber auch die Diskussion um die Verhältnismäßigkeit von Maßnahmen nach Artikel 4.4 und 4.5 EG-WRRL.

So ist es Ziel der wirtschaftlichen Analyse zu beschreiben, wie bedeutend Wasser für die Wirtschaft und die sozioökonomische Entwicklung des betrachteten Flusseinzugsgebietes ist (vgl. Europäische Kommission 2003: 29). Pragmatische Ansätze zur Beschreibung der Bedeutung von Wasser für Sektoren bestehen gegenwärtig darin, die Häufigkeit von Unternehmen, deren Größe (Umsatz), das Wasseraufkommen, aber auch die Beschäftigten als Indikatoren heranzuziehen (vgl. z. B. Salvetti 2013; LAWA 2015). Dementsprechend werden die Größe von Unternehmen und die Höhe der Wasserinanspruchnahme mit einer hohen Bedeutung gleichgesetzt.

Aus den Bewertungsergebnissen lassen sich in Hinblick auf wirtschaftliche Analysen folgende Hinweise geben:

- ▶ wenn statische Indikatoren zur Beschreibung der ökonomischen Bedeutung von Wasser für Sektoren herangezogen werden sollen, dann ist der Restwert – d. h. das auf die Nutzung von Wasser beziehbare Residualeinkommen von Firmen – geeigneter als Umsatzzahlen, Bruttowertschöpfung oder die Menge des in Anspruch genommenen Wassers.
- ▶ die Wassernutzung ist für die Gesellschaft dann besonders bedeutsam, wenn die hierdurch bereitgestellten Endprodukte nicht oder nur zu hohen gesellschaftlichen Kosten substituiert werden können. Nicht nur die unternehmensbezogenen Effekte sind maßgeblich, sondern vor allem auch die auf die Konsumenten entfallenden Effekte vor dem Hintergrund von Alternativen.¹⁶⁸

Die Projektergebnisse können dabei unterstützen, zwischen den vielfältigen Konflikten um Gewässernutzung und nachhaltigem Erhalt der Wasserkörper zu priorisieren. Zugleich können die Ergebnisse dabei helfen, Positionen von Vertretern der wassernutzenden Sektoren anhand öffentlich zugänglicher Daten zu hinterfragen. Während in der vergangenen Dekade deutliche konzeptionelle Fortschritte dabei erreicht wurden, nicht marktgebundene Wirkungen von Gewässerverbesserungen in Bewertungen zu integrieren (vgl. z. B. Brouwer *et al.* 2009; Ozdemiroglu *et al.* 2010), wurde weniger Augenmerk darauf verwendet, die Bedeutung von Wasserinanspruchnahme für Wirtschaftssektoren und den hierbei produzierten Endprodukten abzuleiten. Hierdurch lassen sich möglicherweise Kritikpunkte an Positionen von Vertretern der Sektoren fundieren. Es ist aber auch denkbar, dass solche Positionen bestätigt werden. Auch dies ist ein wichtiger Beitrag zur konstruktiven Lösungssuche von gesellschaftlichen Konflikten.

Um die hier umrissenen Aufgaben umfassend leisten zu können, sind Weiterentwicklungen bei den Indikatorensystemen notwendig. Zuerst einmal müssen die Anwendungsfelder vervollständigt werden. So wurden die Indikatorensysteme zu wirtschaftspolitischen Zielen, Daseinsvorsorge und Nachhaltigkeit nur für jeweils eine Wassernutzung spezifiziert und müssten auf die anderen Wassernutzungen übertragen werden. Die Analysen haben gezeigt, dass trotz gleicher Messkonzepte die Spezifizierung der Indikatorensysteme speziell auf einzelne Wassernutzungen ausgerichtet werden muss.

Da die auf Alternativen aufbauenden Bewertungsansätze von diesen zugrunde gelegten Substitutionsmöglichkeiten und Annahmen zu den marktlichen Bedingungen bei deren Nutzung (Substitutionspreis) abhängen, ist deren sachliche Richtigkeit als nächstbeste Alternative sicherzustellen. Dies erfordert möglicherweise auch eine regionale Differenzierung von Alternativen.

Weiterhin müssen die erarbeiteten Indikatorensysteme in ihrer Aussagekraft überprüft und verbessert werden. Hilfreich ist hier eine verbesserte Datenauflösung für Wirtschaftsbereiche und Regionen

¹⁶⁸ Die Bedeutung von Substitutionsmöglichkeiten wurde beispielsweise schon im Zuge der Diskussion nicht marktgebundener Effekte einer Verbesserung der Gewässerqualität durch die WRRL (vgl. Ozdemiroglu *et al.* 2010: 42) hervorgehoben.

bei den Statistiken. Hierzu sollten die Potentiale, die sich durch statistische Mikrodaten ergeben, stärker ausgenutzt werden.

Schließlich sind die wirtschaftlichen Verflechtungen der Wassernutzungen mit anderen Sektoren und die entsprechenden nachgelagerten Effekte besser einzubeziehen. Hierzu müssen ergänzende Messkonzepte entwickelt werden.

Literaturverzeichnis

- Abay, G. (2006): Diskontsatz in Kosten-Nutzen-Analysen. Zürich. http://www.transport-research.info/sites/default/files/project/documents/20150730_110441_29529_21140_1137_Inhalt.pdf, abgerufen am 09.10.2017.
- Alegre, H.; Baptista, J.; Cabrera Jr., E.; Cubillo, F.; Duarte, P.; Hirner, W.; Merkel, W.; Parena, R. (2006): Performance Indicator for Water Supply Services. Manual of Best Practice. 2. Ausgabe. London: IWA Publishing.
- Altmann, J. (2007): Wirtschaftspolitik: Eine praxisorientierte Einführung. Stuttgart: UTB.
- Ansmann, T. (2010): Simulation der Haushaltswassernachfrage im Elbegebiet. Ein mikrobasierter, mesoskaliger Modellansatz. Berliner Beiträge zur Ökologie, Band 7. Berlin: Weißensee-Verlag.
- Anter, J. (2014): Technik und Verfahrenskosten der landwirtschaftlichen Feldberegnung in Deutschland. Bewässerungstag 2014. http://www.ltz-bw.de/pb/site/pbs-bw-new/get/documents/MLR.LEL/PB5Documents/ltz_ka/Service/Veranstaltungen/Nachlese/2014/2014_02_11%20Bew%C3%A4sserungstag%20Rheinstetten_DL/Anter%20-%20Technik%20und%20Verfahrenskosten%20der%20landwirtschaftlichen%20Feldberegnung%20in%20Deutschland.pdf, abgerufen am 11.05.2016.
- Arbués, F.; García-Valinas, M.; Martínez-Espineira, R. (2003): Estimation of residential water demand: a state-of-the-art review. In: *Journal of Socio-Economics* (32): 81-102.
- Arrow, K. J.; Hahn, F. (1971): General competitive analysis. Amsterdam: North-Holland.
- ATT–Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren (Hrsg.) (2009): Leitfaden Benchmarking Talsperrenbetrieb. Siegburg: Oldenbourg Industrieverlag.
- ATT, BDEW, DBVW, DVGW, DWA, VKU (2011): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft 2011. Bonn: Wirtschafts- u. Verlagsgesellschaft. Gas und Wasser.
- ATT, BDEW, DBVW, DVGW, DWA, VKU (2015): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft 2015. Bonn: Wirtschafts- u. Verlagsgesellschaft. Gas und Wasser.
- ATT, BGW, DBVW, DVGW, DWA, VKU (2005): Verbändeerklärung zum Benchmarking Wasserwirtschaft. In: <http://www.trinkwassertalsperren.de/fileadmin/att/pdf/verbaendeerklarungbgw2005.pdf>, abgerufen am 09.10.2017.
- Augustin, K.; Skambraks, A.-K.; Li, Z.; Giese, T.; Rakelmann, U.; Meininger, F. et al. (2014): Towards sustainable sanitation – the HAMBURG WATER Cycle in the settlement Jenfelder Au. In: *Water Science & Technology: Water Supply* 14 (1): 13.
- Aylward, B.; Seely, H.; Hartwell, R.; Dengel, J. (2010): The Economic Value of Water for Agricultural, Domestic and Industrial Uses. A Global Compilation of Economic Studies and Market Prices. Bend: Ecosystem Economics.
- BAG – Bundesamt für Güterverkehr (Hrsg.) (2015): Marktbeobachtung Güterverkehr. Jahresbericht 2014. Köln. http://www.bag.bund.de/SharedDocs/Downloads/DE/Marktbeobachtung/Herbst_und_Jahresberichte/Jahresbericht_2014.pdf;jsessionid=216086EE8E51FA0FB227110516F3B339.live21303?_blob=publicationFile, abgerufen am 09.10.2017.
- Bayer, W. (2010): Kraft-Wärme-Kopplung 2003 bis 2008. Statistisches Bundesamt. In: *Wirtschaft und Statistik* 5: 472-478. https://www.DESTATIS.de/DE/Publikationen/WirtschaftStatistik/IndustrieVerarbeitendesGewerbe/KraftWaermeKopplung.pdf?_blob=publicationFile, abgerufen am 09.10.2017.
- Becker, J.; Mikalauskas, K.; Müller, T. (2013): Die Wasserentnahmeentgelte der Länder. Ein Vergleich. Ludwigshafen. https://www.ostwestfalen.ihk.de/fileadmin/_migrated/content_uploads/WEE_Wasserentnahmeentgelte_der_Laender_Broschüre_1.pdf, abgerufen am 06.10.2017.
- Becker, D. (2011): Wirtschaftspolitik: Kompakt und praxisorientiert. Stuttgart: Kohlhammer Verlag.
- Belau, T.; Fröba, N. (2009): Investitionen und Verfahrenskosten für die Feldverbesserung - Ergebnisse der KTBL-Arbeitsgruppe "Feldbewässerung". In: *Landbauforschung - Sonderheft* 328 (2009): 69-72.
- Berger, C.; Falk, C.; Hetzel, F.; Pinnekamp, J.; Roder, S.; Ruppelt, J. (2016): Zustand der Kanalisation in Deutschland. Ergebnisse der DWA-Umfrage 2015. Korrespondenz Abwasser 6. http://de.dwa.de/tl_files/_media/content/PDFs/Abteilung_WAW/ES/Kanalumfrage/Zustand%20der%20Kanalisation%202015.pdf, abgerufen am 16.01.2017.
- Bertenrath, R.; Thöne, M.; Walther, C. (2006): Wachstumswirksamkeit von Verkehrsinvestitionen in Deutschland. FiFo-Berichte Nr.7. Köln. http://kups.ub.uni-koeln.de/volltexte/2006/1751/pdf/FiFo-Berichte_Nr_7_2006.pdf, abgerufen am 09.10.2017.

- Bieker, S.; Frommer, B. (2010): Potenziale flexibler integrierter semizentraler Infrastruktursysteme in der Siedlungswasserwirtschaft. In: *Raumforschung und Raumordnung* 68 (4): 311–326.
- BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (Hrsg.) (2017): Die wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe - Buchführungsergebnisse der Testbetriebe des Wirtschaftsjahres 2015/16. Bonn. http://www.bmel-statistik.de/fileadmin/user_upload/monatsberichte/BFB-0111001-2016.pdf, abgerufen am 09.10.2017
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2013): Wasserwirtschaft in Deutschland; Teil 2 – Gewässergüte. Berlin. <http://docplayer.org/307970-Wasserwirtschaft-in-deutschland-teil-2-gewaesserguete.html>, abgerufen am 22.3.2017.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2014): Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 - Kabinettsbeschluss vom 3. Dezember 2014. http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Aktionsprogramm_Klimaschutz/aktionsprogramm_klimaschutz_2020_broschuere_bf.pdf, abgerufen am 19.09.2017.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2015): Klimaschutzbericht 2015. Zum Aktionsprogramm Klimaschutz 2020 der Bundesregierung. http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Pool/Broschueren/klimaschutzbericht_2015_bf.pdf, abgerufen am 10.05.2017.
- BMUB – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2016): Klimaschutzplan 2050. http://www.bmub.bund.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Klimaschutz/klimaschutzplan_2050_bf.pdf, abgerufen am 15.05.2016.
- BMVI – Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (Hrsg.) (2016): Verkehr in Zahlen. Stand September 2016. https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Artikel/G/verkehr-in-zahlen_2016.html, abgerufen am 18.8.2017.
- BMVI – Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (Hrsg.) (2016b): Bundesverkehrswegeplan 2030. Berlin. www.bvwp2030.de, abgerufen am 20.05.2017.
- BNetzA – Bundesnetzagentur (Hrsg.) (2016): Kraftwerkliste. https://www.bundesnetzagentur.de/DE/Sachgebiete/ElektrizitaetundGas/Unternehmen_Institutionen/Versorgungssicherheit/Erzeugungskapazitaeten/Kraftwerkliste/kraftwerkliste-node.html, abgerufen am 16.12.2016.
- BNetzA – Bundesnetzagentur für Elektrizität, Gas, Telekommunikation, Post und Eisenbahn (Hrsg.) (2013): Marktuntersuchung. Eisenbahnen 2013. Bonn.
- Bröhl, E.; Lorenz, M. (2012): Anpassungsstrategien für den regionalen Pflanzenbau. RegKlam Ergebnisbericht TP 3.3.1. Produkt 3.3.1 AP e). http://www.regklam.de/fileadmin/Daten_Redaktion/Publikationen/Ergebnisberichte/P3.3.1e_Bewaessering_LfULG_EB.pdf, abgerufen am 09.10.2017
- Brouwer, R.; Barton, D.; Bateman, I.; Brander, L.; Georgiou, S.; Martín-Ortega, J.; Navrud, S.; Pulido-Velazque, M.; Schaafsma, M.; Wagtendonk, A. (2009): Economic Valuation of Environmental and Resource Costs and Benefits in the Water Framework Directive: Technical Guidelines for Practitioners. Amsterdam. <http://www.researchgate.net/publication/265287734>, abgerufen am 15.11.2015.
- Brown, A.; Matlock, M. D. (2011): A Review of Water Scarcity Indices and Methodologies. White paper 106. Arkansas: The Sustainability Consortium, University of Arkansas.
- Brümmerhoff, D. (2007): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen. 8. Auflage. München/Oldenbourg: Wissenschaftsverlag GmbH.
- Bublitz, A.; Keles, D.; Fichtner, W. (2017): An analysis of the decline of electricity spot prices in Europe. Who is to blame? In: *Energy Policy* 107: 323–336.
- Bushart, S. (2014): Advanced Cooling Technologies for Water Savings at Coal-Fired Power Plants. <http://www.cornerstonemag.net/advanced-cooling-technologies-for-water-savings-at-coal-fired-power-plants/>, abgerufen am 05.10.2017.
- Ciriacy-Wantrup, S. V. (1964): The "new" competition for land and some implications for public policy. In: *Natural Resources Journal* 252: 253–267.
- Dalhuisen, J.; Florax, R.; de Groot, H.; Nijkamp, P. (2003). Price and Income Elasticities of Residential Water Demand: A Meta-Analysis. In: *Land Economics* 2 (79): 292-308.

- Daniel, V., Florax, R., Rietveld, P. (2009): Flooding risk and housing values: An economic assessment of environmental hazard. In: *Ecological Economics* 69: 355-365.
- Daßler, D.; Schneider, J. (2016): Langzeitprognose des deutschen Strommarktes auf Basis der Merit-Order. Conference Paper. www.researchgate.net/publication/299425341_Langzeitprognose_des_deutschen_Strommarktes_auf_Basis_der_Merit-Order, abgerufen am 18.12.2017.
- DB Netz AG (Hrsg.) (2015): Geschäftsbericht 2014. Frankfurt (Main). <http://www.dbnetze.com>, abgerufen am 12.6.2017.
- DB Netz AG (Hrsg.) (2016): Geschäftsbericht 2015. Frankfurt (Main). <http://www.dbnetze.com>, abgerufen am 12.6.2017.
- Debreu, G. (1959): *Theory of Value. An Axiomatic Analysis of Economic Equilibrium*. New Haven/London: Yale University Press.
- DESTATIS – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.) (2003): *Gliederung der Klassifikation der Wirtschaftszweige*. Ausgabe 2003. Wiesbaden.
- DESTATIS – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.) (2004): *Statistik der Wasserversorgung in der Landwirtschaft*. Wiesbaden.
- DESTATIS – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.) (2007): *Gliederung der Klassifikation der Wirtschaftszweige, Ausgabe 2008 (WZ 2008)*. Arbeitsunterlage. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt.
- DESTATIS – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.) (2010): *Umweltökonomische Gesamtrechnungen - Ausgaben für Umweltschutz 2007*. Wiesbaden. Destatis, Statistisches Bundesamt. 19. Aufl. 31 S.
- DESTATIS – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.) (2013a): *Güterverkehrsstatistik der Binnenschifffahrt. Qualitätsbericht*. Wiesbaden.
- DESTATIS – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.) (2013b): *Unternehmensstatistik der Binnenschifffahrt. Qualitätsbericht*. Wiesbaden.
- DESTATIS – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.) (2013c): *Strukturerhebung im Dienstleistungsbereich. Methodenbeschreibung - Berichtsjahr 2011*. Wiesbaden. <https://www.DESTATIS.de/DE/Methoden/Methodenpapiere/Download/DienstleistungStrukturerhebung.pdf?blob=publicationFile>, abgerufen am 29.8.2017.
- DESTATIS – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.) (2015): *Einführung in die Umweltökonomischen Gesamtrechnungen*. Ausgabe 2014. Wiesbaden.
- DESTATIS – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.) (2016a): *Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen. Inlandsproduktsberechnung Detaillierte Jahresergebnisse 2015. Methodische Erläuterungen*. Wiesbaden.
- DESTATIS – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.) (2016b): *Inlandsprodukt und Nationaleinkommen nach ESVG 2010. Methoden und Grundlagen*. Wiesbaden. <https://www.DESTATIS.de/DE/Publikationen/Thematisch/VolkswirtschaftlicheGesamtrechnungen/Inlandsprodukt/InlandsproduktMethodenGrundlagen2189030169004.pdf?blob=publicationFile>, abgerufen am 21.11.2016.
- Dietrich, J.; Schumann, A. (2006): *Werkzeuge für das integrierte Flussgebietsmanagement: Ergebnisse der Fallstudie Werra*. Berlin: Weißensee Verlag.
- DIW – Deutsches Institut für Wirtschaftsforschung (Hrsg.) (2014): *Methodenbericht zu "Verkehr in Zahlen" (ViZ) Ausgabe 2014/2015*. Berlin.
- DVGW 2010: *Technischer Hinweis - Merkblatt W 403 (M): Entscheidungshilfen für die Rehabilitation von Wasserverteilungsanlagen*. Bonn: Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V. (Hrsg.). https://shop.wvgw.de/var/assets/leseprobe/507926_ip%20W%20403.pdf, abgerufen am 18.10.2017.
- DVGW 2016: *DVGW : Technischer Hinweis - Merkblatt W 1100-2 (M): Definitionen von Hauptkennzahlen für die Wasserversorgung*. Bonn: Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V. (Hrsg.). https://shop.wvgw.de/var/assets/leseprobe//509559_ip%20W%201100-2.pdf, abgerufen am 09.10.2017.
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.) (2008a): *Unternehmensbenchmarking als Bestandteil der Modernisierungsstrategie - Kennzahlen und Auswertungsgrundsätze*. Hennef.

- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2008b): DWA-Themen: Neuartige Sanitärsysteme. Hennef. [https://www.dwa.de/dwa/shop/produkte.nsf/A9268FEF470E2B29C125753C003481B5/\\$file/vorschau_KA-01_2008-12.pdf](https://www.dwa.de/dwa/shop/produkte.nsf/A9268FEF470E2B29C125753C003481B5/$file/vorschau_KA-01_2008-12.pdf), abgerufen am 09.10.2017
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2012): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). 8. Überarbeitete Auflage. Hennef.
- DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (2015): Arbeitsblatt DWA-A 143-1: Sanierung von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden. Teil 1: Planung und Überwachung von Sanierungsmaßnahmen. Hennef.
- DWD – Deutscher Wetterdienst (o.J.): Bodenfeuchte. Offenbach. https://www.dwd.de/DE/fachnutzer/landwirtschaft/dokumentationen/allgemein/bf_erlaeuterungen.pdf?blob=publicationFile&v=6, abgerufen am 06.10.2017
- Eckey, H.F.; Stock, W. (2000): Verkehrsökonomie. Eine empirisch orientierte Einführung in die Verkehrswissenschaften. Wiesbaden: Gabler.
- Edens, B.; Graveland, C. (2014): Experimental valuation of Dutch water resources according to SNA and SEEA. In: *Water Resources and Economics* 7: 66–81.
- EEA – European Environment Agency (2014): Digest of EEA indicators 2014. 1. Auflage. Luxemburg.
- EEA – European Environmental Agency (Hrsg.) (1999): Environmental indicators: Typology and overview. Kopenhagen. <https://www.eea.europa.eu/publications/TEC25>, abgerufen am 05.10.2017
- EEA – European Environmental Agency (Hrsg.) (2009): Water resources across Europe - confronting water scarcity and drought. Kopenhagen. https://www.eea.europa.eu/publications/water-resources-across-europe/at_download/file, abgerufen am 05.10.2017.
- EG – Europäische Gemeinschaften (2000): Handbuch zur Landwirtschaftlichen und Forstwirtschaftlichen Gesamtrechnung. LGR/FGR 97 (Rev. 1.1). Luxemburg: Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften. http://ec.europa.eu/eurostat/ramon/statmanuals/files/KS-27-00-782-__-I-DE.pdf, abgerufen am 06.10.2017.
- Espey, M.; Espey, J.; Shaw, D. (1997): Price elasticity of residential demand for water: A meta-analysis. In: *Water Resources Research* 33 (6): 1369-1374.
- Europäische Kommission (1998): Faire Preise für die Infrastrukturbenutzung: Ein abgestuftes Konzept für einen Gemeinschaftsrahmen für Verkehrs-Infrastrukturgebühren in der EU. Weißbuch. Brüssel.
- Europäische Kommission (Hrsg.) (2003): Economics and the environment. The implementation challenge of the water framework directive. Produced by Working Group 2.6 - WATECO. Luxembourg (Common implementation strategy for the water framework directive (2000/60/EC), Guidance document).
- Fischer, P.; Wienand, I. (2013): Trinkwassernotbrunnen, Wasserversorgung in Extremsituationen. Bundesamt für Bevölkerungsschutz und Katastrophenhilfe (Hrsg.). https://www.bbk.bund.de/SharedDocs/Downloads/BBK/DE/Publikationen/PublikationenKritis/notbrunnen_extremsituation.pdf?blob=publicationFile, abgerufen am 18.12.2017.
- Flämig, H. (2016): Ertragslage deutscher Binnenschiffahrtsunternehmen. <http://www.forschungsinformationssystem.de/servlet/is/123521/?cslid0=276654&cslid1=276660&cslid2=276934&cslid3=0>, abgerufen am 04.10.2016.
- Forsthoff, E. (1958): Die Daseinsvorsorge und die Kommunen. Köln-Marienburg: Sigillum.
- Forsthoff, E. (1971): Der Staat der Industriegesellschaft. München: Beck.
- Forsthoff, E. (1973): Lehrbuch des Verwaltungsrechts. Erster Band: Allgemeiner Teil. München: Beck.
- Franz, T.; Bertzbach, F.; Schulz, A.; Pfister, S.; Stemplewski, J. (2013): Unterstützung des Benchmarkingprozesses – Nutzen und Grenzen der Anwendung ökonomischer Verfahren. In: *Korrespondenz Abwasser, Abfall* 60 (12): 1067–1074.
- Freeman, M. (2003): The Measurement of Environmental and Resource Values. Theory and methods. Washington, DC: Resources for the Future. <http://www.loc.gov/catdir/bios/jhu052/2002155435.html>, abgerufen am 05.10.2017.

- Fricke, E. (2015): Heutige Feldbewässerung in der Praxis und Möglichkeiten der Effizienzsteigerung. Fachgespräch „Be- und Entwässerung in der Landwirtschaft: Probleme und Lösungsansätze“. Berlin: BUND Bundesgeschäftsstelle. http://www.knu.info/fileadmin/umweltschutz-normung/151221_bund_umweltschutz_normung_fricke_praxis_feldbewaesserung.pdf, abgerufen am 06.10.2017
- Fricke, E.; Heidorn, H. (2003): Effizientes landwirtschaftliches Beregnungs-Management. http://www.koordinierungsstelle-bewaesserung.de/fileadmin/user_upload/Bund/effizientes_Beregnungsmanagement.pdf, abgerufen am 06.10.2017.
- Frischknecht, R.; Büsser Knöpfel, S.; Flury, K.; Stucki, M. (2013): Ökofaktoren Schweiz 2013 gemäß der Methode der ökologischen Knappheit: Methodische Grundlagen und Anwendung auf die Schweiz. Bern.
- Frondel, M.; Messner, M. (2008): Price perception and residential water demand: evidence from a German household panel. 16th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists. Gothenburg.
- Gawel, E.; Köck, W.; Kern, K.; Schindler, H.; Holländer, R.; Anlauf, K.; Rüger, J.; Töpfer, C. (2014): Reform der Abwasserabgabe: Optionen, Szenarien und Auswirkungen einer fortzuentwickelnden Regelung. UBA Texte 55. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/reform-der-abwasserabgabe-optionen-szenarien>, abgerufen am 09.08.2017.
- Gertler, P.; Martinez, S.; Premand, P.; Rawlings, L.; Vermeersch, C. (2010): Impact Evaluation in Practice. The World Bank. <https://elibrary.worldbank.org/doi/abs/10.1596/978-0-8213-8541-8>, abgerufen am 29.8.2017.
- Gertler, Paul J.; Martinez, Sebastian; Premand, Patrick; Rawlings, Laura B.; Vermeersch, Christel M. J. (2010): Impact Evaluation in Practice: The World Bank.
- Golisch, G.; Naumann, S.; Röthke-Habeck, P. (2005): Bedeutung der Elbe als europäische Wasserstraße. <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2848.pdf>, abgerufen am 09.12.2016.
- Görlitzer Anzeiger (o.J.): Wasserversorgung in Görlitz normalisiert sich. http://www.goerlitzer-anzeiger.de/goerlitz/service/5930_wasserversorgung-in-goerlitz-normalisiert-sich.html, abgerufen am 15.6.2017.
- Grambow, M. (2013): Nachhaltige Wasserbewirtschaftung. Wiesbaden: Springer Vieweg.
- Gramm, M. (2014): Bewässerung in Sachsen. Schriftenreihe des LfULG, Heft 17/2014. Dresden: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie., Freistaat Sachsen.
- Griffin, R. (2006): Water Resource Economics. The Analysis of Scarcity, Policies, and Projects. London/Cambridge: The MIT Press.
- Grunewald, K.; Bastian, O. (2012): Ökosystemdienstleistungen: Konzept, Methoden und Fallbeispiele. Berlin/Heidelberg: Springer Spektrum.
- Grunwald, A.; Kopfmüller, J. (2006): Nachhaltigkeit. Frankfurt am Main: Campus-Verlag.
- Guan, Z.; Gurgenci, H. (2009): Dry Cooling Technology in Chinese Thermal Power Plants in Australian Geothermal Energy Conference 2009. <https://de.scribd.com/document/285270794/Dry-Cooling-Technology-in-Chinese-Thermal-Power-Plants-pdf>, abgerufen am 19.09.2017.
- Hamilton, K.; Bolt, K. (2007): Genuine saving as an indicator of sustainability. In: Atkinson, G; Dietz, S.; Neumayer, E. (Hrsg.): Handbook of sustainable development. Cheltenham: Edward Elgar Publishing.
- Hansjürgens, B.; Herkle, S. (2012): Der Nutzen von Ökonomie und Ökosystemleistungen für die Naturschutzpraxis II. Workshop II: Gewässer, Auen und Moore. <https://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/service/skript319.pdf>, abgerufen am 05.10.2017.
- Hanusch, H.; Ilg, G.; Jung, M. (2011): Nutzen-Kosten-Analyse. 3., vollst. überarb. Aufl. München: Vahlen.
- Hardes, H.-D., Uhly, A. (2007): Grundzüge der Volkswirtschaftslehre. Oldenbourg: Wissenschaftsverlag.
- Hartje, V., Meyerhoff, J., Dehnhardt, A. (2003): Monetäre Bewertung einer nachhaltigen Entwicklung der Stromlandschaft Elbe, Endbericht. Berlin.
- Hasler, B.; Brodersen, L.; Christensen, L. P.; Christensen, T.; Dubgaard, A.; Hansen, H.; Kataria, M.; Martinsen, L.; Nissen, C.; Wulff, A. (2009): Denmark: Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status under the EU Water Framework Directive. Testing practical guidelines in Odense River basin. http://www.ivm.vu.nl/en/Images/D40_Case_study_report_Odense_Denmark_tcm234-188873.pdf, abgerufen am 06.09.2017.
- Haslinger, F. (1995): Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung. 7. Aufl. München. Oldenbourg: Wissenschaftsverlag.

- Hauff, M. von (2014): Nachhaltige Entwicklung. Grundlagen und Umsetzung. 2., aktualisierte Auflage. München/Oldenbourg.
- Hauff, V. (Hrsg.) (1987): Unsere gemeinsame Zukunft. Der Brundtland Bericht der Weltkommission für Umwelt und Entwicklung. Greven.
- Hegel, G. W. F. (1983): Philosophie des Rechts. Die Vorlesung von 1819/20 in einer Nachschrift. Frankfurt am Main.
- Henning, F.-W. (1989): Die Industrialisierung in Deutschland 1800 bis 1914. 7. Auflage. Paderborn: Schöningh.
- Herfindahl, O.; Kneese, A. (1974): Economic theory of natural resources. Columbus, Ohio: Merrill.
- Holländer, R.; Lautenschläger, S.; Rüger, J.; Fälsch, M. (2013): Abwasserentgelte in Deutschland. Wie beeinflussen unterschiedliche Rahmenbedingungen die Kosten- und Entgeltstruktur der Abwasserbeseitigung? Berlin: Verband kommunaler Unternehmen e. V. (VKU) (Hrsg.).
- Howe, C. W.; Easter, K. W. (2011): Interbasin transfers of water. Economic issues and impacts. Washington, D.C./London: RFF; Earthscan.
- Icha, P. (2016): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 bis 2015. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt (Hrsg.). https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/climate_change_26_2016_entwicklung_der_spezifischen_kohlendioxid-emissionen_des_deutschen_strommix.pdf, abgerufen am 12.10.2017.
- IKSE – Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (Hrsg.) (2015): Internationaler Bewirtschaftungsplan für die Flussgebietseinheit Elbe. Teil A - Aktualisierung 2015 für den Zeitraum 2016 - 2021. Magdeburg. <http://www.ikse-mkol.org/eu-richtlinien/wasser-rahmenrichtlinie/internationaler-bewirtschaftungsplan-fuer-die-flussgebietseinheit-elbe/>, abgerufen am 06.10.2017.
- IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (Hrsg.) (2002): Synthesebericht Antifoulings und Kühlwassersysteme. Bericht Nr. 132-d.doc. Koblenz. http://www.iksr.org/uploads/media/Bericht_Nr_132-d_02.pdf, abgerufen am 16.12.2016.
- IKSR – Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (Hrsg.) (2015): International koordinierter Bewirtschaftungsplan 2015 für die internationale Flussgebietseinheit Rhein. Teil A - übergeordneter Teil. Koblenz. <https://www.iksr.org/de/wasserrahmenrichtlinie/bewirtschaftungsplan-2015/index.html>, abgerufen am 06.10.2017.
- IWA; VEWIN; WATERNETWERK – International Water Agency; Vereniging van waterbedrijven In Nederland; WATERNETWERK (2009): PI09 Benchmarking Water Services – the way forward. Amsterdam: IWA Publishing. CD-ROM.
- Jäkel, K. (2013): Aktueller Stand der Bewässerung in Sachsen. Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Freistaat Sachsen. https://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/04_Bewaesserung_in_Sachsen_Jaekel.pdf, abgerufen am 10.10.2017
- Jäkel, K.; Gramm M. (2013): Aktuelle Situation der Feldbewässerung in Sachsen. Nossen: Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Freistaat Sachsen. https://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/201309_Artikel_Bauernzeitung.pdf, abgerufen am 10.10.2017.
- Jonkeren, O.; Rietveld, P.; van Ommeren, J. (2007): Climate Change and Inland Waterway Transport: Welfare Effects of Low Water Levels on the River Rhine. In: *Journal of Transport Economics and Policy* 41 (3): 387–411.
- Jonkmann, S. N.; van Gelder, P. H. A. J. M.; Vrijling, J. K. (2003): An overview of quantitative risk measures for loss of life and economic damage. In: *Journal of Hazardous Materials* 99 (1): 1–30.
- Kallabis, T.; Pape, C.; Weber, C. (2016): The plunge in German electricity futures prices – Analysis using a parsimonious fundamental model. In: *Energy Policy* 95: 280–290.
- Kille, C.; Schmidt, N. (2008): Wirtschaftliche Rahmenbedingungen des Güterverkehrs. Studie zum Vergleich der Verkehrsträger im Rahmen des Logistikprozesses in Deutschland. Stuttgart: Fraunhofer IRB Verlag.
- Klassert, C.; Sigel, K.; Gawel, E.; Klauer, B. (2015): Modeling Residential Water Consumption in Amman: The Role of Intermittency, Storage, and Pricing for Piped and Tanker Water. In: *Water* 7: 3643-3670.
- Klauer, B. (1998): Nachhaltigkeit und Naturbewertung. Welchen Beitrag kann das ökonomische Konzept der Preise zur Operationalisierung von Nachhaltigkeit leisten? Umwelt und Ökonomie 25. Heidelberg: Physica-Verlag.

- Klaus, J. (1994): Umweltökonomische Berichterstattung. Ziele, Problemstellungen und praktische Ansätze. Stuttgart: Metzler-Poeschel.
- Klaus, P.; Krieger, W. (Hrsg.) (2004): Gabler Lexikon Logistik. Management logistischer Netzwerke und Flüsse. Wiesbaden: Springer Gabler.
- Kluge, T.; Libbe, J. (Hrsg.) (2006): Transformation netzgebundener Infrastruktur. Strategien für Kommunen am Beispiel Wasser. Berlin: Difu.
- Kluve, J. (2012): Messung der Beschäftigungseffekte von Entwicklungsmaßnahmen der Technischen Zusammenarbeit. Empfehlungen für das methodische Vorgehen. Zweite überarbeitete Fassung.
- Knauff, M. (2004): Der Gewährleistungsstaat. Reform der Daseinsvorsorge. Berlin: Duncker & Humblot.
- Herfindahl, O. C.; Kneese, A. V. (1974): Economic theory of natural resources. Columbus, Ohio: Merrill.
- Koch, H.; Grünwald, U. (2011): Anpassungsoptionen der Wasserbewirtschaftung an den globalen Wandel in Deutschland. In: *acatech Materialien* (5). München: acatech.
- Konstantin, P. (2009): Praxisbuch Energiewirtschaft. Berlin/Heidelberg: Springer.
- Kopfmüller, J.; Brandl, V.; Jörisen, J.; Paetau, M.; Banse, G.; Coenen, R.; Grunwald, A. (2001): Nachhaltige Entwicklung integrativ betrachtet. Konstitutive Elemente, Regeln, Indikatoren. Berlin: Ed. Sigma.
- Kraetzschmer, D. (2002): Ergänzende Methodenvorschläge für die Bewertung von Vorhaben des Wasserstraßenausbaues im Rahmen der Überarbeitung der Bundesverkehrswegeplanung 2002. Teilbericht A. In: Planungsgruppe Ökologie + Umwelt GmbH: Umweltorientierte Bewertung von Wasserstraßenplanung. UBA-Texte 2/2002. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Kraetzschmer, Dietrich; Mehl, Dietmar; Schade, Burkhard; Haupt, Manfred (2002): Beispielhafter Vergleich der ökonomischen und ökologischen Wirkungen verschiedener Ausbauszenarien für die Elbe. Teilbericht B. In: Planungsgruppe Ökologie + Umwelt GmbH (Hg.): Umweltorientierte Bewertung von Wasserstraßenplanung. UBA-Texte 2/2002. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Lambrecht, Martin; Erdmenger, Christoph; Bölke, Michael; Brenk, Volker; Frey, Kilian; Jahn, Helge et al. (2009): Strategie für einen nachhaltigen Güterverkehr. UBA-Texte 18/2009. Dessau-Roßlau. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/3857.pdf>, abgerufen am 22.10.2016.
- Lamp, H.; Grundmann, T. (2009): Neue Entgeltstatistik in der Wasser- und Abwasserwirtschaft. Statistisches Bundesamt. In: *Wirtschaft und Statistik* 6: 596–601.
- Landesregierung Nordrhein-Westfalen (2011): Wasserversorgung in Nordrhein-Westfalen. Benchmarking-Projekt. Ergebnisbericht 2010/2011. Online verfügbar unter: http://www.roedl-benchmarking.de/downloads/Wasserversorgung_NRW_K3.pdf, abgerufen am 25.07.2017.
- Lange, J. (2009): Wärmelast Rhein. Studie. Langfassung. Mainz: Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland (Hrsg.). http://www.bund-rlp.de/themen_projekte/wasser/waermelast_rhein/, abgerufen am 18.10.2017.
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2015): Handlungsempfehlung für die Aktualisierung der wirtschaftlichen Analyse. Ständiger Ausschuss "Oberirdische Gewässer und Küstengewässer". Stuttgart. http://www.wasserblick.net/servelet/is/142651/WRRL_2.1.1_2.5.2_WirtschAnalyse_Stand29012015.pdf?command=downloadContent&filename=WRRL_2.1.1_2.5.2_WirtschAnalyse_Stand29012015.pdf, abgerufen am 09.10.2017.
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2017): Jahresbericht 2016. [http://www.lawa.de/documents/20170209_LAWA_Jahresbericht_2016_end_\(1\)_045.pdf](http://www.lawa.de/documents/20170209_LAWA_Jahresbericht_2016_end_(1)_045.pdf), abgerufen am 06.06.2017.
- Linde, H. (2002): Schifffahrt auf deutschen Binnenwasserstraßen - Stand, Verkehrsbedeutung, Entwicklungsbedarf, Entwicklungspotenziale. Teilbericht C. In: Planungsgruppe Ökologie + Umwelt GmbH (Hg.): Umweltorientierte Bewertung von Wasserstraßenplanung. UBA-Texte 2/2002. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Lüttger, A.; Dittmann, B.; Sourell, H. (2005): Leitfaden zur Beregnung landwirtschaftlicher Kulturen. Potsdam: Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (MLUV Brandenburg).
- Lux, A. (2009) Wasserversorgung im Umbruch. Der Bevölkerungsrückgang und seine Folgen für die öffentliche Wasserwirtschaft. Campus Forschung, 938. Frankfurt/New York: Campus Verlag.

- Maniak, U. (2005): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure. Berlin/Heidelberg: Springer.
- Marggraf, R.; Streb, S. (1997): Ökonomische Bewertung der natürlichen Umwelt, Theorie, politische Bedeutung, ethische Diskussion. Berlin/Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag.
- Marzelli, Stefan; Moning, Christoph; Daube, Sabrina; Offenberger, Monika; Grêt-Regamey, Adrienne; Rabe, Sven-Erik et al. (2012): Der Wert der Natur für Wirtschaft und Gesellschaft. Eine Einführung; ein Beitrag Deutschlands zum internationalen TEEB-Prozess. 2. Aufl. Münster-Hiltrup: Landwirtschaftsverlag GmbH.
- Matos, R.; Cardoso, A.; Ashley, R.; Molinari, A.; Schulz, A. (2003): Performance Indicators for Wastewater Services. 1. Auflage. London: IWA Publishing.
- Merkel, W., Lévai, P.; Hoffjan, A. (2014): Entwicklung eines Hauptkennzahlensystems der deutschen Wasserversorgung. Bonn.
- Messner, F.; Ansmann, T. (2007): Wassernutzung der privaten Haushalte in Leipzig - Einflussfaktoren der Wassernachfrage und Bedeutung der individuellen Wahrnehmung dieser Faktoren durch die Wassernutzer. Ergebnisse einer Haushaltsbefragung in der Stadt Leipzig. UFZ-Bericht 01/2007. Leipzig: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ).
- Meyerhoff, J. (2004): Der Einfluss von Einstellungen auf die Zahlungsbereitschaft für Veränderungen in Natur und Landschaft für Veränderungen in Natur und Landschaft. Ergebnisse aus zwei Kontingenten Bewertungen zum Wattenmeer und zur Elbe. Bern: Peter Lang.
- Michalik, P.; Rauh, R.; von Fircks, P.; Ziel, S. M.; Kuba, M.; Schleier, J.; Schwarze, O.; Mucha, M.; Ergün, E.; Hug, O. (2015): Kennzahlenvergleich Trinkwasserversorgung Sachsen. Betrachtungsjahr 2013. Berlin. <https://www.dvgw.de/index.php?eID=dump-File&t=f&f=2477&token=95cc769dfad1bd50105acd62284e3a736da9bae3>, abgerufen am 05.10.2017.
- Millennium Ecosystem Assessment (Hrsg.) (2005): Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Washington DC: Island Press. <http://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>, abgerufen am 13.01.2017.
- MKULNV – Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2015): Bewirtschaftungsplan 2016-2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas. Gesamtdokument. <https://www.flussgebiete.nrw.de/der-zweite-bewirtschaftungsplan-209>, abgerufen am 12.10.2017.
- Moss, T. (2008): "Cold spots" stadttechnischer Systeme. Herausforderungen für das moderne Infrastruktur-Ideal in schrumpfenden ostdeutschen Regionen. In: Moss, T.; Naumann, M.; Wissen, M. (Hrsg.): Infrastrukturnetze und Raumentwicklung. Zwischen Universalisierung und Differenzierung. München: oekom.
- Mühlenkamp, H. (1994): Kosten-Nutzen-Analyse. München: Oldenbourg.
- Müller, C. (2012): Welfare Effects of Water Pricing in Germany. MPRA Paper N° 41638. <https://mpa.ub.uni-muenchen.de/41638/>, abgerufen am 11.01.2017.
- Müller-Westermeier, G.; Riecke, W. (2010): Die Witterung in Deutschland 2009. Klimastatusbericht 2009. Offenbach: Deutscher Wetterdienst.
- NEXT Kraftwerke (2016): Was bedeutet Merit-Order? <https://www.next-kraftwerke.de/wissen/strommarkt/merit-order>, abgerufen am 16.12.2016.
- Nilson, E.; Krahe, P.; Klein, B.; Lingemann, I.; Horsten, T.; Carambia, M.; Larina, M.; Maurer, T. (2014): Auswirkungen des Klimawandels auf das Abflussgeschehen und die Binnenschifffahrt in Deutschland. Koblenz.
- Oelmann, M.; Czichy, C.; Scheele, U.; Zaun, S.; Dördelmann, O.; Harms, E.; Penning, M.; Kaupe, M.; Bergmann, A.; Steenpaß, C. (2017): Quantifizierung der landwirtschaftlich verursachten Kosten zur Sicherung der Trinkwasserbereitstellung. Umweltbundesamt (Hrsg.). <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/quantifizierung-der-landwirtschaftlich-verursachten>, abgerufen am 06.10.2017.
- Oelmann, M.; Growitsch, C. (2011): Analysis of the Current German Benchmarking Approach and Its Extension with Efficiency Analysis Techniques. In: Uhlig, U. (Hrsg.): Current Issues of Water Management. INTECH Open Access Publisher.
- Ozdemiroglu, E.; Provins, A.; Hirne, S. (2010): Scoping Study on the Economic (or Non-Market) Valuation Issues and the Implementation of the Water Framework Directive. Final Report for the European Commission Directorate-General Environment. London: eftec. <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/economics/pdf/Scoping%20Study.pdf>, abgerufen am 09.10.2017.

- Papenstein, B.; Rams, A.; Eilrich, M.; Hermann, M. (2014): Energie- und Versorgungsunternehmen im Spannungsfeld zwischen Ertrag, Investitionen und Verschuldung. <https://www.pwc.de/de/energiewende/assets/pwc-studie-evus-im-spannungsfeld-zwischen-ertrag-investitionen-und-verschuldung.pdf>, abgerufen am 15.05.2017.
- Pearce, D.; Atkinson, G.; Mourato, S.: (2006): *Cost-Benefit Analysis and the Environment. Recent Developments*. Paris.
- Petersen, T. (2016): Die Daseinsvorsorge als Bewertungsperspektive im Hinblick auf ökonomische Bedeutung des Wassers. Ergebnisbericht. Werkvertrag. Leipzig, Heidelberg.
- Petschow, U.; Wlodarski, W. (2009): Stand und Potenziale der Elbe-Binnenschifffahrt und deren wirtschaftliche Wirkungen auf die Elbe-Region. Schriftenreihe des IÖW 194. Berlin: Institut für ökologische Wirtschaftsforschung.
- Pfister, S.; Saner, D.; Koehler, A. (2011): The environmental relevance of freshwater consumption in global power production. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment* 16 (6): 580–591.
- PLANCO – PLANCO Consulting GmbH (Hrsg.) (2003): Potenziale und Zukunft der Deutschen Binnenschifffahrt. Erläuterungsbericht. Essen.
- PLANCO – PLANCO Consulting GmbH; BfG - Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.) (2007): Verkehrswirtschaftlicher und ökologischer Vergleich der Verkehrsträger Straße, Schiene und Wasserstraße. Magdeburg. https://www.wsv.de/wsd-o/service/Downloads/Verkehrstraegervergleich_Gutachten_komplett.pdf, abgerufen am 09.05.2016.
- Puwein, W. (2009): Preise und Preiselastizitäten im Verkehr. In: *WIFO Monatsbericht* (10/2009): 779–798.
- Reese, M.; Bedtke, N. (2015): Was ist "Nachhaltigkeit" und was ist "nachhaltige Wasserwirtschaft"? Allgemeine Nachhaltigkeitskonzeptionen und Ableitungen für die Wasserver- und Abwasserentsorgung. In: Gawel, E. (Hrsg.): *Die Governance der Wasserinfrastruktur. Rahmenbedingungen, Herausforderungen und Optionen*. 1. Aufl. Berlin: Duncker & Humblot.
- Robbins, L. (1932): *An Essay on the Nature and Significance of Economic Science*. London: MACMILLAN or CO., LIMITED.
- Robeyns, I. (2006): The Capability Approach in Practice. In: *The Journal of Political Philosophy* 14 (3): 351–376.
- Robeyns, I. (2011): The Capability Approach. In: Zalta, E. N. (Hrsg.): *The Stanford Encyclopedia of Philosophy*. <http://plato.stanford.edu/entries/capability-approach/>, abgerufen am 09.10.2017.
- Rothengatter, W. (2015): BVWP-Bewertungsverfahren: Volle Fahrt zurück in die orthodoxe Neoklassik. In: *ZfV* 3 (2): 181–204.
- Rothstein, B.; Müller, U.; Greis, S.; Scholten, A.; Schultz, J.; Nilson, E. (2008): Auswirkungen des Klimawandels auf die Elektrizitätsproduktion unter besonderer Berücksichtigung des Aspekts Wasser. In: *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* (24.08): 194-214.
- Rothstein, B.; Scholten, A. (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf die Elektrizitätsproduktion und auf weitere massengutaffine Branchen sowie erste Anpassungsoptionen – unter besonderer Berücksichtigung des Aspektes Wasser. Conference Paper. https://www.researchgate.net/publication/262692834_Auswirkungen_des_Klimawandels_auf_die_Elektrizitatsproduktion_und_auf_weitere_massengutaffine_Branchen_sowie_erste_Anpassungsoptionen_-_unter_besonderer_Beruecksichtigung_des_Aspektes_Wasser, abgerufen am 18.10.2017.
- Sachverständigenrat zur Begutachtung der gesamtwirtschaftlichen Entwicklung (2015): *Zukunftsfähigkeit in den Mittelpunkt. Jahresgutachten 2015/16*. Paderborn: Bonifatius.
- Salveti, Maria (2013): *Economic analysis for management of water and aquatic environments*. ONEMA Research and development department. Vincennes: ONEMA.
- Scheidemann, D. (1991): *Der Begriff der Daseinsvorsorge. Ursprung, Funktion und Wandlungen der Konzeption Ernst Forsthoofs*. Göttingen/Zürich.
- Schleich, J.; Hillenbrand, T. (2009): Determinants of residential water demand in Germany. In: *Ecological Economics* (68): 1756-1769.
- Schmidt, T.; Ostenburg, B. (2004): Berichtsmodule „Landwirtschaft und Umwelt“ in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen - Konzept und beispielhafte Darstellung erster Ergebnisse. Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie 01/2004. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. https://www.DESTATIS.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltoekonomischeGesamtrechnungen/SchmidtOstenburg2004.pdf?__blob=publicationFile, abgerufen am 09.10.2017.

- Schmidt, T.; Ostenburg, B. (2005): Aufbau des Berichtsmodule ‚Landwirtschaft und Umwelt‘ in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut. https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Umwelt-oekonomischeGesamtrechnungen/SchmidtOstenburg2005.pdf;jsessionid=B1BE422F9E08A2A3564C97C7BFEC17C8.cae4?_blob=publicationFile, abgerufen am 10.10.2017.
- Schmidt, T.; Ostenburg, B. (2009): Aufbau des Berichtsmodule ‚Landwirtschaft und Umwelt‘ in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Braunschweig/Wiesbaden: Statistisches Bundesamt. https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Umwelt-oekonomischeGesamtrechnungen/LandwUmweltAbschlBericht2009.pdf;jsessionid=B1BE422F9E08A2A3564C97C7BFEC17C8.cae4?_blob=publicationFile, abgerufen am 10.10.2017.
- Schmieder, M. (o.J.): Benchmarking der Energieversorger in Deutschland - Studie zur Wirtschaftlichkeit von Energieversorgern. Benchmarking Center Europe Center für kommunale Energiewirtschaft. http://www.ckew.de/images/downloads/leseprobe_energieversorger.pdf, abgerufen am 15.05.2017.
- Schoer, K.; Becker, B. (2003): Ausgewählte Ergebnisse der Umweltökonomischen Gesamtrechnungen und der Umweltstatistik 2003. In: *Wirtschaft und Statistik* 11: 1015–1048.
- Schulz, A. und Stemplewski, D. J. (2009). Benchmarking the management of (partial) river basins. PI09: Benchmarking water services – the way forward. 11th - 13th March 2009. Amsterdam, IWA.
- Schulz, A.; Graf, P. (2013): Branchenkenzahlen Abwasserbeseitigung – ein Beitrag zur Weiterentwicklung des Unternehmensbenchmarking. In: *KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall* 2/13: 96-99.
- Simon, M. (2009): Die Landwirtschaftliche Bewässerung in Ostdeutschland seit 1949. Eine historische Analyse vor dem Hintergrund des Klimawandels. Potsdam Institute for Climate Research (PIK). <https://www.pik-potsdam.de/research/publications/pikreports/files/pr114.pdf>, abgerufen am 06.10.2017
- Sourell, H. (2010): Bewässerungstechnik in landwirtschaftlichen Großbetrieben. Braunschweig: Johan Heinrich von Thünen-Institut. https://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/Block1_2_Sourell_2.pdf, abgerufen am 06.10.2017.
- Sourell, H. (o.J.): Datenbedarf im Hinblick auf Fragen zur Bewässerung. Braunschweig: Johan Heinrich von Thünen-Institut. https://www.destatis.de/DE/UeberUns/Veranstaltungen/VeranstaltungenArchiv/Bewaesserung.pdf?_blob=publicationFile, abgerufen am 06.10.2017
- Sourell, H., Belau, T.; Fröba, N. (2010): Investitionen und Verfahrenskosten für die Feldbewässerung. In: *Landtechnik* 65 (3.2010): 189-193.
- StatÄ Bund und Länder – Statistische Ämter des Bundes und der Länder (Hrsg.) (2010): Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder. Wassernutzung und Abwassereinleitung. Analysen und Ergebnisse. Düsseldorf.
- StatÄ Bund und Länder – Statistische Ämter des Bundes und der Länder (Hrsg.) (2011): Agrarstrukturen in Deutschland -Einheit in Vielfalt - Regionale Ergebnisse der Landwirtschaftszählung 2010. Stuttgart. www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/landwirtschafts-zaehlung_2010.pdf, abgerufen am 18.10.2017.
- StatÄ Bund und Länder – Statistische Ämter des Bundes und der Länder (Hrsg.) (2012): Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder. Methodenhandbuch. Düsseldorf. Hrg. Arbeitskreis Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder im Auftrag der Statistische Ämter des Bundes und der Länder unter http://www.ugrdl.de/pdf/MethodenhandbuchUGRdL_endg_2012_05_07.pdf, abgerufen am 25.10.2017.
- StatÄ Bund und Länder – Statistische Ämter des Bundes und der Länder (Hrsg.) (2016): Umweltökonomische Gesamtrechnung der Länder - Band 2: Indikatoren und Kennzahlen.
- The Sphere Project (Hrsg.) (2011): Humanitäre Charta und Mindeststandards in der humanitären Hilfe. <http://www.sphereproject.org/resources/download-publications/?search=1&keywords=&language=German&type=0&category=22>, abgerufen am 18.12.2017.
- Toonen, W. (2015): Flood frequency analysis and discussion of non-stationarity of the Lower Rhine flooding regime (AD 1350–2011). Using discharge data, water level measurements, and historical records. In: *Journal of Hydrology* 528: 490–502.

- Türk, Jochen; Dazio, M.; Dinkel, F.; Ebben, T.; Hassani, V.; Herbst, H. et al. (2013): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben: "Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)". Duisburg: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV). https://www.lanuv.nrw.de/uploads/tx_mmresearchprojects/TP_9_Abschlussbericht_Langfassung_final_140305.pdf, abgerufen am 09.10.2017.
- Turner, K.; Georgiou, S.; Clark, R.; Brouwer, R.; Burke, J. (2004): Economic valuation of water resources in agriculture. From the sectoral to a functional perspective of natural resource management. FAO Water reports 27. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO).
- UBA – Umweltbundesamt (2013): Binnenschiffe: Energieverbrauch und Emissionen bei Binnenschiffen. Dessau-Roßlau. <http://www.umweltbundesamt.de/themen/verkehr-laerm/emissionsstandards/binnenschiffe>, abgerufen am 5.10.2017.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2001): Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU): Referenzdokument über die Besten Verfügbaren Techniken bei industriellen Kühlsystemen mit ausgewählten Kapiteln in deutscher Übersetzung. Berlin. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bvt_kuehlsysteme_vv.pdf, abgerufen am 02.06.2017.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2012): Methodenkonvention 2.0 zur Schätzung von Umweltkosten. Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Dessau-Roßlau. <http://www.umweltbundesamt.de/publikationen/oekonomische-bewertung-von-umweltschaeden-0>, abgerufen am 23.05.2017.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2014): Bericht des Bundesministeriums für Gesundheit und des Umweltbundesamtes an die Verbraucherinnen und Verbraucher über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (Trinkwasser) in Deutschland. Berichtszeitraum 1. Jan. 2011 bis 31. Dez. 2013. Dessau. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/umwelt_und_gesundheit_02_2015_trinkwasserbericht_des_bmg.pdf, abgerufen am 18.01.2017.
- UBA – Umweltbundesamt (Hrsg.) (2015): Wie funktioniert die Berichterstattung? <https://www.umweltbundesamt.de/themen/klima-energie/klimaschutz-energiepolitik-in-deutschland/treibhausgas-emissionen/wie-funktioniert-die-berichterstattung>, abgerufen am 09.05.2017.
- UN Statistics Division (2012): System of environmental-economic accounting for water - SEEA. Department of Economic and Social Affairs Statistics Division. New York. <https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaw/seeawaterwebversion.pdf>, abgerufen am 18.09.2017.
- van Essen, H.; Bello, O.; Dings, J.; van den Brink, R. (2003): To shift or not to shift, that's the question. The environmental performance of freight and passenger transport modes in the policy-making context. Delft. http://www.cedelft.eu/?go=home.downloadPub&id=249&file=4360_eindrapportHvE_1244546518.pdf&PHPSESSID=2d793ed0881682da847a208643d03c08, abgerufen am 09.12.2016.
- van Houtven, G.; Powers, J.; Pattanayak, S. K. (2007): Valuing water quality improvements in the United States using meta-analysis. Is the glass half-full or half-empty for national policy analysis? In: *Resource and Energy Economics* 29 (3), S. 206–228.
- van Vliet, M. T. H.; Vögele, S.; Rübberke, D. (2013): Water constraint on European power supply under climate change: impacts on electricity prices. Bristol: IOP Publishing. In: *Environmental Research Letters* 8 (3).
- Verbruggen, A. (2014): Could it be that Stock-Stake Holders Rule Transition Arenas? In: Brunnengräber, A.; Di Nucci, M. R. (Hrsg.): *Im Hürdenlauf zur Energiewende. Von Transformationen, Reformen und Innovationen*. Wiesbaden: Springer.
- Viscusi, K. (1993): The value of risks to life and health. In: *Journal of Economic Literature* 31 (12): 1912–1946.
- Vögele, S.; Markewitz, P. (2014): Szenarien zur Wassernachfrage großer thermischer Kraftwerke. <http://docplayer.org/28550631-Szenarien-zur-wassernachfrage-grosser-thermischer-kraftwerke.html>, abgerufen am 16.12.2016.
- von Roon, S.; Huck, M. (2010): Merit Order des Kraftwerksparks. FfE-Forschungsstelle für Energiewirtschaft. https://www.ffe.de/download/wissen/20100607_Merit_Order.pdf, abgerufen am 06.10.2017.
- Wagner, E. (2003): Kühlwasser - warum benötigen Wärmekraftwerke das? <http://www.energie-fakten.de/pdf/kuehlwasser-2.pdf>, abgerufen am 06.10.2017.
- Wallacher, J. (2001): Bedrohte Lebensgrundlage Wasser. In: Opitz, P. J. (Hrsg): *Weltprobleme*. 5. Aufl. München.

Ward, F. A.; Booker, J. F.; Michelsen, A. M. (2006): Integrated Economic, Hydrologic, and Institutional Analysis of Policy Responses to Mitigate Drought Impacts in Rio Grande Basin. In: *Journal of Water Resources Planning and Management* 132 (6): 488–502.

WasserBLiCK – Bund/Länder- Informations- und Kommunikationsplattform (2017): Berichterstattung an die Europäische Kommission gemäß Richtlinie 2000/60/EG (EG-Wasserrahmenrichtlinie). Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.). <http://www.wasserblick.net/servlet/is/34778/>, abgerufen am 06.06.2017.

Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt geändert am 29. März 2017 (BGBl. I S. 626).

WBGU – Wissenschaftlicher Beirat Globale Umweltveränderungen (1997): Welt im Wandel: Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser. Jahresgutachten. Springer. http://www.wbgu.de/fileadmin/user_upload/wbgu.de/templates/dateien/veroeffentlichungen/hauptgutachten/jg1997/wbgu_jg1997.pdf, abgerufen am 20.05.2015.

Werner, P. C. (2013): Rezente und mögliche zukünftige Klimaentwicklungen in Deutschland und Sachsen (/Thüringen). Potsdam: Potsdam-Institut für Klimaforschung (PIK). https://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/download/01_Klimaentwicklung_Werner.pdf, abgerufen am 09.10.2017.

Wilke, D. (1985): Gebühren. In: Püttner, G. (Hrsg.): Handbuch der kommunalen Wissenschaft und Praxis. 2. Aufl. Berlin: Springer.

Winker, P. (2007): Empirische Wirtschaftsforschung und Ökonometrie. 2., vollständig überarbeitete Auflage. Berlin/Heidelberg: Springer-Verlag.

Wissenschaftlicher Beirat für Verkehr beim Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (1999): Faire Preise für die Infrastrukturbenutzung. Ansätze für ein alternatives Konzept zum Weißbuch der Europäischen Kommission. Berlin, Bonn.

Young, R.A. (2005): Determining the economic value of water concepts and methods. 2nd ed. Abingdon: Focal Press.

Zebisch, M.; Grothmann, T.; Schröter, D.; Hasse, C.; Fritsch, U.; Cramer, W. (2005): Klimawandel in Deutschland. Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Potsdam: Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung. <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2947.pdf>, abgerufen am 09.10.2017.

Zieschank, R. (2001): Zum aktuellen Stand von Umweltindikatoren im Kontext einer nachhaltigen Entwicklung. Berlin.

ZKR – Sekretariat der Zentralkommission für die Rheinschifffahrt (Hrsg.) (2014): Europäische Binnenschifffahrt. Marktbeobachtung 2014. Der Markt der Binnenschifffahrt im Jahr 2013 und Ausblick auf 2014/2015. Straßburg. <http://www.ccr-zkr.org/13020800-de.html>, abgerufen am 12.6.2017.

Datenverzeichnis

AGEB – AG Energiebilanzen e. V. (Hrsg.): Auswertungstabellen. Stand 2016. <http://www.ag-energiebilanzen.de/10-0-Auswertungstabellen.html>, abgerufen am 22.05.2017. Stand 2016

AGEB – AG Energiebilanzen e. V. (Hrsg.): Zusatzinformationen Stand 2016. <http://www.ag-energiebilanzen.de/28-0-Zusatzinformationen.html>, abgerufen am 22.05.2017. Stand 2016

AK UGRdL – Arbeitskreis Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder: Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder: Gemeinschaftsveröffentlichung. Band 1 Indikatoren und Kennzahlen, <http://www.ugrdl.de/veroeffentlichungen.htm>, abgerufen am 02.06.2017. Stand 2014, 2016

AK VGRdL – Arbeitskreis Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen der Länder (Hrsg.): VGR der Länder - Einkommen der privaten Haushalte Kreisergebnisse für Deutschland - Reihe 2 Band 3 - 1995 bis 2014. Stand 2014/2015. https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/VolkswirtschaftlicheGesamtrechnungen/VGRderLaender/VGR_KreisergebnisseBand3.html, abgerufen am 15.08.2017. Stand 09/2015

AK VGRdL 1/1 – Arbeitskreis Volkswirtschaftliche Gesamtrechnungen der Länder (Hrsg.): VGR der Länder - Bruttoinlandsprodukt, Bruttowertschöpfung in den Ländern - Reihe 1 Band 1 - 1991 bis 2016. Stand Februar 2017. https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/VolkswirtschaftlicheGesamtrechnungen/VGRderLaender/VGR_LaenderergebnisseBand1.html, abgerufen am 12.10.2017. Stand 2016

ATT, BDEW, DBVW, DVGW, DWA, VKU (2011): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft. Bonn: Wirtschafts- u. Verlagsgesellschaft. Gas und Wasser. Stand 2011, 2015. <https://www.dvgw.de/themen/wasser/>, Stand 2011;2015

BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2015): Die Wirtschaftliche Lage der landwirtschaftlichen Betriebe. Buchführungsergebnisse der Testbetriebe. <https://www.bmel-statistik.de/landwirtschaft/testbetriebsnetz/testbetriebsnetz-landwirtschaft-buchfuehrungsergebnisse/archiv-buchfuehrungsergebnisse-landwirtschaft/>, abgerufen am 13.01.2017. Stand 2007/08, 2008/09, 2009/10, 2010/11, 2011/12, 2012/13, 2013/14, 2014/15

BMEL – Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft: Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Stand 2016. <https://www.bmel-statistik.de/footer/navigation/archiv/statistisches-jahrbuch/>, abgerufen am 11.10.2017 Stand 2005, 2012, 2015

BMVI – Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (Hrsg.): Verkehr in Zahlen. Stand September 2016. https://www.bmvi.de/SharedDocs/DE/Artikel/G/verkehr-in-zahlen_2016.html, abgerufen am 18.8.2017. Stand 2016

BMVI Hauptschifffahrtswege – Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (Hrsg.): Teil 4: Längen der Hauptschifffahrtswege der Binnenwasserstraßen des Bundes. Liste 4: Zuordnung der dem allgemeinen Verkehr dienenden Binnenwasserstraßen des Bundes zu den Wasserstraßenklassen, bezogen auf die WSV. Stand März 2017. Berlin. https://www.wsv.de/wasserstrassen/gliederung_bundeswasserstrassen/Laengen_der_Bundeswasserstrassen/dokumente/Teil_4_Liste_4.pdf, abgerufen am 12.10.2017. Stand März 2017

BNetzA EEG – Bundesnetzagentur (Hrsg.): Zahlen, Daten und Informationen zum EEG. EEG Statistikberichte und "EEG in Zahlen" https://www.bundesnetzagentur.de/DE/Sachgebiete/ElektrizitaetundGas/Unternehmen_Institutionen/ErneuerbareEnergien/ZahlenDatenInformationen/zahlenunddaten-node.html, abgerufen am 06.06.2017. Stand 2007, 2010, 2013

BNetzA Marktuntersuchung Eisenbahnen – Bundesnetzagentur für Elektrizität, Gas, Telekommunikation, Post und Eisenbahn (Hrsg.) (2016a): Marktuntersuchung. Eisenbahnen. Bonn. Stand 2013, 2015, 2016

CDC – Climate Data Centers des Deutschen Wetterdienstes (Hrsg.): Stand 2016. <https://www.dwd.de/DE/leistungen/cdcftp/cdcftp.html?nn=17626>, abgerufen am 12.02.2016. Stand 2016

DESTATIS Strukturhebung Schifffahrt – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Strukturhebung im Dienstleistungsbereich Schifffahrt. Wiesbaden. Stand 2004, 2007

DESTATIS 1/1/3 – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Fachserie. 1, Bevölkerung und Erwerbstätigkeit. 1.3, Bevölkerungsfortschreibung auf Grundlage der Volkszählung 1987 (Westen) bzw. 1990 (Osten) sowie auf Grundlage des Zensus 2011. https://www.DESTATIS.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00000017, abgerufen 15.08.2017. Stand 2016

- DESTATIS 1/3 – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Fachserie. 1, Bevölkerung und Erwerbstätigkeit. 3, Haushalte und Familien. Ergebnisse des Mikrozensus. https://www.destatis.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00000209, abgerufen am 18.10.2017. Stand 2014
- DESTATIS 19/2/1 – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Fachserie. 19, Umwelt. 2, Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. 1, Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. Stand 2001, 2004, 2007. https://www.DESTATIS.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00000203, abgerufen am 15.08.2017. Stand 2007
- DESTATIS 19/2/1/1 – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Fachserie. 19, Umwelt. 2, Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. 1, Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung. 1, Öffentliche Wasserversorgung. https://www.DESTATIS.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00000931, abgerufen am 15.08.2017. Stand 2010, 2013
- DESTATIS 19/2/2 – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Fachserie. 19, Umwelt. 2, Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung. 2, Nichtöffentliche Wasserversorgung und nichtöffentliche Abwasserbeseitigung. Stand 2016. https://www.DESTATIS.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00000204, abgerufen am 18.10.2017. Stand 2001,2004, 2007, 2010, 2013
- DESTATIS 3 – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Fachserie. 3, Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Landwirtschaftszählung. 2010,5. Bodenbearbeitung, Bewässerung, Landschaftselemente - Erhebung über landwirtschaftliche Produktionsmethoden. Stand Mai 2010. https://www.DESTATIS.de/GPStatistik/receive/DEHeft_heft_00023404, abgerufen am: 13.07.2017 Stand 2010.05
- DESTATIS 3/2/1/8 – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Fachserie. 3, Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. 2, Betriebs-, Arbeits- und Einkommensverhältnisse. 1, Betriebe, Agrarstrukturhebung. 8, Arbeitskräfte. https://www.destatis.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00000032, abgerufen am 13.07.2017. Stand 2013
- DESTATIS 4/6/1 – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Fachserie. 4, Produzierendes Gewerbe. 6, Energie- und Wasserversorgung. 1, Beschäftigung, Umsatz, Investitionen und Kostenstruktur der Unternehmen in der Energieversorgung, Wasserversorgung, Abwasser- und Abfallentsorgung, Beseitigung von Umweltverschmutzungen. Stand 2001, 2004, 2007, 2010, 2013. https://www.destatis.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00000070, abgerufen am 16.12.2016. Stand 2001,2004, 2007, 2010, 2013
- DESTATIS 8/1/1 – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Fachserie 8, Verkehr 1.1, Verkehr aktuell. Heft 9/2016. https://www.destatis.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00000248, Stand 9/2016
- Destatis 8/2 - Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Fachserie. 8, Verkehr. 2, Eisenbahnverkehr. Jährlich. https://www.destatis.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00000263, Stand 2013
- DESTATIS 8/4 – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Fachserie. 8, Verkehr. 4, Güterverkehrsstatistik der Binnenschifffahrt. Jährlich. https://www.destatis.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00000270 und Genesis-Online, Abrufdatum 28.11.2016; Datenlizenz by-2-0. Stand 2005-2014
- DESTATIS 9/4/1 – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Fachserie. 9, Dienstleistungen. 4, Strukturhebung im Dienstleistungsbereich. 1, Verkehr und Lagerei. Genesis-Online, Abrufdatum 17.1.2017; Datenlizenz by-2-0. Stand 1/2017
- DESTATIS Abwasserentgelt – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Entgelt für die Entsorgung von Abwasser aus privaten Haushalten. <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/TabellenEntgeltEntsorgungBL.html>, abgerufen am 6.07.2017 Stand 2007
- DESTATIS Bewässerung – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Land- und Forstwirtschaft, Fischerei. Bewässerung in landwirtschaftlichen Betrieben, Agrarstrukturhebung. https://www.destatis.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00002985, abgerufen am 13.07.2017. Stand 2013
- DESTATIS Erzeugerpreise – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Preise / Index der Erzeugerpreise gewerblicher Produkte (Inlandsabsatz) nach dem Güterverzeichnis für Produktionsstatistiken, Ausgabe 2009 (GP 2009) - Lange Reihen der Fachserie 17 Reihe 2 von Januar 2000 bis October 2015. https://www.destatis.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00002380, abgerufen 15.08.2017. Stand 10/2015
- DESTATIS Landwirtschaft und Umwelt – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.) (2013): Berichtsmodul ‚Landwirtschaft und Umwelt‘ in den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Tabellenband für die Berichtsjahre 1991, 1995, 1999, 2003, 2007 und 2010. erarbeitet von Schmidt, T.; Ostenburg, B. (Thünen-Institut für Ländliche Räume). https://www.destatis.de/GPStatistik/receive/DEMonografie_monografie_00003772, abgerufen am 16.05.2016 Stand 2013

- DESTATIS Trinkwasserentgelt – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Entgelt für die Trinkwasserversorgung privater Haushalte. <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/TabellenEntgelt.html>, abgerufen am 6.07.2017 Stand 2007
- DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Umweltnutzung und Wirtschaft / Tabellen zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. https://www.destatis.de/GPStatistik/receive/DESerie_serie_00002692, abgerufen am 16.12.2016. Stand 2015.02; 2015.04;
- DESTATIS Verbraucherpreise – Statistisches Bundesamt Deutschland (Hrsg.): Preise. Verbraucherpreisindizes für Deutschland. Jahresbericht. <https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/Preise/Verbraucherpreise/VerbraucherpreisindexJahresbericht.html>, abgerufen am 02.02.2017 Stand 2016
- Eurostat Water - Statistical office of the European Union (Hrsg.): Renewable freshwater resources. http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do?dataset=env_wat_res&lang=en, abgerufen am 23.05.2017. Stand 10/2016
- EZB Loans less EUR 1 M - European Central Bank (Hrsg.): Bank interest rates - loans to corporations of over EUR 1M (new business) - Germany. Series key MIR.M.DE.B.A2A.A.R.1.2240.EUR.N. Datasource Deutsche Bundesbank (Germany). https://sdw.ecb.int/quick-view.do?SERI_ES_KEY=124.MIR.M.DE.B.A2A.A.R.1.2240.EUR.N, abgerufen am 19.9.2016 Stand 9/2016
- EZB Loans less EUR 1 M – European Central Bank (Hrsg.): Bank interest rates - loans to corporations of up to EUR 1M (new business) - Germany. Series key MIR.M.DE.B.A2A.A.R.0.2240.EUR.N. Datasource Deutsche Bundesbank (Germany). https://sdw.ecb.int/quick-view.do?SERIES_KEY=124.MIR.M.DE.B.A2A.A.R.0.2240.EUR.N, abgerufen am 19.9.2016 Stand 9/2016
- Fraunhofer-Institut für Solare Energiesysteme: Energy Charts - Jährliche Börsenstrompreise in Deutschland. https://www.energy-charts.de/price_avg_de.htm?year=all&price=nominal&period=annual, abgerufen am 08.06.2017.
- LfULG – Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.): Beiträge zu den Maßnahmenprogrammen der Flussgebiets-einheiten Elbe und Oder. Redaktionsschluss: 30.09.2009. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13810/documents/20883>, abgerufen am 07.06.2017. Stand 2009
- LfULG – Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Hrsg.): Sächsische Beiträge zu den Maßnahmenprogrammen Elbe und Oder. Redaktionsschluss: 26.11.2015. <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/25829/documents/35832>, abgerufen am 07.06.2017. Stand 2015
- MKULNV – Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Maßnahmenprogramm 2016 - 2021 für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas. Stand Dezember 2015. <https://www.flussgebiete.nrw.de/der-zweite-bewirtschaftungsplan-209>, abgerufen am 07.06.2017. Stand 2015.
- MULNV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Maßnahmenprogramm für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas 2010 – 2015. Stand Dezember 2009. <https://www.flussgebiete.nrw.de/der-erste-bewirtschaftungsplan-4262>, abgerufen am 07.06.2017. Stand 2009.
- Netztransparenz.de – Informationsplattform der deutschen Übertragungsnetzbetreiber: EEG-Jahresabrechnungen. <https://www.netztransparenz.de/EEG/Jahresabrechnungen>, abgerufen am 02.06.2017. Stand 2007, 2010, 2013.
- StaLA NRW Jahrbuch – Statistisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Statistisches Jahrbuch Nordrhein-Westfalen. https://www.DESTATIS.de/GPStatistik/receive/NWSerie_serie_00000096, abgerufen am 16.12.2016. Stand 2015.
- StaLA NRW P / V / P31 – Statistisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2016): Umweltökonomische Gesamtrechnungen; Basisdaten und ausgewählte Ergebnisse für Nordrhein-Westfalen. https://www.DESTATIS.de/GPStatistik/receive/NWSerie_serie_00000269, abgerufen am 16.12.2016. Stand 2014.
- StaLA NRW Q / I / Q12 – Statistisches Landesamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg.): Nichtöffentliche Wasserversorgung und nichtöffentliche Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen. Stand 2016. https://www.DESTATIS.de/GPStatistik/receive/NWSerie_serie_00000173, abgerufen am 16.12.2016. Stand 2007, 2010, 2013.
- StaLA Sachsen E / IV / 5 – Statistisches Landesamt Sachsen (Hrsg.): Beschäftigte, Umsatz und Investitionen in der Energie- und Wasserversorgung im Freistaat Sachsen. https://www.DESTATIS.de/GPStatistik/receive/SNSerie_serie_00000695, abgerufen am 16.12.2016. Stand 2013, 2014.

StaLA Sachsen Jahrbuch – Statistisches Landesamt Sachsen (Hrsg.): Statistisches Jahrbuch Sachsen. https://www.DESTA-TIS.de/GPStatistik/receive/SNSerie_serie_00000034, abgerufen am 16.12.2016 Stand 2008, 2014.

StaLA Sachsen Q / I / 2 – Statistisches Landesamt Sachsen (Hrsg.): Wasserversorgung und Abwasserentsorgung in den Betrieben des nichtöffentlichen Bereiches im Freistaat Sachsen. https://www.destatis.de/GPStatistik/receive/SNSerie_serie_00001107, abgerufen am 16.12.2016 Stand 2007, 2010, 2013.

StatÄ Bund und Länder Abwasserentgelt – Statistische Ämter des Bundes und der Länder Trinkwasserentgelt (Hrsg.): Umwelt – Entgelt für die Entsorgung von Abwasser aus privaten Haushalten. http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb10_jahr-tabu10.asp, abgerufen am 6.07.2017. Stand 2010, 2013.

StatÄ Bund und Länder Trinkwasserentgelt – Statistische Ämter des Bundes und der Länder Trinkwasserentgelt (Hrsg.): Umwelt – Entgelt für die Trinkwasserversorgung privater Haushalte. http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb10_jahr-tabu7.asp, abgerufen am 6.07.2017. Stand 2010, 2013.

Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (2016): Haushalte im Freistaat Sachsen. Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (Hrsg.). https://www.statistik.sachsen.de/download/010_GB-Fam/Haushalte_2015_.pdf, abgerufen am 16.01.2017. Stand 2016.

Verband Deutscher Mineralbrunnen e. V. (o. J.): Umsatz und Absatz der Mineralbrunnenindustrie in Deutschland bis 2016. In: Statista – das Statistik-Portal. <https://de.statista.com/statistik/daten/studie/76903/umfrage/umsatz-mit-mineralwasser-in-deutschland-seit-2002/>, abgerufen am 18.10.2017. Stand 2007, 2010, 2013.

WSV Schifffahrtsbestandsdatei – Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (Hrsg.): Zentrale Schifffahrtsbestandsdatei. Stand 31.12.2014. <https://www.wsv.de/Schifffahrt/Statistik/zentr.Binnenschiffskartei/PDF/2014/Wasserstrassengebiet.pdf>, abgerufen am 6.12.2016. Stand 12/2014.

Anhang

Zuordnung von Monetarisierungsmethoden und Ökosystemdienstleistungen

Anhang 1: Zuordnung Monetarisierungsmethoden und Ökosystemdienstleistungen

Ökosystemdienstleistungen	Direkte Monetarisierungsmethoden	Indirekte Monetarisierungsmethoden					„Stated preference“-Methoden	Gruppenbewertung
		Vermeidungskostenansatz	Ersatzkostenansatz	Faktoreneinkommen	Reisekostenmethode	Hedonischer Preisan-satz		
Dienste der Daseinsvorsorge								
Wasser	x	x	x	x	x	x	x	x
Wohnen	x	x	x	x		x	x	x
Ernährung	x		x	x			x	x
Regulierungsdienste								
CO ₂ -Einsparung		x	x	x			x	x
Hochwasserschutz und -vermeidung; Wasserbereitstellung		x	x	x		x	x	x
Wasserregulierung	x	x	x	x		x	x	x
Altlastenbeseitigung		x	x	x		x	x	x
Bodenschutz		x	x	x		x	x	x
Kulturelle Dienste								
Erholung	x		x	x	x	x	x	
Landschaftsbild			x		x	x	x	x
Spirituelle und geschichtliche Aspekte					x	x	x	x
Bildungsmöglichkeiten	x			x	x		x	x

Quelle: Groot *et al.* 2002, verändert.

Anhänge zur Gewässernutzung durch Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung

Anhänge zur Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung

Anhang 2: Berechnungsschritte zur Ermittlung des Restwertes

	WZ (2008)	Einheit	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø 2007-2013
Umsatz (in jeweiligen Preisen)	50.3+50.4	Mio. €	1789	3142	2131	2174	2204	2233	2192	2266
Bestandsveränderung (in jeweiligen Preisen)	50.3+50.4	Mio. €	4	-19	5	7	-2	-10	29	2
Sachaufwand (in jeweiligen Preisen)	50.3+50.4	Mio. €	1180	1904	1281	1166	1663	1664	1674	1504
Bruttowertschöpfung (in jeweiligen Preisen)	50.3+50.4	Mio. €	613	1220	855	1014	539	559	547	764
Personalkosten ^a (in jeweiligen Preisen)	50.3+50.4	Mio. €	298	334	280	269	268	269	281	286
Steuern - Subventionen (in jeweiligen Preisen)	50.3+50.4	Mio. €	11	20	11	17	13	10	12	13
Brutto-Betriebsüberschuss ^b (in jeweiligen Preisen)	50.3+50.4	Mio. €	305	865	564	729	259	280	254	465
Brutto-Betriebsüberschuss ^b (in Preisen von 2010)	50.3+50.4	Mio. €	317	877	570	729	253	269	240	465
Abschreibung (in Preisen von 2010)	50.3+50.4	Mio. €	141	122	131	121	131	114	120	126
Verzinsung (in Preisen von 2010)	50.3+50.4	Mio. €	110	112	66	59	65	52	45	73
Restwert (in Preisen von 2010)	50.3+50.4	Mio. €	66	644	374	549	57	103	76	267
Korrekturfaktor Anteil Güterbeförderung in Binnenschifffahrt			0,83	0,81	0,79	0,80	0,84	0,85	0,85	0,82
Restwert Güterbeförderung	50.4	Mio. €	54	522	296	440	48	87	64	216

^a inklusive der Personalaufwendungen für unbezahlte Tätigkeit; ^b netto der Personalaufwendungen für unbezahlte Tätigkeit;

Quellen: Eigene Berechnung nach DESTATIS Strukturerhebung Schifffahrt, Stand 2007; DESTATIS 9/4/1, Stand 1/2017; BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016; EZB Loans less EUR 1 M, Stand 9/2016; EZB Loans over EUR 1 M, Stand 9/2016; vgl. Anhang 7; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Anhang 3: Berechnungen zur Ermittlung des Restwertes (Güterbeförderung in der Binnenschiffahrt WZ (2008) 50.4) (in jeweiligen Preisen)

	Einheit	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø 2007-2013
Restwert bezogen auf deutsche Unternehmen	Mio. €	54	522	296	440	48	87	64	216
Bereinigungsfaktor zur Restwertberechnung für Binnenschiffahrt in Deutschland		2,30	2,28	2,40	2,47	2,46	2,50	2,60	2,43
Restwert bezogen in Deutschland	Mio. €	125	1189	710	1090	119	219	167	517

Quelle: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 8/4, Stand 2005-2014; DESTATIS Strukturhebung Schifffahrt, Stand 2007; DESTATIS 9/4/1, Stand 1/2017; BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016; EZB Loans less EUR 1 M, Stand 9/2016; EZB Loans over EUR 1 M, Stand 9/2016; vgl. Anhang 2 und Anhang 4.

Anhang 4: Korrekturfaktoren zur Berücksichtigung der Verkehrsleistung deutscher Schiffe im Ausland und ausländischer Schiffe in Deutschland bei der Umsatzermittlung

Zeile		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Quelle/ Rechenweg
1	Beförderungsleistung Binnenschiffahrt in Deutschland unter deutscher Flagge [Mio. tkm]	21.197	20.644	21.136	21.084	17.815	19.361	17.201	17.963	17.739	17.458	[1]
2	Zuschlag zur Berücksichtigung der Verkehrsleistung deutscher Unternehmen im Ausland	27.959	27.528	28.147	28.112	23.160	25.169	22.361	23.352	23.061	22.695	bis 2008 aus [2], danach pauschal 30% Aufschlag zu Zeile 1
3	Beförderungsleistung Binnenschiffahrt in Dtl. inkl. Schiffen unter ausl. Flagge [Mio. tkm]	64.096	63.976	64.716	64.060	55.497	62.278	55.027	58.488	60.070	59.093	[1]
4	Zuschlagsfaktor zur Ermittlung der Transportleistung deutscher Binnenschiffe unter Berücksichtigung der Verkehrsleistung im Ausland	1,32	1,33	1,33	1,33	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	= Z2 / Z1
5	Abschlagsfaktor zur Anpassung des Umsatzes deutscher Binnenschiffe an deren Transportleistung in Dtl.	0,76	0,75	0,75	0,75	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	0,77	= Z1 / Z2
6	Verhältnis von Transportleistung ausl. Schiffe und inl. Schiffe in Dtl.	3,02	3,10	3,06	3,04	3,12	3,22	3,20	3,26	3,39	3,38	= Z3 / Z1
7	Bereinigungsfaktor zur Restwertberechnung für Binnenschiffahrt in Deutschland	2,29	2,32	2,30	2,28	2,40	2,47	2,46	2,50	2,60	2,60	= Z5 * Z6

Quelle: [1] – DESTATIS 8/4, Stand 2005-2014; [2] – BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016; eigene Berechnungen.

Anhang 5: Korrekturfaktor zur Ermittlung des Anteils der Güterbeförderung in Binnenschifffahrt (WZ 2008 50.4) am Gesamtsektors (WZ 2008 50.3 + 50.4) – bei der in-situ-Restwertermittlung und Zuordnung der Kosten für Wasserstraßen

	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Anteil Güterbeförderung an Binnenschifffahrt								
Umsatz		83%	80%	81%	83%	84%	84%	82%
Personalkosten		62%	59%	57%	62%	61%	59%	57%
Sachaufwendungen		80%	81%	81%	88%	88%	88%	87%
Angaben für Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt								
Umsatz		2.600	1.701	1.771	1.835	1.877	1.847	2.091
Personalkosten		176	143	133	146	145	147	158
Sachaufwand		1.528	1.040	947	1.467	1.463	1.473	1.665
Gesamt		4.304	2.884	2.851	3.448	3.484	3.467	3.914
Korrekturfaktor (Gewichteter Mittelwert)	0,83*	0,81	0,79	0,80	0,84	0,85	0,85	0,83

* Mittelwert 2008-2014.

Quelle: Eigene Berechnungen nach DESTATIS Strukturhebung Schifffahrt, Stand 2007; DESTATIS 9/4/1, Stand 1/2017.

Anhang 6: Vergleich der Transportentfernungen bei Transport mit Bahn und Binnenschiff

Vergleichsstrecke	Transportentfernung [km]		Verhältnis Bahn : Binnenschiff	Quelle
	Bahn	Binnenschiff		
Hamburg - Decin (Tschechien)	532	635	84%	[1]
Hamburg - Salzgitter	194	200	97%	[1]
Rotterdam - Duisburg	267	227	118%	[1]
Rotterdam - Großkotzenburg	557	568	98%	[1]
Rotterdam - Dillingen (Saar)	515	671	77%	[1]
Linz - Nürnberg	331	384	86%	[1]
Hamburg - Hannover	176	259	68%	[1]
Antwerpen - Ludwigshafen	488	659	74%	[1]
Rotterdam - Stuttgart	642	763	84%	[1]
Dresden - Magdeburg	221	261	85%	[2]
Durchschnitt (ungewichtet)			87%	

Quelle: [1] – Planco/BfG 2007: 35; [2] – Petschow und Wlodarski 2009: 136.

Anhang 7: Schätzung des Transportpreises für die Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt (in jeweiligen Preisen)

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Ø 2005-2014
Umsatz Binnenschifffahrt durch deutsche Unternehmen [Mio. €]	548	562	577	683	491	517	529	594	611	609	572
Beförderungsleistung Binnenschifffahrt in Dtl. unter deutscher Flagge [Mio. tkm]	21.197	20.644	21.136	21.084	17.815	19.361	17.201	17.963	17.739	17.458	19160
Zuschlagsfaktor zur Ermittlung der Transportleistung deutscher Binnenschiffe unter Berücksichtigung der Verkehrsleistung im Ausland*	1,32	1,33	1,33	1,33	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,30	1,31
Geschätzter Transportpreis BSF [ct/tkm] **	2,0	2,0	2,0	2,4	2,1	2,1	2,4	2,5	2,6	2,7	2,3

* siehe Anhang 4; ** Transportpreis = Umsatz / (Beförderungsleistung * Zuschlagsfaktor)

Quellen: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 8/4, Stand 2005-2014.

Anhang 8: Transportpreise für den Schienengüterverkehr (in jeweiligen Preisen)

Jahr	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Ø 2005-2014
Umsatz Schienengüterverkehr [Mio. Euro]	4.000	4.400	4.600	4.700	3.900	4.300	4.800	4.700	4.800	5.000	4.520
Beförderungsleistung Schienengüterverkehr [Mio. tkm]	95.000	107.000	115.000	116.000	96.000	107.000	113.000	111.000	113.000	115.000	108.800
Transportpreis Bahn [ct/tkm]	4,2	4,1	4,0	4,1	4,1	4,1	4,2	4,2	4,3	4,3	4,2
Transportpreis Bahn bei Berücksichtigung der Streckenverkürzung** [ct/tkm]	3,8	3,7	3,6	3,6	3,7	3,7	3,7	3,8	3,9	3,9	3,7

* Transportpreis für 2005 bis 2009 berechnet, ansonsten direkt übernommen; ** Annahme 10%

Quelle: Eigene Berechnungen nach BNetzA Marktuntersuchung Eisenbahnen 2013, 2015, 2016.

Anhang 9: Schätzung des Verlustes an Konsumentenrente bei Wegfall der Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt

	Einheit	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Beförderungsleistung Binnenschifffahrt insgesamt	Mio. tkm	64.096	63.976	64.716	64.060	55.497	62.278	55.027	58.488	60.070	59.093
Preissteigerung bei Nutzung der Bahn*	ct/tkm	1,8	1,7	1,6	1,2	1,5	1,6	1,3	1,2	1,2	1,2
Verlust an Konsumentenrente (in jeweiligen Preisen)	Mio. €	947	877	838	687	716	845	633	639	652	624
Verbraucherpreisindex		0,93	0,94	0,96	0,99	0,99	1,00	1,02	1,04	1,06	1,07
Verlust an Konsumentenrente real (in Preisen von 2010)	Mio. €	1.024	934	872	697	724	845	620	614	616	586

* unter Berücksichtigung der Annahme zur Streckenverkürzung für Bahntransport im Vergleich zu Transport per Binnenschiff von 10%.

Quellen: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 8/4, Stand 2005-2014; DESTATIS Verbraucherpreisindex, Stand 2016.

Anhang 10: Brutto-Anlageinvestitionen, Netto-Anlagevermögen, Abschreibungen und Verzinsung für Wasserstraßen und Binnenhäfen (in Preisen von 2010)

in Preisen von 2010	Brutto-Anlageinvestitionen – Verkehrsinfrastruktur*		Netto-Anlagevermögen*		Abschreibungen			Verzinsung	Summe Abschreibung und Verzinsung
	Wasserstraßen	Binnenhäfen	Wasserstraßen	Binnenhäfen	Wasserstraßen	Binnenhäfen	Summe	Wasserstraßen und Binnenhäfen	
	Mio. EUR	Mio. EUR	Mio. EUR	Mio. EUR	Mio. EUR	Mio. EUR	Mio. EUR	Mio. €	Mio. €
1998	774	123	25.574	4.125	595	128	723	594	1.317
1999	804	116	25.753	4.120	632	109	741	597	1.338
2000	805	126	25.925	4.127	618	121	739	601	1.340
2001	825	126	26.112	4.132	659	127	786	605	1.391
2002	811	118	26.278	4.131	680	136	816	608	1.424
2003	782	102	26.409	4.113	667	68	735	610	1.345
2004	771	152	26.524	4.147	664	145	809	613	1.422
2005	768	124	26.631	4.154	697	95	792	616	1.408
2006	738	146	26.702	4.183	700	118	818	618	1.436
2007	709	145	26.740	4.211	580	149	729	619	1.348
2008	805	113	26.869	4.207	390	137	527	622	1.149
2009	1.096	91	27.284	4.183	776	118	894	629	1.523
2010	1.010	90	27.604	4.156	775	117	892	635	1.527
2011	933	88	27.839	4.129	889	118	1.007	639	1.646
2012	748	87	27.883	4.099	759	105	864	640	1.504
2013	698	98	27.872	4.081	684	97	781	639	1.420
2014	725	116	27.886	4.082	736	98	834	639	1.473

* Jahresbestand ohne Grunderwerb.

Quelle: Eigene Berechnung nach BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Anhang 11: Schätzung at-source-Restwert für Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt in Deutschland

[Mio. €] in Preisen von 2010	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø (2007-2013)
Abschreibung und Verzinsung Schifffahrtsstraßen und öffentliche Binnenhäfen	-1432	-1233	-1607	-1610	-1729	-1586	-1502	-1528
Abschreibungen und Verzinsung - zurechenbar auf Güterbeförderung in der Binnenschifffahrt*	-1182	-999	-1274	-1292	-1460	-1343	-1273	-1261
In-situ-Restwert	125	1.189	710	1.090	119	219	167	515
at-source-Restwert	-1057	190	-564	-203	-1341	-1124	-1106	-744

* unter Nutzung des Korrekturfaktors aus Anhang 5.

Quellen: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 8/4, Stand 2005-2014; DESTATIS Strukturerhebung Schifffahrt, Stand 2007; DESTATIS 9/4/1, Stand 1/2017; BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016; EZB Loans less EUR 1 M, Stand 9/2016; EZB Loans over EUR 1 M, Stand 9/2016; vgl. Anhang 3; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Anhang 12: Schätzung der staatlich subventionierten Abschreibungen und Zinsen des Eisenbahnnetzes für Güterbeförderung im Schienenverkehr (in Preisen von 2010)

Datenvariable	Einheit	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Ø (2005-2014)
Netto-Anlagevermögen Verkehrswege	Mio. EUR	95.325	94.943	94.409	93.918	93.355	93.026	92.671	92.154	91.714	91.651	93.317
Brutto-Investitionen Verkehrswege	Mio. EUR	2.539	2.929	2.805	2.802	2.736	2.956	2.934	2.801	2.917	3.338	2.876
Abschreibungen - insgesamt	Mio. EUR	2.921	3.463	3.296	3.365	3.065	3.311	3.451	3.241	2.980	3.214	3.231
Verzinsung vom Netto-Anlagevermögen (2%)	Mio. EUR	1.907	1.899	1.888	1.878	1.867	1.861	1.853	1.843	1.834	1.833	1.866
Summe Abschreibung + Verzinsung	Mio. EUR	4.828	5.362	5.184	5.243	4.932	5.172	5.304	5.084	4.814	5.047	5.097
Annahme Anteil staatlich finanzierter Verkehrswege	Mio. EUR	3.862	4.289	4.147	4.195	3.946	4.137	4.244	4.067	3.851	4.038	4.078
Anteil über Trassenkilometer	%							24,7%	23,5%	23,7%	23,6%	23,9%
Anteil SGV an Umsatz**	%	26,7%	27,5%	27,7%	27,3%	23,6%	25,1%	26,7%	25,3%	25,7%	26,3%	26,2%
Annahme Anteil SGV an staatlichen finanzierten Verkehrswegen	%	25,0%	25,0%	25,0%	25,0%	25,0%	25,0%	25,0%	25,0%	25,0%	25,0%	25,0%
Anteil SGV an staatlich finanzierten Verkehrswegen	Mio. EUR	966	1.072	1.037	1.049	986	1.034	1.061	1.017	963	1.009	1.019
Umlegen auf Transportleistung SGV (Mrd. tkm)	Mrd. tkm	95	107	115	116	96	107	113	111	113	115	109
Beförderungsleistung BSF insgesamt [Mio. tkm]	Mrd. tkm	64	64	65	64	55	62	55	58	60	59	61
Anteil Kosten bei Verlagerung von BSF auf SGV***	Mrd. EUR	389	401	373	373	361	381	347	351	334	343	365

SGV – Schienengüterverkehr; BSF – Binnenschifffahrt (für Güterverkehr).

* Annahme 80% Finanzierung durch Staat (vgl. DB Netz AG 2015: 11, DB Netz AG 2016: 12); SGV – Schienengüterverkehr; ** Gesamtumsatz Eisenbahnen; *** Diese Kosten wurden ermittelt, indem der Anteil SGV an staatlich finanzierten Verkehrswegen auf die Summe der Transportleistungen SGV und BSF umgelegt wird. Dargestellt ist die Summe, die dann vom BSF zu tragen wäre.

Quellen: Eigene Berechnungen nach BMVI Verkehr in Zahlen, Stand 2016: 30f., 40f.; BNetzA – Marktuntersuchung Eisenbahnen 2013, 2016; DESTATIS Verbraucherpreise, Stand 2016.

Anhang 13: Umschlag von Gütern in Sachsen und Nordrhein-Westfalen 2013 – unterschieden nach Verkehrsmittel (Binnenschiff und Eisenbahn) und Güterabteilungen

		Sachsen		Nordrhein-Westfalen		Deutschland	
		Binnenschiff	Eisenbahn	Binnenschiff	Eisenbahn	Binnenschiff	Eisenbahn
Summe aller Güter	Empfang	0,6%	99,4%	52,7%	47,3%	33,9%	66,1%
	Versand	1,2%	98,8%	35,9%	64,1%	25,9%	74,1%
B1: Erzeugnisse der Land- und Forstwirtschaft sowie der Fischerei	Empfang	0,1%	99,9%	95,7%	4,3%	79,3%	20,7%
	Versand	9,7%	90,3%	87,4%	12,6%	68,7%	31,3%
B2: Kohle, rohes Erdöl und Erdgas	Empfang	0,0%	100,0%	51,5%	48,5%	44,4%	55,6%
	Versand	0,0%	100,0%	5,9%	94,1%	14,1%	85,9%
B3: Erze, Steine und Erden, sonstige Bergbauerzeugnisse	Empfang	1,3%	98,7%	87,4%	12,6%	47,7%	52,3%
	Versand	0,1%	99,9%	59,8%	40,2%	35,4%	64,6%
B4: Konsumgüter zum kurzfristigen Verbrauch, Holzwaren	Empfang	0,1%	99,9%	61,1%	38,9%	47,7%	52,3%
	Versand	0,6%	99,4%	70,7%	29,3%	46,5%	53,5%
B5: Kokerei- und Mineral-ölerzeugnisse	Empfang	0,0%	100,0%	68,6%	31,4%	39,4%	60,6%
	Versand	0,0%	100,0%	71,4%	28,6%	32,5%	67,5%
B6: Chemische Erzeugnisse, Mineralerzeugnisse	Empfang	1,7%	98,3%	48,9%	51,1%	30,2%	69,8%
	Versand	2,3%	97,7%	47,2%	52,8%	29,9%	70,1%
B7: Metalle und Metall-erzeugnisse	Empfang	0,0%	100,0%	14,0%	86,0%	10,0%	90,0%
	Versand	3,3%	96,7%	11,5%	88,5%	9,9%	90,1%
B8: Maschinen und Aus-rüstungen, langlebige Konsumgüter	Empfang	0,0%	100,0%	12,3%	87,7%	6,8%	93,2%
	Versand	1,4%	98,6%	30,8%	69,2%	14,3%	85,7%
B9: Sekundärrohstoffe, Abfälle	Empfang	0,1%	99,9%	27,0%	73,0%	34,4%	65,6%
	Versand	2,7%	97,3%	52,3%	47,7%	38,5%	61,5%
B10 Sonstige Produkte	Empfang	0,4%	99,6%	24,7%	75,3%	10,0%	90,0%
	Versand	0,2%	99,8%	28,1%	71,9%	12,4%	87,6%

Quellen: DESTATIS 8/2, Stand 2013; DESTATIS 8/4, Stand 2013.

Anhänge zur Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand wirtschaftspolitischer Ziele
Anhang 14: Schätzung der spezifischen Beförderungsleistung pro Beschäftigte beim Schienengüterverkehr

Jahr	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø 2008-2013
Beförderungsleistung [Mio. tkm]	116.000	96.000	107.000	113.000	111.000	113.000	109.333
Beschäftigte	30.370	29.772	27.955	27.617	27.819	28.162	28.616
Spezifische Beförderungsleistung pro Beschäftigten [Mio. tkm/Beschäftigter]	3,8	3,2	3,8	4,1	4,0	4,0	3,8

Quelle: Eigene Berechnungen nach BNetzA – Marktuntersuchung Eisenbahnen 2013, 2015, 2016); DESTATIS 9/4/1 Stand 2008-2013.

Anhang 15: Spezifische Beförderungsleistung pro Beschäftigte Binnenschifffahrt zur Güterbeförderung

Jahr	2008	2009	2010	2011	2012	2013	Ø 2008-2013
Beförderungsleistung Binnenschifffahrt unter deutscher Flagge im In- und Ausland [Mio. tkm]	28.112	23.160	25.169	22.361	23.352	23.061	24.202
Beschäftigte	5.004	4.082	3.938	4.317	4.268	4.163	4.295
Spezifische Beförderungsleistung pro Beschäftigte [Mio. tkm/Beschäftigter]	5,6	5,7	6,4	5,2	5,5	5,5	5,6

Quelle: Eigene Berechnungen nach DESTATIS 9/4/1 Stand 2008-2013; DESTATIS 8/4, Stand 2008-2013.

Anhang 16: Preiseffekt im Zuge einer Verlagerung des Gütertransportes von BSF auf Bahn

Jahr	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Ø 2005-2014
Transportpreis SGV [ct/tkm]	3,8	3,7	3,6	3,6	3,7	3,7	3,8	3,8	3,9	3,9	3,7
Transportpreis BSF [ct/tkm]	2,0	2,0	2,0	2,4	2,1	2,1	2,4	2,5	2,6	2,7	2,3
Verhältnis Transportpreis SGV zu BSF	1,9	1,8	1,8	1,5	1,7	1,8	1,6	1,5	1,5	1,4	1,6

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 8/4, Stand 2005-2014; BNetzA Marktuntersuchung Eisenbahnen 2013, 2015, 2016; vgl. Anhang 7 und Anhang 8.

Anhänge zur öffentlichen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung bei Haushalten

Anhänge zur Bewertung direkter Leistungen an die Gesellschaft anhand der Nutzenstiftung

Anhang 17: Meta-Analyse von internationalen Studien zur Preiselastizität der Trinkwassernachfrage

Studie	Anzahl von Studien	Anzahl der ermittelten Preiselastizitäten	Elastizität
Espey <i>et al.</i> (1997)	24 US-amerikanische Studien	124	Durchschnitt: -0,51 (60% der Beobachtung zwischen -0,26 und -0,5)
Dalhuisen <i>et al.</i> (2003)	64 internationalen Studien	314	Mittelwert: -0,41 Median: -35

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Anhang 18: Studien zur Ermittlung der Preiselastizität der Trinkwassernachfrage im Haushalt in Deutschland

Studie	Bezugsraum	Daten	Trinkwassernachfrage	Preisdaten	Preiselastizität	Einkommenselastizität	Weitere Einflussvariable
Messner und Ansmann (2007) Frondel und Messner (2008)	Leipzig	Haushaltsdaten 1998-2001	individuell (m ³ /Jahr/HH)	individueller Durchschnittspreis	-0,365	0,308	<ul style="list-style-type: none"> • HH-Größe, • Wasserzähler einsehbar • wahrgenommene Wasserqualität, • Einfamilienhaus • Geschirrspüler • Wasserverbrauch außerhalb vom Haus
Schleich und Hiltenbrand (2009)	592 Trinkwasserversorgungsgebiet	Statistik 2003	durchschnittlicher Wasserverbrauch (l/Tag)	verbrauchsabhängiges Trink- und Abwasserentgelt	-0,242	0,355	<ul style="list-style-type: none"> • Haushaltgröße, • Anteil von HH mit Brunnen, • Anzahl von Regentagen im Sommer
Ansmann (2010)	Aufgabengebiet Wasserwerk Zwickau	Haushaltsdaten 2006	individuell (m ³ /Jahr/HH)	Individueller Durchschnittspreis Trink- und Abwasser	-0,912-1,42	0,112	<ul style="list-style-type: none"> • Gebäudetyp, • HH-Größe, • Rentner im HH • Spülmaschine, • Zweitwohnsitz
Oelmann und Gendries (2012)	Rheinisch-Westfälische Wasserwerksgesellschaft	Haushaltsdaten 2011	individuell (m ³ /Jahr/HH)	nicht bekannt	-0,03-0,26	-	<ul style="list-style-type: none"> • u. a. Gebäudetyp
Müller (2012)	251 Kreise in SH, HH, HE, BW, RP, SN, SA und TH	Statistik (2007-2010)	durchschnittlicher Wasserverbrauch (l/Tag)	verbrauchsabhängiges und durchschnittliches Trinkwasserentgelt	-0,256 bis -0,277 (OLS)	0,016 bis 0,043	<ul style="list-style-type: none"> • Anzahl von HH • HH-Größe • verfügbares HH-Einkommen

Quelle: Eigene Zusammenstellung

Anhang 19: Ermittlung des durchschnittlichen Umsatzes für Mineral- und Heilwasser

Indikator	Einheit	2007	2010	2013
Umsatz Mineralbrunnenindustrie	Mio. €/a	3.267,7	3.032,5	3.131,0
Absatz Mineral- und Heilwasser	1000m ³ /a	9.785,5	9.702,5	10.458,5
Durchschnittspreis	€/m ³	333,93	312,55	299,37

Quelle: VDM Marktdaten, Stand 2007, 2010, 2013.

Anhänge Trinkwasser – Bewertung anhand von Zielen der Daseinsvorsorge

Beschreibung der Indikatoren und Datenvariablen sowie die für die Erhebung genutzten Studien sowie deren Datenverfügbarkeit

Anhang 20: Für Indikatoren genutzten Datenvariablen sowie direkt erhobene Indikatoren aus Wasser-, Umwelt- und Wirtschaftsstatistiken

Name des Indikators/der genutzten Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit / Quelle		
		national	Bundesland	Flusseinzugsgebiet
Leistungsumfang – räumliche und zeitliche Verfügbarkeit und Qualität				
Anschlussgrad an öffentliche Trinkwasserversorgung	Anteil der Einwohner mit Anschluss an die öffentliche Wasserversorgung, am Ort zum Stichtag mit alleiniger bzw. Hauptwohnung	Erhebung ist im Gesetz über Umweltstatistiken (vom 15.8.1974, BGBl. I, S. 1938). verankert (Erhebungen seit dem Jahr 1975) Aktuell werden die Daten u. a. in DESTATIS 19/2/1/1, die im 3-jährigen Turnus veröffentlicht wird, bereitgestellt.		Ab dem Erhebungsjahr 2013 auf FGE verfügbar.
Anschluss an Kläranlagen mit weitergehender Reinigung	Über öffentliche Kanalisation abgeleitete Jahresabwassermenge nach Art der Abwasserbehandlung und –entsorgung, welche mindestens mit einer biologischen Behandlung mit Zusatzverfahren behandelt wird.	Erhebung ist im Gesetz über Umweltstatistiken verankert (Erhebungen seit dem Jahr 1975) Aktuell werden die Daten u. a. in DESTATIS 19/2/1/1, die im 3-jährigen Turnus veröffentlicht wird, bereitgestellt.		Ab dem Erhebungsjahr 2013 auf FGE verfügbar. (Tabelle 5.2)
Anschlussgrad an die öffentliche Kanalisation	Anteil der Einwohner mit Anschluss an das öffentliche Kanalnetz, am Ort zum Stichtag mit alleiniger bzw. Hauptwohnung (Erhebungen seit dem Jahr 1975) (Bundesrepublik Deutschland 15.08.1974)	Erhebung ist im Gesetz über Umweltstatistiken verankert (Erhebungen seit dem Jahr 1975) Aktuell werden die Daten u. a. in DESTATIS 19/2/1/1, die im 3-jährigen Turnus veröffentlicht wird, bereitgestellt.		Statistische Werte zum Anschlussgrad sind einzeln in den Bestandsaufnahmen enthalten, jedoch nicht in den statistischen Werten.
Kosten der Leistungserbringung				
Verfügbares Einkommen pro Haushalt und Einwohner	Das Verfügbare Einkommen der privaten Haushalte ist der Betrag, der den in einer bestimmten Region lebenden Menschen für Konsumzwecke oder zur Ersparnisbildung zur Verfügung steht. Das Verfügbare Einkommen errechnet sich wie folgt: Primäreinkommen + empfangene monetäre Sozialleistungen + empfangene sonstige laufende Transfers – geleistete Einkommen- und Vermögensteuern – geleistete Sozialbeiträge – geleistete sonstige laufende Transfers = Verfügbares Einkommen	Auf Ebene von Deutschland und für die Bundesländer im Rahmen der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung verfügbar, online verfügbar unter: https://www.statistik.sachsen-anhalt.de/apps/StrukturKompass/indikator/zeitreihe/119 , abgerufen am 25.07.2017		Keine statistischen Daten für Flussgebiete verfügbar
Trinkwasser- und Abwasserentgelte	Entgelt für die Entsorgung von Abwasser aus privaten Haushalten zum Stichtag 1.1.	Statistik Portal der statistischen Ämter des Bundes und der Länder		Keine statistischen Daten für Flussgebiete verfügbar

Name des Indikators/der genutzten Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit / Quelle		
		national	Bundesland	Flusseinzugsgebiet
	Entgelt für die Trinkwasserversorgung privater Haushalte zum Stichtag 1.1.	<p>Tabelle Abwasser: 2005- 2007: https://www.DESTATIS.de/DE/Zahlen-Fakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/TabellenEntgeltEntsorgungBL.html#Fussnote1 (Abgerufen am 16.01.2017) 2008 – 2013: http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb10_jahrtabu10.asp (Abgerufen am 16.01.2017) Werte für das Jahr 2013 siehe Abschnitt zur Nutzenstiftung) Tabelle Trinkwasserversorgung: 2005 – 2007: https://www.DESTATIS.de/DE/Zahlen-Fakten/GesamtwirtschaftUmwelt/Umwelt/UmweltstatistischeErhebungen/Wasserwirtschaft/Tabellen/TabellenEntgelt.html#Fussnote1a (Zuletzt abgerufen am 16.01.2017) http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb10_jahrtabu7.asp (Abgerufen am 16.01.2017)</p>		
Durchschnittliche Haushaltsgröße	Durchschnittliche Anzahl der im Haushalt lebenden Personen berechnet für Deutschland aus Tabelle <u>12211-0100</u> mit der Formel: Anzahl der Personen / Anzahl der Haushalte.	<p>Ebenso in DESTATIS 1/3 GENESIS Seit 1961 verfügbar. Bundesland spezifische Werte liegen bei den statistischen Ämtern der Bundesländer vor. Durchschnittliche Haushaltsgröße Sachsen: https://www.statistik.sachsen.de/download/010_GB-Fam/Haushalte_2015.pdf (Abgerufen am 16.01.2017) Durchschnittliche Haushaltsgröße NRW: https://www.DESTATIS.de/DE/Publikationen/Thematisch/Bevoelkerung/HaushalteMikrozensus/HaushalteFamilielen2010300127004.pdf?blob=publicationFile (Abgerufen am 16.01.2017)</p>		
Kontextinformationen				
durchschnittliche Trinkwasserabgabe (Trinkwasserverbrauch)	Wasserabgabe an Haushalte und Kleingewerbe (d. h. alle Abnehmer, deren Wasserverbrauch über einen Hauszähler zusammen mit anderen Einheiten (privaten Haushalten) abgerechnet wird, wie zum Beispiel Bäckereien, Metzgereien, Arztpraxen.) bezogen auf die angeschlossene Bevölkerung	<p>Erhebung ist im Gesetz über Umweltstatistiken verankert (Erhebungen seit dem Jahr 1975) Aktuell werden die Daten u. a. in DESTATIS 19/2/1/1, die im 3-jährigen Turnus veröffentlicht wird, bereitgestellt.</p>		
Genutzte TW-	Hier sind die für die Trinkwasserproduktion genutzten Ressourcen	<p>Aktuell werden die Daten u. a. in DESTATIS 19/2/1/1, die im 3-jährigen</p>		

Name des Indikators/der genutzten Datenvariablen	Definition	Datenverfügbarkeit / Quelle		
		national	Bundesland	Flusseinzugsgebiet
Wasserressourcen	aufgeteilt auf Grundwasser, Quellwasser, Uferfiltrat, angereichertes Grundwasser, See- und Talsperrenwasser und Flusswasser angegeben.	Turnus veröffentlicht wird, bereitgestellt.		(2013: Tabelle Z_1.4; 2010 Tabelle 1.3)
Fremdbezug	Fremdbezogene Mengen, sind die Mengen, die mit einem Zulieferer abgerechnet werden. Etwaige „Durchleitungen“ in Ihrem Leitungsnetz an „Dritte“ sind nicht berücksichtigt. (DESTATIS 19/2/1/1 Ausgabe 2013) Fremdbezug von Wasser bezeichnet diejenige Wassermenge, die ein öffentliches Wasserversorgungsunternehmen von einem anderen Unternehmen zur Weiterleitung bzw. Verteilung zum Letztgebrauch bezieht. Die Mengen teilen sich in Grundwasser, Quellwasser, Oberflächenwasser,	Aktuell werden die Daten u. a. in DESTATIS 19/2/1/1, die im 3-jährigen Turnus veröffentlicht wird, bereitgestellt.		Keine statistischen Daten für Flussgebiete verfügbar

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Anhang 21: Erhobene Indikatoren aus Branchenkennzahlen der Wasserwirtschaft und die spezifischen Quellen

Name der/des Indikators/ Datenvariable/ Kontextinformation	Genutzte Studie:	Datenverfügbarkeit / Quelle:		
		national	Bundesland	Flusseinzugsgebiet
Leistungsumfang – räumliche und zeitliche Verfügbarkeit und Qualität				
Versorgungsunterbrechungen	Deutschland Branchenbild (ATT <i>et al.</i> 2015: 51) Wasserversorgung in Nordrhein-Westfalen - Benchmarking-Projekt (http://www.roedl-benchmarking.de/nrw/asp/main/main.asp) (Abgerufen 25.07.2017) Kennzahlenvergleich Trinkwasserversorgung Sachsen (Michalik <i>et al.</i> 2015: 11)	Grundsätzlich wird angestrebt das Branchenbild weiterhin periodisch auf nationaler Ebene zu veröffentlichen NRW seit 2008 im jährlichen Turnus. Veröffentlichungen im Ergebnisbericht. Sachsen 2015 (erste Erhebung 2013)		n. v.
Kundenzufriedenheit mit TW Qualität	Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft (ATT <i>et al.</i> 2015: 62; ATT <i>et al.</i> 2011: 61)	Grundsätzlich wird angestrebt das Branchenbild weiterhin periodisch auf nationaler Ebene zu veröffentlichen Im Rahmen des Projektes Benchmarking Wasser NRW wurde für das Jahr 2009 die Kennzahl ebenfalls erhoben (Landesregierung NRW (2011): 49)		n. v.
Beschwerden Abwasserbeseitigung	Benchmarking Abwasser NRW (www.abwasserbenchmarking-nrw.de) (Abgerufen am 11.01.2017)	NRW: für die Erhebungsjahre 2006, 2008 und 2010		n. v.
Dauerhaftigkeit der Leistungserbringung				
Kanalsanierungsrate	Zustand der Kanalisation in Deutschland. (Berger <i>et al.</i> 2016) Bundesland: NRW Benchmarking Abwasser NRW (www.abwasserbenchmarking-nrw.de) (Abgerufen am 11.01.2017)	Siebte nationale Umfrage seit 1984/1985. Jedoch erstmals für das Jahr 2012 ist die Kanalsanierungsrate veröffentlicht. NRW: für die Erhebungsjahre 2006, 2008 und 2010		n. v.
Leitungsrehabilitation	Deutschland Branchenbild (ATT <i>et al.</i> 2015: 69) Wasserversorgung in Nordrhein-Westfalen - Benchmarking-Projekt (http://www.roedl-benchmarking.de/nrw/asp/main/main.asp) (Abgerufen am 25.07.2017) Kennzahlenvergleich Trinkwasserversorgung Sachsen (Michalik <i>et al.</i> 2015: 11)	Grundsätzlich wird angestrebt das Branchenbild weiterhin periodisch auf nationaler Ebene zu veröffentlichen NRW seit 2008 im jährlichen Turnus. Veröffentlichungen im Ergebnisbericht. Sachsen 2015 (erste Erhebung 2013)		n. v.
Kosten der Leistungserbringung				
Kontextinformationen				

Quelle: Eigene Zusammenstellung

Anhang 22: Für Indikatoren genutzte Daten aus spezifischen nationalen Studien

Name des Indikators Name der Datenvariable Name der Kontextinformation	Genutzte Studie:	Datenverfügbarkeit / Quelle:		
		national:	Bundesland:	Flusseinzugsgebiet
Leistungsumfang – räumliche und zeitliche Verfügbarkeit und Qualität				
Trinkwasserqualität	UBA (2014: 2) ¹⁶⁹	Bei der Überwachung des Trinkwassers nach der Trinkwasserverordnung werden mikrobiologische und chemische Qualitätsparameter auf Ihre Anforderung und Grenzwerte hin untersucht. Im Rahmen der Überwachung können die Anforderungen zu den durchgeführten Messungen für die mikrobiologischen und chemischen Qualitätsparameter in Beziehung gesetzt werden (Anteil Proben mit eingehaltenen Grenzwerten). Dieser Summenindikator ist jedoch nur auf nationaler Ebene und nicht auf Ebene von Bundesländern verfügbar. Die Studie wird seit 2005 (für die Erhebungsjahre 2002- 2004) veröffentlicht.		n. v.
Kontextinformationen				
Umsetzung von grundlegenden Maßnahmen	Bestandsaufnahmen Bewirtschaftungspläne zur EU-WRRL	Verfügbar		ja

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

¹⁶⁹ Gemäß Artikel 13 der Richtlinie 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch (EG-Trinkwasserrichtlinie) (ABl. EG Nr. L 330/32) und gemäß § 21 der Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch vom 21. Mai 2001 (Trinkwasserverordnung – TrinkwV vom 10. März 2016, BGBl. I S. 459), geändert am 17. Juli 2017, BGBl. I S. 2615) sollen die Verbraucherinnen und Verbraucher über die Qualität des Wassers für den menschlichen Gebrauch unterrichtet werden.

Anhang 23: Rechenschema zur Ermittlung der spezifischen Entgeltbelastung und der Haushaltsbelastung in Bezug auf Trinkwasserversorgung und Abwasserbeseitigung¹⁷⁰

Name der Datenvariable	nähere Hinweise
Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner	Näheres siehe Anhang 20 in [EUR/E]
Durchschnittliche Haushaltsgröße	Durchschnittliche Anzahl der im Haushalt lebenden Personen berechnet für Deutschland aus Tabelle <u>12211-0100</u> (Genesis-online) mit der Formel: Anzahl der Personen / Anzahl der Haushalte in [E / HH] Durchschnittliche Haushaltsgrößen Sachsen: (StaLa Sachsen Haushalte, Ausgabe 2016) Durchschnittliche Haushaltsgröße NRW: DESTATIS 1/3 Ausgabe 2014
Haushaltseinkommen	Das Haushaltseinkommen errechnet sich mit dem verfügbaren Haushaltseinkommen je Einwohner multipliziert mit der durchschnittlichen Haushaltsgröße [EUR / HH].
Trinkwasserabgabe	Näheres siehe Anhang 20 und Anhang 21 in [l / (E x d)]
Trinkwasser- und Abwasserentgelte	Entgelt für die Entsorgung von Abwasser und für die Trinkwasserversorgung. Die Entgelte können in verbrauchsabhängige Entgelte sowie verbrauchsunabhängige Entgelte aufgeteilt werden. (in [EUR / m ³] bzw. [EUR / m ²] sowie [EUR / HH]) Für Abwasser: Die Bemessungsgröße für Niederschlagswasser wurde nach (Lamp und Grundmann 2009) mit 40 m ² / E angenommen.
Belastung des Haushaltes durch Trink- bzw. Abwasserentgelte	Die Berechnung der Haushaltsbelastung erfolgt mit Hilfe der Trinkwasserabgabe (Trinkwasserverbrauch) sowie den verbrauchsabhängigen Entgelten für Trinkversorgung und Abwasserbeseitigung. Für die Abwasserbeseitigung wird der Niederschlagswasseranfall entsprechend verbrauchsabhängig (mit den 40 m ² / Einwohner) mitberücksichtigt. Hinzuaddiert werden die verbrauchsunabhängigen Entgeltbestandteile. Formel Abwasser: Verbrauchsabhängiges Entgelt [EUR / m ³] * Verbrauch im Haushalt [m ³ / HH] + 40 [m ² Fläche / E] * Niederschlagswassergebühr [EUR / m ²] * Durchschnittliche Haushaltsgröße [E / HH] + Verbrauchsunabhängiges Entgelt Formel Trinkwasser: Verbrauchsabhängiges Entgelt * Verbrauch im Haushalt + Verbrauchsunabhängiges Entgelt in [EUR / HH]
Berechnung der Belastung pro Einwohner	Belastung des Haushaltes / Durchschnittliche Haushaltsgröße in [EUR / E]
Für Trinkwasser und Abwasser: Berechnung der Belastung pro genutzten m ³	Belastung des Haushaltes / (Trinkwasserabgabe x Durchschnittliche Haushaltsgröße) in [EUR / m ³]
Berechnung des Anteils am Haushaltseinkommen	Belastung pro Einwohner / Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner *100 in [%]

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

¹⁷⁰ Die spezifische Entgeltbelastung für die Trinkwasserversorgung sowie für die Abwasserbeseitigung und die daraus resultierende Haushaltsbelastung wurden anhand folgenden Ansatzes berechnet. Hierbei werden zwar die Belastungen der Haushalte durch verbrauchsabhängige und unabhängige Entgelte geschätzt, allerdings weder (wiederkehrende) Beiträge noch Kostenüber- bzw. -unterdeckungen im Betrachtungsjahr berücksichtigt.

Berechnung der durchschnittlichen spezifischen Entgeltbelastung und der Anteile der Entgelte am Haushaltseinkommen für den Bereich der Abwasserbeseitigung

Anhang 24: Berechnung der durchschnittlichen spezifischen Entgeltbelastung und der Anteile der Entgelte am Haushaltseinkommen für den Bereich der Abwasserbeseitigung

Art d. Werts	Name Indikator / Datenvariablen (DV)	Einheit	2007	2010	2013	Quelle / Link zu Datenvariable Art der Berechnung
Bezugsraum: BRD						
DV	Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner	EUR / E	18604	19452	20730	https://www.statistik.sachsen-anhalt.de/apps/StrukturKompass/indikator/zeitreihe/119 (Abgerufen am 25.07.2017)
DV	Durchschnittliche Haushaltsgröße	E/HH	2,07	2,03	2,01	Durchschnittliche Anzahl der im Haushalt lebenden Personen berechnet für Deutschland aus Tabelle 12211-0100 (Genesis-online) mit der Formel: Anzahl der Personen / Anzahl der Haushalte.
Berechnete DVV	Haushaltseinkommen	EUR	38510	39488	41667	Berechnet: Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner * Durchschnittliche Haushaltsgröße
DV	Trinkwasserabgabe (Kontextinformation)	l/E x d	122	121	121	Aktuell werden die Daten u. a. DESTATIS 19/2/1 veröffentlicht.
DV	Versiegelte angeschlossene Fläche	m ² /E	40	40	40	(Lamp und Grundmann 2009, S. 600)
DV	verbrauchsabhängiges Entgelt	EUR / m ³	2,29	2,36	2,33	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_ib10_jahrtabu10.asp ; (Abgerufen am 16.01.2017) Für 2013 siehe zusätzliche Informationen im Abschnitt 5.2.2.1 Nutzenstiftung.
DV	Niederschlagswassergebühr	EUR / m ²	0,41	0,49	0,58	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_ib10_jahrtabu10.asp (Abgerufen am 16.01.2017) Für 2013 siehe zusätzliche Informationen im Abschnitt 5.2.2.1 Nutzenstiftung.
DV	Grundgebühr	EUR	13,15	15,39	17,81	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_ib10_jahrtabu10.asp (Abgerufen am 16.01.2017) Für 2013 siehe zusätzliche Informationen im Abschnitt 5.2.2.1 Nutzenstiftung.
Berechnete DV	Haushaltsbelastung	EUR / HH	258,18	266,76	271,28	Berechnet: Verbrauchsabhängiges Entgelt * Verbrauch im Haushalt + Verbrauchsunabhängiges Entgelt + 40 m ² Fläche * Niederschlagswassergebühr * Durchschnittliche Haushaltsgröße

Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern

Art d. Werts	Name Indikator / Datenvariablen (DV)	Einheit	2007	2010	2013	Quelle / Link zu Datenvariable Art der Berechnung
Indikator	Durchschnittliche Belastung pro Einwohner	EUR / E	125	131	135	Berechnet: Haushaltsbelastung / Durchschnittliche Haushaltsgröße
Indikator	Prozentuale Haushaltsbelastung	%	0,67%	0,68%	0,65%	Berechnet: Haushaltsbelastung / Haushaltseinkommen *100
Indikator	Belastung	EUR / m ³	2,80	2,98	3,06	Berechnet: Haushaltsbelastung / (Trinkwasserabgabe x Haushaltsgröße (Umrechnung der Einheiten von [l / E x d] in [m ³ /a]))
Bezugsraum NRW						
DV	Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner	EUR / E	19342	20208	21295	https://www.statistik.sachsen-anhalt.de/apps/StrukturKompass/indikator/zeitreihe/119 (Abgerufen am 25.07.2017)
DV	durchschnittliche Haushaltsgröße	E/HH	2,11	2,06	2,05	DESTATIS 1/3 Ausgabe 2014
Berechnete DV	Haushaltseinkommen	EUR	40812	41628	43655	Berechnet: Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner *Durchschnittliche Haushaltsgröße
DV	Trinkwasserabgabe	l / E x d	135	135	133	Aktuell werden die Daten u. a. in DESTATIS 19/2/1 veröffentlicht.
DV	Versiegelte angeschlossene Fläche	m ² /E	40	40	40	(Lamp und Grundmann 2009, S. 600)
DV	verbrauchsabhängiges Entgelt	EUR / m ³	2,39	2,46	2,59	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_ib10_jahrtabu10.asp (Abgerufen am 16.01.2017)
DV	Niederschlagswassergebühr	EUR / m ²	0,72	0,92	0,96	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_ib10_jahrtabu10.asp (Abgerufen am 16.01.2017)
DV	Grundgebühr	EUR	3,25	3,73	4,47	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_ib10_jahrtabu10.asp (Abgerufen am 16.01.2017)
Berechnete DV	Haushaltsbelastung	EUR / HH	312,51	329,24	340,94	Berechnet: Verbrauchsabhängiges Entgelt * Verbrauch im Haushalt + Verbrauchsunabhängiges Entgelt + 40 m ² Fläche * Niederschlagswassergebühr * Durchschnittliche Haushaltsgröße
Indikator	Belastung /E	EUR / E	148	159,83	166,31	Berechnet: Haushaltsbelastung / Durchschnittliche Haushaltsgröße
Indikator	Prozentuale Haushaltsbelastung	%	0,77%	0,79%	0,78%	Berechnet: Haushaltsbelastung / Haushaltseinkommen

Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern

Art d. Werts	Name Indikator / Datenvariablen (DV)	Einheit	2007	2010	2013	Quelle / Link zu Datenvariable Art der Berechnung
Indikator	Belastung	EUR / m ³	3,01	3,24	3,43	Berechnet: Haushaltsbelastung / (Trinkwasserabgabe x Haushaltsgröße (Umrechnung der Einheiten von [l / E x d] in [m ³ / a]))
Bezugsraum Sachsen						
DV	Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner	EUR / E	15831	16882	17879	https://www.statistik.sachsen-anhalt.de/apps/StrukturKompass/indikator/zeitreihe/119 (Abgerufen am 25.07.2017)
DV	durchschnittliche Haushaltsgröße	E/HH	2,00	1,90	1,9	(StaLa Sachsen Haushalte, Ausgabe 2016)
Berechnete DV	Haushaltseinkommen	EUR	31662	32076	33970	Berechnet: Verfügbares Einkommen * durchschnittliche Haushaltsgröße
DV	Trinkwasserabgabe	l / E x d	85	84	86	Aktuell werden die Daten u.a DESTATIS 19/2/1 veröffentlicht.
DV	Versiegelte angeschlossene Fläche	m ² /E	40,00	40,00	40	(Lamp und Grundmann 2009, S. 600)
DV	verbrauchsabhängiges Entgelt	EUR / m ³	2,55	2,50	2,36	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_ib10_jahrtabu10.asp (Abgerufen am 16.01.2017)
DV	Niederschlagswassergebühr	EUR / m ²	0,42	0,55	0,63	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_ib10_jahrtabu10.asp (Abgerufen am 16.01.2017)
DV	Grundgebühr	EUR	53,45	59,18	54,48	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_ib10_jahrtabu10.asp (Abgerufen am 16.01.2017)
Berechnete DV	Haushaltsbelastung	EUR / HH	245,28	246,62	243,11	Berechnet: Verbrauchsabhängiges Entgelt * Verbrauch im Haushalt + Verbrauchsunabhängiges Entgelt + 40 m ² Fläche * Niederschlagswassergebühr * Durchschnittliche Haushaltsgröße
Indikator	Belastung	EUR / E	122,64	129,80	127,95	Berechnet: Haushaltsbelastung / Durchschnittliche Haushaltsgröße
Indikator	Prozentuale Haushaltsbelastung	%	0,77%	0,77%	0,72%	Berechnet: Haushaltsbelastung / Haushaltseinkommen
Indikator	Belastung	EUR / m ³	3,95	4,23	4,08	Berechnet: Haushaltsbelastung / (Trinkwasserabgabe x Haushaltsgröße (Umrechnung der Einheiten von [l / E x d] in [m ³ / a]))
-	Anmerkungen	-	HH-Größe für 2007 von 2005			

Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern

Art d. Werts	Name Indikator / Datenvariablen (DV)	Einheit	2007	2010	2013	Quelle / Link zu Datenvariable Art der Berechnung
Bezugsraum Niederrhein						
DV	Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner	EUR / E	-	-	-	
DV	durchschnittliche Haushaltsgröße	E/HH	-	-	-	
DV	Trinkwasserabgabe	l/E x d	141,1	135,30	137,2	Aktuell werden die Daten u. a. DESTATIS 19/2/1 veröffentlicht.
DV	Versiegelte angeschlossene Fläche	m ² /E	40	40	40	(Lamp und Grundmann 2009, S. 600)
DV	verbrauchsabhängiges Entgelt	EUR / m ³	-	-	-	
DV	Niederschlagswassergebühr	EUR / m ²	-	-	-	
DV	Grundgebühr	EUR	-	-	-	
Berechnete DV	Haushaltsbelastung	EUR / HH				Berechnet: Verbrauchsabhängiges Entgelt * Verbrauch im Haushalt + Verbrauchsunabhängiges Entgelt + 40 m ² Fläche * Niederschlagswassergebühr * Durchschnittliche Haushaltsgröße
Indikator	Belastung	EUR / E				Berechnet: Haushaltsbelastung / Durchschnittliche Haushaltsgröße
Indikator	Prozentuale Haushaltsbelastung	%				Berechnet: Haushaltsbelastung / Haushaltseinkommen
Indikator	Belastung	EUR / m ³				Berechnet: Haushaltsbelastung / (Trinkwasserabgabe x Haushaltsgröße (Umrechnung der Einheiten von [l / E x d] in [m ³ / a]))

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Anhang 25: Berechnung der durchschnittlichen spezifischen Entgeltbelastung und der Anteile der Entgelte am Haushaltseinkommen für den Bereich der Trinkwasserversorgung

Art des Wertes	Name Indikator (Ind.) / Datenvariablen(DV)	Einheit	2007	2010	2013	Quelle / Link zu Datenvariable Art der Berechnung
Bezugsraum BRD						
DV	Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner	EUR / E	18604	19452	20730	https://www.statistik.sachsen-anhalt.de/apps/StrukturKompass/indikator/zeitreihe/119 (Abgerufen am 25.07.2017)
DV	durchschnittliche Haushaltsgröße	E/HH	2,07	2,03	2,01	Durchschnittliche Anzahl der im Haushalt lebenden Personen berechnet für Deutschland aus Tabelle 12211-0100 (Genesis-online) mit der Formel: Anzahl der Personen / Anzahl der Haushalte.
Berechnete DV	Haushaltseinkommen	EUR	38510	39488	41667	Berechnet: Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner * Durchschnittliche Haushaltsgröße
DV	Trinkwasserabgabe	l / (E x d)	122	121	121	Aktuell werden die Daten u. a. DESTATIS 19/2/1 veröffentlicht.
DV	verbrauchsabhängiges Entgelt	EUR	1,6	1,65	1,68	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb10_jahrtabu7.asp (Abgerufen am 16.01.2017)
DV	Haushaltsübliches verbrauchsunabhängiges Entgelt	EUR / m ³	51,54	65,6	71,03	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb10_jahrtabu7.asp (Abgerufen am 16.01.2017)
Berechnete DV	Haushaltsbelastung	EUR / HH	199	214	220	Berechnet: Verbrauchsabhängiges Entgelt * Verbrauch im Haushalt + Verbrauchsunabhängiges Entgelt
Berechnete DV	Belastung pro E	EUR / E	96	105	110	Berechnet: Haushaltsbelastung / Durchschnittliche Haushaltsgröße
Indikator	Prozentuale Haushaltsbelastung	%	0,52%	0,54%	0,53%	Berechnet: Haushaltsbelastung / Haushaltseinkommen
Indikator	Durchschnittliche Belastung pro m ³	EUR / m ³	2,16	2,38	2,48	Berechnet: Haushaltsbelastung / Haushaltswasserverbrauch
Bezugsraum NRW						
DV	Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner	EUR / E	19342	20208	21295	https://www.statistik.sachsen-anhalt.de/apps/StrukturKompass/indikator/zeitreihe/119 (Abgerufen am 25.07.2017)
DV	durchschnittliche Haushaltsgröße	E/HH	2,11	2,06	2,05	DESTATIS 1/3 Ausgabe 2014

Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern

Berechnete DV	Haushaltseinkommen	EUR	40812	41628	43655	Berechnet: Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner * Durchschnittliche Haushaltsgröße
DV	Trinkwasserabgabe	l/ (E x d)	135	135	133	Aktuell werden die Daten u. a. DESTATIS 19/2/1 veröffentlicht. (Abgerufen am 16.01.2017)
DV	verbrauchsabhängiges Entgelt	EUR	1,59	1,64	1,62	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb10_jahrtabu7.asp (Abgerufen am 16.01.2017)
DV	Haushaltsübliches verbrauchsunabhängiges Entgelt	EUR / m ³	105,42	111,29	118,67	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb10_jahrtabu7.asp (Abgerufen am 16.01.2017)
Berechnete DV	Haushaltsbelastung	EUR / HH	271	278	280	Berechnet: Verbrauchsabhängiges Entgelt * Verbrauch im Haushalt + Verbrauchsunabhängiges Entgelt
Berechnete DV	Belastung pro E	EUR / E	128	135	137	Berechnet: Haushaltsbelastung / Durchschnittliche Haushaltsgröße
Indikator	Prozentuale Haushaltsbelastung	%	0,66%	0,67%	0,64%	Berechnet: Haushaltsbelastung / Haushaltseinkommen *100
Indikator	Durchschnittliche Belastung pro m ³	EUR / m ³	2,60	2,74	2,81	Berechnet: Haushaltsbelastung / Haushaltswasserverbrauch
Bezugsraum Sachsen						
DV	Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner	EUR / E	15831	16882	17879	https://www.statistik.sachsen-anhalt.de/apps/StrukturKompass/indikator/zeitreihe/119 (Abgerufen am 25.07.2017)
DV	durchschnittliche Haushaltsgröße	E/HH	2	1,9	1,9	(StaLa Sachsen Haushalte, Ausgabe 2016)
Berechnete DV	Haushaltseinkommen	EUR	31662	32076	33970	Berechnet: Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner * Durchschnittliche Haushaltsgröße
DV	Trinkwasserabgabe	l/ (E x d)	85	84	86	Aktuell werden die Daten u. a. DESTATIS 19/2/1 veröffentlicht. (Abgerufen am 16.01.2017)
DV	verbrauchsabhängiges Entgelt	EUR	1,93	1,91	1,92	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb10_jahrtabu7.asp (Abgerufen am 16.01.2017)
DV	Haushaltsübliches verbrauchsunabhängiges Entgelt	EUR / m ³	116,21	123,13	114,21	http://www.statistik-portal.de/Statistik-Portal/de_jb10_jahrtabu7.asp (Abgerufen am 16.01.2017)
Berechnete DV	Haushaltsbelastung	EUR / HH	236	234	229	Berechnet: Verbrauchsabhängiges Entgelt * Verbrauch im Haushalt + Verbrauchsunabhängiges Entgelt
Berechnete DV	Belastung pro E	EUR / E	118	123	120	Berechnet: Haushaltsbelastung / Durchschnittliche Haushaltsgröße

Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern

Indikator	Prozentuale Haushaltsbelastung	%	0,75%	0,73%	0,67%	Berechnet: Haushaltsbelastung / Haushaltseinkommen
Indikator	Anmerkungen	-	HH-Größe d. Jahr 2007 aus 2005			
DV	Durchschnittliche Belastung pro m ³	EUR / m ³	3,80	4,02	3,83	Berechnet: Haushaltsbelastung / Haushaltswasserverbrauch
Bezugsraum Niederrhein						
DV	Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner	EUR / E	-	-	-	
DV	durchschnittliche Haushaltsgröße	E/HH	-	-	-	
Berechnete DV	Haushaltseinkommen	EUR				Berechnet: Verfügbares Haushaltseinkommen je Einwohner * Durchschnittliche Haushaltsgröße
DV	Trinkwasserabgabe	l/ (E x d)	141,1	135,3	137,2	Aktuell werden die Daten u. a. DESTATIS 19/2/1 veröffentlicht. (Abgerufen am 16.01.2017)
DV	verbrauchsabhängiges Entgelt	EUR				
DV	Haushaltsübliches verbrauchsunabhängiges Entgelt	EUR / m ³				
Berechnete DV	Haushaltsbelastung	EUR / HH				Berechnet: Verbrauchsabhängiges Entgelt * Verbrauch im Haushalt + Verbrauchsunabhängiges Entgelt
Berechnete DV	Prozentuale Haushaltsbelastung	%				Berechnet: Haushaltsbelastung / Haushaltseinkommen x 100
Indikator	Durchschnittliche Belastung pro m ³	EUR / m ³				Berechnet: Haushaltsbelastung / Haushaltswasserverbrauch

Quelle: Eigene Zusammenstellung.

Anhänge zur Wassernutzung zur Kühlung bei der thermoelektrischen Stromproduktion

Anhang 26: Formel zur Ermittlung der jeweiligen Kühlverfahrensanteile in der Bruttostromerzeugung von thermoelektrischen Kraftwerken

$$S = W_{DL} \cdot \frac{S_{DL}}{W_{DL}} + W_{KL} \cdot \frac{S_{KL}}{W_{KL}} \quad S = W_{DL} \cdot \frac{S_{DL}}{W_{DL}} + W_{KL} \cdot \frac{S_{KL}}{W_{KL}} \quad \text{mit}$$

$$\frac{S_{KL}}{W_{KL}} = \frac{S_{DL}}{v \cdot W_{DL}} \quad \text{Gleichung 13}$$

Wobei:

- S Gesamtbruttostromerzeugung
- SDL Bruttostromerzeugung über Durchlaufkühlung
- SKL Bruttostromerzeugung über Kreislaufkühlung
- WDL einmalige Wassernutzung für Kühlzwecke
- WKL Kreislaufnutzung für Kühlzwecke

Nach Vereinfachung ergibt sich die jeweilige Formel zur Ermittlung des über Durchlauf- (Gleichung 14) bzw. Kreislaufkühlung (Gleichung 15) erzeugten Bruttostroms. Ein Anteil der Stromerzeugung nach Kühlverfahren lässt sich somit ableiten.

$$S_{DL} = \frac{s \cdot W_{DL}}{W_{DL} + \frac{W_{KL}}{v}} \quad \text{Gleichung 14}$$

$$S_{KL} = \frac{s \cdot W_{KL}}{v \cdot W_{DL} + W_{KL}} \quad \text{Gleichung 15}$$

Anhang 27: Energiemix von öffentlichen und industriellen thermoelektrischen Kraftwerken - Bezugsraum Deutschland

Energiemix	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Kernenergie Bruttoerzeugung	PJ	617	601	506	506	350
Steinkohle Bruttoerzeugung	PJ	498	507	511	421	438
Braunkohle Bruttoerzeugung	PJ	557	569	558	525	579
Erdgas Bruttoerzeugung	PJ	200	221	273	312	243
davon KWK (netto)	PJ	181	188	187	192	184
Kernenergie Bruttoerzeugung	%	0,33	0,32	0,27	0,29	0,22
Steinkohle Bruttoerzeugung	%	0,27	0,27	0,28	0,24	0,27
Braunkohle Bruttoerzeugung	%	0,30	0,30	0,30	0,30	0,36
Erdgas Bruttoerzeugung	%	0,11	0,12	0,15	0,18	0,15
davon KWK (netto)	%	0,10	0,10	0,10	0,11	0,11

Quelle: DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02.

Anhang 28: Theoretischer Wasserbedarf für Durch- und Kreislaufkühlung - Bezugsraum Deutschland

	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Annahme zu Wasserbedarf der Durchlaufkühlung:						
Kern: 150 m³/MWh; Kohle: 90 m³/MWh; Gas: 55 m³/MWh; Gas KWK: 3,9 m³/MWh						
Kernenergie	Mio m ³	25.696	25.060	21.080	21.083	14.594
Steinkohle	Mio m ³	12.456	12.672	12.780	10.530	10.953
Braunkohle	Mio m ³	13.932	14.220	13.959	13.131	14.481
Erdgas (Nicht-KWK)	Mio m ³	286	497	1.321	1.837	902
Gas KWK (KWK)	Mio m ³	196	204	202	208	199
Theoretischer Wasserbedarf der Durchlaufkühlung	Mio m³	52.566	52.653	49.342	46.790	41.129
Annahme zu Wasserbedarf der Kreislaufkühlung:						
Kern: 2,4m³/MWh; Kohle: 1,46 m³/MWh; Gas: 0,875 m³/MWh; Gas KWK: 0,045m³/MWh						
Kernenergie	Mio m ³	411	401	337	337	233
Steinkohle	Mio m ³	202	206	207	171	178
Braunkohle	Mio m ³	226	231	226	213	235
Erdgas	Mio m ³	5	8	21	29	14
Gas KWK (KWK)	Mio m ³	2	2	2	2	2
Theoretischer Wasserbedarf der Kreislaufkühlung	Mio m³	846	847	794	753	663

Quelle: Eigene Berechnung nach Annahme von Koch und Grünwald 2011; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02.

Anhang 29: Ermittelte Kühlverfahrensanteile in der Bruttostromerzeugung von thermoelektrischen Kraftwerken - Bezugsraum Deutschland

	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Bruttostromerzeugung Durchlauf	GWh	162.413	170.874	108.235	152.665	86.542
Bruttostromerzeugung Kreislauf	GWh	383.354	386.184	443.465	377.100	402.967
Anteil Stromerzeugung Durchlauf	%	29,8%	30,7%	19,6%	28,8%	17,7%
Anteil Stromerzeugung Kreislauf	%	70,2%	69,3%	80,4%	71,2%	82,3%

Quelle: DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02.

Anhang 30: Ermittlung von differenzierten Wirkungsgraden von thermoelektrischen Kraftwerken nach Kühlverfahren

Der Wirkungsverlust bei Umschaltung auf Kühlturm- bzw. Kreislaufkühlung wirkt sich aufgrund der zusätzlichen Pumpen und des Ventilationsbedarfs maßgeblich auf den eigenen Kraftwerksverbrauch aus.

Hier wird unterstellt, dass der durchschnittliche Netto-Wirkungsgrad des über die Stromproduktion ausgewogenen Mittelwerts dem Wirkungsgrad für Durchlauf- (WG_{DL}) und Kreislaufkühlung (WG_{KL}) entspricht, wobei von einem Wirkungsverlust von 2 Prozent beim Einsatz der Kreislaufkühlung ausgegangen wird.

$$WG = \frac{S_{DL}}{S} \cdot WG_{DL} + \frac{S_{KL}}{S} \cdot WG_{KL} \quad \text{mit} \quad WG_{KL} = 0,98 \cdot WG_{DL} \quad \text{Gleichung 16}$$

$$\text{Und} \quad WG_{DL} = \frac{WG \cdot S}{S_{DL} + 0,98 \cdot S_{KL}} \quad \text{Gleichung 17}$$

$$WG_{KL} = \frac{WG \cdot S}{\frac{S_{DL}}{0,98} + S_{KL}} \quad \text{Gleichung 18}$$

Anhang 31: Wirkungsgrade und Nettostromproduktion von thermoelektrischen Kraftwerken nach Kühlverfahren - Bezugsraum Deutschland

	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Wirkungsgrad						
Brennstoffeinsatz	PJ	4.847	4.799	4.720	4.448	4.101
thermoelektrische Nettostromerzeugung	PJ	1.655	1.867	1.847	1.775	1.629
Durchschnittlicher Wirkungsgrad (Netto)	%	34,15%	38,90%	39,13%	39,90%	39,74%
2a) Wirkungsgradverlust - Mehrfachnutzung unter Durchlauf						
Wirkungsgrad Durchlauf	%	34,64%	39,44%	39,78%	40,48%	40,40%
Wirkungsgrad Kreislauf	%	33,95%	38,65%	38,98%	39,67%	39,59%
Nettostromerzeugung Durchlauf	PJ	500	581	335	519	293
Nettostromerzeugung Kreislauf	PJ	1.156	1.286	1.512	1.256	1.337

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/2, Stand 2001,2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02.

Anhang 32: Ermittlung der erhöhten Durchschnittskosten bei Umstellung von Durchlauf- auf Kreislaufkühlung - Bezugsraum Deutschland (in jeweiligen Preisen)

	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Schätzung des Umsatzes von öffentliche thermoelektrischen Kraftwerken						
Nettostromerzeugung Durchlauf	GWh	138.790	161.292	93.053	144.130	81.359
Nettostromerzeugung Kreislauf	GWh	321.043	357.236	419.952	348.898	371.259
Jährliche Börsenstrompreis Deutschland (Day Ahead Auktion)	EUR/MWh	23,57	29,26	39,56	45,55	37,85
Ermittelte Umsatz	Mio. EUR	10.839	15.172	20.294	22.457	17.132
Schätzung der Alternativkosten bei Umstellung von Durchlauf- auf Kreislaufkühlung						
Nettostromverlust bei Umstellung von Durch- auf Kreislaufkühlung	GWh	2.776	3.226	1.861	2.883	1.627
Neu Durchschnittskosten	EUR/MWh	23,71	29,44	39,70	45,82	37,99
Alternativkosten	Mio. EUR	66	95	74	132	62

Quelle: Eigene Berechnung nach DESTATIS 19/2/2, Stand 2001,2004, 2007, 2010, 2013; DESTATIS Umweltnutzung und Wirtschaft, Stand 2015.02; Fraunhofer -ISE Energy Charts, 6/2017.

Anhang 33: Klimatische Bedingungen - Bezugsraum Deutschland

	Einheit	2001	2004	2007	2010	2013
Durchschnittstemperatur	° C	9,0	8,9	9,9	7,8	8,7
Jährlichen Sonnenstunden	Anzahl	1.514	1.589	1.692	1.538	1.507

Quelle: Eigene Zusammenstellung nach CDC, Stand 2016.

Anhänge zur Bewässerung in der Landwirtschaft

Anhang 34: Wasserentnahmeentgelt und Bagatellgrenze nach Bundesländer und Gewässer

	SH	NI	NW	RP	BW	SL	BB	MV	SN	ST	Berlin	Bremen	Hamburg
WEE GW [ct/m³]	2,0	0,5	5,0	6,0	5,1	0,6	10,0	5,0	2,5	2,0	31	0,5	13,0
WEE OW [ct/m³]	0,8			2,4	1,0	0	2,0	2,0	0,5	0,5	0		0
Bagatellgrenze GWK [€ oder m³]	100€			10.000		200€				3000 oder 100€	6.000	4.000	10.000
Bagatellgrenze OWK [€ oder m³]	2.500€	260€	3.000	20.000	20.000	-	3.000	2.000	2.000	-	-	1.000.000	-

Quelle: Becker et al. 2013.

Anhang 35: Klassifizierung der landwirtschaftlichen Betriebe nach Betriebsform und Standardoutput

Betriebsform	Produktionszweige und ihr Anteil am gesamten Standardoutput des Betriebes		
Spezialisierte Betriebe	Ackerbau	Getreide, Hülsenfrüchte, Kartoffeln, Zuckerrüben, Handelsgewächse, Feldgemüse, Futterpflanzen, Sämereien, Hopfen	> 2/3
	Gartenbau	Gartenbauprodukte insgesamt einschl. Baumschulerzeugnisse (im Freiland und unter Glas)	> 2/3
	Dauerkulturen	Rebanlagen und Obstanlagen	> 2/3
	Weinbau	Rebanlagen	> 2/3
	Obstbau	Obstanlagen	> 2/3
	Sonstige Dauerkulturen	Rebanlagen oder Obstanlagen jeweils	<= 2/3
	Futterbau	Rinder, Schafe, Ziegen, Pferde	> 2/3
	Milchvieh	Milchkühe	> 3/4
	Sonstiger Futterbau	Zucht- und Mastrinder, Schafe, Ziegen, Pferde	> 2/3
	Veredlung	Schweine, Geflügel	> 2/3
Nicht spezialisierte Betriebe	Gemischt (Verbund)	Ackerbau oder Gartenbau oder Dauerkulturen oder Futterbau oder Veredlung jeweils	<= 2/3
	Pflanzenbauverbund	Ackerbau oder Gartenbau oder Dauerkulturen Futterbau oder Veredlung	> 1/3 <= 1/3
	Viehhaltungsverbund	Futterbau oder Veredlung Ackerbau oder Gartenbau oder Dauerkulturen	> 1/3 <= 1/3
	Pflanzenbau-Viehhaltung	Futterbau oder Veredlung oder Ackerbau oder Gartenbau oder Dauerkulturen jeweils	<= 1/3

Quelle: BMEL 2017.

Anhang 36: Ermittlung des Lohnansatzes für nicht entlohnte Arbeitskräfte in der Testbetriebsbuchführung

nicht entlohnte Arbeitskräfte	Landwirtschaft und Weinbau	Gartenbau
	je nicht entlohnter AK	
Grundlohn Betriebsleiter	30 861 €	39 764 €
Betriebsleiterzuschlag (BLZ)	+ 3,17 € * ha landw. genutzter Fläche + 0,93 € * Tsd- € Bilanzvermögen + 2,21 € * Tsd- € Umsatzerlöse -227 € Arbeitskräfte	130€ je 5000 € Umsatz
Sonstige nicht-entlohnte Arbeitskräfte	24 144 €	29 238 €

Quelle: BMEL 2017

Anhang 37: Detaillierte Annahme zu Personal- und Kapitalkosten nach Betriebsform - Bezugsraum Deutschland (in jeweiligen Preisen)

		1999	2003	2007	2010
Getreide					
Personalaufwand (ent.AK)	€/AK	26.441	25.896	19.850	20.842
Anteil entlohnte AK	%	20,9%	19,5%	20,4%	24,8%
Zinsaufwand	€/ha LF	33	36	41	41
Lohnansatz (nAK)	€/AK	27.939	30.699	28.874	32.001
Eigenkapital	€/ha LF	4.767	4.374	4.589	4.885
Hackfrüchte					
Personalaufwand (ent.AK)	€/AK	13.373	13.098	18.835	22.117
Anteil entlohnte AK	%	23,6%	22,1%	21,2%	26,8%
Zinsaufwand	€/ha LF	49	55	49	56
Lohnansatz (nAK)	€/AK	25.418	27.929	29.813	31.786
Eigenkapital	€/ha LF	12.731	11.681	11.158	10.618
Ackerbau					
Personalaufwand (ent.AK)	€/AK	13.974	13.680	17.847	18.929
Anteil entlohnte AK	%	32,9%	30,6%	29,3%	36,6%
Zinsaufwand	€/ha LF	48	52	47	56
Lohnansatz (nAK)	€/AK	24.651	26.867	28.565	31.114
Eigenkapital	€/ha LF	7.411	6.745	6.429	6.251
Gemüse					
Personalaufwand (ent.AK)	€/AK	15.151	13.894	13.234	13.050
Anteil entlohnte AK	%	53,2%	70,3%	69,6%	73,4%
Zinsaufwand	€/ha LF	416	456	408	412
Lohnansatz (nAK)	€/AK	28.685	31.264	33.239	35.587
Eigenkapital	€/ha LF	21.864	19.899	18.966	14.297
Gartenbau					
Personalaufwand (ent.AK)	€/AK	17.722	18.734	18.595	18.444
Anteil entlohnte AK	%	66,8%	70,2%	69,7%	73,6%
Zinsaufwand	€/ha LF	1.305	1.431	1.278	1.074
Lohnansatz (nAK)	€/AK	29.947	32.640	34.703	37.990
Eigenkapital	€/ha LF	32.898	29.941	28.538	25.942
Obst					
Personalaufwand (ent.AK)	€/AK	9.500	12.165	14.749	14.999
Anteil entlohnte AK	%	57,8%	52,6%	58,5%	61,1%
Zinsaufwand	€/ha LF	246	270	241	225
Lohnansatz (nAK)	€/AK	21.571	23.510	24.996	27.557
Eigenkapital	€/ha LF	34.829	31.698	30.213	27.398
Rebland					
Personalaufwand (ent.AK)	€/AK	10.949	12.912	15.061	15.772
Anteil entlohnte AK	%	27,7%	27,6%	28,2%	31,6%
Zinsaufwand	€/ha LF	347	380	339	236
Lohnansatz (nAK)	€/AK	21.154	23.056	24.513	25.964
Eigenkapital	€/ha LF	43.316	39.423	37.575	30.519
Pflanzenbauverbund					
Personalaufwand (ent.AK)	€/AK	16.382	17.432	17.645	18.200
Anteil entlohnte AK	%	21,8%	25,1%	27,5%	29,7%
Zinsaufwand	€/ha LF	79	85	75	77

Getreide		1999	2003	2007	2010
Lohnansatz (nAK)	€/AK	23.042	24.942	26.425	28.253
Eigenkapital	€/ha LF	9.563	8.618	8.195	6.215

Quelle: eigene Berechnung nach BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2007/08, 2010/11.

Anhang 38: Detaillierte Gewinn- und Verlustrechnung/Restwertermittlung in €/ha Landwirtschaftsfläche - Bezugsraum Deutschland (in jeweiligen Preisen)

	2007/08	2008/09	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13	2013/14	Ø 2007 - 2013
+ Betriebliche Erträge	3.761	3.642	3.446	3.858	4.077	4.315	4.419	3.931
+ Umsatzerlöse	2.883	2.788	2.629	2.997	3.196	3.438	3.531	3.066
Ldw. Pflanzenproduktion	658	659	558	698	726	907	838	721
Tierproduktion	1.769	1.688	1.621	1.833	1.997	2.044	2.211	1.881
Obst	49	44	44	51	48	59	55	50
Gartenbau	201	191	201	207	203	201	197	200
Weinbau und Kellerei	98	95	90	90	98	103	104	97
Handel, Dienstleistl. u. Nebenbetriebe	91	96	99	98	104	108	107	100
+ Sonstige betriebliche Erträge	862	840	815	866	878	870	888	860
Direktzahlungen und Zuschüsse *	391	396	410	413	409	382	375	397
Zahlungen aus Agrarumweltmaßnahmen	36	33	35	39	39	37	36	36
Sonstiger Betriebsertrag **	435	412	370	414	430	451	477	427
- Betriebliche Aufwendungen	2.865	2.943	2.798	3.037	3.234	3.390	3.489	3.108
+ Materialaufwand	1.576	1.647	1.528	1.704	1.848	1.959	1.982	1.749
+ Personalaufwand	139	143	149	156	163	171	183	158
+ Abschreibungen	341	343	347	347	353	360	376	353
+ Sonstige betriebliche Aufwendungen	809	809	773	831	870	899	948	848
= Betriebsergebnis	897	699	647	821	843	925	930	823
+ Finanzergebnis	-68	-72	-74	-70	-71	-67	-62	-69
+ Steuerergebnis	-16	-16	-16	-16	-16	-16	-16	-16
= Gewinn (€/ha)	817	612	559	734	754	839	849	738
- Lohnansatz für nAK	548	556	568	572	583	589	569	569
- Eigenkapitalverzinsung (3,5%)	287	286	290	291	296	299	315	295
= Restwert (€/ha)	- 18	-230	-298	-129	-124	- 48	- 36	-126

* Direktzahlungen und Zuschüsse ohne. Zahlungen für Umweltmaßnahmen.

** Sonstiger Betriebsertrag und zeitraumfremde Erträge.

Quelle Eigene Berechnung nach BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2014/15.

Anhang 39: Spezifischer Restwert pro Hektar für Juristische Personen

	2007/08	2008/09	2009/10	2010/11	2011/12	2012/13	2013/14	Ø 2007 - 2013
Brandenburg	79	31	10	30	34	70	86	49
Mecklenburg-Vorpommern	103	120	28	72	13	136	137	87
Sachsen	130	41	-68	36	48	108	54	50
Sachsen-Anhalt	95	77	42	72	38	222	167	102
Thüringen	96	30	-52	7	61	143	106	56

Quelle: Eigene Berechnung nach BMEL Testbetriebe Landwirtschaft, Stand 2014/15.