

UFZ-Bericht 01/2015

Unverhältnismäßige Kosten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie – Ein Verfahren zur Begründung weniger strenger Umweltziele

Bernd Klauer, Katja Sigel, Johannes Schiller, Nina Hagemann, Katharina Kern

Unverhältnismäßige Kosten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Ein Verfahren zur Begründung
weniger strenger Umweltziele

*Bernd Klauer, Katja Sigel, Johannes Schiller,
Nina Hagemann, Katharina Kern*

Zugleich Endbericht des F+E-Vorhabens Nr. O 3.14
im Auftrag der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser
mit dem Titel

**Nutzen-Kosten-Analyse in der Wasserwirtschaft:
Methoden im europäischen Vergleich und
die Ableitung eines kohärenten Verfahrens für die LAWA**

Laufzeit des Vorhabens: 02/2014 – 01/2015

Kontakt:

Bernd Klauer
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
Department Ökonomie
Permoserstr. 15
04318 Leipzig

☎ 0341/235-1702
Bernd.Klauer@ufz.de

Vorwort

Die europäische Wasserrahmenrichtlinie ist ein in ihren Zielen anspruchsvolles und in ihrer Konzeption wegweisendes Gesetzeswerk. Ob sie letztendlich Erfolg haben wird, hängt nicht zuletzt von der Frage ab, wie die Ausnahmeregelungen interpretiert und umgesetzt werden, die unter bestimmten Umständen ein Abweichen vom ambitionierten Ziel eines guten Zustandes für alle europäischen Gewässer zulassen. Für derartige Ausnahmen sind mehrere mögliche Begründungsmuster vorgesehen. Einen besonders großen Interpretationsspielraum beinhaltet Art. 4.5: Das Ziel „guter Zustand“ darf dann abgesenkt werden, wenn die Erreichung dieses Ziel „unverhältnismäßig teuer“ ist. Die Auslegung dieses Ausnahmetatbestands ist eine Gratwanderung zwischen zwei gesellschaftlich unerwünschten Situationen – einer Verwässerung der Umweltziele der Richtlinie einerseits und eines zu weitreichenden und damit zu restriktiven Gewässerschutzes andererseits. Es ist daher nicht verwunderlich, dass es auch 15 Jahre nach Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie europaweit noch keine etablierte Methode gibt, um die Unverhältnismäßigkeit der Kosten zur Erreichung eines guten Gewässerzustandes zu prüfen.

Vor diesem Hintergrund wurde das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) beauftragt, einen Überblick über die bestehenden Ansätze in Europa zu geben und einen eigenen Verfahrensvorschlag zu entwickeln. Die Ergebnisse dieses Forschungsauftrages sind in diesem Bericht niedergelegt. Dabei bauen die Autorinnen und Autoren auf Erfahrungen aus zwei Vorgängerprojekten auf, die sie gemeinsam mit Partnern von der Universität Leipzig und Ecologic (Berlin) bearbeitet haben.

Die Ergebnisse des aktuellen Vorhabens wurden im LAWA-Expertenkreis „Wirtschaftliche Analyse“ und im LAWA-Ausschuss „Oberflächengewässer“ sowie in der CIS-Arbeitsgruppe „Economics“ der Europäischen Kommission und auf verschiedenen wissenschaftlichen Workshops und Tagungen vorgetragen und diskutiert. Wir danken allen Diskutanten für die kritischen und wohlwollenden Kommentare. Dem LAWA-Expertenkreis danken wir für die intensive und motivierende Begleitung des Vorhabens. Ein besonderer Dank gilt Herrn Winfried Schreiber (Rheinland-Pfälzisches Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten) wie auch seinen Kollegen vom Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, insbesondere Herrn Christoph Linnenweber, ohne deren Ideen und Hilfsbereitschaft bei der Datenbereitstellung unser Projekt gescheitert wäre. Frau Ann Kathrin Buchs (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz) danken wir herzlich für die vielfältige Unterstützung und Ermunterung.

Wir haben in diesem Projekt ein Verfahren zur Prüfung der Verhältnismäßigkeit von Kosten erarbeitet, das neben theoretischen Überlegungen auch stark die Erfordernisse der praktischen Umsetzbarkeit aufgreift. Nun muss es in der Praxis getestet und sicherlich das ein oder andere Detail angepasst werden. Wir hoffen aber, mit unserem Vorschlag einen Betrag geliefert zu haben, damit die Gratwanderung bei der Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie zwischen ambitioniertem Gewässerschutz und gesellschaftlicher Überlastung gelingt.

Leipzig, April 2015

Die Autorinnen und Autoren

Inhalt

1	Einleitung	1
1.1	Ausgangssituation.....	1
1.2	Zielstellung	2
1.3	Struktur des Berichtes.....	3
2	Zum Begriff der Unverhältnismäßigkeit von Kosten	4
2.1	Unverhältnismäßigkeit im Vergleich zu den positiven Wirkungen der Maßnahmen	5
2.2	Unverhältnismäßigkeit im Vergleich zur finanziellen Belastbarkeit der Kostenträger	7
2.3	Juristische Einordnung des Art. 4.5 WRRL	8
2.3.1	Spezifische Kriterien des § 30 WHG /Art. 4 Abs.5 WRRL für Methodenentwicklung	8
2.3.2	Allgemeine Anforderungen an die Methodenwahl- und -gestaltung	11
2.3.3	Gerichtliche Überprüfungstiefe der gewählten Methode	12
3	Vergleichende Auswertung bestehender Verfahren und Ansätze zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit.....	17
3.1	Handlungsanleitungen der Europäischen Kommission und des Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser zur Ermittlung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten.....	18
3.1.1	Die Kernaussagen der CIS Dokumente	18
3.1.2	Die Empfehlungen der LAWA	20
3.1.3	Schlussfolgerungen aus der Analyse der Leitfäden	21
3.2	Das bisherige Vorgehen der 27 EU-Mitgliedsstaaten in der Bewirtschaftungsplanung ...	21
3.2.1	Auswertung der „Reports from the Commission to the European Parliament and the Council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans“	22
3.2.2	Frankreich: Bewertung des Vorgehens aus Sicht der Europäischen Kommission	29
3.3	Ansätze aus Deutschland	31
3.3.1	Der „Leipziger Ansatz“: Prüfung der Unverhältnismäßigkeit von Maßnahmenkosten mittels nicht-monetärer Kosten-Nutzen-Abwägungen.....	32
3.3.2	Masterarbeit Jaumann.....	33
3.3.3	ESAWADI Studie.....	33
3.3.4	Studie zur Unteren Wupper	34
3.4	Ansätze aus Europa.....	35
3.4.1	Fallstudien aus den EU Mitgliedstaaten	36
3.4.2	Leitfaden zur Bestimmung von unverhältnismäßigen Kosten nach Martin-Ortega et al.	43
3.4.3	Das EU-Projekt AquaMoney	44
3.4.4	Vergleichende Auswertung der beschriebenen Ansätze	45
4	Beschreibung eines Verfahrens zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten – der „neue Leipziger Ansatz“	47
4.1	Ziel und Idee des Verfahrens.....	47
4.2	Schritt 0-1: Identifikation der Wasserkörper, für die eine Unverhältnismäßigkeitsprüfung vorgenommen werden soll.....	48
4.3	Schritt 0-2: Berechnung eines bundesweiten Durchschnittswertes für vergangene öffentlichen Ausgaben im Bereich Gewässerschutz.....	49
4.4	Schritt 1: Abschätzung der wasserkörperspezifischen Kosten zur Erreichung des guten Zustands bzw. Potentials	51

4.5	<i>Schritt 2: Berechnung der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle für die Unverhältnismäßigkeit</i>	53
4.5.1	Teilschritt 2-1: Skalierung auf die Fläche des Wasserkörpers	54
4.5.2	Teilschritt 2-2: Ermittlung des Zielabstandes des Wasserkörpers	54
4.5.3	Teilschritt 2-3: Ermittlung des Zusatznutzens	56
4.5.4	Teilschritt 2-4: Ermittlung des Aufwandsfaktors und der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle für Unverhältnismäßigkeit.....	57
4.6	<i>Schritt 3: Vergleich der Kosten mit der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle und Prüfung der Unverhältnismäßigkeit.....</i>	58
4.7	<i>Daten- und Informationserfordernis</i>	59
5	Fallbeispiel für ein Oberflächengewässer in Deutschland	60
5.1	<i>Allgemeine Charakterisierung des Gewässers.....</i>	60
5.2	<i>Schritt 1: Abschätzung der wasserkörperspezifischen Kosten.....</i>	60
5.3	<i>Schritt 2: Berechnung der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle</i>	63
5.3.1	Teilschritt 2-1: Skalierung auf die Fläche der Wasserkörpergruppe	63
5.3.2	Teilschritt 2-2: Ermittlung des Zielabstandes der Wasserkörpergruppe	63
5.3.3	Teilschritt 2-3: Ermittlung des Zusatznutzens	64
5.3.4	Teilschritt 2-4: Ermittlung des Aufwandsfaktors und der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle.....	65
5.4	<i>Schritt 3: Vergleich der Kosten mit der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle und Prüfung auf Unverhältnismäßigkeit.....</i>	65
5.5	<i>Erfahrungen aus der praktischen Anwendung des Verfahrens</i>	65
6	Diskussion und Ausblick	67
6.1	<i>Leistungen des „neuen Leipziger Ansatzes“</i>	67
6.2	<i>Der Vergleichsmaßstab: „Unverhältnismäßig“ im Vergleich wozu?</i>	68
6.3	<i>Juristische Einschätzung des „neuen Leipziger Ansatzes“</i>	69
6.4	<i>Datenbedarf des „neuen Leipziger Ansatzes“</i>	70
6.5	<i>Ausblick.....</i>	70
7	Literatur.....	72
8	Anhang.....	75

1 Einleitung

1.1 Ausgangssituation

In Deutschland werden bis 2015 circa 36 % der Grundwasserkörper und 82 % der Oberflächenwasserkörper nicht in einem guten Gewässerzustand sein (BMU 2010: 13). Das Hauptziel der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), durch Maßnahmenprogramme bis 2015 flächendeckend einen guten Zustand zu erreichen, ist angesichts des enormen Umfangs, mit dem Fristverlängerungen gemäß Art. 4.4 WRRL für den ersten Bewirtschaftungszyklus in Anspruch genommen werden, in die Ferne gerückt. Die Hoffnungen, eine deutliche Zustandsverbesserung herbeizuführen, ruhen jetzt auf dem zweiten und dritten Bewirtschaftungszyklus, der von 2015 bis 2021 bzw. von 2021 bis 2027 laufen wird. Allerdings steht zu befürchten, dass in sehr vielen Wasserkörpern auch bis 2027 kein guter Gewässerzustand erreicht werden kann.

Die WRRL (Art. 4 Abs. 5) bzw. das WHG (insb. § 30) ermöglichen bei Vorliegen so genannter Ausnahmetatbestände, dass dann ein weniger strenges Umweltziel – der sogenannte bestmögliche Zustand – angestrebt wird. Ein möglicher Ausnahmetatbestand ist gegeben, wenn das Erreichen eines guten Gewässerzustandes „unverhältnismäßig hohe Kosten“ verursachen würde. Die Gründe für die Absenkung von Umweltzielen sind im Bewirtschaftungsplan im Einzelnen darzulegen.

Um die Unverhältnismäßigkeit zu prüfen, müssen die Kosten eines Maßnahmenbündels, mit dem ein guter Gewässerzustand im betrachteten Wasserkörper¹ hergestellt werden kann, ins Verhältnis mit einer anderen Größe – einem Vergleichsmaßstab – gesetzt werden. Grundsätzlich kommen zwei mögliche Vergleichsmaßstäbe in Betracht: 1. die positiven Wirkungen des Maßnahmenbündels, also der generierte Nutzen, und 2. die Zumutbarkeit der Kosten für diejenigen, die sie zu tragen haben (Klauer et al. 2007, EC 2009: 13-14). Bei der Verwendung des ersten Vergleichsmaßstabs, d.h. für die Abwägung von Nutzen und Kosten, steht grundsätzlich das volkswirtschaftliche Instrument der Kosten-Nutzen-Analyse zur Verfügung. Diese Methode macht die vielfältigen positiven und negativen Auswirkungen einer Maßnahme vergleichbar, indem sie alle Wirkungen monetarisiert, d.h. in Geldeinheiten ausdrückt. Einer routinemäßigen Anwendung von ökonomischen Kosten-Nutzen-Analysen zur Verhältnismäßigkeitsprüfung stehen der hohe Aufwand von Zahlungsbereitschaftsanalysen und die oft geringe Verlässlichkeit monetärer Bewertungen von Umweltwirkungen entgegen.

Diese Schwierigkeiten der Kosten-Nutzen-Analyse waren der Ausgangspunkt für die Entwicklung des sogenannten „Leipziger Ansatzes“ zur Bestimmung der

¹ Be beziehungsweise ein gutes ökologisches Potential und ein guter chemischer Zustand im Falle von künstlichen oder erheblich veränderten Wasserkörpern.

Unverhältnismäßigkeit von Maßnahmenkosten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (Ammer- (Ammermüller et al. 2008, 2011a, 2011b). Kernidee dieses Ansatzes ist, die Kosten zur Erreichung des guten Zustandes in einem Wasserkörper mit den Kosten zu vergleichen, die in den anderen Wasserkörpern des gleichen Bundeslandes anfallen. Dabei wird vorausgesetzt, dass spätestens bei der Maßnahmenplanung hinreichende Informationen über die Maßnahmenkosten aller Wasserkörper vorliegen. Allerdings zeigen die Erfahrungen aus dem ersten Bewirtschaftungszyklus, dass zumindest in einigen Bundesländern diese Informationen noch nicht vollständig vorliegen. Bei denjenigen Wasserkörpern, bei denen der gute Zustand aus technischen Gründen oder aufgrund natürlicher Gegebenheiten von vorneherein nicht angestrebt wird, können solche Kosten auch grundsätzlich nicht erhoben werden, weil es eben keine entsprechenden Maßnahmen gibt. Aber auch bei den Wasserkörpern, die grundsätzlich einen guten Zustand/Potential erreichen könnten, sind die Maßnahmenplanungen teilweise nicht weit genug vorangeschritten, um Kostenangaben zu machen.

Mit Blick auf den zweiten Vergleichsmaßstab, die Zumutbarkeit der Kosten, trifft das CIS-Guidance Document No. 20 zu „Exemptions“ (EC 2009: 14) eine Aussage, die offenbar noch nicht veraltet ist: *„Affordability (or ability to pay for a certain measure) can be one element for justifying the decision on time extensions [...]. [But o]n the Role of affordability in setting less stringent objectives, no guidance can be provided at this stage.“*

Ein Verfahren, das eine solide, rechtssichere Prüfung der Unverhältnismäßigkeit und ggf. Begründung von Zielabsenkungen zulässt und zugleich mit der bestehenden, zuweilen schwachen Datenlage auskommt, ist eine bisher noch nicht gemeisterte Herausforderung. Generell kann man sagen, dass es bisher noch kein praktikables Verfahren zur Prüfung von Maßnahmenkosten auf Unverhältnismäßigkeit gibt, das sich nicht nur in Einzelfällen, sondern routinemäßig anwenden lässt.

1.2 Zielstellung

Das zentrale Ziel des Vorhabens besteht darin, ein Verfahren zu entwickeln, das es ermöglicht, in einem Wasserkörper mit überschaubarem Aufwand die Kosten von Maßnahmenprogrammen auf Unverhältnismäßigkeit zu prüfen, um auf diese Weise ggf. weniger strenge Umweltziele zu begründen. Es sollte für alle Oberflächenwasserkörper anwendbar sein, d.h. sowohl für natürliche Wasserkörper (natural water bodies – NWB) als auch für künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper (artificial and heavily modified water bodies – A/HMWB). Das zu entwickelnde Verfahren sollte folgende Anforderungen erfüllen:

- *Legalität:* Es muss dem Wortlaut und dem Geist der WRRL entsprechen.
- *Praktikabilität:* Seine Anwendung darf nicht zu aufwändig sein und muss berücksichtigen, welche Daten bei den Bundesländern bereits vorliegen.

- *Beitrag zur Harmonisierung:* Das Verfahren sollte für Standardfälle konzipiert sein. Es sollte im Prinzip in allen Bundesländern, zumindest allen Flächenländern gleichermaßen verwendet werden können.²
- *Kosten-Nutzen-Abwägung und Zumutbarkeit:* Das Verfahren sollte Kosten-Nutzen-Abwägung mit einbeziehen, wobei diese Größen nicht zwingend in (quantitativ)-monetärer Form eingehen müssen. Zumutbarkeitsargumente könnten ebenfalls herangezogen werden.

1.3 Struktur des Berichtes

Wir beginnen in Kapitel 2 damit, den Begriff der Unverhältnismäßigkeit von Kosten vor dem Hintergrund des Art. 4.5 WRRL zu erläutern. Es werden zwei verschiedene Interpretationsmöglichkeiten vorgestellt und auf ihren ökonomischen Gehalt sowie ihre Legalität geprüft. An dieser Stelle wird auch diskutiert, welcher Ermessensspielraum den Mitgliedstaaten bei der Anwendung von Art. 4.5. zukommt. Im dritten Kapitel geben wir einen Überblick über die in Deutschland und Europa bereits entwickelten oder zumindest konzipierten Verfahren. Im vierten Kapitel wird der „Leipziger Ansatz“ weiterentwickelt zu einem Verfahren, das versucht, den oben genannten Anforderungen gerecht zu werden. In Kapitel 5 wird die Anwendung des Verfahrens zur besseren Verständlichkeit, aber auch zur Demonstration seiner Praktikabilität an einem konkreten Fallbeispiel illustriert. Inwiefern das entwickelte Verfahren den in Abschnitt 1.2 formulierten Anforderungen genügt wird in Kapitel 6 diskutiert.

² Die besondere Situation in den Stadtstaaten – die enge Bebauung des Einzugsgebietes und des Gewässers selbst, sowie die Einwohnerdichte und die intensive Nutzung – könnten die Übertragbarkeit des Verfahrens auf diese Länder einschränken. Das Verfahren ist nicht konzipiert für Einzel- und Konfliktfälle, bei denen die Komplexität der Situation vertiefte Untersuchungen, komplizierte Abwägungen und/oder eine umfangreiche Einbeziehung der Betroffenen und der Öffentlichkeit erfordert.

2 Zum Begriff der Unverhältnismäßigkeit von Kosten

Artikel 4.5 der Wasserrahmenrichtlinie und entsprechend § 30 WHG erlauben, bei natürlichen Wasserkörpern (NWB) vom allgemeinen Ziel eines guten Zustandes abzuweichen, wenn die Erreichung dieses Ziels aufgrund von menschlichen Tätigkeiten oder natürlichen Gegebenheiten unmöglich oder unverhältnismäßig teuer ist. Der Artikel kann auch auf künstliche und erheblich veränderte Wasserkörper (A/HMWB) angewendet werden, für die in Art. 4.1 als Umweltziel ein „gutes ökologisches Potential“ und ein „guter chemischer Zustand“ gefordert wird. Aus Gründen der sprachlichen Vereinfachung fassen wir in diesem Bericht die Umweltziele für NWB und A/HMWB mit dem Begriff „guter Zustand/Potential“ zusammen, ohne damit die Unterschiedlichkeit der Zielsetzungen für NWB und A/HMWB aufheben zu wollen.

Die Gründe für die Absenkung der Umweltziele müssen nach Art. 4.5 (d) im „Bewirtschaftungsplan für das Einzugsgebiet im einzelnen dargelegt“ werden. In juristischen Kommentaren zum WHG wird zudem gefordert, dass die Begründungen nicht pauschal für viele Wasserkörper auf einmal erfolgen dürfen, sondern der Bezug zu den spezifischen Wasserkörpern hergestellt werden muss (vgl. Abschn. 2.3.1 und insb. FN 4). Die Feststellung der Unverhältnismäßigkeit ist eine politische Abwägungsentscheidung, auf der Grundlage ökonomischer Informationen (EC 2009: 13). Dabei wird den Behörden zwar ein gewisser Ermessensspielraum einräumt, aber nichtsdestotrotz sollten die Gründe für die Entscheidung auch im Bewirtschaftungsplan plausibel dargelegt und damit nachvollziehbar werden (vgl. Abschn. 2.3.3). Grundsätzlich sollte die Unverhältnismäßigkeit nur für kosteneffektive Maßnahmenbündel geprüft werden. Wenn es nämlich möglich ist, das Umweltziel mit einer anderen Maßnahmenkombination billiger zu erreichen, dürfen bei der Prüfung nur die günstigeren Kosten in Anschlag gebracht werden (EC 2009: 13, Martinez-Ortega 2014a).

Bei der Unverhältnismäßigkeitsprüfung werden die Kosten, die für Maßnahmen anfallen, mit denen der betreffende Wasserkörper in den guten Zustand/Potential gebracht werden soll, in ein Verhältnis gestellt zu einer Vergleichsgröße. Grundsätzlich kommen zwei Vergleichsmaßstäbe und damit auch zwei Interpretationsmöglichkeiten für Unverhältnismäßigkeit in Betracht (vgl. Klauer et al. 2008, Ammermüller et al. 2008, 2011a, 2011b):

- die positiven Wirkungen der Maßnahmen und
- die finanzielle Belastbarkeit derjenigen, die die Maßnahmenkosten zu tragen haben.

Das hier neu entwickelte und in Kapitel 4 beschriebene Verfahren greift auf beide Interpretationsmöglichkeiten zurück, wie in Kapitel 6 erläutert werden wird. Zunächst sollen

jedoch in den folgenden beiden Abschnitten beide genannten Interpretationsmöglichkeiten genauer betrachtet werden. In Abschnitt 2.3 werden dann aus juristischer Sicht allgemeine Hinweise gegeben, welche Bedingungen ein Verfahren zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit erfüllen sollte.

2.1 Unverhältnismäßigkeit im Vergleich zu den positiven Wirkungen der Maßnahmen (Kosten-Nutzen-Abwägung)

Es ist nahe liegend, zur Feststellung der Verhältnismäßigkeit die negativen Wirkungen von Maßnahmen mit den positiven Wirkungen zu vergleichen. Die wichtigsten negativen Wirkungen einer Maßnahme sind sicherlich Ausgaben zu deren Finanzierung. Daneben kann es aber noch weitere Kosten geben, wie beispielsweise Personalkosten oder der Verwaltungsaufwand. Die wesentlichen positiven Wirkungen der Maßnahmen liegen sicherlich in der Verbesserung des Gewässerzustandes vom Ist-Zustand hin zu einem guten Zustand/Potential. Allerdings können die Maßnahmen auch noch weitere positive Nebenwirkungen haben, beispielsweise auf den Hochwasserschutz, den (terrestrischen) Naturschutz oder die Erholungsfunktion der Gewässer. Grundsätzlich sollte eine Unverhältnismäßigkeitsprüfung alle positiven und negativen Wirkungen erfassen und einander gegenüberstellen.

In den meisten Fällen sind die verschiedenen positiven und negativen Wirkungen eines Maßnahmenbündels nicht unmittelbar vergleichbar, weil sie einen unterschiedlichen Charakter haben und daher „Äpfel mit Birnen“ verglichen werden müssen. Die positiven Auswirkungen beispielsweise einer Bachrenaturierung bestehen hauptsächlich in der Verbesserung der Lebenssituation für die Organismen, die im Wasser und in der Aue leben, und vielleicht noch in der Verschönerung des Landschaftsbildes und in der Verbesserung des Retentionspotentials. Die negativen Auswirkungen sind in erster Linie die Baukosten der Maßnahme. Baukosten und Habitatverbesserung sind schwer miteinander zu vergleichen. Eine Lösungsmöglichkeit, die die Ökonomie für dieses Problem anbietet, ist die sogenannte Kosten-Nutzen-Analyse. Die Kosten-Nutzen-Analyse ist das Standardentscheidungsverfahren der Wirtschaftswissenschaften. Um zu beurteilen, ob eine gewisse Handlung (hier: die Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes) durchgeführt werden sollte oder nicht, werden alle positiven und negativen Wirkungen in Geldeinheiten umgerechnet – man spricht dann von Nutzen und Kosten – und dann gegeneinander verrechnet. Die Messung der Wirkungen in Geldeinheiten, d.h. die Monetarisierung, ist dann kein Problem, wenn es sich um finanzielle Maßnahmenkosten – wie etwa die Baukosten – handelt oder wenn die Maßnahmenwirkung darin besteht, dass bestimmte Dinge, die man kaufen kann, infolge der Maßnahmen in größerem oder kleineren Umfang zur Verfügung stehen. Dann kann man nämlich diese

Kosten und Preise zur Messung der Wirkungen heranziehen. Deutlich schwieriger ist es allerdings, in Geldeinheiten auszudrücken, wie groß der Nutzen einer Bachrenaturierung ist. In den Wirtschaftswissenschaften wurden allerdings auch Methoden entwickelt, mit denen solche Güter in Geldeinheiten bewertet werden können, die nicht auf Märkten gehandelt werden und für es deshalb keine Preise gibt. Mit Hilfe solcher Methoden können beispielsweise Lärm, Verschmutzungen oder Ökosystemdienstleistungen bewertet werden.

Die gängigste Methode ist die Zahlungsbereitschaftsanalyse, bei der Menschen schriftlich oder in Interviews danach gefragt werden, wie viel sie etwa für eine gewisse Ökosystemdienstleistung zu zahlen bereit wären oder wie viel Entschädigung sie mindestens verlangen würden, um eine gewisse Lärmbelästigung zu ertragen (Mitchell/Carson 1985, 1989, Bateman 2001). Mit der Zahlungsbereitschaftsanalyse werden also sehr unterschiedliche und schwer greifbare Wirkungen in negative oder positive Veränderungen des Einkommens (Zahlungen oder Entschädigungen) übersetzt und so monetarisiert.

Weil Zahlungsbereitschaftsanalysen sehr aufwändig sind – es müssen mehrere hundert Interviews geführt bzw. Fragebögen ausgewertet werden – gibt es Versuche, mit vereinfachten Verfahren insbesondere Umweltwirkungen zu monetarisieren. Besonders häufig wird hierbei die Methode des Nutzen-Transfers verwendet (Boyle/Bergstrom 1992, Brouwer/Spaninks 1999). Die Idee dieses Verfahrens besteht darin, die Ergebnisse einer Zahlungsbereitschaftsanalyse beispielsweise für die Renaturierung eines Mittelgebirgsbachs in Hessen auf die Renaturierung eines ähnlichen Baches in Rheinland-Pfalz zu übertragen. Abgesehen von der Qualität der ursprünglichen Zahlungsbereitschaftsanalyse ist der Erfolg der Übertragung wesentlich von der Vergleichbarkeit der beiden Fälle abhängig. Unterschiede in der Zahlungsbereitschaft kann es nicht nur deshalb geben, weil die Bewertungsgegenstände selbst unterschiedlich sind, sondern auch, weil die Wertschätzung für sie in unterschiedlichen Regionen – etwa aufgrund kultureller Unterschiede oder aufgrund unterschiedlicher Einkommenssituationen – verschieden sind.

Eine umfassende Beschreibung und kritische Würdigung ökonomischer Kosten-Nutzen-Analysen würde an dieser Stelle zu weit führen (vgl. hierzu Klauer 1998, Hanley/Spash 1993, Bateman 2001). Festzustellen ist aber, dass es bei der Bewertung von Umweltgütern schwerwiegende methodische Probleme gibt und dass bei den Wasserbehörden in Deutschland und anderswo Vorbehalte gegenüber der Verwendung ökonomischer Kosten-Nutzen-Analysen im Kontext der WRRL und insbesondere bei der Unverhältnismäßigkeitsprüfung bestehen.

Eine alternative Möglichkeit zur Durchführung einer klassischen Kosten-Nutzen-Analyse ist die nicht-monetäre Kosten-Nutzen-Abwägung, wie sie von Ammermüller et al. (2008, 2011a, 2011b) vorgeschlagen wurde. Dieses Verfahren wurde später von den Vertretern der

Wasserbehörden als „Leipziger Ansatz“ bezeichnet. Es wird genauer in Abschnitt 3.3.1 beschrieben.

2.2 Unverhältnismäßigkeit im Vergleich zur finanziellen Belastbarkeit der Kostenträger

Bei einer Unverhältnismäßigkeitsprüfung kommt als weiterer Vergleichsmaßstab für die Kosten, die für Maßnahmen anfallen, um einen Wasserkörper in einen guten Zustand/Potential zu bringen, neben den positiven Maßnahmenwirkungen die finanzielle Belastbarkeit staatlicher und privater Kostenträger in Frage (Klauer et al. 2008, EC 2009). In einer Studie im Auftrag der Umweltministerien von Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Thüringen haben Klauer et al. (2007) verschiedene Kriterien zur Feststellung der finanziellen Belastbarkeit im Kontext von Art. 4.4 und 4.5 WRRL untersucht und im Hinblick auf ihre Aussagekraft und Verwendbarkeit eingeschätzt.

Auf politischer Ebene (EC 2009, 14) ebenso wie aus juristischer Perspektive ist es nach wie vor umstritten, inwieweit die Zahlungsfähigkeit der Kostenträger überhaupt bei der Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit im Kontext von Art. 4.5 eine Rolle spielen kann und darf. Nach herrschender Ansicht in der juristischen Literatur ist die wirtschaftliche Leistungsfähigkeit privater Gewässerbenutzer nicht maßgebend bei der Beurteilung eines unverhältnismäßigen Aufwandes.³ D.h. es ist danach nicht entscheidungsrelevant, ob der Aufwand für einzelne Wassernutzer so hoch ist, dass er eklatante Gewinneinbußen bis hin zur Aufgabe der Produktion nach sich ziehen kann, wenn der Nutzen der Zielerreichung insgesamt in einem angemessenen Verhältnis zu den dafür aufzuwendenden Kosten steht. Dies wird vor allem damit begründet, dass es die Rechtsprechung bereits nach altem Recht nicht als ermessensrelevant eingestuft hat, wenn infolge einer Bewirtschaftungsentscheidung bestehende oder beantragte Gewässerbenutzungen keinen angemessenen Gewinn mehr erzielen.

Das CIS-Guidance Document No. 1 (WATECO-Leitlinie, EC 2003) lässt als Argument zur Rechtfertigung von Ausnahmen auch die Zahlungsfähigkeit bestimmter Sektoren (Haushalte, Landwirtschaft, Industrie) zu. In diesem Fall sollen vorab spezifische Kriterien entwickelt werden, die eine nachvollziehbare Entscheidung ermöglichen.

Nach wie vor strittig ist zwischen den Mitgliedstaaten, ob die finanzielle Belastbarkeit der Mitgliedstaaten und die haushaltstechnische Realisierbarkeit der Maßnahmen als Kriterium bei der Bestimmung der Unverhältnismäßigkeit herangezogen werden können (EC 2009: 14). Einige Mitgliedstaaten sind der Auffassung, dass Gesichtspunkte der Erschwinglichkeit

³ Durner, in: Landmann/Rohmer (Hrsg.), Umweltrecht, Kommentar, 72. Ergänzungslieferung 2014, § 30 Rdn.17.

bzw. Zumutbarkeit nicht nur bei Fristverlängerungen, sondern auch bei Zielabsenkungen herangezogen werden dürfen, da die Terminologie in Art. 4.4 WRRL (Fristverlängerung) und Art. 4.5 WRRL (weniger strenge Umweltziele) vergleichbar sei und nicht unterschiedlich interpretiert werden könne, wobei sie allerdings erwarten, dass das Zumutbarkeitsargument bei Zielabsenkungen weniger häufig angewendet werden wird als bei Fristverlängerungen. Andere Mitgliedstaaten sind der Meinung, Zumutbarkeitsargumente nicht als Rechtfertigungsgrund im Rahmen des Art. 4.5 WRRL herangezogen werden dürfen, sondern nur Kosten-Nutzen Abwägungen (EC 2009: 14). In diesem Zusammenhang wird auch argumentiert, dass mit Verabschiedung der WRRL durch das Europäische Parlament und den Rat sind die Mitgliedstaaten zur Erfüllung der WRRL einschließlich der Aufbringung der dafür erforderlichen finanziellen Mittel verpflichtet haben und deshalb eine finanzielle Überforderung des Staates nicht als Grund für eine Zielabsenkung herhalten kann.

2.3 Juristische Einordnung des Art. 4.5 WRRL

Bei Entwicklung einer Methode zur Bestimmung des unverhältnismäßigen Aufwandes sind zum einen die rechtlichen Vorgaben des § 30 WHG bzw. Art. 4 Abs.5 WRRL und zum anderen allgemeine, vor allem durch die Rechtsprechung entwickelte Kriterien bezüglich Entwicklung und Anwendung von fachwissenschaftlichen Methoden zu berücksichtigen.

2.3.1 Spezifische Kriterien des § 30 WHG /Art. 4 Abs.5 WRRL für Methodenentwicklung

§ 30 S.1 Nr.1 2. Alt. WHG fordert als zentrale Voraussetzung für die Möglichkeit der Festsetzung weniger strenger Umweltziele, dass die Erreichung der allgemeinen Bewirtschaftungsziele (§§ 27 f WHG, Art. 4 Abs.1 lit.a) WRRL) mit einem unverhältnismäßigen Aufwand verbunden wäre.

Eine Definition des Begriffs „unverhältnismäßig hoher Aufwand“ erfolgt weder durch das Gesetz noch durch die WRRL. Unter Beachtung des zugrunde liegenden Art. 4 Abs. 5 WRRL, der insoweit von „unverhältnismäßig teuer“ spricht und dem Erwägungsgrund 31 der WRRL⁴ kann auch § 30 S.1 Nr.1 2. Alt. WHG nur den wirtschaftlichen, nicht aber den technischen Aufwand meinen und ist auf die Kosten der Zielerreichung gerichtet.⁵

Ob der Aufwand unverhältnismäßig ist, kann nur für den Einzelfall und für einen konkreten Gewässerkörper i.S.v. § 3 Nr.6 WHG bestimmt werden.⁶ Ob der Behörde im Hinblick auf die

⁴ Dort heißt es: „In Fällen, in denen sich menschliche Tätigkeiten oder die natürlichen Gegebenheiten auf einen Wasserkörper in einer Weise auswirken, die es [...] äußerst kostspielig erscheinen lässt, einen guten Zustand zu erreichen, sind gegebenenfalls weniger strenge Umweltziele anhand geeigneter, eindeutiger und transparenter Kriterien festzulegen [...]“.

⁵ Durner, in: Landmann/Rohmer (Hrsg.), Umweltrecht, Kommentar, 72. Ergänzungslieferung 2014, § 30 Rdn.16; Czychowski / Reinhardt, WHG, Kommentar, 11. Auflage 2014, § 30 Rdn. 7.

⁶ Kotulla, WHG, 2011, § 30 Rn. 8; Knopp, in: Sieder/Zeitler (Hrsg.) WHG /AbwAG, 47. Ergänzungslieferung, 2014, § 30 Rdn.5;

Bestimmung des unbestimmten Rechtsbegriffs „unverhältnismäßiger Aufwand“ ein Beurteilungs-Beurteilungsspielraum zukommt, ist ungeklärt (siehe unten). Bei kumulativem Vorliegen der Tatbestandsvoraussetzungen des § 30 S.1 Nr.1-4, S.2 WHG liegt die Entscheidung über die Festsetzung weniger strenger Bewirtschaftungsziele im pflichtgemäßen Ermessen der zuständigen Behörde und ist Bestandteil ihres Bewirtschaftungsermessens.⁷ Die Abweichungen sind im Bewirtschaftungsplan darzustellen und zu begründen (§ 83 Abs.2 S.2 Nr.3 Alt.1 WHG), so dass die Behörde im Hinblick auf die in § 30 S.1 Nr.1-4 festgeschriebenen Tatbestandsvoraussetzungen eine materielle Beweislast trifft.⁸

Mit seinem Abstellen auf einen „unverhältnismäßigen Aufwand“ ist § 30 WHG und der zugrunde liegende Art.4 Abs.5 WRRL eine Ausprägung des allgemeinen Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes⁹, der europarechtlich in Art. 5 Abs.4 EUV und Art. 192 Abs.5 AEUV verankert und auch im nationalen Recht ein anerkanntes Rechtsprinzip ist. Bei einer Verhältnismäßigkeitsprüfung geht es um die Feststellung, ob ein zur Zielerreichung grundsätzlich geeignetes und erforderliches Mittel in einem angemessenen, vernünftigen, recht gewichteten und wohl abgewogenen Verhältnis zum verfolgten Ziel steht. In eine solche Abwägungsentscheidung sind die jeweils einschlägigen öffentlichen und privaten Güter und Interessen einzustellen, eigenständig zu gewichten und gegeneinander abzuwägen, um unverhältnismäßige Maßnahmen auszuschließen. Wie eine solche Abwägungsentscheidung im Rahmen von § 30 WHG/Art. 4 Abs.5 WRRL durchzuführen ist, welche konkreten Belange in diese einzustellen sind und wie eine Gewichtung zu erfolgen hat, wird weder durch die WRRL noch durch das WHG im Detail normiert. Die insoweit bestehenden Begleitdokumente der Europäischen Kommission (CIS-Dokument Nr. 1 und Nr. 20. EC 2003, 2009), der Wasserdirektoren oder der LAWA enthalten zwar erste Anknüpfungspunkte, sind jedoch rechtlich nicht verbindlich.

Die juristische Literatur geht davon aus, dass § 30 WHG eine eng auszulegende Ausnahmegesetzvorschrift ist, deren Tatbestandsmerkmale restriktiv auszulegen sind, mit der Folge, dass Zielabweichungen nur in Ausnahmefällen zur Disposition stehen.¹⁰

Die Bestimmung dessen, was unverhältnismäßig ist, kann nach der vorherrschenden Rechtsauffassung nicht durch reine Kosten-Effizienz-Analysen (Zielerreichung 100% mit den

Durner, in: Landmann/Rohmer (Hrsg.), Umweltrecht, Kommentar, 72. Ergänzungslieferung 2014, § 30 Rdn.10.

⁷ Durner, in: Landmann/Rohmer (Hrsg.), Umweltrecht, Kommentar, 72. Ergänzungslieferung 2014, § 30 Rdn.13; Czychowski / Reinhardt, WHG, Kommentar, 11. Auflage 2014, § 30 Rdn.5.

⁸ Durner, in: Landmann/Rohmer (Hrsg.), Umweltrecht, Kommentar, 72. Ergänzungslieferung 2014, § 30 Rdn.11

⁹ Der Verhältnismäßigkeitsgrundsatz bindet alle Staatsgewalt und spannt einen Rahmen für eingreifendes Verwaltungshandeln auf, der nicht überschritten werden darf. Staatliche Maßnahmen sind danach nur dann rechtmäßig, wenn sie – gemessen an dem von ihnen verfolgten legitimen Ziel – geeignet, erforderlich und angemessen (verhältnismäßig im engeren Sinne) sind.

¹⁰ Ginzky, ZUR 2005, 517; Czychowski / Reinhardt, WHG, Kommentar, 11. Auflage 2014, § 30 Rdn.2; Durner, in: Landmann/Rohmer (Hrsg.), Umweltrecht, Kommentar, 72. Ergänzungslieferung 2014, § 30 Rdn.7; Knopp, in: Sieder/Zeitler (Hrsg.) WHG /AbwAG, 47. Ergänzungslieferung, 2014, § 30 Rdn.12.

geringsten betriebswirtschaftlichen Kosten) erfolgen.¹¹ Insbesondere kann der unverhältnismäßige Aufwand nicht allein damit begründet werden, dass eine Maßnahme zu teuer wäre, ohne einen Bezug zum Nutzen der Bewirtschaftungsziele herzustellen.¹²

Vielmehr sind nach allgemeiner Auffassung grundsätzlich weiter gehende Kosten-Nutzen-Analysen zur Bestimmung des unverhältnismäßigen Aufwandes erforderlich, bei denen der Aufwand, der durch die Maßnahme entsteht und der für die Zielerreichung notwendig ist, und der Nutzen, der aus der Zielerreichung resultiert, geprüft und zueinander ins Verhältnis gesetzt wird.¹³ Der Aufwand soll dabei den Nutzen erheblich übersteigen müssen und nicht mehr tragbar oder zumutbar sein dürfen.¹⁴ Das folgt schon daraus, dass § 30 eine eng auszulegende Ausnahmegvorschrift ist, so dass nicht jede geringfügige Kostenüberschreitung zur Unverhältnismäßigkeit führen kann.

In die Bestimmung des Aufwandes sind dabei zum einen die Maßnahmenkosten aber auch andere Aspekte wie personelle Kosten und Verfahrensdauer einzustellen.¹⁵ Nicht zu berücksichtigen sind hingegen die sogenannten „Sowieso-Kosten“, die sich aus der Erfüllung anderer Richtlinien (z. B. IVU-Richtlinie 2010/75/EU, Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG, Nitratriichtlinie 91/676/EWG) ergeben. Denn hierbei handelt es sich um ohnehin erforderliche „grundlegende Maßnahmen“ im Sinne von Art. 11 Abs.3 lit a) iVm Anhang VI Teil A WRRL, zu deren Durchführung die Mitgliedstaaten unabhängig von der WRRL verpflichtet sind und die keine von der WRRL und deren Zielen verursachte Zusatzkosten hervorrufen.¹⁶

Der Nutzen ist nach überwiegender Ansicht umfassend zu ermitteln, indem die Vorteile eines verbesserten Gewässerzustandes insgesamt bewertet werden. Dabei sollen nicht allein wasserwirtschaftliche Aspekte betrachtet werden (z.B. führt der verbesserte Gewässerzustand zu Kostenersparnissen bei Wasser nutzenden Tätigkeiten, indem z.B. geringere Aufbereitungskosten für die Wasserversorgung daraus folgen oder geringere Unterhaltungskosten zu erwarten sind?), sondern es soll eine volkswirtschaftliche Betrachtung der positiven Auswirkungen der Maßnahmen für alle Wassernutzer und andere

¹¹ Ginzky/Rechenberg, in: Giesberts/Reinhardt (Hrsg.), Beck'scher Online-Kommentar, Stand:1.10.2014, § 30 Rdn.7 iVm § 29 Rdn.7; Knopp, in: Sieder/Zeitler (Hrsg.) WHG /AbwAG, 47. Ergänzungslieferung, 2014, § 30 Rdn.24 iVm § 29 Rdn.35 und Rdn.37.

¹² Ginzky/Rechenberg, in: Giesberts/Reinhardt (Hrsg.), Beck'scher Online-Kommentar, Stand:1.10.2014, § 30 Rdn.7 iVm § 29 Rdn.7; Knopp, in: Sieder/Zeitler (Hrsg.) WHG /AbwAG, 47. Ergänzungslieferung, 2014, § 29 Rdn.38.

¹³ Ginzky/Rechenberg, in: Giesberts/Reinhardt (Hrsg.), Beck'scher Online-Kommentar, Stand:1.10.2014, § 30 Rdn.7 iVm § 29 Rdn.7; Durner, in: Landmann/Rohmer (Hrsg.), Umweltrecht, Kommentar, 72. Ergänzungslieferung 2014, § 30 Rdn. 16f; Knopp, in: Sieder/Zeitler (Hrsg.) WHG /AbwAG, 47. Ergänzungslieferung, 2014, § 30 Rdn.24 iVm § 29 Rdn.35 und Rdn.37.

¹⁴ Ginzky/Rechenberg, in: Giesberts/Reinhardt (Hrsg.), Beck'scher Online-Kommentar, Stand:1.10.2014, , § 30 Rdn.7 iVm § 29 Rdn.11.

¹⁵ Ginzky/Rechenberg, in: Giesberts/Reinhardt (Hrsg.), Beck'scher Online-Kommentar, Stand:1.10.2014, , § 30 Rdn.7 iVm § 29 Rdn.8; Durner, in: Landmann/Rohmer (Hrsg.), Umweltrecht, Kommentar, 72. Ergänzungslieferung 2014, § 30 Rdn.17.

¹⁶ Ginzky/Rechenberg, in: Giesberts/Reinhardt (Hrsg.), Beck'scher Online-Kommentar, Stand:1.10.2014, § 30 Rdn.7 iVm § 29 Rdn.8; Knopp, in: Sieder/Zeitler (Hrsg.) WHG /AbwAG, 47. Ergänzungslieferung, 2014, § 29 Rdn.40.

Begünstigte erfolgen (z.B. eröffnet der verbesserte Gewässerzustand gewinnbringende neue Nutzungsmöglichkeiten wie z.B. für Freizeit Zwecke, für den Tourismus oder für neue Gewässereinleitungen?).

Übereinstimmend weist die juristische Literatur¹⁷ jedoch auch auf die bestehenden Schwierigkeiten in der Durchführung von eindeutigen quantitativen Kosten-Nutzen-Analysen hin. Diese Schwierigkeiten sind zum einen, dass die dafür benötigten quantitativen Kosten- und Nutzendaten derzeit nicht vollständig verfügbar sind und eine umfassende, vollständige Datenerhebung als unrealistisch erscheint. Zum anderen gibt es Probleme, den potenziellen Nutzen einer Maßnahme zu quantifizieren und monetär zu bewerten. Betont wird dabei, dass die umweltökonomischen Ansätze zur Monetarisierung von Umweltgütern mit einem erheblichen Aufwand und erheblichen Unsicherheiten verbunden sind. Zudem sind diese Methoden gerade in Deutschland wenig akzeptiert, weswegen Zweifel angemeldet werden, ob sie dann überhaupt geeignet sind, Entscheidungen gegenüber der Öffentlichkeit transparent zu machen. Deshalb wird ein Rückgriff auf qualitative Kosten-Nutzen-Analysen, bei denen der Nutzen der Maßnahme lediglich verbal beschrieben und nicht mit konkreten Zahlen hinterlegt wird, für zulässig erachtet.

2.3.2 Allgemeine Anforderungen an die Methodenwahl- und -gestaltung

Auch wenn § 30 WHG / Art. 4 Abs.5 WRRL eine einzelfallbezogene Bestimmung der Unverhältnismäßigkeit erfordert, steht dies nicht der Anwendung einer Methode zur Bestimmung der Unverhältnismäßigkeit entgegen. Denn die Anwendung von fachwissenschaftlichen Konzepten ist zur Bestimmung von unbestimmten Rechtsbegriffen durchaus üblich und rechtlich anerkannt¹⁸, ebenso wie die Bestimmung der Verhältnismäßigkeit unter zu Grundlegung eines vorgezeichneten methodischen Prüfrasters.¹⁹

Wie bereits gesagt sind die Erfassungs- und Bewertungsmethoden zur Bestimmung des unverhältnismäßigen Aufwandes nicht normativ festgelegt, so dass die Mitgliedstaaten bzw. zuständigen Behörden nicht auf ein bestimmtes Verfahren festgelegt sind, sondern gewisse Spielräume in der Methodenwahl haben.²⁰ Auch das OVG Hamburg hat in seiner

¹⁷ Ginzky/Rechenberg, in: Giesberts/Reinhardt (Hrsg.), Beck'scher Online-Kommentar, Stand:1.10.2014, § 30 Rdn.7 iVm § 29 Rdn.10; Knopp, in: Sieder/Zeitler (Hrsg.) WHG /AbwAG, 47. Ergänzungslieferung, 2014, § 29 Rdn.39; Durner, in: Landmann/Rohmer (Hrsg.), Umweltrecht, Kommentar, 72. Ergänzungslieferung 2014, § 30 Rdn.19.

¹⁸ Siehe z.B. die Fachkonventionen im Naturschutzrecht zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFH-Verträglichkeitsprüfung, vgl. BVerwG, Urteil v. 8.3.2008, 9 A 3.06, BVerwGE 130, 299, Rdn.73 ff, 108, 125.

¹⁹ Siehe z.B. für den Bereich der Abwasserabgabe: Allgemeine Verwaltungsvorschrift für den Vollzug des Abwasserabgabengesetzes und des Hessischen Ausführungsgesetzes zum Abwasserabgabengesetz (VwV-AbwAG/HAbwAG), StAnz. 2007, 1225, S. 10 unter Verweis auf Erlass des Hessischen Umweltministeriums vom 6. August 2001 (Az.: III 3 B – 79 b 16.05 – 2/01).

²⁰ Ginzky/Rechenberg, in: Giesberts/Reinhardt (Hrsg.), Beck'scher Online-Kommentar, Stand:1.10.2014, § 30 Rdn.7 iVm § 29 Rdn.11.

Entscheidung zum wasserrechtlichen Verschlechterungsverbot nach § 27 WHG betont, dass „bei der gewässerökologischen Bewertung von Zuständen und Auswirkungen gewisse fachliche Spielräume der Verwaltung anzuerkennen sind“. Gleiches muss auch bei der Bestimmung des unverhältnismäßigen Aufwands im Rahmen des § 30 WHG gelten, d.h. auch hier bestehen fachliche Spielräume in der Methodenwahl.

Grundlegende Anforderungen an abstrakte Bewertungskonzepte hat zudem das BVerwG in seiner Entscheidung bezüglich der Vorsorge gegen weiträumige Luftverunreinigungen aufgestellt,²¹ die in gleicher Weise auf das Gewässerschutzrecht übertragbar sind. Nach diesem durch das BVerwG entwickelten sogenannten großen Verhältnismäßigkeitstest müssen abstrakt konzipierte Maßstäbe auf ein breites Begründungsprofil gestützt sein, das zugrunde liegende Konzept muss auf eine einheitliche und gleichmäßige Durchführung angelegt sein und die maßgebenden Anforderungen dürfen nicht lediglich einzelfallbezogen in betriebswirtschaftlichen Kategorien gemessen werden, sondern sind in volkswirtschaftlichen Kategorien auf ihre Angemessenheit hin zu überprüfen.

Darüber hinaus hebt die Rechtsprechung bei der Anwendung von fachwissenschaftlichen Konzepten darauf ab, dass die Bewertungsmethoden den gegenwärtigen Wissenstand widerspiegeln, nicht überholt sind und auf anerkannten Bewertungsmaßstäben beruhen. Liegen diese Voraussetzungen vor, dann ist es unschädlich, wenn mit einer anderen, ebenfalls anerkannten Methode nicht voll übereinstimmende Ergebnisse erzielt würden.²²

2.3.3 Gerichtliche Überprüfungstiefe der gewählten Methode

Nicht abschließend geklärt ist bislang, ob hinsichtlich der Bestimmung des unverhältnismäßig hohen Aufwandes ein behördlicher Beurteilungsspielraum (Ermessensspielraum)²³ besteht. Von der Beantwortung dieser Frage hängt ab, ob die behördliche Annahme eines unverhältnismäßigen Aufwandes und das gewählte Konzept zur Bestimmung dieses Begriffs gerichtlich voll überprüfbar wären. Ist nämlich das Vorliegen eines Beurteilungsspielraums zu verneinen, unterliegt die Anwendung des unbestimmten Rechtsbegriffes „unverhältnismäßiger Aufwand“ und die zugrunde gelegte Methodik zu dessen Bestimmung vollständig der Kontrolle durch die Gerichte.

Grundsätzlich haben die Gerichte wegen Art. 19 Abs.4 GG (Recht auf effektiven

²¹ BVerwG, Urteil vom 17. Februar 1984 – 7 C 8/82 –, BVerwGE 69, 37-46, Rdn.18.

²² So für den Naturschutzbereich: BVerwG, Urteil v. 8.3.2008, 9 A 3.06, BVerwGE 130, 299, Rdn.73.

²³ Beurteilungsspielraum bezeichnet einen administrativen Entscheidungsspielraum, der der Verwaltung bei der Anwendung unbestimmter Rechtsbegriffe ausnahmsweise in bestimmten Fallgruppen eingeräumt wird. Ausführlich hierzu: Schmidt-Aßmann: Zur verwaltungsgerichtlichen Kontrolltiefe nach der Privatgrundschul-Entscheidung des BVerfG, NVwZ 1993, 617 ff. Beurteilungsspielraum ist dabei eine deutsche Terminologie, im europäischen Recht spricht man von Ermessensspielraum. Siehe hierzu: Bleckmann, Europarecht, 1997, 862 ff. EuGH, Rs. 9 und 11, Slg. 1972, 391, Rn. 28/34; Rs. 74/74, Slg. 1975, 533, Rn. 19/23; Rs. 136/77; Slg. 1978, 1245, Rn.4; Rs. C-269/90, Slg. 1991, I-5469, Rn.13f.

Rechtsschutz) eine Letztentscheidungskompetenz und können daher Verwaltungstätigkeiten in tatsächlicher und rechtlicher Hinsicht vollständig nachprüfen.²⁴ Wird der Behörde jedoch ein Beurteilungsspielraum zugestanden, also ein administrativer Entscheidungsspielraum, ob ein Tatbestandsmerkmal einer Norm, wie z.B. das Vorliegen eines unverhältnismäßigen Aufwandes, erfüllt ist oder nicht, dann erfolgt nur eine eingeschränkte gerichtliche Nachprüfung der Entscheidung, eine sogenannte Plausibilitätskontrolle. In diesen Fällen hat sich die gerichtliche Nachprüfung auf die Einhaltung der rechtlichen Grenzen dieses Spielraums zu beschränken.²⁵ Die gerichtliche Kontrolle endet dann dort, wo das materielle Recht in verfassungsrechtlich unbedenklicher Weise der Verwaltungsbehörde Entscheidungen abverlangt, ohne dafür hinreichend bestimmte Entscheidungsprogramme vorzugeben, sondern der Verwaltung einen Einschätzungs- und Auswahlspielraum belässt.²⁶ Im Rahmen dieser Plausibilitätskontrolle wird durch das Gericht lediglich geprüft, ob die Verwaltung gegen besondere Verfahrensvorschriften oder Verfahrensgrundsätze verstoßen hat, ob sie von falschen Ausgangspunkten (unzutreffender oder unvollständiger Sachverhalt) oder nicht sachgerechten willkürlichen Erwägungen ausgegangen ist und ob sie allgemein anerkannte Bewertungsgrundsätze missachtet hat.²⁷ Mit anderen Worten, es wird geprüft, ob die Behörde die gültigen Verfahrensbestimmungen eingehalten hat, von einem richtigen Verständnis des anzuwendenden Gesetzesbegriffs ausgegangen ist, den erheblichen Sachverhalt vollständig und zutreffend ermittelt hat und sich bei der eigentlichen Beurteilung an allgemein gültige Wertungsmaßstäbe gehalten, insbesondere das Willkürverbot nicht verletzt hat.²⁸

Ob das Gesetz einen behördlichen Beurteilungsspielraum enthält, muss sich entweder direkt aus dem Gesetz ergeben oder durch Auslegung hinreichend deutlich zu ermitteln sein.²⁹

²⁴ BVerfGE 15, 275, 282; BVerfGE 73, 339, 373; BVerfGE 84, 34, 49; BVerfG NVwZ 2011, 1062, 1064.

²⁵ BVerwG, Urt. v. 16. Mai 2007 – 3 C 8/06, BVerwGE 129, 27-42; Beaucamp JA 2012, 193, 194.

²⁶ BVerfG, Beschl. v. 16. Dezember 1992 – 1 BvR 167/87, BVerfGE 88, 40, 61; BVerfG, Urt. v. 20.2.2001 – 2 BvR 1444/00, BVerfGE 103, 142, 156 f; BVerfG, Beschl. v. 23. Mai 2006 – 1 BvR 2530/04, BVerfGE 116, 1, 18.

²⁷ Vgl. dazu im Kontext atomrechtlicher Genehmigungsverfahren: BVerwG, Urt. v. 10. April 2008 – 7 C 39/07, Rdn. 25, 34; BVerwG, Urt. v. 22. Oktober 1987 – 7 C 4/85, BVerwGE 78, 177-184, Rdn. 13; für Prognoseentscheidungen: BVerwG, Urt. v. 18.06.1997 – 4 C 2/97, Rdn. 20 f; BVerwG, Urt. v. 17. April 2002 – 9 CN 1/01, BVerwGE 116, 188-197, Rdn. 25 ff; BVerwG, Urt. v. 07. Juli 1978 – IV C 79.76, BVerwGE 56, 110-138; im Bereich der Gentechnik: OVG Lüneburg, Urt. v. 28.05.2009 – 13 ME 76/09, Rdn. 18.

²⁸ Auf europäischer Ebene beschränkt sich die Überprüfung durch den EuGH bei Annahme eines Ermessensspielraums (beispielsweise angenommen bei Entscheidungen einer Gemeinschaftsbehörde, die im Rahmen ihrer Aufgaben komplexe Prüfungen vorzunehmen hat) auf die Prüfung der Tatbestandsvoraussetzungen und ihrer rechtlichen Bewertung durch diese Behörde und insbesondere der Frage, ob deren Handeln einen offensichtlichen Irrtum oder Ermessensmissbrauch aufweist oder ob sie die Grenzen ihres Ermessensspielraums offensichtlich überschritten hat. Vgl. EuGH, Urt. v. 21. Januar 1999 – Rs. C-120/97, Upjohn – Slg. 1999, I-223 Rdn. 34; Urt. v. 13. Juli 1966 – Rs. 56/64 und 58/64, Consten und Grundig/ Kommission, Slg. 1966, 429, Urt. v. 22. Januar 1976 – Rs. 55/75, Balkan-Import-Export, Slg. 1976, 19, Rdn. 8, Urt. v. 14. Juli 1983 – Rs. 9/82, Øhrgaard und Delvaux/Kommission, Slg. 1983, 2379, Rdn. 14, Urt. v. 15. Juni 1993 – Rs. C-225/91, Matra/Kommission, Slg. 1993, I-3203, Rdn. 24 I-251 und 25, Urt. v. 5. Mai 1998 – Rs. C-157/96, National Farmers' Union u. a., Slg. 1998, I-2211, Rdn. 39.

²⁹ BVerfG NVwZ 2011, 1062, 1065; BVerwGE 72, 195, 199; BVerwGE 81, 12, 17; BVerwGE 100, 221, 225; BVerwG NJW 2007, 2790.

Schwierigkeiten bestehen dabei, weil bislang eine allgemein anerkannte Typologie möglicher Beurteilungsermächtigungen noch nicht existiert. Allerdings hat die Rechtsprechung bereits für verschiedene Fallgruppen behördliche Beurteilungsspielräume anerkannt.

Insbesondere haben Verwaltungsbehörden Beurteilungsspielräume für solche Prognose- und Risikoentscheidungen im Umwelt- und Planungsrecht, bei denen ex ante Wahrscheinlichkeitsurteile gefällt werden müssen, denen hochkomplexe Wertungen zugrunde liegen, wofür eine besondere, gerade beim Entscheidungsträger vorhandene, über die normale Fachkompetenz hinausgehende, Sachkompetenz erforderlich ist.³⁰ Zum Teil – insbesondere bei Prüfungsentscheidungen – stellt die Rechtsprechung auch darauf ab, dass die gerichtliche Konkretisierung der unbestimmten Rechtsbegriffe im Nachvollzug der Verwaltungsentscheidung so schwierig ist, dass die gerichtliche Kontrolle an die Funktionsgrenzen der Rechtsprechung stößt.³¹ Auch bei Prognoseentscheidungen billigt die Rechtsprechung der Verwaltung mitunter gerichtlich nur eingeschränkt überprüfbare Entscheidungs-/Prognosespielräume zu. Prognoseentscheidungen sind Entscheidungen, die zukünftige Entwicklungen betreffen und die sich einer exakten Vorhersage und ex ante Beurteilung entziehen und daher eine Beurteilung und Wertung erfordern.³² Typischerweise stützen sie sich nicht lediglich auf die allgemeine Lebenserfahrung, sondern beruhen auf der Anwendung statistischer Methoden, die Aussagen über die Wahrscheinlichkeit zukünftiger Entwicklungen ermöglichen. Ausgehend von gegenwärtigen Gegebenheiten, der sogenannten Prognosebasis, wird das Ergebnis der Prognose dabei mit Hilfe mathematischer Verfahren gewonnen und in einem Zahlenwert ausgedrückt.³³ Die behördliche Prognoseentscheidung kann dann vom Gericht aufgrund der Sachgegebenheiten einer Prognose grundsätzlich nur auf Prognosefehler hin überprüft werden.³⁴ Gerichtliche Prüfungspunkte sind dabei, ob die zugrunde gelegte Prognose auf der Grundlage fachwissenschaftlicher Maßstäbe methodisch fachgerecht erstellt wurde³⁵, ob also zutreffende Ausgangswerte zugrunde gelegt wurden, ob sich die Prognose methodisch auf ein angemessenes Prognoseverfahren stützen lässt und ob dieses Verfahren

³⁰ Im Kontext des Atomrechts: BVerwG, Urt. v. 22. Dezember 1980 – 7 C 84/78, BVerwGE 61, 256, 263; BVerwG, Urt. v. 19. Dezember 1985 – 7 C 65/82, BVerwGE 72, 300, 316; BVerwG, Urt. v. 09. September 1988 – 7 C 3/86, BVerwGE 80, 207, 216; BVerfG, Beschl. v. 16. Dezember 1992 – 1 BvR 167/87, BVerfGE 88, 40, 61.

³¹ BVerfG, Beschl. v. 17. April 1991 – 1 BvR 419/81, 1 BvR 213/83, BVerfGE 84, 34-58; BVerfG, Beschl. v. 17. April 1991 – 1 BvR 1529/84, 1 BvR 138/87, BVerfGE 84, 59-82.

³² BVerwG, Urteil vom 17. April 2002 – 9 CN 1/01 –, BVerwGE 116, 188-197, Rdn. 25.

³³ BVerwG, Urteil vom 17. April 2002 – 9 CN 1/01 –, BVerwGE 116, 188-197, Rdn. 25.

³⁴ BVerwG, Urteil vom 06.12.1985 – BVerwGE 72, 282, 286, Rdn.17; BVerwG, Urteil vom 29. Januar 1991 – 4 C 51/89 –, BVerwGE 87, 332, 354 f, Rdn. 239.

³⁵ BVerwG, Urteil vom 06.12.1985 – BVerwGE 72, 282, 286, Rdn.17; BVerwG, Urteil vom 18.06.1997 -BVerwGE 105, 67-73, Rdn. 20f.

konsequent verfolgt wurde.³⁶

Ob nun der Behörde bei Bestimmung des unbestimmten Rechtsbegriffs „unverhältnismäßiger Aufwand“ ein Beurteilungsspielraum zusteht, ist umstritten. Die juristische Literatur vertritt im Hinblick auf die Annahme eines Beurteilungsspielraumes im Rahmen des § 30 WHG unterschiedliche Auffassungen. Während die eine Ansicht entsprechende Beurteilungsspielräume verneint³⁷, geht ein Teil der Literatur von erheblichen Beurteilungsspielräumen der Verwaltung bei Bestimmung der tatbestandlichen Voraussetzungen des § 30 Nr.1-4 WHG aus, mit der Folge, dass sich die verwaltungsgerichtliche Überprüfung der Entscheidung gemäß § 30 WHG tendenziell auf eine Vertretbarkeitskontrolle beschränken soll.³⁸ Nicht ganz eindeutig ist die Position von Ginzky/Rechenberg, die von weiten behördlichen Ermessensspielräumen sowohl bezüglich der Wahl der Bewertungsmethoden als auch bezüglich der Einschätzung des Einzelfalls sprechen³⁹ und damit inhaltlich die Annahme von Beurteilungsspielräumen anklingen lassen, terminologisch jedoch auf Ermessensspielräume rekurren. In der deutschen Verwaltungsrechtsdogmatik wird jedoch in der Regel zwischen Spielräumen, die die Tatbestandsseite einer Norm betreffen (Beurteilungsspielräume) und Spielräumen, die die Rechtsfolgenseiten betreffen (Ermessensspielräume) unterschieden.⁴⁰ Zugegebenermaßen besteht diese Unterscheidung zwischen Tatbestands- und Rechtsfolgenseite auf europäischer Ebene nicht. Der EuGH verwendet insoweit für beide Ebenen den einheitlichen Begriff „Ermessensspielraum“.⁴¹

Bislang existiert keine gerichtliche Entscheidung für diese konkrete Frage (Beurteilungsspielraum im Rahmen des § 30 WHG). Bezüglich der Bestimmung des Begriffs der Verschlechterung geht die Rechtsprechung jedenfalls davon aus, dass der Verwaltung insoweit kein administrativer Entscheidungsspielraum zusteht, mit der Folge, dass die Frage, ob eine Maßnahme gegen das Verschlechterungsverbot verstößt, im Grundsatz gerichtlich voll überprüfbar ist.⁴² Gleichzeitig gestattet das Gericht den Verwaltungsbehörden gewisse fachliche Spielräume bei der Bewertung der Gewässerzustände.

³⁶ BVerwG, Urteil vom 07. Juli 1978 – IV C 79.76 –, BVerwGE 56, 110-138, Rdn. 57; BVerwG, Urteil vom 18.06.1997 – BVerwGE 105, 67-73, Rdn. 20f.; BVerwG, Urteil vom 29. Januar 1991 – 4 C 51/89 –, BVerwGE 87, 332, 354 f, Rdn. 239. BVerwG, Urteil vom 17. April 2002 – 9 CN 1/01 –, BVerwGE 116, 188, 189ff, Rdn. 25.

³⁷ Czychowski/Reinhardt, WHG, Kommentar, 11. Auflage 2014, § 30 Rdn.5 und § 29 Rdn.6.

³⁸ Durner, in: Landmann/Rohmer (Hrsg.), Umweltrecht, Kommentar, 72. Ergänzungslieferung 2014, § 30 Rdn.27.

³⁹ Ginzky/Rechenberg, in: Giesberts/Reinhardt (Hrsg.), Beck'scher Online-Kommentar, Stand:1.10.2014, § 30 Rdn.7 iVm § 29 Rdn.11.

⁴⁰ Hoffmann-Riem, in: Grundlagen des Verwaltungsrechts, Bd.I § 10 Rdn.62.

⁴¹ Bleckmann, Europarecht, 1997, 862 ff. EuGH, Rs. 9 und 11, Slg. 1972, 391, Rn. 28/34; Rs. 74/74, Slg. 1975, 533, Rn. 19/23; Rs. 136/77; Slg. 1978, 1245, Rn.4; Rs. C-269/90, Slg. 1991, I-5469, Rn.13f.

⁴² OVG Hamburg, ZUR 2013, 364.

Mangels existierender Rechtsprechung zu § 30 WHG/Art. 4 Abs.5 WRRL und aufgrund der unterschiedlichen Rechtsauffassungen in der Literatur ist zum derzeitigen Zeitpunkt eine abschließende Einschätzung zur Auslegung des unbestimmten Rechtsbegriffs „unverhältnismäßiger Aufwand“ sowie zur gerichtlichen Nachkontrolle (voll umfängliche Prüfung oder lediglich Plausibilitätskontrolle) einer entsprechenden Behördenentscheidung einschließlich des einschlägigen Methodenkonzepts nicht möglich.

3 Vergleichende Auswertung bestehender Verfahren und Ansätze zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit

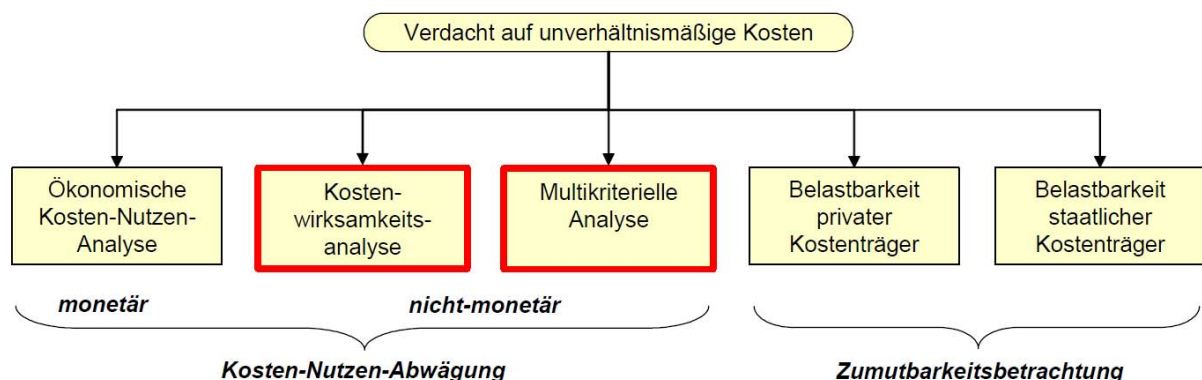
Im Folgenden soll ein Überblick über die in Deutschland und anderen Mitgliedstaaten bestehende Verfahren und Ansätze zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit im Kontext von Art. 4.5 WRRL gegeben werden. Konkret wurden

1. europäische Studien zur Nutzen-Kosten-Analyse in der Wasserwirtschaft allgemein,
2. bereits in der Europäischen Union (EU) angewandte Verfahren zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten und
3. weitere Pilot- und Konzeptstudien ausgewertet.

Das Ziel dieser Sondierung bestehender Studien und Ansätze ist es, von den Erfahrungen anderer zu profitieren, um gegebenenfalls Ideen in die Entwicklung eines eigenen, besonders auf die Bedürfnisse der LAWA zugeschnittenen Verfahrens einfließen zu lassen.

In dem ebenfalls vom UFZ in Zusammenarbeit mit ECOLOGIC und der Universität Leipzig durchgeführten Projekt (Ammermüller et al. 2008; 2011) wurde bereits eine Einordnung verschiedener Ansätze zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten vorgenommen (siehe Abbildung 1), die auch im Folgenden zur Strukturierung dienen soll.

Abbildung 3.1: Unterschiedliche Ansätze zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten. Die rot umrandeten Ansätze wurden bei Ammermüller et al. (2008) vertiefend untersucht.



Quelle: Ammermüller et al. 2008

Demnach wird unterschieden zwischen der Kosten-Nutzen-Abwägung, die monetär im Rahmen einer **Kosten-Nutzen-Analyse** oder nicht-monetär im Rahmen einer

Kostenwirksamkeitsanalyse⁴³ oder einer **multikriteriellen Analyse** durchgeführt werden kann und einer **Zumutbarkeitsbetrachtung**, in deren Rahmen die Belastungen **privater** als auch **staatlicher Kostenträger** durch die Umsetzung von Maßnahmen erfasst werden.

In der nachfolgenden Auswertung werden die einzelnen Studien und Verfahren diesen fünf genannten Ansätzen zugeordnet. Die Auswertung ist in fünf Abschnitte gegliedert: Im ersten Abschnitt werden die derzeit geltenden Handlungsanleitungen und Vorgaben für die Bestimmung unverhältnismäßiger Kosten der Europäischen Kommission und der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) dargelegt. Im darauf folgenden Abschnitt 3.2 wird auf die Auswertungen der Flussgebietspläne des ersten Bewirtschaftungszyklus eingegangen, indem das Vorgehen in den Ländern, die konkrete Methoden zur Begründung unverhältnismäßiger Kosten benannt haben, genauer betrachtet wird. Daran schließen sich zwei Abschnitte mit der Auswertung bestehender Studien aus Deutschland und der Europäischen Union an. Die Erkenntnisse aus den Auswertungen werden im abschließenden Abschnitt 3.5 noch einmal zusammenfassend dargestellt. Insbesondere wird darauf eingegangen, ob Methoden anderer Studien gewinnbringend auf den zu erarbeitenden Ansatz für den deutschen Kontext übertragen werden können.

3.1 Handlungsanleitungen der Europäischen Kommission und des Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser zur Ermittlung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten

3.1.1 Die Kernaussagen der CIS Dokumente

Ein wichtiges Element bei der Umsetzung der WRRL in den einzelnen Mitgliedstaaten ist die Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (CIS). Im Rahmen dieser Strategie wurden unter Federführung der Europäischen Kommission und unter Beteiligung der Mitgliedstaaten Leitlinien, sogenannte CIS Guidance Documents erarbeitet, die Handlungsempfehlungen geben, wie die WRRL konkret umgesetzt werden kann. Wichtiges Ziel des CIS-Prozesses war es, eine gewisse Harmonisierung der Umsetzung in den verschiedenen Mitgliedstaaten zu erreichen. Jedes der Dokumente widmet sich einem Schwerpunktthema. Die meisten Dokumente entstanden in den ersten Jahren nach der Verabschiedung der Richtlinie. Die beiden Dokumente, in denen das Thema „Begründung von Zielabsenkungen aufgrund unverhältnismäßiger Kosten“ angesprochen ist, stammen aus den Jahren 2003 und 2009:

⁴³ Generell gilt, dass eine Unverhältnismäßigkeitsprüfung in einem Wasserkörper nur für kosten-effektive Maßnahmenprogramme vorgenommen werden darf. Insofern wird bei der Unverhältnismäßigkeitsprüfung bereits eine Kosten-Wirksamkeitsprüfung vorausgesetzt. Diese notwendige Kosten-Wirksamkeitsprüfung ist hier nicht gemeint. Darüber hinaus kann nämlich die Gegenüberstellung von Kosten und positiven Wirkungen eines Maßnahmenprogramms auch Teil einer qualitativen Kosten-Nutzen-Abwägung und damit einer Verhältnismäßigkeitsprüfung sein. Allerdings bedarf es hierbei noch weiterer Kriterien bzw. Festlegungen, wie aus der Gegenüberstellung der Schluss auf die Verhältnismäßigkeit oder Unverhältnismäßigkeit gezogen werden soll.

- *Guidance Document No. 1: Economics and the Environment* (EC 2003), oft auch nach der Abkürzung der Arbeitsgruppe WATECO-Dokument genannt.
- *Guidance Document No. 20: Exemptions to the Environmental Objectives* (EC 2009).

Obwohl die Dokumente lediglich empfehlenden Charakter haben, also rechtlich nicht binden sind, dienen sie doch den Mitgliedstaaten als wichtige Orientierungspunkte bei der Umsetzung der Richtlinie und helfen auch der Kommission bei der Beurteilung, ob die Bewirtschaftungspläne den Vorgaben der WRRL eingehalten haben.

Das WATECO-Dokument fordert für die Begründung weniger strenge Umweltziele: „a fully quantified valuation may be undertaken for market costs and benefits and described in qualitative terms for nonmarket cost and benefit items“ (EC 2003: 197). Somit werden **Kosten-Nutzen-Analysen** in den Mittelpunkt der Begründung weniger strenger Umweltziele gestellt. Die Vorgaben für die Durchführung einer Kosten-Nutzen-Analyse sind in den Dokumenten allerdings nur kurz skizziert. Demnach sind folgende Schritte zu befolgen:

1. Identifizierung der Personen bzw. Sektoren, die von den Maßnahmen, die zur Erreichung des guten Zustands umgesetzt werden sollen, betroffen sind,
2. Identifizierung der Kosten- und Nutzentypen, die sich aus der Maßnahmenumsetzung ergeben,
3. Auswahl von Methoden zur Datenerhebung für die Erfassung der Kosten und Nutzen,
4. Durchführung der Kosten-Nutzen-Analyse (EC 2003: 204-205).

In dem zweiten einschlägigen Guidance-Dokument werden Ansprüche an die Analysen gestellt (EC Kommission 2009: 32):

„Reasonable efforts should be made to collect information on different types of costs and benefits, including the appropriate mix of qualitative, quantitative and monetized information. In addition, available information, for example from the cost-effectiveness assessment, should be used. In all cases, the data should be used in a transparent way showing how the assessments and calculations have been carried out.“

Wichtig ist festzuhalten, dass die Informationen zu Kosten und Nutzen nicht nur in monetärer Form gesammelt werden soll, sondern dass auch andere quantitative und qualitative Informationen dazu ausgewertet werden sollen. Das deutet darauf hin, dass die neben ökonomischen Kosten-Nutzen-Analysen, bei denen alle Werte in Geldeinheiten ausgedrückt werden müssen, auch alternative (semi-)qualitative Kosten-Nutzen-Abwägungen zulässt.

Neben der Kosten-Nutzen-Analyse erwähnt das WATECO-Dokument aber auch Erschwinglichkeitsprüfungen als Methode, um die Belastungen der Kosten beziehungsweise mögliche Verteilungen der Kosten zu diskutieren (EC 2003: 14). Beispielsweise wird gefragt, ob die Zahlungsfähigkeit für alle Sektoren individuell betrachtet wird oder ob Quersubventionen zwischen einzelnen Sektoren möglich sind (beispielsweise zwischen der Landwirtschaft und der Industrie):

1. Für welche administrative Ebene wird die Zahlungsfähigkeit erfasst (Ebene des Flussgebiets, nationaler oder regionaler Ebene)?
2. Sind staatliche Subventionen möglich?
3. Inwieweit interagieren die Zahlungsfähigkeit und die Kostendeckungsebenen?
4. Wird nur auf Flussgebietsebene nach den anfallenden Kosten und Nutzen geschaut oder auch darüber hinaus?
5. Wie wird mit Kosten und Nutzen von Maßnahmen umgegangen, die flussaufwärts oder -abwärts entstehen und die sich auf andere Wasserkörper auswirken?

Die Autoren des Leitfadens sind sich der Komplexität der Verhältnismäßigkeitsabwägung bewusst, sodass sie den Mitgliedstaaten zugestehen, pragmatische Ansätze zu wählen, um den Nutzen zu erfassen, der über reine monetäre Werte hinausgeht (EC 2009). Damit wird den Mitgliedstaaten ein gewisser Spielraum eröffnet, wobei damit aber in Kauf genommen wird, dass die Begründungen verschiedener Mitgliedstaaten mitunter nicht voll miteinander vergleichbar sind, da unterschiedliche Methoden und Bewertungsparameter zu unterschiedlichen Ergebnissen führen können. Diese methodologischen Herausforderung ist eine der zentralen Baustellen bei der Umsetzung der WRRL (Klauer et al. 2008, Martin-Ortega 2012).

3.1.2 Die Empfehlungen der LAWA

Die LAWA hat in dem Dokument „Handlungsempfehlung für die Ableitung und Begründung weniger strenge Bewirtschaftungsziele, die den Zustand der Wasserkörper betreffen“ (LAWA 2012) den Vollzugsbehörden einige allgemeine, aber keine detaillierten Hinweise gegeben, wie bei der Begründung vorzugehen sei. In dem Dokuments folgende Vorgehens- und Darstellungsweise empfohlen (LAWA 2012: 13):

1. *„Beschreibung bereits umgesetzter Maßnahmen und der damit verbundenen Kosten (= Darlegung der Kosten von bereits umgesetzten Maßnahmen zur teilweisen Erreichung des guten Zustandes/Potenzials)“*
2. *Beschreibung noch erforderlicher und umsetzbarer Maßnahmen zur Erreichung des guten Zustandes/Potenzials (= Darstellung des Deltas zwischen Ist und Soll)*
3. *Abschätzung der Kosten dieser erforderlichen Maßnahmen*
4. *Abschätzung der Wirksamkeit der erforderlichen Maßnahmen*
5. *Abwägung der Verhältnismäßigkeit (z.B. durch Bewertung der Relation von Kosten und Nutzen oder durch Kostenvergleiche).“*

Der letzte Punkt „Abwägung der Verhältnismäßigkeit“ wird in Anhang 2 (LAWA 2012: 22-23) etwas näher ausgeführt:

„Die Verhältnismäßigkeitsabwägung muss sich in einer nachprüfbaren und nachvollziehbaren Entscheidung niederschlagen. Die Entscheidung kann durch eine Bewertung der Relation von Kosten und Nutzen oder durch Kostenvergleiche erfolgen:

- *gestützt auf z.B. nicht-monetäre Kosten-Nutzen-Analysen*
- *gestützt auf Kosten-Maßstäbe für anteilige Zielerreichung (z.B. Kosten in Abhängigkeit der Zielerreichung, z.B. Reinigungsstufe bei allen Kläranlagen oder nur ab einer bestimmten Ausbaugröße)*
- *gestützt auf Erfahrungswerte über ‚verhältnismäßige Kosten‘ bestimmter Maßnahmen und Festlegung eines Multiplikators in Abhängigkeit vom Nutzen (z.B. 2-facher Wert der üblicherweise mittleren Kosten der erforderlichen Maßnahme, Steigerung der bisherigen Kostenbelastung des Maßnahmenträgers durch die Maßnahmenkosten um 30 % etc.)*
- *Erschwinglichkeit/Zumutbarkeit für Gebührenzahler diskutieren (z.B. Abwassergebühr 2 % Nettoeinkommen)“*

In dem LAWa-Dokument werden also Ansätze genannt, auf denen nachprüfbare und nachvollziehbare Verhältnismäßigkeitsabwägungen gründen können. Die Ansätze werden aber nicht näher beschrieben oder vergleichend gegenübergestellt. Es wird auch nicht behauptet, dass die Aufzählung vollständig sei. Festzuhalten ist sicherlich, dass eine Bandbreite verschiedener Ansätze grundsätzlich in Frage kommt und dass aber eine Festlegung auf ein ausgearbeitetes Verfahren zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten bisher nicht erfolgt ist.

3.1.3 Schlussfolgerungen aus der Analyse der Leitfäden

Weder die CIS Dokumente noch die LAWa Handlungsempfehlung klären abschließend, wie die Bestimmung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten in der Praxis durchgeführt werden soll. Beiden ist gemeinsam, dass nicht nur Kosten-Nutzen-Betrachtungen zur Verhältnismäßigkeitsabwägung herangezogen werden können, sondern auch Erschwinglichkeitsargumente angebracht werden können. Eine Festlegung auf eine oder mehrere konkret und detailliert beschriebenen Methoden zur Verhältnismäßigkeitsabwägung erfolgt in keinem der Dokumente. Vielmehr werden verschiedene methodische Ansätze diskutiert.

3.2 Das bisherige Vorgehen der 27 EU-Mitgliedsstaaten in der Bewirtschaftungsplanung 2009-2014

Im Folgenden wird dargestellt, in welchem Umfang die EU-Mitgliedstaaten für den derzeit laufenden Bewirtschaftungszyklus Informationen und Begründungen für die Beantragung von Ausnahmen basierend auf dem Argument unverhältnismäßiger Kosten an die Europäische

Kommission übermittelt haben. Von besonderem Interesse ist dabei für diesen Bericht, welche Methoden für die Begründung angewandt wurden. Fünf Mitgliedsstaaten haben konkrete Methoden benannt, die im nachfolgenden Abschnitt 3.2.1 beschrieben werden. Anschließend wird in Abschnitt 3.2.2 ergänzend eine Studie der Europäischen Kommission vorgestellt, in der das französische Verfahren für die Bestimmung unverhältnismäßiger Kosten bezüglich der verwendeten Methodik analysiert wird.

3.2.1 Auswertung der „Reports from the Commission to the European Parliament and the Council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans“

Die „Reports from the Commission to the European Parliament and the Council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans“, haben gezeigt, dass von den 27 EU Mitgliedstaaten bisher überhaupt nur elf von der Möglichkeit der Begründung von Fristverlängerungen oder Absenkungen von Umweltzielen mit dem Argument „unverhältnismäßiger Kosten“ keinen Gebrauch gemacht haben (vgl. Tabelle 3.1).⁴⁴ Weitere elf Mitgliedstaaten haben unverhältnismäßige Kosten zwar als Begründung angeführt, allerdings wurde von Ihnen die Methode in den Bewirtschaftungsplänen nicht näher spezifiziert, weshalb die Ergebnisse als nicht nachvollziehbar eingestuft wurden. Nur fünf Mitgliedstaaten (Großbritannien, Rumänien, Litauen, Ungarn und Bulgarien) haben die Ausnahmen auch unter Verwendung einer detailliert dargestellten Prüfungsmethode begründet. Von diesen fünf wiederum hat nur Rumänien bereits Ziele abgesenkt, während die anderen vier lediglich Fristen verlängert haben.⁴⁵

Im Folgenden werden die Begründungen der fünf Staaten, die nach Einschätzung der EU-Kommission detaillierte Methoden zur Unverhältnismäßigkeitsabwägung vorgelegt haben, vorgestellt. Allerdings sind die Darstellungen in den Dokumenten der Europäischen Kommission sind an vielen Stellen sehr oberflächlich und unspezifisch, was ihre Nachvollziehbarkeit und ihre Aussagekraft stark beschränkt. Es konnte nicht nachgeprüft werden, ob möglicherweise die mangelnde Nachvollziehbarkeit und Aussagekraft auf die schlechte Qualität der zugrunde liegenden Dokumentationen der Mitgliedstaaten zurückzuführen ist.

⁴⁴ Gemäß Artikel 18 der WRRL muss die Europäische Kommission dem Europäischen Parlament und dem Rat der Europäischen Union über den Stand der Umsetzung der WRRL berichten. Dies beinhaltet unter anderem einen Überblick über die Fortschritte der Umsetzung der Richtlinie und eine Studie der Flussgebietspläne, die entsprechend Artikel 15 eingereicht wurden.

⁴⁵ Auch wenn die Anforderungen an die Begründung für die Fristverlängerung aufgrund unverhältnismäßiger Kosten nicht so hoch sind wie für geringer Umweltziele müssen Methoden angewandt werden, um die Fristverlängerung zu begründen. Diese Methoden können auch in gleicher oder ähnlicher Form für geringere Umweltziele angewandt werden. Aus diesem Grund wurden diese hier mit aufgeführt und ausgewertet.

Tabelle 3.1: Beantragung von Ausnahmen aufgrund unverhältnismäßiger Kosten (Artikel 4(4) und 4(5)) unter Beschreibung des methodischen Vorgehens

	Detailliert angewandte Methode für 4(4)/4(5)	Unspezifische Methode für 4(4)/4(5)	4(4) bzw. 4(5) wurde gar nicht angewandt
Belgien		195/0	
Bulgarien	7/0		
Dänemark		1264/0	
Deutschland		692/6	
Estland		82/0	
Finnland		5/0	
Frankreich		1678/3	
Griechenland			x
Irland			x
Italien		828/55	
Lettland		14/0	
Litauen	297/0		
Luxemburg			x
Malta			x
Niederlande		400/0	
Österreich		3773/0	
Polen		396/23	
Portugal			x
Rumänien	66/5		
Schweden			x
Slowakei			x
Slowenien			x
Spanien			x
Tschechien			x
Ungarn	4639/0		
Großbritannien	4639/0		
Zypern			x

Quelle: Eigene Zusammenstellung auf der Basis der „Reports from the Commission to the European Parliament and the Council on the implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans“

3.2.1.1 Rumänien

In Rumänien (EC 2012a) wurden für die Verhältnismäßigkeitsabwägung die Maßnahmen in die folgenden vier Gruppen zusammengefasst: Ballungsräume, Industrie, Hydromorphologie und Landwirtschaft. Um den Verdacht unverhältnismäßiger Kosten zu prüfen wurde eine **Kosten-Nutzen-Analyse** durchgeführt. Der Nutzen wurde überwiegend qualitativ erfasst. In wenigen Fällen konnte der Nutzen auch monetarisiert werden, beispielsweise beim Einkommen.

Die Kosten wurden quantifiziert, allerdings geht aus dem Dokument der Europäischen Kommission nicht hervor, welche Kosten berücksichtigt wurden, es wird lediglich von direkten und indirekten Kosten gesprochen. Es wird aber nicht weiter spezifiziert, was sich dahinter verbirgt. In den Flussgebietsplänen wurden die ermittelten Kosten dem Nutzen gegenübergestellt. Diese wurden Stakeholdern, die nicht näher spezifiziert sind, vorgelegt. Die Stakeholder waren aufgefordert, die quantitativ ermittelten Kosten dahingehend einzuschätzen, ob sie im Verhältnis zum Nutzen unverhältnismäßig sind oder nicht. Einen festgelegten Schwellenwert, ab wann von einem unverhältnismäßigen Kosten-Nutzen-Verhältnis gesprochen werden kann, gab es nicht – und wäre auch nicht sinnvoll, weil nicht alle Nutzenkomponenten monetarisiert wurden.

Bei dem rumänischen Vorgehen handelt es sich zusammenfassend eher um eine qualitative Kosten-Nutzen-Abwägung ohne einen Maßstab, ab welchem Kosten-Nutzen-Verhältnis von unverhältnismäßig hohen Kosten gesprochen werden kann. Aus dem EU Dokument geht hervor, dass in der Zukunft zusätzlich Studien durchgeführt werden sollen, um auch eine quantitative Abwägung von Kosten und Nutzen durchführen zu können, allerdings gibt es auch hierzu keine weiterführenden Informationen.

3.2.1.2 Großbritannien

Die Zuständigkeiten für die Umsetzung der WRRL in Großbritannien (EC 2012b) liegt bei den jeweiligen Ländern: England, Wales, Schottland, Nordirland und Gibraltar. Dadurch kommt es zu Unterschieden bei der Umsetzung. Schottland hat laut des hier zitierten Dokuments der Europäischen Kommission nur für 1 % seiner Gewässer Ausnahmen nach Artikel 4.5 WRRL beantragt. Zudem ist die Begründung für die Ausnahme für die Europäische Kommission nicht nachvollziehbar dargestellt, sodass auf Schottland im Rahmen dieses Berichts nicht weiter eingegangen wird. Gibraltar hat bisher noch keinen Flussgebietsplan vorgelegt und Nordirland nimmt Artikel 4.5 nicht in Anspruch. Aus diesen Gründen wird an dieser Stelle auf England und Wales fokussiert.

In England und Wales, die bei der Umsetzung der WRRL generell gleich vorgehen, wurden **Kosten-Nutzen-Analysen** auf Wasserkörperebene durchgeführt und zwar sowohl für Einzelmaßnahmen als auch für Maßnahmenprogramme. Bei den Kosten wurde unterschieden zwischen Maßnahmenkosten und administrativen Kosten. Wie der Nutzen

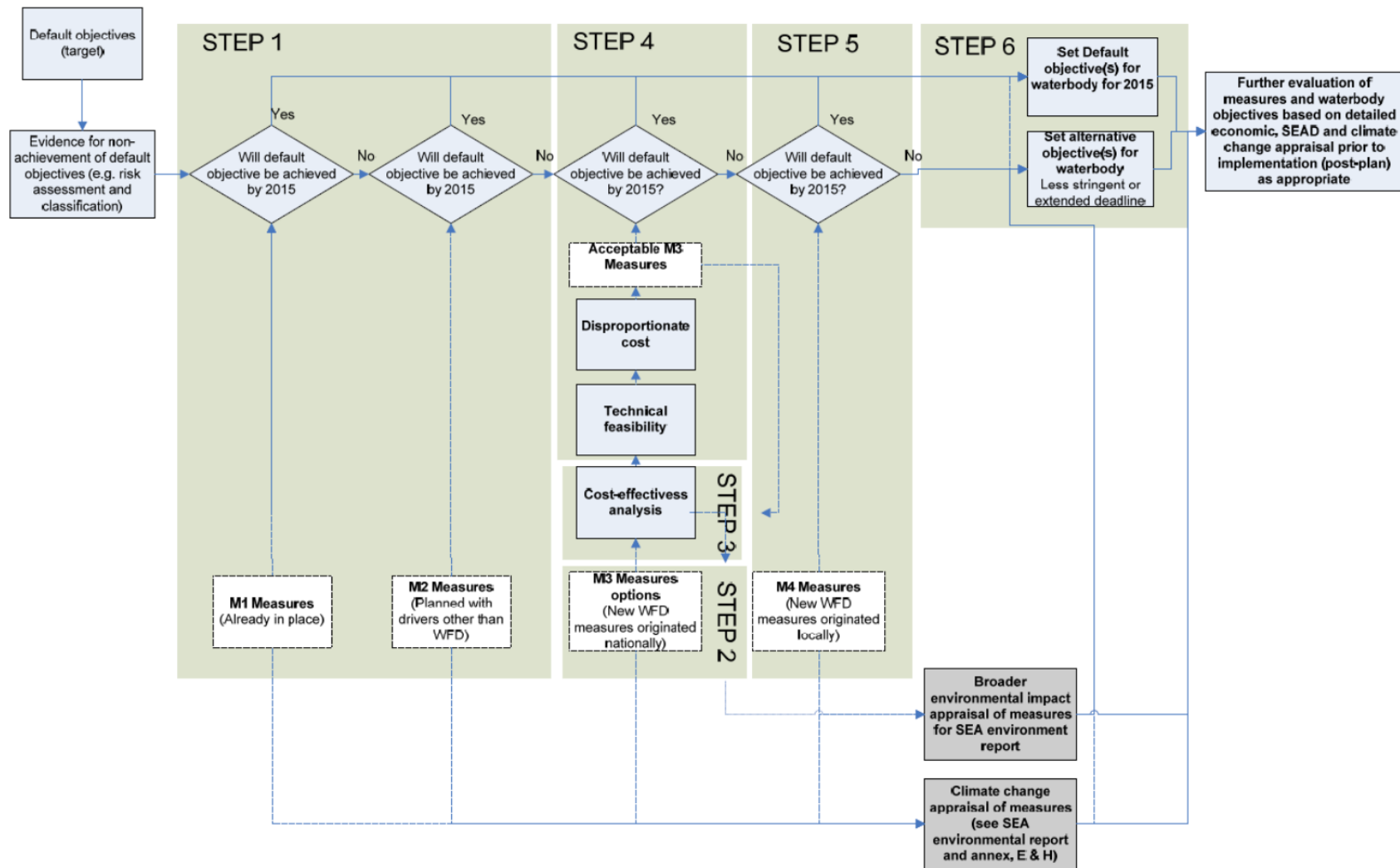
erfasst wird, wird in dem Dokument der Europäischen Kommission nicht näher beschrieben. Generell wird aber nur der Nutzen der Maßnahmen berücksichtigt, der darin besteht, dass sich der Zustand des Wasserkörpers verbessert. Ferner gehen die britischen Behörden davon aus, dass wenn aktuell eine Unsicherheit besteht, ob ein spezifischer Wasserkörper den guten Zustand in Zukunft erreichen wird oder nicht. Es wird argumentiert, dass es unverhältnismäßig teuer wäre, Maßnahmen durchzuführen, solange die Zielerreichung unsicher ist.⁴⁶

Im Gegensatz zu vielen anderen EU-Mitgliedstaaten hat Großbritannien für die englischen Flussgebiete die Flussgebietspläne im Internet veröffentlicht: Sowohl die Flussgebietspläne als auch zahlreiche Zusatzdokumente wie bspw. Dokumente zur Bewertung von Maßnahmen und deren Zielstellungen können auf der Internetseite der britischen Regierung⁴⁷ abgerufen werden. Aus den Flussgebietsplänen und deren Anhängen geht hervor, dass es ein einheitliches Verfahren gibt, nach welchem Maßnahmen bewertet werden sollen. Die exemplarisch durchgesehenen Flussgebietspläne des Severn River Basin District (DEFRA and Environment Agency 2009a) und des Anglian River Basin District (Environment Agency 2009) stellen diese Methode in den Dokumenten jeweils vor.

⁴⁶ Aus der Sicht der Autoren dieses Berichts sollte in solchen Fällen jedoch die Begründung „technische Durchführbarkeit“ herangezogen werden und nicht „unverhältnismäßige Kosten“.

⁴⁷ Siehe: www.gov.uk/government/collections/river-basin-management-plans (Zuletzt abgerufen am 05.02.2015).

Quelle: DEFRA and Environment Agency (2009b).



Die Bewertung von Maßnahmen erfolgt in sechs Schritte (vgl. Abbildung 3.2):

- Schritt 1: Es wird analysiert inwieweit derzeitige und geplante Maßnahmen die gesetzten Ziele (guter Zustand/Potential) erreichen können.
- Schritt 2: Wenn mit den in Schritt 1 genannten Maßnahmen die Ziele nicht erreicht werden können, sollen weitere Maßnahmen zur Zielerreichung identifiziert werden.
- Schritt 3: Für diese weiteren Maßnahmen wird eine Kostenwirksamkeitsanalyse durchgeführt, um das kosteneffektivste Maßnahmenbündel auszuwählen.
- Schritt 4: Basierend auf dem Ergebnis, wird dann bewertet, welche Maßnahmenpakete technisch umsetzbar und nicht unverhältnismäßig teuer sind. An dieser Stelle ist die Kosten-Nutzen-Analyse vorgesehen. Allerdings wird in keinem der Dokumente beschrieben, wie die Kosten-Nutzen-Analyse genau durchgeführt wurde, es werden in den Fallbeispielen auch nur selten konkrete Zahlen für Kosten oder Nutzen genannt.
- Schritt 5: Die Ergebnisse werden in einem Bericht dokumentiert.
- Schritt 6: Fristverlängerungen oder weniger strenge Umweltziele werden festgesetzt.

In dem Fall, dass nach Abschluss der Analyse mit den ausgewählten Maßnahmenpaketen die gesetzten Ziele nicht erreicht sind, sollen weitere Maßnahmenpakete entsprechend des oben skizzierten Verfahrens bewertet werden.

In dem Bericht werden zwar Methoden benannt, aber so genau beschrieben, dass deren Ergebnisse für Außenstehende nicht nachvollzogen werden können. Im Fall des Flussgebiets Humber (DEFRA and Environmental Agency 2009b) wurde zwar angegeben, dass die Kosten für ergänzende Maßnahmen auf £ 27 Millionen geschätzt werden und einem Nutzen von £ 16 Millionen gegenüberstehen. Wie die Daten, die zu diesem Ergebnis geführt haben, erfasst wurden, geht aber auch aus diesem Dokument nicht hervor. Somit ist das Verfahren theoretisch aufgearbeitet und es gibt auch Ergebnisse aber wie es zu den Ergebnissen gekommen ist, bleibt offen. Daher kann an dieser Stelle auch keine Einschätzung vorgenommen werden, inwieweit der englische Ansatz als ein modellhaftes Verfahren auf andere Länder übertragen werden kann.

3.2.1.3 Litauen

In Litauen (EC 2012c) wurde nur für den Problembereich *Renaturierung begradigter Flussläufe* mit Unverhältnismäßigkeit von Kosten argumentiert. Die Beschreibung des Vorgehens ist in den Dokumenten der Europäischen Kommission nur sehr kurz skizziert: Die Maßnahmenkosten für die Renaturierung begradigter Flussläufe wurden kilometerspezifisch auf Teileinzugsgebietsebene ermittelt. Diese Kosten wurden der Zahlungsfähigkeit der Personen (beispielsweise Landwirte) beziehungsweise Behörden gegenübergestellt, die die Kosten zu tragen hätten. In einem nächsten Schritt wurde im Rahmen einer **Zumutbarkeitsbetrachtung** überprüft, ob diese Kosten eine „unfaire“ finanzielle Last für die

betroffenen privaten oder staatlichen Akteure darstellen.

In dem Dokument wird ein Beispiel zur Erläuterung des Vorgehens gegeben: Für jedes Teileinzugsgebiet werden die Renaturisierungskosten pro Kilometer bestimmt. Zudem werden die administrativen Kosten erfasst, die anfallen würden, um die Umsetzung von Maßnahmen zu kontrollieren. Die anfallenden administrativen Kosten werden mit der derzeitigen und zukünftigen Arbeitslast der zuständigen Person in der entsprechenden Behörde verglichen. Dieses Ergebnis wurde als Entscheidungsgrundlage gewählt, ob es möglich ist, den guten Zustand bis 2015 zu erreichen. An dieser Stelle endet die Beschreibung des Vorgehens allerdings, sodass nicht nachvollziehbar ist, auf welcher Basis letztendlich eine Entscheidung getroffen wird und ab welcher Kostenschwelle die administrativen Kosten als unverhältnismäßig eingestuft werden. Weiterhin bleibt unklar, zu welchem Grad die Kosten der Maßnahmen selbst noch in der Entscheidung einfließen.

Auch bei dem litauischen Ansatz bleiben die Beschreibung der Methode und die tatsächliche Anwendung im Dokument der Europäischen Kommission sehr unspezifisch und damit nicht nachvollziehbar, sodass auch hier eine abschließende Bewertung, ob der litauische Ansatz als Vorbild für andere Mitgliedsstaaten dienen kann, nicht vorgenommen werden kann.

3.2.1.4 Ungarn

Die Erfassung unverhältnismäßiger Kosten wurde in Ungarn (EC 2012d) auf der Wasserkörperebene durchgeführt. Es gibt ein entsprechendes Hintergrunddokument, in dem die Methode zur Erfassung unverhältnismäßiger Kosten von Maßnahmen beschrieben wird, die im Zusammenhang mit der Nachfrage nach Wasser stehen. Betrachtet werden Wasserversorgung, Wasserkraftwerke, Energieproduktion, Bewässerung, Schifffahrt, ökologischer Wasserbedarf, Wasserüberschussmanagement und Hochwasserschutz. Dieses Dokument liegt zwar der Europäischen Kommission vor, ist aber nicht öffentlich zugänglich. Laut Europäischer Kommission geben die ungarischen Flussgebietspläne einen umfassenden Überblick über die Maßnahmen, die auf der Ebene der Wasserkörper durchgeführt werden. Allerdings werden nur allgemeine Angaben zu den Begründungen für Ausnahmen gemacht. Beispielsweise wird in dem Hintergrunddokument beschrieben, welche direkten und indirekten Folgen bei der Bestimmung von Kosten und Nutzen der Maßnahmen berücksichtigt werden müssen, aber wie genau die Kosten und Nutzen gemessen und ab welchem Kosten-Nutzen Verhältnis von unverhältnismäßigen Kosten gesprochen werden kann, wird nicht diskutiert. Dem Dokument der Europäischen Kommission kann nicht entnommen werden, ob in den ungarischen Flussgebietsplänen konkrete Studien zur Begründung unverhältnismäßiger Kosten durchgeführt wurden. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass es sich laut Beschreibung der Europäischen Kommission, bei dem ungarischen Ansatz nicht um eine hinreichende Kosten-Nutzen-Analyse handelt, die einen Modellcharakter für andere Länder haben könnte.

3.2.1.5 Bulgarien

In Bulgarien (EC 2012e) wird für Fristverlängerungen die Begründung unverhältnismäßiger Kosten in einigen Wasserkörpern im Flusseinzugsgebiet „Schwarzes Meer“ angewandt. Konkret handelt es sich um eine **Zumutbarkeitsbetrachtung** insbesondere bezogen auf staatliche Kostenträger. So werden die Kosten für ein Maßnahmenprogramm mit den zur Verfügung stehenden Budgets inklusive der Einkommen aus den wasserbezogenen Dienstleistungen verglichen. Aufgrund mangelnder Daten zu den verschiedenen Nutzen, konnte keine Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführt werden. Stattdessen werden unverhältnismäßige Kosten von Experten, die in dem Dokument der Europäischen Kommission nicht näher definiert sind, eingeschätzt. Diese Einschätzung beruht auf dem Vergleich der Kosten zur Durchführung einer bestimmten Maßnahme mit den Kosten vergleichbarer Maßnahmen und können insofern als **Kosten-Wirksamkeitsbetrachtungen** angesehen werden. Darüber hinaus werden weitere Aspekte wie beispielsweise soziale Implikationen der Maßnahmen und die Dauer ihrer Umsetzung berücksichtigt. Detaillierte Informationen beispielsweise zur Erfassung des gesellschaftlichen Nutzens oder zu den Schwellenwerten für die Zumutbarkeitsbetrachtung fehlen in dem EU Dokument.

Die Europäische Kommission kritisiert die unzureichende Darstellung der bulgarischen Vorgehensweise und stellt fest, dass eine detaillierte, begründete Analyse der Kosten und Nutzen mit den notwendigen vergleichenden Berechnungen fehlt.

3.2.2 Frankreich: Bewertung des Vorgehens aus Sicht der Europäischen Kommission

Auch wenn Frankreich – wie der Tabelle 3.1 zu entnehmen ist – keine detaillierte Methodik zur Bestimmung unverhältnismäßiger Kosten an die Europäische Kommission gemeldet hat, hat die Kommission das französische Vorgehen für die Begründung unverhältnismäßiger Kosten untersucht und bewertet. Das Ergebnis ist, dass zwar zahlreiche Ausnahmen aufgrund unverhältnismäßiger Kosten beantragt wurden (vgl. Tabelle 2.1), diese aber nur sehr unzureichend begründet sind (EC 2012f). Frankreich wurde daraufhin aufgefordert eine Kostenwirksamkeitsanalyse für die Maßnahmenpakete durchzuführen und die Ausnahmen nachvollziehbar zu begründen (EC 2012f). Ähnlich der Leitlinien für Deutschland, die durch die LAWA erarbeitet wurden, gibt es auch in Frankreich Vorgaben, die vom Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer (2009) entwickelt wurden: „Guide méthodologique de justification des exemptions prévues par la directive cadre sur l'eau“. Die französischen Leitlinien sehen vor, dass neben einer **Kosten-Nutzen-Analyse** auch eine **Zumutbarkeitsbetrachtung** durchzuführen ist, die die Zahlungsfähigkeit der Kostenträger mit berücksichtigt. Insgesamt sieht der französische Ansatz drei Schritte vor:

1. Der erste Schritt umfasst eine Vorstudie. In dieser Vorstudie wird eine Kostenwirksamkeitsanalyse verschiedener Maßnahmen durchgeführt und das vorhandene Budget der zuständigen Behörde erfragt. Aufbauend auf diese Daten

werden die Maßnahmen priorisiert und das kosteneffektivste Maßnahmenbündel identifiziert.

Darauf folgt eine **Kosten-Nutzen-Analyse**. Dabei werden die Kosten der ergänzenden Maßnahmen ermittelt, während bei der Nutzenbewertung auch grundlegende Maßnahmen berücksichtigt werden. Beim Nutzen werden sowohl Marktdaten als auch qualitative Daten erhoben. Als Nutzen werden insbesondere vermiedene Kosten und steigender Wasserqualität betrachtet. Es gibt Empfehlungen, wie der Nutzen von nicht marktgängigen Umweltgütern erfasst werden kann. Zur Monetarisierung werden u.a. Methoden wie die kontingente Bewertung, Reisekostenmethode oder den hedonischen Preisansatz vorgeschlagen. Um Nutzen und Kosten, die zu unterschiedlichen Zeitpunkten anfallen, auf den gleichen Zeitpunkt bezogen werden können, wird eine Diskontierung mit einer Rate von 4% angesetzt. Wenn der Nutzen mehr als 80% der Kosten beträgt wird davon ausgegangen, dass die Kosten nicht unverhältnismäßig sind. Wenn der Nutzen weniger als 80% der zu erwartenden Kosten beträgt sind zwei weitere Schritte vorgesehen.

2. Im zweiten Schritt werden die Kosten den Trägern der Kosten zugeordnet (Landwirte, Haushalte, Industrie) bzw. in den Fällen, in denen keine eindeutige Zuordnung möglich ist, werden sie dem Steuerzahler des jeweiligen Gebiets⁴⁸ zugerechnet. Die Kosten werden dann für jeden Sektor mit einem Schwellenwert verglichen – es wird also eine **Zumutbarkeitsbetrachtung** durchgeführt. Beispielsweise wird angenommen, dass die Kosten dann unverhältnismäßig sind, wenn die Belastungen der Haushalte höher sind als 2-3 % ihres zu versteuernden Einkommens. Falls die Kosten für einen der Sektoren als unverhältnismäßig hoch eingestuft wurden, muss Schritt drei durchgeführt werden.
3. Schritt drei sieht vor, dass alternative Finanzierungsmöglichkeiten wie beispielsweise Subventionen zur Durchführung der Maßnahmen herangezogen werden. Sollten keine Mittel verfügbar sein oder die Kosten für die einzelnen Sektoren trotz der Subventionen zu hoch sein, dürfen Ausnahmen wie Fristverlängerung oder weniger strenge Umweltziele geltend gemacht werden.

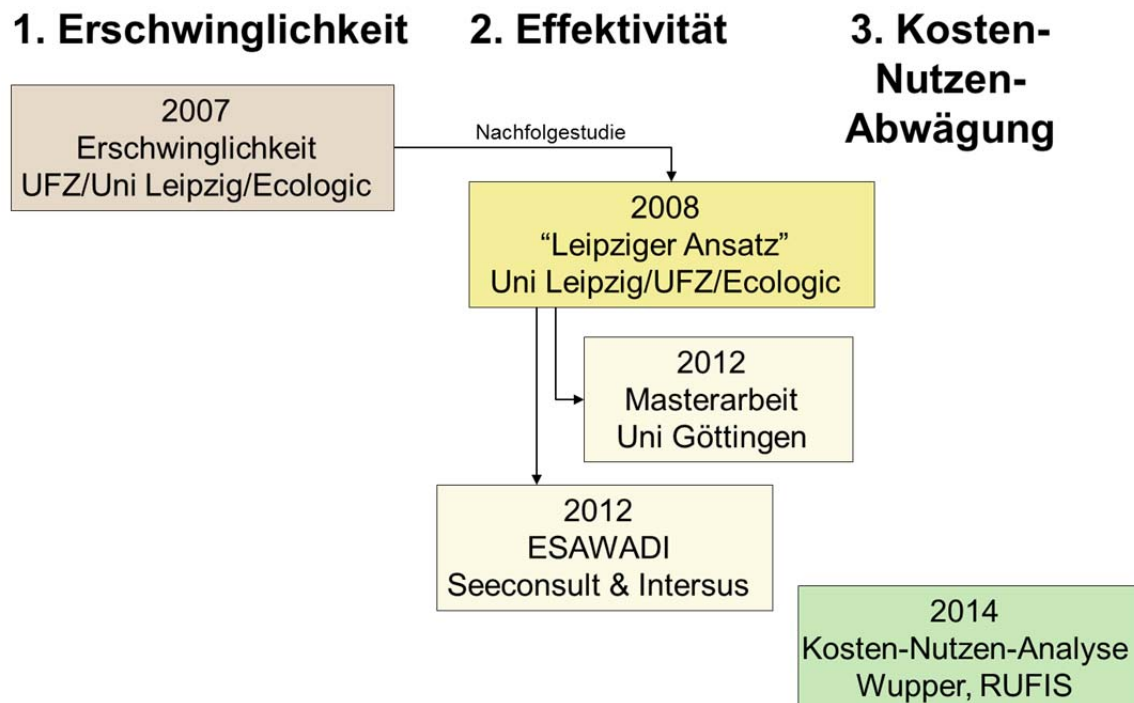
Der französische Ansatz ist aufwändig, da er neben der Kosten-Nutzen-Analyse eine ausdifferenzierte Zumutbarkeitsbetrachtung sowie die Erfassung alternativer Finanzierungsmöglichkeiten umfasst.

⁴⁸ Was als Gebiet definiert wird, geht es dem Dokument nicht hervor.

3.3 Ansätze aus Deutschland

Für Deutschland gibt es fünf Studien zur Verhältnismäßigkeitsprüfung, die im Folgenden kurz skizziert werden (vgl. Abbildung 3.3). In der ersten Studie des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung, des Instituts für Infrastruktur und Ressourcenmanagement an der Universität Leipzig und Ecologic stellt einige grundsätzlichen Überlegungen zum Begriff der Unverhältnismäßigkeit an und untersucht insbesondere verschiedene Kriterien für Unverhältnismäßigkeit, darunter auch verschiedene Interpretation von **Unzumutbarkeit** (Klauer et al. 2007). Es wird allerdings kein konkretes Verfahren für die Verhältnismäßigkeitsprüfung vorgeschlagen. In einer Nachfolgestudie entwickelt dasselbe Konsortium – diesmal unter Federführung der Universität Leipzig – den sogenannten Leipziger Ansatz (Ammermüller et al. 2008, 2011 a, b). Die Verhältnismäßigkeitsprüfung erfolgt dort mit einer **qualitativen Kosten-Nutzen-Abwägung**. Zwei weitere Studien anderer Wissenschaftler (Jaumann 2012, se-econsult GmbH und InterSus 2012) griffen den Leipziger Ansatz auf und versuchten ihn in Fallstudien anzuwenden. Eine weitere bisher noch unveröffentlichte Studie wurde von dem Bochumer Institut Rufis erarbeitet. Dort wurde für die Untere Wupper eine **monetäre Kosten-Nutzen-Analyse** durchgeführt.

Abbildung 3.3: Übersicht über Studien zur Bestimmung unverhältnismäßiger Kosten



3.3.1 *Der „Leipziger Ansatz“: Prüfung der Unverhältnismäßigkeit von Maßnahmenkosten mittels nicht-monetärer Kosten-Nutzen-Abwägungen*

Kernidee des Leipziger Ansatzes ist, als Anhaltspunkt für die Festlegung einer Unverhältnismäßigkeitsschwelle den Durchschnitt der Kosten zur Erreichung der Umweltziele der WRRL über alle Wasserkörper eines Bundeslandes zu nehmen. Dabei werden die Kosten auf Fläche des Wasserkörpers normiert, also in der Einheit €/km² ausgedrückt: Wenn die Kosten der Zielerreichung unterhalb dieser Kostenschwelle liegen, dann sind die Maßnahmen durch einen adäquaten Nutzen gerechtfertigt sind. Andernfalls werden die Kosten als unverhältnismäßig hoch eingeschätzt.

Die durchschnittlichen Kosten bilden allerdings nur den Ausgangspunkt für die Festlegung der Unverhältnismäßigkeitsschwelle. Die durchschnittlichen Kosten werden mit einem Aufschlagsfaktor multipliziert, der vom Nutzen des Maßnahmenbündels abhängt. Der Nutzen eines Maßnahmenbündels besteht zum Hauptteil aus zu erwartenden Verbesserungen des Gewässerzustandes im Sinne der WRRL. Diesen Nutzen nennen Ammermüller et al. (2008: 20) „Zielnutzen“. Daneben könnten aber auch positive Wirkungen z.B. im Bereich Hochwasserschutz, Trinkwassergewinnung oder Naherholung auftreten, den sie als „besonderen Nutzen“ bezeichnen und der in diesem Bericht „Zusatznutzen“ genannt wird.

Der Zielnutzen wird nur sehr grob erfasst: Je nachdem ob die Verbesserungen als „bedeutend“ oder „geringfügig“ eingeschätzt, werden zwei unterschiedlich hohe Kostenschwellen festgelegt. Auch wenn es sich bei der Festlegung der Schwellenwerte um eine politische Entscheidung handelt, werden verschiedene Vorschläge gemacht, wie dabei konkret vorgegangen werden könnte. Einer der Vorschläge ist, den Schwellenwert als das Doppelte des Durchschnitts der Kosten (gemessen in €/km²) über alle Wasserkörper in einem Bundesland festzulegen.

Bei der Anwendung der Kostenschwellen werden dann zwei Fälle unterschieden:

1. Wenn die Kosten unterhalb des Schwellenwerts liegen, ist keine Ausnahme gerechtfertigt.
2. Liegen die Kosten oberhalb der Kostenschwelle, wird außerdem noch untersucht, ob das Maßnahmenbündel noch einen Zusatznutzen bringt.

Die Erfassung der Zusatznutzen erfolgt in Anlehnung an den Ökosystemleistungsansatz (MEA 2005, TEEB 2010). Die Höhe des Nutzens wird durch Experten eingeschätzt und von ihnen in einer Punktzahl ausgedrückt, die dann bestimmt, um wie viel Prozent die Kostenschwelle angehoben wird (bei maximaler Punktzahl erfolgt eine Anhebung um 100%).

Der „Leipziger Ansatz“ wurde in Rheinland-Pfalz im ersten Bewirtschaftungsplan (2009-2015) in abgewandelter Form praktisch angewandt. Auch wenn der Leipziger Ansatz weniger aufwändig als eine ökonomische Kosten-Nutzen-Analyse ist, so besteht doch ein wesentlicher Nachteil darin, dass er für alle oder zumindest sehr viele Wasserkörper bereits verläss-

liche Daten vorliegen müssen, was es kostet, um sie in einen guten Zustand/Potential zu versetzen. Nur dann kann ein Durchschnittswert ermittelt werden. Diese Kostendaten liegen aber typischerweise nicht für alle Wasserkörper vor, insbesondere nicht für solche, die aus technischen Gründen keinen guten Zustand erreichen können, weil es keine geeigneten Maßnahmen gibt. Aber auch in anderen Wasserkörpern sind in einigen Bundesländern die Maßnahmenplanungen noch nicht so weit vorangeschritten, dass entsprechende Kostendaten vorliegen, um den Ansatz zu testen.

Es war insbesondere Aspekt, der die Autorinnen und Autoren dieses Berichtes dazu motivierte, den Leipziger Ansatz zu einem „neuen Leipziger Ansatz“ mit geringerer Datenerfordernis weiterzuentwickeln. Das Ergebnis ist in Kapitel 4 dargestellt.

3.3.2 Masterarbeit Jaumann

Die Masterarbeit „Application of Multicriteria Analysis for disproportionate costs according to the European Water Framework Directive – a case study from Lower Saxony“ von Jaumann (2012) hat zum Ziel, **multikriterielle Analysemethoden** zur Rechtfertigung unverhältnismäßiger Kosten zu verwenden. Multikriterielle Analyse wurde gewählt, um eine qualitative Bewertung des Nutzens vorzunehmen, um auch nicht-monetäre Werte zurückgreifen zu müssen. Nach eigenen Angaben baut die Masterarbeit konzeptionell auf dem Leipziger Ansatz auf und versucht ihn praktisch anzuwenden.

Die Masterarbeit versuchte herauszufinden, ob eine Verhältnismäßigkeitsabwägung auf der Grundlage einer multikriteriellen Analyse möglich sei. Als Fallstudie wurde der Wasserkörper 27026 ausgewählt, der aus dem Kateminer Mühlenbach und den Zuflüssen Pommoisseler Graben und Ventschauer Bach in Nordost-Niedersachsen gespeist wird. Der Grund für die Wahl dieses Wasserkörpers war die gute Datenverfügbarkeit. Der Wasserkörper ist als „erheblich verändert“ (HMWB) eingestuft worden.

Die Arbeit von Jaumann kombiniert drei unterschiedliche multikriterielle Analysemethoden (Analytical Hierarchy Process, PROMETHEE I und II) und erzeugt damit eine Rangordnung verschiedener Maßnahmenbündel, ähnlich wie es bei einer Kosteneffizienzanalyse gemacht wird (vgl. Klauer et al. 2012, 2014). Jaumann sagt, dass eine Prüfung der Verhältnismäßigkeit in der Fallstudie nicht möglich war, weil keine Informationen zu Kosten vorlagen. Die Arbeit beschreibt leider auch kein Konzept, wie ein Schwellenwert für die Unverhältnismäßigkeit bestimmt werden könnte, falls Daten vorliegen. Insofern ist festzuhalten, dass die Arbeit ihren eigenen Anforderungen nicht gerecht wird, nämlich zu zeigen, wie multikriterielle Analyseverfahren bei der Verhältnismäßigkeitsprüfung verwendet werden können.

3.3.3 ESAWADI Studie

Auch die Studie „Utilising the Ecosystem Services Approach for Water Framework Directive

Implementation, die im Zeitraum 2010-2012 von seeconsult GmbH & InterSus“ durchgeführt wurde (seeconsult GmbH und InterSus 2012), hatte zum Ziel, einen Beitrag zur Entwicklung eines Verfahrens zur Verhältnismäßigkeitsprüfung zu leisten. Konkret lautete die Fragestellung abzuschätzen, welchen zusätzlichen Nutzen der gute Zustand für die verschiedenen Stakeholdergruppen stiftet und welche Kosten damit verbunden wären, den guten Zustand zu erreichen. Aufgrund ihres Nachholbedarfs bezüglich der Umsetzung der WRRL wurde das Einzugsgebiet der „Hase“ als Fallstudie ausgewählt. Der Leipziger Ansatz wurde als Methode angewandt, jedoch nicht um dessen Anwendbarkeit zu prüfen, sondern um zu prüfen, welche Möglichkeiten und Schwierigkeiten mit der Anwendung des Ökosystemleistungsansatz für die Umsetzung der ökonomischen Anforderungen der WRRL verbunden sind.

Der Schwerpunkt der Studie lag auf Durchgängigkeit und Hydromorphologie. Während der Durchführung der Studie, die sich an den einzelnen Schritten des Leipziger Ansatzes orientiert hat, musste aufgrund mangelnder ökonomischer Daten für das Fallstudiengebiet auf verfügbare Daten aus anderen Bundesländern zurückgegriffen werden, was vermutlich zu Ergebnisverzerrungen geführt hat. Obwohl ein Teil der Daten für die Hase und das Vergleichseinzugsgebiet Nordradde nicht vorhanden waren, argumentieren die Autoren der Studie, dass der Fokus auf ein bestimmtes Problem, in dem Fall die Durchgängigkeit, und der Fokus auf ein Teileinzugsgebiet den Vorteil haben, dass die Datenverfügbarkeit besser ist. Weiterhin argumentieren sie, dass der Fokus auf ein konkretes Umweltproblem (wie der Durchgängigkeit) die Relevanz des Vergleichs von Maßnahmen erhöhe.

Da die Maßnahmen eines Wasserkörpers nicht mit allen anderen im Einzugsgebiet verglichen wurden, sondern stattdessen lediglich ein ausgewähltes Set an Maßnahmen zur Förderung linearer und seitlicher Durchgängigkeit in einem Teileinzugsgebiet mit dem gleichen Set an Maßnahmen in einem zweiten Teileinzugsgebiet verglichen wurden, ist der Leipziger Ansatz nicht vollständig angewendet worden. Eine Aussage hinsichtlich der Verhältnismäßigkeit der Kosten war nicht möglich, war jedoch auch nicht das Ziel der ESAWADI-Studie.

3.3.4 Studie zur Unteren Wupper

Bei der Studie zur Unteren Wupper (Hecht et al. in Vorbereitung) geht es im Kern um die Bewertung von Maßnahmen zur Reduktion der Wärmebelastung der Heizkraftwerke. Dafür sollen die Kosten der Maßnahmen und der resultierende Nutzen ermittelt werden, um sie anschließend mit Hilfe einer klassischen Kosten-Nutzen-Analyse zu vergleichen.

Der Nutzen der Maßnahmen wurde mit einer telefonischen Bevölkerungsbefragung erfasst. 1010 Personen wurden dafür im Rahmen einer Zahlungsbereitschaftsanalyse telefonisch gefragt, wie hoch ihre jährliche Zahlungsbereitschaft/Person für eine qualitativ verbesserte Wupper ist. Dieser Nutzen wurde den Kosten für die geplanten Maßnahmen gegenübergestellt, die von der WSW Energie und Wasser AG ermittelt wurden.

Im Rahmen dieser Kosten-Nutzen-Analyse werden insgesamt fünf Fälle vorgestellt, wie sich Kosten- und Nutzenbarwerte über die Zeitraum 2013-2027 und 2013-2047 verhalten, wenn die Maßnahmenbündel zu unterschiedlichen Zeitpunkten umgesetzt werden.

Tabelle 3.2: Vergleich des Nutzen-Kosten-Verhältnisses (verändert)

Fall	Einsetzen der Maßnahmen	Kostenbarwert [Mio. €]	Nutzenbarwert [Mio. €]	Nutzen-Kosten Verhältnis
1	2013	475	379	0,8
2	2020	401	268	0,67
3	2027	340	180	0,53

Quelle: Abgewandelte Darstellung von (Hecht et al. in Vorbereitung)

Tabelle 3.2. zeigt, dass sowohl die Gesamtkosten- als auch die Nutzenbarwerte mit dem späteren Einsetzen der Maßnahmenbündel sinken, die Nutzenbarwerte jedoch überproportional abnehmen. Dies führt dazu, dass das Nutzen-Kosten-Verhältnis mit jedem Verzug des Einsetzens der Maßnahmen geringer wird.

Die vorliegende Studie zur Wupper hat reale Daten sowohl zum Nutzen als auch den Kosten von Maßnahmen erhoben. Die Studie kann daher als Pilotstudie für zukünftige Verhältnismäßigkeitsprüfungen auf der Grundlage klassischer ökonomischer Kosten-Nutzen-Analysen betrachtet werden. Die Studie hat gezeigt, dass eine Kosten-Nutzen-Analyse in ausgewählten Fällen in der Lage ist, die Verhältnismäßigkeit von Kosten zu prüfen. Der Datenaufwand sowie der zeitliche und finanzielle Aufwand sind allerdings beträchtlich, wenn – wie in der Studie von Hecht et al., methodisch korrekt und sorgsam gearbeitet wird. Untersuchungen nach dem Muster dieser Studie bieten sich an, wenn Verhältnismäßigkeitsprüfungen in Wasserkörpern vorgenommen werden, in denen besonders komplexe, ungewöhnliche Probleme von hoher gesellschaftlicher Relevanz vorliegen. Eine standardmäßige Anwendung in Deutschland erscheint hingegen unrealistisch.

3.4 Ansätze aus Europa

Nicht nur in Deutschland, sondern auch in anderen EU Mitgliedstaaten wurden und werden geeigneten Ansätzen und Methoden zur Bestimmung unverhältnismäßiger Kosten gesucht und dazu Studien durchgeführt. Die Bandbreite an Studien ist groß. So gibt es konkrete Fallstudien in Flusseinzugsgebieten, die mit realen Daten arbeiten, z.B. aus Dänemark, Spanien, Italien und Großbritannien (Abschnitt 3.4.1). In einer umfassende Literaturstudie von Martin-Ortega et al. (2014a) wurden Studien zum Thema „Unverhältnismäßigkeit“ analysiert und ausgewertet. Darauf aufbauend haben die Autoren einen Leitfaden für eine Vorgehensweise

zur Bestimmung unverhältnismäßiger Kosten entwickelt (Abschnitt 3.4.2). Anschließend werden in Abschnitt 3.4.3 die Ergebnisse des EU-Projekts AquaMoney vorgestellt, dessen Ziel es war Umwelt- und Ressourcenkosten und -nutzen zu erfassen und Empfehlungen für die Bestimmung unverhältnismäßiger Kosten abzuleiten. Abschnitt 3.4.4 gibt eine Zusammenfassung.

3.4.1 Fallstudien aus den EU Mitgliedstaaten

3.4.1.1 Dänemark

Jensen et al. (2013) haben einen Ansatz für Dänemark entwickelt, der auf einer **Kosten-Nutzen-Analyse** beruht. Allerdings handelt es sich nur um eine Vorstudie, mit der geprüft werden soll, ob überhaupt eine umfangreiche Bewertungsstudie notwendig ist. Sie hat somit nicht den Anspruch, dass am Ende eine Aussage gefällt werden kann, ob unverhältnismäßige Kosten vorliegen oder nicht. Dies müsste in einem weiteren Schritt geprüft werden. Im Gegensatz zur Hauptprüfung werden bei der Kosten-Nutzen-Analyse in der Vorphase möglichst auf vorhandene Daten zurückgegriffen und keine neuen Bewertungsstudien durchgeführt. Hinsichtlich des Ablaufs unterscheidet sich die Vorprüfung kaum von der eigentlichen Verhältnismäßigkeitsprüfung.

Das Vorgehen der Vorstudie beinhaltet die folgenden Schritte:

1. Definition der geographischen Grenze des zu untersuchenden Gebiets
2. Identifizierung des ökologischen Zustands des Wasserkörpers
3. Erfassung des Nutzens bei Erreichung des guten Zustands (marktbezogene als auch nicht-marktbezogene Werte)
4. Erfassung der Kosten zur Erreichung des guten Zustands (die Kosten der Maßnahmen müssen der Anforderung der Kosteneffizienz entsprechen)
5. Bestimmung der Schwelle für den Wohlfahrtsgewinn
6. Sensitivitätsanalyse
7. Abschließende Empfehlung in welchen Fällen eine präzisere Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführt werden muss.

Da es sich um eine Vorstudie handelt, wurde bei der Durchführung der Kosten-Nutzen-Analyse Wert darauf gelegt, die Kosten der Maßnahmen nicht zu unterschätzen und den Nutzen der Maßnahmen nicht zu überschätzen, um nicht versehentlich Fälle von unverhältnismäßigen Kosten auszuschließen. Einige Nutzenbewertungen wurden mittels Nutzentransfer vorgenommen, um keine zusätzlichen Daten erheben zu müssen. Es wurde auf bereits erhobene Daten aus dem EU-Projekt AquaMoney zurückgegriffen (siehe auch Abschnitt 3.5.3). Dennoch gab es in der durchgeführten Fallstudie schon bei der Vorprüfung Probleme mit der Datenverfügbarkeit.

3.4.1.2 Spanien

Das spanische Recht definiert den Kostenbegriff für die Wasserrahmenrichtlinie so, dass laufende Investitions- und Instandhaltungskosten bei der Kostenbetrachtung mit berücksichtigt werden müssen. Spanien hat gegenüber der Europäischen Kommission noch keine Ausnahmen mit der Begründung unverhältnismäßiger Kosten geltend gemacht (siehe Tabelle 3.1), da noch keine Methodik vorliegt, mit der unverhältnismäßige Kosten bestimmt werden können. Vor diesem Hintergrund wurde von Molinos-Senante et al. (2011) eine Studie durchgeführt, in der in einem Fallbeispiel die Methode der **Kosten-Nutzen-Analyse** zur Verhältnismäßigkeitsprüfung getestet wurde. Es wurden Kläranlagen im Flusseinzugsgebiet des Serpis untersucht. Konkret wurden drei grundlegende Maßnahmen und eine ergänzende Maßnahme für die Kläranlagen betrachtet, die alle auf die Qualitätsverbesserung der Abwässer aus den Kläranlagen abzielen.

Die Studie wies folgende Besonderheiten auf:

1. Zur Bestimmung der Kosten wurden Investitions-, Betriebs- und Instandhaltungskosten der grundlegenden Maßnahmen sowie der geplanten ergänzenden Maßnahme abgeschätzt sowie Umweltkosten, soweit sie quantifizierbar waren, berücksichtigt. Allerdings geht aus der Studie nicht klar hervor, was unter dem Begriff Umweltkosten verstanden und wie diese erfasst wurden.
2. Als Nutzen der Maßnahmen wurden nur deren positive Auswirkungen auf die Umwelt, nicht aber weitere positive Wirkungen etwa auf den Tourismus oder die Lebensqualität wurden außen vor gelassen.⁴⁹ Dieser Umweltnutzen wurde mit der sogenannten Vermeidungskostenmethode erfasst, die sie „distance function method“ nennen. Als Näherungsgröße für den Umweltnutzen wird der vermiedene Umweltschaden genommen, der sich ergibt aus der „Distanz“ zwischen den Kosten herkömmlicher Kläranlagen und den Kosten von Kläranlagen, die effektiveren, aber teureren Prozessen betrieben werden.
3. Im Anschluss an die Ermittlung der Kosten und des Nutzens der Maßnahmen wurde der jährliche Nettonutzen ermittelt. Hierfür wurden die Laufzeiten der Maßnahmen bestimmt und sowohl die Kosten- als auch die Nutzenwerte diskontiert.

Die spanische Studie kommt weitgehend mit den verfügbaren Daten aus. Insbesondere mussten keine aufwändigen Befragungen zur Erfassung des Nutzens durchgeführt werden. Es ist allerdings fraglich, ob alle Nutzenkategorien hinreichend erfasst wurden. Es ist sicherlich auch kein Zufall, dass die Studie sich auf Abwasserbehandlungsmaßnahmen konzentriert, denn die Vermeidungskostenmethode ist dann geeignet, wenn es verschiedene

⁴⁹ Dies widerspricht allerdings der Darstellung von Gómez-Limón und Martín-Ortega (2013), laut derer das spanische Recht vorsieht, dass bei der Begründung für unverhältnismäßige Kosten jedweder Nutzen von Umweltleistungen berücksichtigt werden muss.

technische Möglichkeiten gibt, um eine gewisse gut messbare Umweltwirkung – hier die Reduktion stofflicher Belastungen in Abwässern – zu erzielen. Die Vermeidungskostenmethode ist viel weniger dazu geeignet, den schwer fassbaren Nutzen morphologischer oder ökologischer Maßnahmen abzuschätzen. Kritische zu bemerken ist außerdem, dass die Kosten von grundlegenden Maßnahmen mit einbezogen wurde, ob wohl z.B. nach EC 2003 dies nicht gemacht werden dürfte. Insofern ist Studie nicht als eine Blaupause für ein allgemein in Spanien und darüber hinaus anwendbares Verfahren zur Verhältnismäßigkeitsprüfung zu betrachten.

3.4.1.3 Großbritannien

Für Großbritannien haben Postle et al. (2004) eine Methode zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit vorgeschlagen, die aus einer hintereinander geschalteten **Kosten-Nutzen-Analyse** und **Zumutbarkeitsbetrachtung** besteht. Zudem hat die Britische Umweltbehörde (Environment Agency) ein eigenes Lehrprogramm zur Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen im Kontext der WRRL entwickelt für Personen, die für die Richtlinien-Umsetzung in Großbritannien betraut sind. Außerdem gibt es noch weitere britische Studien, die sich mit der Erfassung unverhältnismäßiger Kosten befasst haben. Im Folgenden wird ein Überblick über diese Ansätze gegeben:

Kosten-Nutzen-Analyse nach Postle et al. (2004)

Vor der Kosten-Nutzen-Analyse wird mit einer Kostenwirksamkeitsanalyse die kosteneffektivste Maßnahmenkombination für den betrachteten Wasserkörper bestimmt. Bezüglich der räumlichen Ebene der Bewertung, wird dazu geraten, diejenige zu wählen, die dem Umweltproblem am besten entspricht (Wasserkörper, Teileinzugsgebiet oder ganzes Einzugsgebiet) und dieses nicht von vornherein vorzugeben. Die folgenden Schritte der Kostenwirksamkeitsanalyse sollen durchgeführt werden:

1. Erstellung eines Überblicks über mögliche Belastungen und potentielle Maßnahmen
2. Durchführung einer allgemeinen Bewertung: Hierzu wird die Effektivität von Maßnahmen bezüglich einer vorherrschenden Belastung bestimmt. Dazu werden die Anzahl der Belastungen im Wasserkörper, die Größe des Wasserkörpers, auf die sie angewandt werden sollen, und das Risiko, das die Maßnahmen die Belastungen nicht in dem Maße entgegenwirken wie erwartet, mit einbezogen.
3. Durchführung einer detaillierten Bewertung: Hier werden die unter 2. genannten Schritte nochmals durchgeführt, allerdings diesmal bezogen auf den spezifischen Wasserkörper und es werden lokale Maßnahmen mit berücksichtigt, die in Schritt 2. nicht durchgeführt wurden.
4. Bei der Effektivitätsprüfung werden dann Kosten und Wirkungen gegenübergestellt, um die kosteneffektivsten Maßnahmen(bündel) zu identifizieren.

Für das kosteneffektivste Maßnahmenbündel wird dann durch eine Kosten-Nutzen-Analyse geprüft, ob die Kosten verhältnismäßig sind. Weil die Kosten bereits vorliegen, müssen hier nur noch die zugehörigen Nutzen bestimmt werden. Das geschieht durch eine Kombination verschiedener Bewertungsmethoden insbesondere Marktansätzen, kontingenter Bewertung/Choice Experimenten und Nutzentransfers. Die aus Postle et al. (2004) entnommene Abbildung 3.3 zeigt, welche Kosten- und Nutzenkategorien bei der Kostenwirksamkeitsanalyse und bei der Kosten-Nutzen-Analyse verwendet werden. Es wird deutlich, dass der Datenaufwand beträchtlich ist.

Die Kosten-Nutzen-Analyse wird dann durch eine **Zumutbarkeitsbetrachtung** ergänzt, indem die Verteilung der finalen Kosten und Nutzen der Maßnahmenprogramme auf verschiedene Kostenträger abgeschätzt wird. Für die verschiedenen Kostenträger werden deren Ausgaben mit zuvor bestimmten Belastbarkeitsschwellen verglichen.

Tabelle 3.3: Kosten- und Nutzenkategorien für Kostenwirksamkeits- und Kosten-Nutzen-Analyse

Table 5.3: Summary of Costs Considered in the CEA		
Actual cost of measure	Economic cost of measure	WATECO Term
(Direct) financial cost of measure = CAPEX, OPEX, etc.	Adjust for taxes and subsidies if any	Direct, indirect, maintenance, and operating
+ associated non-water environmental costs of measure	WTP to avoid damage (or WTA*)	Non-water environmental costs
- associated non-water environmental benefits of measure	WTP to secure benefit (*)	Non-water environmental benefits
+ wider economic effects	Changes in producer and/or consumer surplus	Not explicitly included – but partly covered by ability to pay or pass costs on
= Total cost	= Total social cost = Total economic cost	

Table 5.4: Summary of Costs and Benefits Considered in the CBA		
Actual cost or benefit of measure	Economic cost or benefit of measure	WATECO Term
Costs		
(Direct) financial cost of measure = CAPEX, OPEX, etc.	Adjust for taxes and subsidies if any	Direct, indirect, maintenance, and operating
+ associated non-water environment costs of measure	WTP to avoid damage (or WTA *);	Non-water environmental costs
- associated non-water environmental benefits of measure	WTP to secure benefit (*)	Non-water environmental benefits
+ wider economic effects	Changes in producer and/or consumer surplus	Not explicitly included – but partly covered by ability to pay or pass costs on
= Total cost	= Total social cost = Total economic cost	
Benefits to Water Body		
Improvement to good status: increased water environmental benefits	WTP (WTA*)	Water related environmental benefits
+ reduced contemporaneous user costs	Marginal value of water	Not included
+ reduced intertemporal user costs	$(P_B - C)/(1+r)^T$ where P_B is the price of the backstop water supply technology	Resource costs (WATECO); (rental, royalty, depletion premium)
= Total benefits	= Total social benefit = Total economic benefit	

Quelle: Postle et al. (2004): 45.

Environmental Economics: A tool for river basin management planning

Das Lehrprogramm mit dem Titel „Environmental Economics: A tool for river basin management planning“ (Environment Agency 2014) ist als Leitfaden für eine **Kosten-Nutzen-Analyse**, die in zuständigen Behörden durchgeführt werden soll, zu verstehen und ist in drei Teile eingeteilt: Im ersten Teil wird Hintergrundwissen zur ökonomischen Bewertung vermittelt, während im zweiten Teil die Dokumente, die für die Bewertung ausgefüllt werden müssen, detailliert beschrieben werden.⁵⁰ Beim dritten Teil werden Anwendungsbeispiele vorgestellt.

Das Lehrprogramm sieht vor, dass im ersten Schritt der Nutzen erfasst wird. Die Grundlage für die Erfassung bildet eine Excel-Tabelle, in der für die Maßnahmenbündel in einem Wasserkörper festgehalten werden muss, welche Nutzen, aber auch welche Nachteile mit der Umsetzung verbunden sind. Gleich zu Beginn wird deutlich gemacht, dass die Studie durchaus noch detaillierter und mit zusätzlich erhobenen Daten durchgeführt werden könnte, dies jedoch nicht im Verhältnis zum Aufwand stünde. Daher soll bei den Nutzenangaben auf das „National Water Environment Benefits Survey“ zurückgegriffen werden. Es werden also Nutzenangaben aus anderen Studien pauschaliert und dann auf den konkreten Fall übertragen. Falls zusätzlich eigene Nutzendaten erhoben werden, kann auf eine allgemeine Anleitung zur Durchführung von Bewertungsstudien zurückgegriffen werden (HM Treasury 2003).

Für die Erfassung der Kosten wird ebenfalls durch eine Excel-Tabelle unterstützt, in der unter anderem abgetragen werden muss, auf welchen Gewässertypus die einzelnen Maßnahmen eines Maßnahmenbündel wirken, ob die jeweilige Maßnahme bereits gefördert wird, welche Veränderung dadurch erwartete wird, wie lange die Maßnahme durchgeführt werden muss und was sie jährlich kosten wird. Die Kosten der einzelnen Maßnahmen werden dann aufaddiert.

Diese Daten werden im nächsten Schritt in eine Bewertungstabelle übertragen, in der noch zusätzliche Informationen bereitgestellt werden müssen, wie beispielsweise die Länge des Flussabschnitts, der von den Verbesserungen profitiert, und ein Indikator für die Verbesserung selbst (z.B. verbesserte Fischvorkommen). Am Ende der Excel-Tabelle stehen die Kosten-Nutzen-Differenz sowie das Nutzen-Kosten-Verhältnis. Ergänzt wird die Betrachtung noch durch eine Sensitivitätsanalyse in der die Risiken eines Scheiterns der Maßnahmen analysiert werden. Das beschriebene Verfahren kann für Grundwasser, Oberflächengewässer und Küstengewässer angewandt werden, allerdings gibt es jeweils unterschiedliche Excel-Tabellen mit leicht angepassten Anforderungen an die Dateneingaben.

⁵⁰ Es sind sowohl Vorlagen als auch Beispiele wie die Dokumente auszufüllen sind, bei der Umweltagentur abrufbar unter: ea.sharefile.com/download.aspx?id=s6301ad0ba704e9b9.

Weitere britische Ansätze und Studien

Für Großbritannien gibt es noch weitere Studien, die sich mit der Erfassung unverhältnismäßiger Kosten befassen haben:

- Das Risk & Policy Analysts Limited (RPA) Consortium hat beispielsweise eine Methode zur Erfassung der **Kostenwirksamkeit** verschiedener Maßnahmen und Maßnahmenprogramme entwickelt (RPA 2005). Interessant an dieser Studie ist die detaillierte Auflistung von verschiedenen Kostenkategorien, die bei der Bewertung herangezogen werden sollen. Ansonsten ähnelt die Herangehensweise von Postle et al. (2004).
- Vinten et al. (2012) haben eine Fallstudie für die Verminderung diffuser Einträge in schottische Lochs durchgeführt, die auf komplexen **Kosten-Nutzen**-Berechnungen beruht und, weil Choice Experimente durchgeführt wurden, sehr zeit- und ressourcenintensiv war.
- Martin-Ortega et al. (2014b) haben ebenfalls in Schottland eine Fallstudie zum Teileinzugsgebiet Skene gemacht, die sich im Kern mit dem Potential der Stakeholder-Einbeziehung in wirtschaftliche Analyse nach Art. 5 WRRL beschäftigt. Im Rahmen der Studie wird auch eine **Kosten-Nutzen-Analyse** unternommen.
- Weiterhin gibt es eine Studie, die den zusätzlichen **Nutzen** der Anwendung des Ökosystemansatzes in Bewertungsstudien diskutiert (Blackstock et al. im Druck). Das Ergebnis ist, dass die Anwendung aufwändig und kostenintensiv ist, allerdings bei ausgewählten Maßnahmenbündeln einen Mehrwert haben kann, insbesondere durch die Einbeziehung relevanter Stakeholder.

Es gibt für Großbritannien also verschiedene Leitfäden und Pilotstudien zur Bestimmung unverhältnismäßiger Kosten. Insbesondere der Leitfaden von Postle et al. (2004) beschreibt das Vorgehen in der Theorie. Wie in Abschnitt 3.1.2 beschrieben, wird das Vorgehen für die Erstellung von Flussgebietsplänen tatsächlich angewandt. Allerdings scheint es in der Praxis immer wieder zu Problemen zu kommen, weil die Durchführung aufwändig und komplex ist.

3.4.1.4 Italien

Galioto et al. (2013) haben für die Region der Emilia-Romagna in Italien eine Fallstudie zum Thema Unverhältnismäßigkeit durchgeführt. Die Verhältnismäßigkeitsprüfung findet damit für eine administrative Verwaltungseinheit und nicht für einen Wasserkörper statt. Allerdings seien in dem betreffenden Gebiet die hydrologischen und administrativen Ebenen, laut Galioto et al. (2013), fast identisch. Das Vorgehen der Studie ist wie folgt:

Nach einer Beschreibung der Fallstudienregion bezüglich fallstudienrelevanter Kennzahlen (u.a. ökonomischer, geographischer, hydrologischer) werden im ersten Schritt eine Kostenwirksamkeitsanalyse zur Bestimmung des kosteneffektivsten Maßnahmenbündels und eine **Kosten-Nutzen-Analyse** auf der Wasserkörperebene durchgeführt. Die Kostendaten, die im

Rahmen der Studie verwandt werden, basieren auf den Investitionskosten und den Ausgleichszahlungen für Einkommensverluste. Bei der Erfassung des Nutzens werden sowohl Gebrauchs- als auch Nicht-Gebrauchswerte einbezogen. Teilweise wurde ein Nutzentransfer vorgenommen, für den auch Daten aus Studien außerhalb Italiens hergenommen wurden. Für die Nicht-Gebrauchswerte wurde zudem eine Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Die Ergebnisse wurden in jährlichen Äquivalenten angegeben und als erwartete Kosten und Nutzen pro Jahr analysiert. Das Resultat der Studie sind konkrete Kosten- und Nutzenzahlen, die bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie für das Einzugsgebiet der Emilia-Romagna anfallen. Für die abschließende Bewertung, ob unverhältnismäßige Kosten vorliegen, wird die Region in unterschiedliche Gebietstypen eingeteilt (im Fall der Emilia-Romagna waren das die Typen Bergregion, hügelige Regionen und Flachland) und die Ergebnisse des gesamten Einzugsgebiets auf die einzelnen Wasserkörper heruntergebrochen.

Die Daten, die in der italienischen Fallstudie erfasst wurden, sind nicht durchweg belastbar, da i) der Nutzen nicht vollständig erfasst wurde beziehungsweise ii) zum Teil über einen nur bedingt verlässlichen Nutzentransfer abgebildet wurde und iii) Distanzeffekte nicht berücksichtigt wurden. Zudem wird nicht darauf eingegangen, ab wann die Kosten-Nutzen-Relation unverhältnismäßig ist. Das dargelegte Verfahren ist nur schwer nachvollziehbar. Die Autoren der Studie selbst geben zu bedenken, dass der Ansatz aufgrund seiner Komplexität und der hohen Kosten für die Durchführung der Bewertungsstudie nur schwer in jedem Flussgebiet anwendbar ist.

3.4.1.5 Niederlande

Für die Niederlande haben Brouwer et al. (2006) an dem Beispiel von Maßnahmen zur Senkung von Schadstoffen im Grundwasser erläutert, wie die Erfassung von Kosten und Nutzen und deren Zusammenführung in einer **Kosten-Nutzen-Analyse** aussehen kann. Die Kosten-Nutzen-Analyse sieht die folgenden Schritte vor:

1. Der erste Schritt ist eine sozio-ökonomische Analyse der derzeitigen und zukünftigen Grundwassernutzung und der damit verbundenen Belastungen und Auswirkungen.
2. Der zweite Schritt ist eine Risiko- und Unsicherheitsanalyse bezüglich der Nichteinhaltung der Schadstoff-Grenzwerte im Grundwasser. Im Kern geht es darum auf Basis der sozio-ökonomischen Entwicklungen die erwartete Grundwasserqualität mit den Grenzwerten für das Grundwasser ins Verhältnis zu setzen und zu ermitteln, welche Faktoren dieses Verhältnis bestimmen werden.
3. Daran anschließend werden Maßnahmen identifiziert, die zur Erreichung der Schwellenwerte durchgeführt werden. Für diese Maßnahmen wird dann eine Kosteneffizienzanalyse durchgeführt. Dafür werden direkte finanzielle Kosten als nicht näher spezifizierte indirekte Kosten erfasst.
4. Darauf folgt die Erfassung des Nutzens, der durch die Einhaltung der Schwellenwerte

des Grundwassers erzielt werden kann. Neben marktbasierten Methoden ist die Anwendung von nicht-marktbasierten Methoden wie der kontingenten Bewertung vorgesehen. Weiterhin wird geprüft, inwieweit ein länderübergreifender Nutzentransfer möglich ist.

5. Darauf aufbauend wird dann die eigentliche **Kosten-Nutzen-Analyse** der Maßnahmen durchgeführt, die angewandt werden sollen, um eine Senkung von Schadstoffen im Grundwasser zu erzielen. Neben der Abwägung der Kosten und Nutzen wird aber auch die Verteilung von Kosten und Nutzen auf einzelne Nutzergruppen analysiert, also eine **Zumutbarkeitsbetrachtung** vorgenommen. Wie dies allerdings genau erfolgt und welche Faktoren mit einfließen, bleibt offen. Es wird lediglich darauf verwiesen, dass sowohl qualitative als auch quantitative Verfahren zugelassen sind. Auch die Einbeziehung verschiedener Stakeholder ist vorgesehen, wobei der Text die Auswahl der Stakeholder und die Art und Weise wie der Prozess aussehen soll, nicht näher ausführt.

Das Vorgehen der niederländischen Fallstudie ist ausführlich beschrieben und Details wie Unsicherheiten und Veränderungen bei Nichteinhaltung von Grenzwerten werden mit berücksichtigt. Zudem wurde neben der Kosten-Nutzen-Betrachtung auch die Zumutbarkeit bewertet. Die Erfassung von Kosten und Nutzen ist gut nachvollziehbar. Die Studie basiert auf einer großen Menge an Daten zur Landwirtschaft und auch die Erfassung des Nutzens wurde in einer sehr umfangreichen Studie durchgeführt. Da die Fallstudie im Rahmen eines EU-Projekts durchgeführt wurde, waren entsprechende Ressourcen verfügbar.

3.4.2 Leitfaden zur Bestimmung von unverhältnismäßigen Kosten nach Martin-Ortega et al.

Basierend auf der Auswertung verfügbarer Studien haben Martin-Ortega et al. (2014a) einen Leitfaden zur Bestimmung unverhältnismäßiger Kosten entwickelt. Dieser Leitfaden sieht insgesamt sieben Schritte vor:

1. Bestandsaufnahme der wichtigsten Belastungen des jeweiligen Wasserkörpers, gemeinsam durchgeführt von Wissenschaftlern, Behörden und Betroffenen. Sie dient dazu, einen Überblick über die Probleme zu bekommen.
2. In einer Vorprüfung wird untersucht, ob in dem konkreten Fall eine genauere Unverhältnismäßigkeitsprüfung überhaupt vorgenommen werden soll.
3. Nur wenn die Akteure zu dem Entschluss gekommen sind, dass eine Analyse, ob unverhältnismäßige Kosten vorliegen, notwendig ist, werden im dritten Schritt, die räumlichen und zeitlichen Skalen der Analyse identifiziert.
4. In einer Kostenwirksamkeitsanalyse wird das kostengünstigste Maßnahmenbündel gesucht, mit dem der gute Zustand erreicht werden kann.

5. Für die darauf aufbauende **Kosten-Nutzen-Analyse** können verschiedene ökonomische Bewertungsinstrumenten wie beispielsweise die kontingente Bewertung angewandt werden. Die Autorinnen und Autoren betonen ausdrücklich, dass auch nicht marktbezogene Kosten und Nutzen mit in die Analyse einbezogen werden müssen, auch wenn deren Erfassung einen höheren Aufwand beinhaltet.
6. Anschließend an die Kosten-Nutzen-Analyse wird noch eine **Zumutbarkeitsbetrachtung** gefordert, indem die Verteilungseffekte auf jeden einzelnen Akteur möglichst quantitativ geprüft werden.
7. Diese Informationen werden im letzten Schritt noch um Ergebnisse zum weiterreichenden Nutzen ergänzt wie beispielsweise die Auswirkungen der Maßnahmen auf nicht-aquatische Ökosysteme. Auch wenn diese Nutzenarten nur schwer quantifizierbar sind, befürworten die Autorinnen und Autoren dessen qualitative Berücksichtigung in der finalen Bewertung. Wie dies genau geschehen soll, wird nicht erläutert.

Der Ansatz von Martin-Ortega et al. (2014a) beschreibt eine generische Vorgehensweise bei der Verhältnismäßigkeitsprüfung. Wie viele zuvor beschrieben Studien sieht sie eine Kombination aus Kosten-Nutzen-Analyse und Zumutbarkeitsbetrachtung vor. Davor stellt sie aber – ähnlich wie Ammermüller (2008, 2011a, b), Jensen et al. (2013) und der in Kapitel 4 beschriebene Ansatz – einen Abwägungsschritt, in dem untersucht wird, ob eine solche umfangreiche Studie überhaupt durchgeführt werden muss. Die räumliche Ebene für die Verhältnismäßigkeitsprüfung wird von den Autorinnen und Autoren nicht vorgegeben, sondern muss von den Experten individuell bestimmt werden. Der Ansatz von Martin-Ortega et al. (2014a) nimmt wie einige andere auch (etwa Brouwer et al. 2006) die Verteilungseffekte mit auf. Dabei wird nicht nur auf staatliche Belastungen, sondern auch die Belastungen privater Akteure eingegangen, die im Zweifelsfall kompensiert werden müssen. Viele der Schritte, die von Martin-Ortega und ihren Koautoren beschrieben wurden, leiten sich direkt aus den Vorgaben der WRRL ab oder ergeben sich aus der Logik des Problems. Es ist deshalb nicht überraschend, dass es einige Ähnlichkeiten mit der im folgenden Kapitel beschriebenen Vorgehensweise gibt.

3.4.3 Das EU-Projekt AquaMoney

Das EU-Forschungsprojekt AquaMoney⁵¹ hatte die Entwicklung eines praxisorientierten Leitfadens zur zuverlässigen und schnellen Erfassung der Umwelt- und Ressourcenkosten und -nutzen zum Ziel. Es versucht für die verschiedenen Anwendungsfelder ökonomischer Bewertung im Kontext der WRRL methodische Hilfestellung zu geben. Eines dieser Anwendungsfelder ist die Verhältnismäßigkeitsprüfung mit Hilfe einer klassischen Kosten-Nutzen-Analyse. Als Instrumente für die Erfassung der Umwelt- und Ressourcenkosten wurden

⁵¹ Siehe: <http://www.ivm.vu.nl/en/projects/Projects/economics/aquamoney/project-deliverables/index.asp>

Choice Experimente und kontingente Bewertungsmethoden für die Kosten-Nutzen-Analysen angewandt. Ein besonderes Augenmerk wird außerdem auf die Methode des Nutzentransfers zwischen verschiedenen Orten gelegt. Getestet wurde das Bewertungsverfahren in zehn verschiedenen europäischen Flussgebieten. Die Erarbeitung eines Verfahrens zur Verhältnismäßigkeitsprüfung war nicht selbst Gegenstand des Projektes, es sollte lediglich an den Grundlagen hierfür gearbeitet werden.

Die wichtigsten Ergebnisse des Projekts waren:

1. Die Ergebnisse der Kosten-Nutzen-Analysen sind oftmals ortsspezifisch und ein Nutzentransfer somit schwierig.
2. Die Bewertungsergebnisse einzelner Ökosystemleistungen müssen mit Vorsicht verwendet werden, da sie die Trade-offs mit anderen Ökosystemleistungen vernachlässigen.
3. Die Ergebnisse der Zahlungsbereitschaftsanalyse, die teilweise notwendig ist, um den Nutzen zu erfassen, variieren zwischen den verschiedenen Bewertungsmethoden. Die Zahlungsbereitschaft selbst hängt stark vom Einkommen, dem Studiendesign, der räumlichen Distanz zum Wasser und weiteren Faktoren ab.

Trotz dieser Einschränkungen sehen die Autoren in der Kosten-Nutzen-Analyse eine ökonomische Bewertungsmethode, die Entscheidungsprozesse informieren und unterstützen kann. Diese Begründung stützt sich auf die Ergebnisse der Anwendung des Leitfadens in verschiedenen Fallstudien (vgl. Batemann et al. 2011 oder Brouwer et al. 2006).

Die Ergebnisse des Projekts AquaMoney sind unter anderem in die Studien von Jensen et al. (2013) und Martin-Ortega et al. (2014a) eingeflossen. In dem Projekt AquaMoney werden Zumutbarkeitargumente nicht näher betrachtet.

3.4.4 Vergleichende Auswertung der beschriebenen Ansätze

Die Anzahl der in den vergangenen Jahren durchgeführten Studien zeigt, dass das Thema der Bestimmung unverhältnismäßiger Kosten aktuell ist. Die Auswertungen der EU-Dokumente und der verschiedenen Studien haben folgende Gemeinsamkeiten und Unterschiede gezeigt:

- Die am häufigsten verwendete Methode zur Verhältnismäßigkeitsprüfung ist die Kosten-Nutzen-Analyse, die allerdings in einigen Fällen mit einer Zumutbarkeitsbetrachtung kombiniert wurde. Die Bestimmung der Kosten wirft deutlich weniger methodische Probleme auf, wie die Monetarisierung der Nutzen. Die nicht unmittelbar gewässerzustandsbezogenen Nutzen (der „Zusatznutzen“ wie z.B. positive Auswirkungen auf den terrestrischen Naturschutz) wurden nur in wenigen Studien berücksich-

tigt (Martin-Ortega 2012).⁵²

- Einige Studien wie der Leipziger Ansatz, der Ansatz von Martin-Ortega et al. (2014a) oder auch die dänische Fallstudie fordern ein „Screening“ als ersten Schritt, um die relevanten Fälle zu identifizieren und nicht allen Maßnahmen einer aufwändigen Unverhältnismäßigkeitsprüfung zu unterziehen. In anderen Studien wird jedoch eine Bewertung durchgeführt ohne vorher geprüft zu haben, ob eine solche Prüfung überhaupt notwendig ist.

Die Liste der methodischen Herausforderungen bei der Bestimmung unverhältnismäßiger Kosten ist lang, es sollen aber an dieser Stelle die wichtigsten genannt werden:

- Alle Studien haben gemeinsam, dass sie unabhängig von den Methoden, die Datenverfügbarkeit als die zentrale Herausforderung nennen. Viele Studien arbeiten daher mit vereinfachten Annahmen, um Daten zu erfassen oder führen einen Nutzentransfer durch, was aber als Konsequenz zu Ungenauigkeiten in den Ergebnissen führt.⁵³
- Die räumliche Ebene der Analyse ist in vielen der hier vorgestellten Studien diskutiert worden. Wie in Abschnitt 2.3 diskutiert sollten die Begründungen einen konkreten räumlichen Bezug zu den Wasserkörpern herstellen, für die die Ziele abgesenkt werden sollen. In einigen Studien wird aber das Flussgebiet als Analyseebene genommen, da eine detaillierte Betrachtung der einzelnen Wasserkörper eines Flussgebiets sehr zeit- und kostenintensiv wäre. Die italienische Fallstudie hat die Region als Bewertungsebene betrachtet. Ein Nachteil bei einer kleinskaligen Analyse auf Ebene der Wasserkörper ist, dass oftmals nicht alle Belastungen mit erfasst werden, die mit anderen Belastungsquellen in der Umgebung dieses Wasserkörpers interagieren und dadurch die Reaktionen dieser Interaktionen nicht in die Bewertung einfließen (Galimoto et al. 2013). Martin-Ortega (2012) kommt daher zu dem Schluss, dass die Frage nach der Bewertungsebene eine wichtige Frage ist, die geklärt muss, um zu einem übertragbaren Ansatz zu gelangen.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass bisher keiner der EU-Staaten unverhältnismäßige Kosten nachvollziehbar und den Anforderungen der EU entsprechend begründet hat. Selbst Frankreich und Großbritannien, die als Vorreiter bei der Methodik zur Prüfung unverhältnismäßiger Kosten gelten, haben bisher kein Verfahren entwickelt und angewandt, das für Deutschland ohne weiteres übernommen werden könnte.

⁵² Martin-Ortega et al. (2014a) bieten einen Überblick über die aus ihrer Sicht relevantesten Kosten und Nutzenkategorien für die ökonomische Bewertung unverhältnismäßiger Kosten als auch entsprechender Bewertungsmethoden.

⁵³ Eine zentrale Frage ist, ob solche ungenauen Daten resultierend aus einer schlechten Datenlage und aufwendigen Methoden eine Prüfung durch die Europäische Kommission oder einer gerichtlichen Prüfung stand halten.

4 Beschreibung eines Verfahrens zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten – der „neue Leipziger Ansatz“

4.1 Ziel und Idee des Verfahrens

Das Verfahren dient dazu, im Kontext des Art. 4.5 der WRRL die Verhältnis- oder Unverhältnismäßigkeit von Maßnahmenkosten bei Oberflächenwasserkörpern zu prüfen. Die Kernidee des Verfahrens ist, für den jeweils betrachteten Wasserkörper zunächst eine wasserkörperspezifische Kostenschwelle für die Unverhältnismäßigkeit zu ermitteln. Mit dieser Kostenschwelle werden dann die Kosten verglichen, die anfallen würden, um in diesem Wasserkörper bis spätestens 2027 den guten Zustand/Potential zu erreichen.

Ausgangspunkt für die Ableitung der wasserkörperspezifischen Kostenschwellen sind die zurückliegenden öffentlichen Ausgaben für Gewässerschutz. Diese Größe wird zunächst auf die Einzugsgebietsfläche des Wasserkörpers skaliert. Hiervon ausgehend wird eine Kostenschwelle ermittelt, die von den zu erwartenden positiven Wirkungen der Gewässerzustandsverbesserung, also dem zu erwartenden Nutzen, abhängt.

Das Verfahren besteht aus zwei Vorschriften, die nur einmal ausgeführt werden, und den drei eigentlichen Arbeitsschritten, die für jeden betrachteten Wasserkörper durchlaufen werden müssen.

Vorschritte (einmalig durchzuführen):

Schritt 0-1: **Identifikation** der Wasserkörper, für die überhaupt eine Unverhältnismäßigkeitsprüfung vorgenommen werden soll.

Schritt 0-2: **Vergangene Ausgaben für Gewässerschutz**: Berechnung eines bundesweiten Durchschnittswertes für öffentliche Ausgaben im Bereich Gewässerschutz in der Vergangenheit.

Hauptschritte (für jeden Wasserkörper, bzw. jedes Teileinzugsgebiet (s.u.) auszuführen):

Schritt 1: **Kosten**: Abschätzung der spezifischen Kosten, um in dem betrachteten Wasserkörper einen guten Gewässerzustand bzw. ein gutes Potential zu erreichen.

Schritt 2: **Kostenschwelle**: Berechnung einer wasserkörperspezifischen Kostenschwelle für die Unverhältnismäßigkeit. Dieser Arbeitsschritt gliedert sich in vier Teilschritte: 2-1 Skalierung auf die Fläche des Wasserkörpers, 2-2 Ermittlung des Zielabstandes, 2-3 Ermittlung des Zusatznutzens, 2-4 Berechnung der Kostenschwelle.

Schritt 3: **Prüfung der Verhältnismäßigkeit**: Vergleich der wasserkörperspezifischen Kosten mit der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle und damit Prüfung der Verhältnismäßigkeit

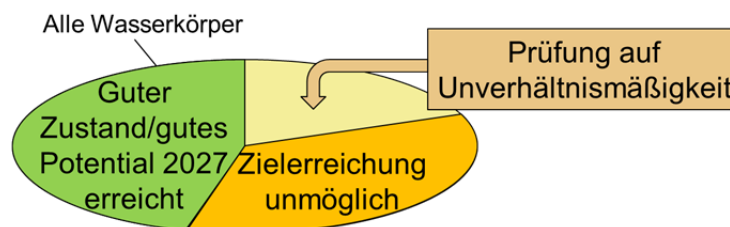
Nach Artikel 4.5 WRRL müssen die Begründungen für Zielabsenkungen einen konkreten Bezug zu dem spezifischen Wasserkörper herstellen, für den die Ausnahme in Anspruch genommen werden soll (vgl. Abschn. 2.3.1, Fn. 6). Das schließt nach Ansicht der Autorinnen und Autoren aber nicht aus, Gruppen von zusammenhängenden Wasserkörpern („Management Units“) gemeinsam zu betrachten, wenn sich z.B. die Wirkungen und/oder Kosten von Maßnahmen nicht genau auf einzelne Wasserkörper, sondern nur auf Gruppen von Wasserkörpern zuordnen lassen. Das hier vorgeschlagene Verfahren für die Verhältnismäßigkeitsprüfung ist ohne Änderungen sowohl für einzelne Wasserkörper als auch für Gruppen von Wasserkörpern anwendbar. Wenn wir im weiteren Verlauf dieses Berichts weiterhin von Wasserkörpern als Bezugsraum des Verfahrens sprechen, sind dabei auch Gruppen von Wasserkörpern mit eingeschlossen.

Im Folgenden werden die Schritte im Einzelnen erläutert.

4.2 Schritt 0-1: Identifikation der Wasserkörper, für die eine Unverhältnismäßigkeitsprüfung vorgenommen werden soll

Generell ist die Verhältnismäßigkeitsprüfung aufwändig, weil dazu bereits relativ genaue Planungen notwendig sind, wie an einem konkreten Wasserkörper das Umweltziel auf kosteneffektive Weise erreicht werden kann. Gleichzeitig ist eine flächendeckende Unverhältnismäßigkeitsprüfung auch nicht notwendig, weil erstens einige Wasserkörper voraussichtlich noch rechtzeitig bis 2027 einen guten Zustand/Potential erreichen werden und es zweitens in einigen Wasserkörpern aufgrund „natürlicher Gegebenheiten“ oder bedeutenden „menschlichen Tätigkeiten“ unmöglich ist, die Umweltziele zu realisieren, so dass dort andere Begründungen einschlägig sind. Nur für die verbleibende Zahl der Wasserkörper ist eine Unverhältnismäßigkeitsprüfung notwendig (vgl. Abbildung 4.1). Es ist Ziel dieses vorgeschalteten Schritts 0-1, genau diese Wasserkörper zu identifizieren.

Abbildung 4.1 Identifizierung der Wasserkörper, für die eine Prüfung auf (Un-)Verhältnismäßigkeit angezeigt ist.



4.3 Schritt 0-2: Berechnung eines bundesweiten Durchschnittswertes für vergangene öffentlichen Ausgaben im Bereich Gewässerschutz

Im hier vorgeschlagenen „neuen Leipziger Ansatz“ werden die Ausgaben für Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustandes mit zurückliegenden öffentlichen Ausgaben im Bereich Gewässerschutz verglichen.⁵⁴ Die erforderlichen Daten finden sich in einer Aufbereitung der Jahresrechnungsergebnisse der öffentlichen Haushalte durch das Statistische Bundesamt, worin neben Bund und Ländern auch die Gemeinden und Zweckverbände enthalten sind. Die hier verwendete Aufbereitung ist beim Statistischen Bundesamt auf Anfrage erhältlich, wird aber nicht standardmäßig veröffentlicht. Die im vorliegenden Bericht verwendete aktuelle Auswertung umfasst den Zeitraum von 1992 bis 2009 (vgl. Anhang I).⁵⁵

Es stellt sich nun die Frage, welche Ausgaben der öffentlichen Haushalte sachlich dem Bereich „Gewässerschutz“ zuzuordnen sind. Es gilt also, diejenigen Ausgabenkategorien der Haushaltssystematik – das Statistische Bundesamt spricht hier von „Funktionen“ – zu finden, die sachlich den Gesamtausgaben im Bereich Gewässerschutz entsprechen. Die Haushaltsstatistik lässt es aber durchaus zu, die Ausgaben der öffentlichen Haushalte in den entsprechenden Bereichen näherungsweise abzuschätzen. Es wird deshalb vorgeschlagen, als näherungsweise Abgrenzung des Bereiches „Gewässerschutz“ die beiden Funktionen Nr. 432 „Abwasserbeseitigung“ und Nr. 623 „Wasserwirtschaft und Kulturbau“ heranzuziehen.⁵⁶ Die Tabelle 4.1 gibt die entsprechenden Daten wieder.

Die hinteren beiden Spalten der Tabelle 4.1 enthalten die inflationsbereinigten Ausgaben der öffentlichen Haushalte in den Bereichen „Abwasserbeseitigung“ sowie „Wasserwirtschaft und Kulturbau“. Die Jahresdurchschnitte, gemessen in Preisen von 2010, betragen gerundet 6.655 Mio. € bzw. 2.425 Mio. € und in der Summe 9.080 Mio. €.

Um später (in Schritt 2, vgl. Kapitel 4.5) die wasserkörperspezifische Kostenschwelle ausrechnen zu können, die u.a. von der Fläche des jeweiligen Wasserkörpers abhängt, werden die Ausgaben der öffentlichen Haushalte für den Gewässerschutz in Relation zur Fläche gesetzt. Dazu wird der Jahresdurchschnitt durch die Gesamtfläche Deutschlands von 357.167 km² geteilt. Die vergangenen durchschnittlichen Ausgaben für den Gewässerschutz betragen demnach jährlich 25.422 €/km².

Tabelle 4.1 Ausgaben der öffentlichen Haushalte in den Funktionen 432 „Abwasserbeseitigung“ und 623 „Wasserwirtschaft und Kulturbau“. Die beiden letzten Spalten geben die Aus-

⁵⁴ Warum dieser Vergleich für den hier verfolgten Zweck sinnvoll ist und auch worin die Beschränkungen dieses Ansatzes bestehen, wird in Kapitel 6 des vorliegenden Berichts diskutiert.

⁵⁵ Das Statistische Bundesamt weist darauf hin, dass 2002 eine neue Haushaltssystematik eingeführt wurde und daher ein direkter Vergleich von Zahlen vor und nach 2002 grundsätzlich nur eingeschränkt möglich ist. Durch die im hier vorgeschlagenen Verfahren vorgenommene Bildung von langjährigen Mittelwerten fällt dieses Problem jedoch nicht ins Gewicht.

Die aktuelle Datenreihe läuft von 1992 bis 2011. Es wird hier aber nur der Durchschnitt bis 2009 gebildet, weil ab Dezember 2009 der erste Bewirtschaftungszyklus der WRRL beginnt.

⁵⁶ In Anhang 1 geben wir die Zuordnungshinweise des Statistischen Bundesamtes wieder, aus denen hervorgeht, wie die Funktionen definiert sind und sich von anderen Funktionen abgrenzen.

gaben inflationsbereinigt und zwar in Preisen von 2010 wieder. Dazu wurden die Zahlen in Spalten 2 und 3 mit dem Verbraucherpreisindex gewichtet, der als Basisjahr das Jahr 2010 verwendet.

Jahr	Funktion 432 [Mio. € in je- weiligen Prei- sen]	Funktion 623 [Mio. € in je- weiligen Prei- sen]	Verbraucher- preisindex	Funktion 432 [Mio. € in Prei- sen von 2010]	Funktion 623 [Mio. € in Prei- sen von 2010]
1992	7.897	2.365	73,8	10.701	3.205
1993	7.989	2.520	77,1	10.362	3.268
1994	8.030	2.658	79,1	10.152	3.360
1995	7.602	2.429	80,5	9.443	3.017
1996	6.692	2.369	81,6	8.201	2.903
1997	6.180	2.153	83,2	7.428	2.588
1998	5.563	2.071	84,0	6.623	2.465
1999	5.483	2.099	84,5	6.489	2.484
2000	5.297	2.183	85,7	6.181	2.547
2001	5.059	1.913	87,4	5.788	2.189
2002	4.796	1.789	88,6	5.413	2.019
2003	4.605	2.100	89,6	5.140	2.344
2004	4.681	1.722	91,0	5.144	1.892
2005	4.342	1.894	92,5	4.694	2.048
2006	4.340	1.747	93,9	4.622	1.860
2007	4.365	1.675	96,1	4.542	1.743
2008	4.416	1.812	98,6	4.479	1.838
2009	4.341	1.857	98,9	4.389	1.878
2010	4.295	1.843	100,0	4.295	1.843
2011	4.337	1.877	102,1	4.248	1.838
Jährlicher Durchschnitt von 1992-2009				6.655	2.425

Quellen: Spalte 2 und 3: Statistisches Bundesamt, Rechnungsergebnisse der öffentlichen Haushalte (StaBA 2014/2015 pers. Kommunikation)

Spalte 4: StaBA 2014: Verbraucherpreisindex für Deutschland - Lange Reihen ab 1948

Spalte 5 und 6: eigene Berechnungen

Weil die Kosten für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie über den Zeitraum 2009 bis 2027, also über drei Bewirtschaftungszyklen bzw. 18 Jahre betrachtet werden, sind die Jahresdurchschnittsausgaben mit Faktor 18 zu multiplizieren. Die durchschnittlichen Ausgaben der öffentlichen Haushalte über einen Zeitraum von 18 Jahren betragen also 457.597 €/km². Mit dieser Vergleichsgröße kann nun für alle Wasserkörper oder Wasserkörpergruppen gerechnet werden.

4.4 Schritt 1: Abschätzung der wasserkörperspezifischen Kosten zur Erreichung des guten Zustands bzw. Potentials

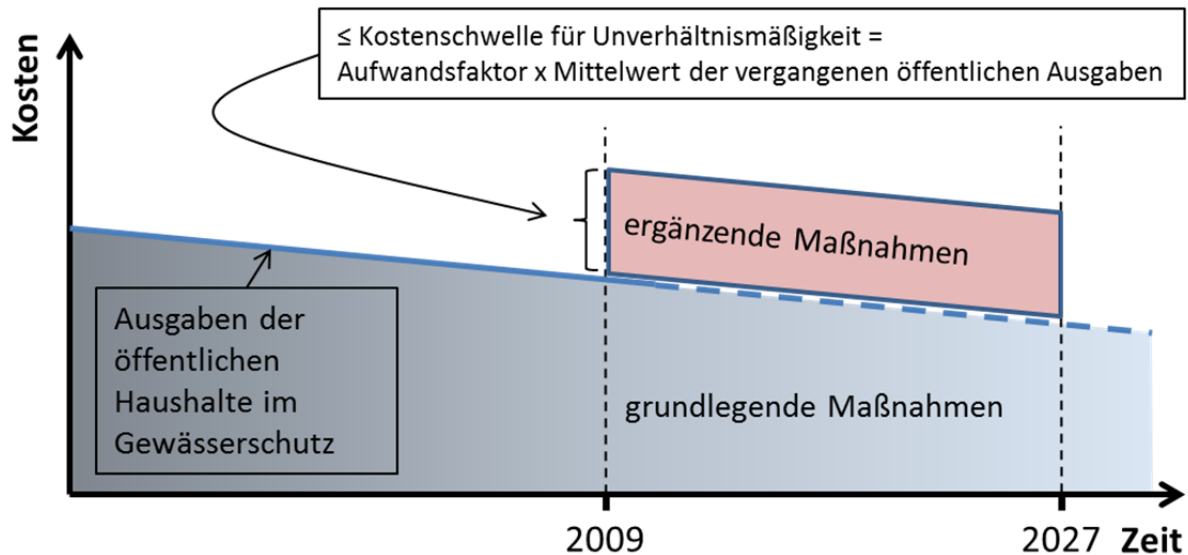
Für die im Vorschrift 0-1 ausgewählten Wasserkörper, die bis 2027 mutmaßlich nicht in einem guten Zustand/Potential sind, aber für die dennoch die Erreichung des Umweltziels prinzipiell möglich erscheint, müssen die entsprechenden Kosten ermittelt werden.⁵⁷ Es wird vorgeschlagen, für die Beurteilung der Verhältnismäßigkeit nicht nur die bis 2027 noch zu erwartenden Kosten, sondern auch die seit 2009 bereits getätigten Ausgaben für Maßnahmen zur Umsetzung der WRRL zu berücksichtigen. Damit werden auch frühzeitig ergriffene Maßnahmen in die Prüfung einbezogen und es wird umgekehrt verhindert, dass ein Stau bei der Umsetzung von Maßnahmen fälschlicher Weise den Eindruck unverhältnismäßig hoher Kosten hervorruft. Der Betrachtungszeitraum für die Verhältnismäßigkeitsprüfung erstreckt sich also über drei Bewirtschaftungszyklen und somit über einen Zeitraum von 18 Jahren.

Wie in Abschnitt 2.3.1 ausgeführt, werden bei der Bestimmung der Maßnahmenkosten die Kosten in Anschlag gebracht, die bezogen auf den betreffenden Wasserkörper anfallen würden, um im Wasserkörper einen guten Zustand/Potential zu erreichen. D.h. es werden nur die Kosten erfasst, die originär mit der Umsetzung der WRRL zusammenhängen – also Kosten für sogenannte ergänzende Maßnahmen –, nicht jedoch Kosten für grundlegende Maßnahmen im Sinne Art. 11 und Anhang VI der WRRL⁵⁸ (vgl. Abbildung 4.2).

⁵⁷ An dieser Stelle unterscheidet sich der „neue Leipziger Ansatz“ vom ursprünglichen „Leipziger Ansatz“ (Ammermüller et al. 2008, 2011b). Letzter benötigte von Beginn an Kostendaten für alle, oder zumindest für sehr viele Wasserkörper in einem Bundesland. Deshalb war es nicht möglich den ursprünglichen „Leipziger Ansatz“ in verschiedenen Bundesländern an ausgewählten Wasserkörpern zu testen.

⁵⁸ Dementsprechend dürfen nach herrschender juristischer Lehrmeinung die Kosten für sogenannte „grundlegende Maßnahmen“ (Art. 11 Abs.3 lit a) iVm Anhang VI Teil A WRRL), die sich aus der Erfüllung anderer Richtlinien (z. B. IVU-Richtlinie 2010/75/EU, Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EWG, Nitratrichtlinie 91/676/EWG) ergeben, nicht einbezogen werden, weil sich die Mitgliedstaaten zu deren Durchführung unabhängig von der WRRL verpflichtet haben. In der Praxis ist es allerdings teilweise schwer möglich, zwischen grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen zu unterscheiden. Ob beispielsweise eine Agrarumweltmaßnahme zur Verringerung diffuser Nährstoffeinträge allein der Umsetzung der Nitratrichtlinie oder vielmehr auch der Umsetzung von Zielen der WRRL dient, ist nur schwer festzustellen. Hier muss also ggf. eine überschlägige Aufteilung vorgenommen werden.

Abbildung 4.2: Illustration der anzurechnenden Maßnahmenkosten: Es werden nur die Kosten für ergänzende Maßnahmen in Anschlag gebracht. Wie aus dem Durchschnitt der vergangenen Ausgaben der öffentlichen Haushalte im Gewässerschutz sich dann eine Kostenschwelle der Verhältnismäßigkeit für die ergänzenden Maßnahmen ergibt, wird weiter unten in Schritt 2 erläutert.



Bei der Bestimmung der Maßnahmenkosten werden alle Arten von Kosten berücksichtigt, also etwa Investitionskosten wie z.B. die Aufrüstung einer Kläranlage, laufende Kosten wie z.B. Betriebskosten von Anlagen oder Agrarumweltmaßnahmen, aber auch zusätzliche Personal- und Verwaltungskosten. Zur Abschätzung der zukünftigen Kosten muss eine Maßnahmenplanung für den Wasserkörper erfolgen. Das heißt, dass

1. diejenigen Maßnahmen identifiziert werden müssen, mit denen der gute Zustand/Potential des Wasserkörpers erreicht werden kann,
2. die Kosten dieses Maßnahmenbündels überschlagen werden müssen und schließlich
3. das Maßnahmenbündel auf Kosteneffizienz geprüft werden muss, denn es dürfen für die Unverhältnismäßigkeitsprüfung nur die minimal erforderlichen Kosten der Zielerreichung angesetzt werden.

Der Aufwand für die Maßnahmenplanung, Kostenermittlung und Kosteneffizienzprüfung sollte sich in Grenzen halten – muss also selbst wieder verhältnismäßig sein.⁵⁹

⁵⁹ Zur überschlägigen Berechnung von Maßnahmenkosten können auch pauschale Kostenanschläge, wie sie in einigen Maßnahmenkatalogen zu finden sind, zu Hilfe genommen werden.

4.5 Schritt 2: Berechnung der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle für die Unverhältnismäßigkeit

Ausgehend von den vergangenen Ausgaben für Gewässerschutz (durchschnittlich 25 T€/km² pro Jahr bzw. 458 T€/km² über den Zeitraum von 18 Jahren, vgl. Kapitel 4.3) wird in diesem Schritt eine Kostenschwelle für den konkreten Wasserkörper ermittelt, der auf Unverhältnismäßigkeit getestet werden soll. Zur Ermittlung dieser wasserkörperspezifischen Kostenschwelle wird zunächst der Durchschnittswert für die Kosten pro km² Einzugsgebiet auf die Wasserkörperfläche skaliert (Schritt 2-1).

Dann werden die Durchschnittskosten mit einem „Aufwandsfaktor“ multipliziert. Dieser Faktor soll den Mehraufwand berücksichtigen, der als angemessen dafür betrachtet werden kann, dass die WRRL neue, ambitionierte Ziele für den Gewässerschutz setzt, die gegenüber der Vergangenheit ggf. eine Verstärkung der Anstrengungen notwendig machen und dementsprechend höhere Ausgaben erfordern. Aufwandsfaktor = 0 würde bedeuten, dass die vergangenen jährlichen Ausgaben zwar fortgeführt, aber nicht verstärkt werden. Für die Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie würden also keine zusätzlichen finanziellen Ressourcen eingesetzt werden. Faktor 0,5 hingegen entspräche einer Verstärkung der finanziellen Anstrengungen um 50 %. Es würden also Mehrausgaben in Höhe von 50 % der bisherigen Ausgaben für den Gewässerschutz zur Umsetzung der WRRL in die Hand genommen.

Wie sollte der Aufwandsfaktor gesetzt werden? Die Festlegung ist zwar letztendlich eine politische Entscheidung, wir schlagen aber vor, den Aufwandsfaktor von zwei Aspekten abhängig zu machen:

1. Der Aufwandsfaktor sollte berücksichtigen, wie weit ein Wasserkörper vom Ziel eines guten Zustands/Potentials entfernt ist. Wenn der Wasserkörper das Ziel schon fast erreicht hat, sind von den Maßnahmen geringere Zustandsverbesserungen und damit ein geringerer Nutzenzugewinn zu erwarten als bei einem Wasserkörper, der noch weit vom Umweltziel entfernt ist und bei dem daher mit den Maßnahmen bzw. der Zielerreichung deutlichere Zustandsverbesserungen und somit ein größerer Nutzenzugewinn verbunden sind. Deshalb schlagen wir vor, den Aufwandsfaktor vom sogenannten „Zielabstand“ abhängig zu machen. Der Zielabstand wird hier also als ein Indikator für den Nutzenzugewinn verstanden, den die Gesellschaft aus einer Verbesserung des gegenwärtigen Zustandes des Wasserkörpers hin zu einem guten Zustand/Potential zieht.
2. Darüber hinaus sollte der Aufwandsfaktor auch einbeziehen, ob die Maßnahmen neben der Verbesserung des Gewässerzustandes noch weitere positive Wirkungen erzielen, beispielsweise in Hinblick auf den Hochwasserschutz, den (terrestrischen) Naturschutz oder auf das Landschaftsbild. Solche positiven „Nebenwirkungen“ wollen wir als „Zusatznutzen“ bezeichnen. Würden durch das Maßnahmenbündel, das zur – hypothetischen – Erreichung des guten Zustands/Potentials notwendig wäre, solche

Zusatznutzen ausgelöst, sollte das im Aufwandsfaktor berücksichtigt werden.⁶⁰

Im Folgenden werden die einzelnen Teilschritte nacheinander näher beschrieben: Nach der flächenmäßigen Skalierung der Kostenschwelle (Teilschritt 2-1) erfolgt die Ermittlung des Zielabstandes (Teilschritt 2-2) und die Abschätzung des Zusatznutzens (Teilschritt 2-3). Danach wird ein Vorschlag erläutert, wie daraus der Aufwandsfaktor und damit schließlich die wasserkörperspezifische Kostenschwelle errechnet werden kann (Teilschritt 2-4).

4.5.1 Teilschritt 2-1: Skalierung auf die Fläche des Wasserkörpers

Der erste Schritt zur Ermittlung der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle für Unverhältnismäßigkeit besteht darin, den in Schritt 0-2 ermittelten Durchschnittswert für die Kosten pro Quadratkilometer Einzugsgebiet für 18 Jahre (457.597 €/km²) auf die Fläche des Einzugsgebietes des jeweiligen Wasserkörpers zu skalieren. Dies geschieht durch einfache Multiplikation des genannten Durchschnittswertes mit der Wasserkörperfläche. Diese Skalierung ist notwendig, um die flächenmäßige Ausdehnung des Wasserkörpers zu berücksichtigen.⁶¹

4.5.2 Teilschritt 2-2: Ermittlung des Zielabstandes des Wasserkörpers

Der Zielabstand „misst“ den Abstand zwischen dem derzeitigen Zustand des Wasserkörpers und dem Umweltziel des „guten Zustandes“ für natürliche Wasserkörper bzw. des guten ökologischen Potentials und guten chemischen Zustandes für A/HMWB. Der Zielabstand wird berechnet als der Mittelwert der Zielabstände der fünf Einzelkomponenten „Makrozoobenthos“, „Makrophyten“, „Phytoplankton“, „Fische“ und „Umweltqualitätsnorm“. Der Zielabstand jeder Einzelkomponente wird auf einer Skala von 0 bis 3 gemessen: Zielabstand 0 bedeutet, dass die jeweilige Komponente bereits in einem guten/sehr guten Zustand ist, Zielabstand 3 bedeutet, dass die Komponente sich gegenwärtig in einem schlechten Zustand befindet. Die Berechnung des Zielabstandes ist in Kasten 4.1 genauer erklärt.⁶²

⁶⁰ Damit wird auch der juristischen Forderung nach einer „umfassenden Nutzenerfassung“ (vgl. Abschnitt 2.3.1) genüge getan.

⁶¹ Im ursprünglichen „Leipziger Ansatz“ (Ammermüller et al. 2008, 2011b) wurde als Alternative zur Skalierung auf die Fläche eine Skalierung auf die Anzahl der Einwohner vorgeschlagen. Diese Vorgehensweise ist im Neuen Leipziger Ansatz im Prinzip auch möglich. Es ist zu prüfen, ob diese Art der Skalierung für dicht besiedelte Gebiete wie etwa die drei Stadtstaaten Berlin, Hamburg und Bremen angemessen wäre.

⁶² Das Verfahren zur Berechnung des Zielabstandes ist vom rheinland-pfälzischen Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht entwickelt worden, aber nicht veröffentlicht.

Kasten 4.1 Berechnung des Zielabstandes

Der Zielabstand eines Wasserkörpers wird berechnet als Mittelwert der Zielabstände der fünf Einzelkomponenten Makrozoobenthos, Makrophyten, Phytoplankton, Fische und Umweltqualitätsnorm.

- Makrozoobenthos, Makrophyten, Phytoplankton und Fische sind jeweils eine der vier biologischen Zielkomponenten, die mindestens den guten Zustand haben müssen, damit der Wasserkörper das in Art. 4.1 WRRL geforderte Umweltziel erreicht. Datengrundlage ist die im aktuellen Gewässerzustandsbericht dokumentierte Messung an der WRRL-Messstelle, wobei bei mehreren Messstellen das Worst-case-Prinzip zur Anwendung kommt. Die Monitoringergebnisse werden folgendermaßen codiert:

Zielabstand = 0: Ziel bereits erreicht, d.h. biologische Zielkomponente ist „gut“ oder „sehr gut“

Zielabstand = 1: Biologische Zielkomponente ist „mäßig“

Zielabstand = 2: Biologische Zielkomponente ist „unbefriedigend“

Zielabstand = 3: Biologische Zielkomponente ist „schlecht“

- Der Einzelparameter Umweltqualitätsnorm gibt an, ob die Grenzwerte für die 162 Stoffe der nationalen Oberflächengewässerverordnung eingehalten wurden. Die Datengrundlage ist hier das Monitoring an den Chemiemessstellen und Überblicksmessstellen, das im aktuellen Gewässerzustandsbericht dokumentiert wurde. Die Codierung der Monitoringergebnisse erfolgt durch nur zwei Klassen

Zielabstand = 0: Ziel bereits erreicht, d.h. alle Umweltqualitätsnormen wurden an allen Messstellen des Wasserkörpers eingehalten.

Zielabstand = 3: Mindestens eine Umweltqualitätsnorm wurde einer Messstelle nicht eingehalten.

- Hieraus berechnet sich der Gesamtzielabstand des Wasserkörpers als einfacher Mittelwert der Einzelkomponenten, für die Daten verfügbar sind. ($n = \{1, \dots, 5\}$ gibt die Zahl der Einzelkomponenten an, für die Daten verfügbar sind, d.h. Einzelkomponenten, für die keine Daten vorhanden sind, werden als durchschnittlich angenommen):

$$\text{Gesamtzielabstand WK} = \frac{\sum_n \text{Zielabstand Komponente}}{n}$$

4.5.3 Teilschritt 2-3: Ermittlung des Zusatznutzens

Um einer umfassenden Nutzenerfassung Genüge zu tun, werden in diesem Schritt alle Zusatznutzen des hypothetisch im betrachteten Wasserkörper umzusetzenden Maßnahmenbündels abgeschätzt. Das heißt, es sind hier diejenigen positiven Wirkungen zu berücksichtigen, die vom Maßnahmenprogramm des zu überprüfenden Wasserkörpers ausgehen und die über die Verbesserung des Gewässerzustands hinausgehen.⁶³ Dabei werden fünf Kategorien von Zusatznutzen zu Grunde gelegt, die häufig bei der Umsetzung von Maßnahmenprogrammen in Oberflächenwasserkörpern auftreten.⁶⁴ Die Angaben in Klammern sind nicht erschöpfend, sondern lediglich als Beispiele zu verstehen.

Die fünf Kategorien von Zusatznutzen sind:

- **Terrestrische Ökologie und terrestrischer Naturschutz** (z.B. Habitatbereitstellung, Verbesserung der Habitatqualität/-größe, Verbindung von Habitaten/grüne Korridore)
- **Frischwasserbereitstellung und -reinigung** (z.B. erhöhter Durchfluss, erhöhte Wasserqualität)
- **Hochwasserschutz** (z.B. erhöhtes Retentionsvermögen des Untergrunds, verminderte Fließgeschwindigkeit)
- **Bodenschutz** (z.B. verminderter Sedimenteintrag ins Gewässer, geringerer Verlust an Bodenfruchtbarkeit, vermiedene Kosten durch Versandung an Stauwerken)
- **Tourismus, Erholung, kulturelles Erbe, Landschaftsbild** (z.B. verbesserte Naherholung, erhöhter Tourismus, verschönertes Landschaftsbild)

Zur Beurteilung des Zusatznutzens werden in jeder der fünf Kategorien Punkte zwischen 0 und 3 vergeben:⁶⁵

- 0: Kein Zusatznutzen
- 1: Schwacher Zusatznutzen
- 2: Mittlerer Zusatznutzen
- 3: Hoher Zusatznutzen

Die Vergabe der Punkte erfolgt durch Experten, die die Situation des betreffenden Wasserkörpers gesamthaft einschätzen. Wenn möglich sollten Experten aus unterschiedlichen Fachreferaten und Disziplinen (Naturschutz, Bodenschutz, Hochwasserschutz, Tourismus etc.) in diesen Entscheidungsprozess einbezogen werden. Die Punktevergabe sollte so do-

⁶³ Der ursprüngliche „Leipziger Ansatz“ (Ammermüller et al. 2008, 2011b) enthält eine detaillierte Beschreibung, wie der Zusatznutzen ermittelt werden kann. Das hier beschriebene Vorgehen entspricht weitgehend dem dort beschriebenen Verfahren, wurde jedoch etwas vereinfacht, um die Praktikabilität zu erhöhen.

⁶⁴ Es wurde von den Autoren noch nicht abschließend diskutiert, ob Meeresschutz eine weitere Kategorie des Zusatznutzens bilden sollte.

⁶⁵ Im ursprünglichen „Leipziger Ansatz“ (Ammermüller et al. 2008, 2011b) wurde eine 6-stufige Skala von 0-5 Punkten verwendet.

kumentiert werden, dass sie für andere nachvollziehbar ist.

Bei der Punktevergabe sollten zwei Kriterien berücksichtigt werden, Relevanz und Ausmaß:

1. Die **Relevanz** des Nutzens hängt von folgenden drei Aspekten ab: (i) Die Zahl der potentiellen Nutzer, die von den positiven Wirkungen profitieren, (ii) die räumliche Wirkungsbereich der Maßnahmen (regional/überregional) und (iii) die Substituierbarkeit der Wirkungen durch benachbarte Wasserkörper/Habitate. Dabei gilt: Je höher die Zahl der potentiellen Nutzer, je größer die räumliche Wirkungsebene und je geringer die Substituierbarkeit der Wirkungen, desto höher der Zusatznutzen.
2. Das **Ausmaß** des Zusatznutzenes drückt aus, wie stark eine bestimmte positive Wirkung ausgeprägt ist. Es gilt: Je stärker die positiven Wirkungen, desto höher der Zusatznutzen.

Es wird davon abgesehen, die beiden Kriterien „Relevanz“ und „Ausmaß“ einzeln zu quantifizieren, weil damit das Verfahren sehr kleingliedrig und detailliert gestaltet werden müsste. Vielmehr wird an dieser Stelle eine holistische Experteneinschätzung als ausreichend erachtet.

Der Zusatznutzen wird zunächst für jede einzelne Nutzenkategorie separat ermittelt. Anschließend wird aus allen fünf Nutzenkategorien der Mittelwert gebildet, was bedeutet, dass alle Nutzenkategorien gleich gewichtet werden.⁶⁶ Der aggregierte Zusatznutzen eines Wasserkörpers kann entsprechend Werte zwischen 0 und 3 einnehmen.

4.5.4 Teilschritt 2-4: Ermittlung des Aufwandsfaktors und der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle für Unverhältnismäßigkeit

Der Aufwandsfaktor wird durch eine Formel errechnet, in die der Zielabstand und der Zusatznutzen des betrachteten Wasserkörpers einfließen. Die Formel soll folgende Bedingungen erfüllen:

1. Je höher der Zielabstand und je höher der Zusatznutzen ist, desto höher sollte der Aufwandsfaktor sein.
2. Wenn Zielabstand und der Zusatznutzen Null sind, sollte der Aufwandsfaktor ebenfalls 0 betragen. Das heißt, wenn ein Wasserkörper das Umweltziel guter Zustand/Potential bereits erreicht hat und kein Zusatznutzen anfällt, ist es noch verhältnismäßig, wenn in Zukunft die Ausgaben im Bereich Gewässerschutz genauso hoch sind wie in der Vergangenheit. Es ist jedoch kein Extraaufwand erforderlich.
3. Der Zielabstand sollte mit einem höheren Gewicht in die Berechnung des Aufwandsfaktors eingehen als der Zusatznutzen.

⁶⁶ Im ursprünglichen „Leipziger Ansatz“ (Ammermüller et al. 2008, 2011b) wurden Gewichtungsfaktoren eingeführt, die es ermöglichen, die einzelnen Nutzenkategorien unterschiedlich zu gewichten. Davon wird hier aus Praktikabilitätsgründen abgesehen.

4. Der Zusammenhang sollte aus Gründen der Einfachheit linear sein.

Die folgende Formel zur Berechnung des Aufwandsfaktors erfüllt diese Bedingungen und ist als Vorschlag zu betrachten:

$$\text{Aufwandsfaktor} = \frac{2}{18} \text{Zielabstand} + \frac{1}{18} \text{Zusatznutzen}$$

In diese Formel geht der Zielabstand mit doppelt so hohem Gewicht ein wie der Zusatznutzen. Der Aufwandsfaktor kann maximal den Wert 0,5 annehmen, nämlich dann, wenn sowohl Zielabstand als auch Zusatznutzen den Maximalwert 3 haben.⁶⁷ Mit anderen Worten, Unverhältnismäßigkeit ist dann gegeben, wenn allein die Ausgaben zur Erreichung eines guten Zustands/Potentials („ergänzende Maßnahmen“) an dem betreffenden Wasserkörper (summiert über die 18 Jahre von 2009 – 2027) die Hälfte der durchschnittlichen Ausgaben in der Vergangenheit (ebenfalls bezogen auf einen Zeitraum von 18 Jahren) übersteigen. Bei maximalem Zielabstand (3 Punkte) ohne weiteren Zusatznutzen beträgt der Aufwandsfaktor 0,33. Das heißt, die (über 18 Jahre summierten) Kosten zur Erreichung des guten Zustands/Potentials werden in diesem Fall als verhältnismäßig angesehen, wenn sie nicht mehr als 33 % über den durchschnittlichen Kosten in der Vergangenheit (bezogen auf 18 Jahre) liegen.

Mit dem so berechneten Aufwandsfaktor und den auf die Fläche des betreffenden Wasserkörpers bezogenen bundesdeutschen durchschnittlichen Ausgaben über 18 Jahre (Schritt 2-1, vgl. Kapitel 4.5.1) kann nun durch einfache Multiplikation die wasserkörperspezifische Kostenschwelle für die Unverhältnismäßigkeit bestimmt werden.

Eine Einschätzung, wie ambitioniert die durch unser Verfahren berechnete Verhältnismäßigkeitsschwelle ist oder ob alternativ eine höhere oder niedrigere Schwelle angesetzt werden sollte, kann substantiell erst geführt werden, wenn das Verfahren an einigen Fallstudien getestet wurde. Im folgenden Kapitel 5 wird ein empirisches Beispiel vorgestellt und diskutiert.

4.6 Schritt 3: Vergleich der Kosten mit der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle und Prüfung der Unverhältnismäßigkeit

Der letzte Schritt des Verfahrens ist trivial: Es müssen nun für den betrachteten Wasserkörper die (minimalen) Kosten zur Erreichung der Umweltziele der WRRL mit der ermittelten Kostenschwelle verglichen werden: Überschreiten die hypothetisch zur Erreichung eines guten Zustands/Potentials notwendigen Kosten (vgl. Schritt 1, Kapitel 4.4) die errechnete wasserkörperspezifische Kostenschwelle (vgl. Schritt 2-4, Kapitel 4.5.4), so ist von Unverhältnismäßigkeit auszugehen.

⁶⁷ Wenn die vier genannten Bedingungen erfüllt sein sollen, wird die Formel bestimmt durch 1. die Festlegung des relativen Gewichtes von Zielabstand und Zusatznutzen und 2. die Festlegung des Maximalwertes, also des Wertes, der sich ergibt, wenn man in die Formel für Zielabstand und Zusatznutzen den maximalen Wert 3 einsetzt.

4.7 Daten- und Informationserfordernis

Bei der Entwicklung des Verfahrens wurde darauf geachtet, die Informationsanforderungen gering zu halten und möglichst nur solche Daten zu verwenden, die den Behörden entweder sowieso vorliegen, etwa weil sie Teil der Bewirtschaftungsplanung oder des Monitorings sind, oder die für eine Verhältnismäßigkeitsprüfung unverzichtbar sind. Die Daten und Informationen über einen Wasserkörper, die zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit erforderlich sind, werden im Folgenden aufgelistet:

- **Maßnahmenkosten:** Das umfasst
 - a) Kosten von Maßnahmen⁶⁸, die seit 2009 zur Verbesserung des Gewässerzustandes bereits umgesetzt wurden,
 - b) Kosten von Maßnahmen, die zusätzlich erforderlich wären, um einen guten Gewässerzustand/gutes Potential bis 2027 zu erreichen („ergänzende Maßnahmen“).⁶⁹ Die Beschaffung dieser Daten ist sicherlich aufwändig, weil dazu zumindest eine grobe Maßnahmenplanung erforderlich ist. Sie ist aber unumgänglich, weil das gesamte Verfahren darauf ausgerichtet ist, die Verhältnismäßigkeit eben dieser Kosten zu prüfen.
- **Fläche des Wasserkörpers**
- **Zielabstand des Wasserkörpers:** Die Berechnung des Zielabstandes kann mit Daten des regelmäßigen Gewässermonitorings nach Art. 8 WRRL durchgeführt werden.
- **Zusatznutzen:** Die Ermittlung des Zusatznutzens erfordert die Einschätzung von einem oder mehreren Experten, die mit der Situation vor Ort vertraut sind und die die Wirkungen des geplanten Maßnahmenprogramms einschätzen können.

⁶⁸ Hier dürfen nur die Kosten für ergänzende Maßnahmen veranschlagt werden, vgl. Kapitel 4.4.

⁶⁹ Wie oben bereits erläutert, sollten nur die Kosten für das kosteneffiziente Maßnahmenbündel aufgeführt werden.

5 Fallbeispiel für ein Oberflächengewässer in Deutschland

In diesem Kapitel wird der „neue Leipziger Ansatz“ beispielhaft auf ein konkretes Flusseinzugsgebiet in Deutschland angewandt. Dadurch wird exemplarisch illustriert, wie das Verfahren funktioniert und welche praktischen Probleme dabei auftreten.

Der Aufbau des Kapitels folgt den im vorigen Kapitel beschriebenen Verfahrensschritten eins bis drei. Zunächst wird aber das Beispielgewässer kurz charakterisiert (Abschnitt 5.1). Im abschließenden Abschnitt 5.5 werden die Ergebnisse der Fallstudie reflektiert.

5.1 Allgemeine Charakterisierung des Gewässers⁷⁰

Bei dem Gewässer handelt es sich um einen Nebenfluss mit einer Gesamteinzugsgebietsfläche von 375 km². Es besteht aus sieben Oberflächenwasserkörpern. Einer der Wasserkörper wurde als „natürlich“ eingestuft (NWB – Natural Water Body), die anderen sechs Wasserkörper als erheblich verändert (Heavily Modified Water Bodies – HMWB). Grund für die Ausweisung als HMWB ist Urbanisierung. Die Überprüfung auf Unverhältnismäßigkeit soll für alle sieben Oberflächenwasserkörper gemeinsam vorgenommen werden.⁷¹

Das Einzugsgebiet wird landwirtschaftlich intensiv genutzt und ist dicht besiedelt. Hohe Nährstoffbelastungen aus diffusen Einträgen und aus Punktquellen sowie eine schlechte Gewässermorphologie haben zur Folge, dass alle Wasserkörper aktuell in keinem guten Zustand sind. Die hohe Eutrophierungsneigung ist vor allem auf die hohe Konzentration an Gesamtphosphor zurückzuführen, aber auch morphologische Komponenten wie Abflusscharakter (z.B. Gefälle), Lichtverhältnisse (z.B. Beschattung) und Strömung (Fließgeschwindigkeit) spielen dabei eine wichtige Rolle.

Es wird im Prinzip für möglich gehalten, dass das Gewässer bis 2027 einen guten Zustand erreicht, wenn entsprechende Maßnahmen ergriffen werden. Eine Prüfung, ob die Maßnahmenkosten noch verhältnismäßig sind, scheint allerdings angebracht.

5.2 Schritt 1: Abschätzung der wasserkörperspezifischen Kosten

Das Maßnahmenprogramm, mit dem die Zielerreichung guter Zustand/Potential für alle sieben Oberflächenwasserkörper bis 2027 als möglich erachtet wird, umfasst Maßnahmen zur Reduzierung der Eutrophierungsneigung und gewässermorphologische Maßnahmen. Diese sind im Folgenden kurz zusammengefasst:

⁷⁰ Auf Wunsch des Auftraggebers wurde auf die Angabe der Quellen für die in diesem Kapitel verwendeten empirischen Daten verzichtet.

⁷¹ Artikel 4.5 WRRL verlangt, dass sich die Begründung für eine Zielabsenkung auf einen Wasserkörper beziehen muss. Da sich die Wirkungen und Kosten vieler Maßnahmen aber oft nicht genau auf einzelne Wasserkörper, wohl aber auf kleine Gruppen von Wasserkörpern beziehen lassen, wird es für sinnvoll und zulässig erachtet, die Verhältnismäßigkeitsprüfung für Gruppen von Wasserkörpern gemeinsam vorzunehmen. Vgl. Abschn. 2.3.1 und 4.1.

1. Maßnahmen zur Reduzierung der Eutrophierungsneigung

- Maßnahmen an kommunalen Kläranlagen: Optimierung der chemischen Fällung (P-Elimination) bei allen Anlagen und Einrichtung einer nachgeschalteten Flockungsfiltration bei Anlagen ab 5.000 EW Ausbaugröße
- Maßnahmen in der Mischkanalisation: Einbau von Retentionsbodenfiltern bei rund 70 % der Mischwasseranlagen
- Errichtung von Uferandstreifen von 5-15 m Breite je Gewässerseite
- Initialpflanzung zur Beschattung des Gewässers
- Maßnahmen zur Abwasserbeseitigung⁷²

Nach Einschätzung der Experten sind diese Maßnahmen dazu geeignet, die Phosphorkonzentration im Gewässer auf < 0,1 mg/l im Jahresmittel zu senken und die Eutrophierungsneigung des Gewässers zu reduzieren.

2. Gewässermorphologische Maßnahmen

Obwohl sechs der sieben Wasserkörper erheblich verändert sind, ist für die Erreichung des guten ökologischen Potentials nach Angaben der Experten eine umfassende morphologische Aufwertung der Gewässer erforderlich. Diese Maßnahmen beeinträchtigen nicht die menschlichen Tätigkeiten, die der Grund für die Einordnung als HMWB waren. Die Maßnahmen sind so konzipiert, dass sich der gute morphologische Zustand mittelfristig (innerhalb von 8 bis 12 Jahren) einstellen wird.

- Erweiterte Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur: z.B. Einbringen von Störsteinen und Totholz, Einbau von Strömungslenkern, Anlegen von Uferbuchten, Umgestaltung von Mündungen, Einbringen von Grundswellen, Wiederanbindung von Alt- und Nebenarmen, Anlegen einer Flutmulde, Anlegen von Feuchtbiotopen, Umgestaltung von Abstürzen und Gleiten, Gewässeraufweitungen, Uferabflachungen und Sohlanhebungen.

Hinsichtlich des Betrachtungszeitraums wird davon ausgegangen, dass im Jahr 2015 mit der Umsetzung der Maßnahmen an den kommunalen Kläranlagen und in der Mischkanalisation begonnen wird und dass die verbesserten Anlagen Anfang 2016 ihren Betrieb aufnehmen werden. Die laufenden Kosten für diese Maßnahmen sind somit für einen Zeitraum von 12 Jahren (2016-2027) zu ermitteln. Wann genau die investiven Maßnahmen im Zeitraum 2009-2027 umgesetzt werden (bzw. wurden) ist für die Berechnung der Gesamtkosten irrelevant.⁷³

⁷² Diese Maßnahmen wurden zwischen 2009 und 2012 bereits durchgeführt. Für diese Maßnahmen werden nur Investitionskosten angesetzt.

⁷³ Es wurde davon abgesehen, die Kosten zu diskontieren, weil keine ausreichenden Informationen über den Umsetzungszeitraum vorliegen.

Grundsätzlich wird davon ausgegangen, dass bei Umsetzung aller Maßnahmen die Zielerreichung bis spätestens 2027 möglich ist.⁷⁴ Die investiven und laufenden Kosten der Maßnahmen sind in Tabelle 5.1 zusammengestellt.

Tabelle 5.1: Maßnahmenkosten für alle sieben Wasserkörper im Zeitraum 2009-2027. Bei der Berechnung der Gesamtkosten ist zu beachten, dass die laufenden Kosten erst ab 2016 anfallen und von einer Diskontierung abgesehen wurde.

Maßnahme	Investitionskosten [€]	Laufende Kosten [€/a]
Durchgeführte Maßnahmen zur Abwasserbeseitigung (2009-2012)	2.714.290	-
Maßnahmen an kommunalen Kläranlagen	11.411.000	156.295
Maßnahmen in der Mischkanalisation	38.925.110	409.738
Uferrandstreifen (Grunderwerb)	5.765.000	-
Initialpflanzung	6.918.000	-
„Erweiterte“ gewässermorphologische Maßnahmen (Erd-/Wasserbau, Pflanzmaßnahmen, weitere Kosten)	6.814.900	-
Summe	72.548.300	566.033 (= 6.792.396 € in 12 Jahren)
Gesamtkosten der Maßnahmen: 79.340.696€		

⁷⁴ Konkrete Berechnungen deuten allerdings darauf hin, dass die aufgeführten Maßnahmen die gewünschte Wirkung in Hinblick auf die biologischen Qualitätskomponenten vermutlich erst nach ca. 20 Jahren entfalten werden. Erforderlich für die Zielerreichung wären zudem vermutlich noch weitere Maßnahmen, wie z.B. Maßnahmen zur Reduzierung der diffusen Einträge aus der Landwirtschaft (z.B. erosionsmindernde Bodenbearbeitung, Umwandlung von Ackerland in extensiv genutztes Grünland etc.) und Maßnahmen zur Reduzierung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln. Zu diesen Maßnahmen lagen keine Kostendaten vor.

5.3 Schritt 2: Berechnung der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle

5.3.1 Teilschritt 2-1: Skalierung auf die Fläche der Wasserkörpergruppe

An dieser Stelle wird der in Schritt 0-2 ermittelte Durchschnittswert für die Kosten von 25.422 €/km² pro Jahr und 457.597 €/km² über einen Zeitraum von 18 Jahren auf die Fläche der Wasserkörpergruppe skaliert, indem er mit der Fläche von 375 km² multipliziert wird. Die auf das Beispielgewässer bezogenen Kosten für den Gewässerschutz in der Vergangenheit betrugen demnach $25.422 \text{ €/km}^2 \text{ a} \times 375 \text{ km}^2 = 9.533.275 \text{ €/a}$. Über den Betrachtungszeitraum von 18 Jahren ergibt sich ein Wert von 171.598.954 €.

5.3.2 Teilschritt 2-2: Ermittlung des Zielabstandes der Wasserkörpergruppe

Die Zielabstände der einzelnen Wasserkörper errechnen sich aus der Einstufung des ökologischen Zustands wie in Abschnitt 4.5.2 (Schritt 2-2, vgl. Kasten 4.1) beschrieben. Der Zielabstand des gesamten Einzugsgebiets wurde als Durchschnitt der Zielabstände der sieben Wasserkörper berechnet und beträgt 2,12.

Tabelle 5.2: Einstufung des Zustands der Wasserkörper (Stand 2014):

Wasserkörper	Makrozoobenthos	Makrophyten/ Phytobenthos	Phytoplankton ⁷⁵	Fische	UQN
#1 HMWB	schlecht	k.A.	nicht erfasst	gut	nicht eingehalten
#2 HMWB	unbefriedigend	mäßig	nicht erfasst	mäßig	nicht eingehalten
#3 HMWB	unbefriedigend	mäßig	nicht erfasst	gut	nicht eingehalten
#4 NWB	schlecht	k.A.	nicht erfasst	k.A.	nicht eingehalten
#5 HMWB	schlecht	unbefriedigend	nicht erfasst	k.A.	nicht eingehalten
#6 HMWB	schlecht	gut	nicht erfasst	schlecht	nicht eingehalten
#7 HMWB	unbefriedigend	k.A.	nicht erfasst	schlecht	eingehalten

k.A.: keine Angaben

Tabelle 5.3: Zielabstand der Wasserkörper (Stand 2014)

Wasserkörper	Makrozoobenthos	Makrophyten/ Phytobenthos	Phytoplankton	Fische	UQN	Zielabstand
#1 HMWB	3	-	-	0	3	2,00
#2 HMWB	2	1	-	1	3	1,75
#3 HMWB	2	1	-	0	3	1,50
#4 NWB	3	-	-	-	3	3,00
#5 HMWB	3	2	-	-	3	2,67
#6 HMWB	3	0	-	3	3	2,25
#7 HMWB	2	-	-	3	0	1,67
Durchschnitt:						2,12

⁷⁵ Phytoplankton ist bei diesem Fließgewässertyp praktisch nicht vorhanden und für den ökologischen Zustand nicht relevant.

5.3.3 Teilschritt 2-3: Ermittlung des Zusatznutzens

Im Fallbeispiel wurde es für sinnvoll erachtet, den Zusatznutzen für alle sieben Wasserkörper gemeinsam zu ermitteln. Grundlage waren Telefoninterviews mit zwei Experten der zuständigen Behörden. Beide Experten schätzten unabhängig voneinander den Zusatznutzen für alle fünf Nutzenkategorien gleich ein. Qualitativ wurde der Zusatznutzen von den Experten folgendermaßen beschrieben:

1. *Terrestrische Ökologie und Naturschutz*: Die Maßnahmen wirken sich sehr positiv auf Biotopvernetzung und Biodiversität aus (Flächenankauf, Einrichtung von Vogelschutzgebieten und Naturschutzgebieten). Das Gewässer ist Vogelschutzgebiet und gehört zum europäischen Schutzgebietssystem Natura2000.
2. *Frischwasserbereitstellung und -reinigung*: Im Einzugsgebiet gibt es keine Wasserversorgungsunternehmen oder industriellen Nutzer, die von einer verbesserten Wasserqualität profitieren könnten.
3. *Hochwasserschutz*: Die gewässermorphologischen Maßnahmen wirken sich positiv auf die Hochwasserretention aus, da das Gewässer aus dem engen Bett befreit wird. Das Ausmaß ist abhängig von den Streckenkilometern, an denen Maßnahmen durchgeführt werden. Es gibt Synergieeffekte mit der EG-Hochwasserschutzrichtlinie.
4. *Bodenschutz*: Für den Bodenschutz ergeben sich sehr positive Wirkungen auf die Flächen, die angekauft werden und auf denen dann keine Landwirtschaft mehr stattfindet. Großflächig sind die Wirkungen aber eher begrenzt. Die Renaturierung von Auen bewirkt, dass bei Hochwasser erodierter Boden zurückgehalten wird. Allgemein erhöhen Gewässerschutzmaßnahmen das Bewusstsein für Bodenschutz in der Gesellschaft.
5. *Tourismus, Erholung, kulturelles Erbe, Landschaftsbild*: Das Einzugsgebiet ist ein wichtiges Naherholungsgebiet für viele Einwohner aus dem weiteren Umkreis. Es ist bereits ein Radwanderweg entlang des Gewässers vorhanden, der eine wichtige überregionale Verbindungsachse darstellt und einige Einkehrmöglichkeiten bietet. Durch die Maßnahmen wird die Attraktivität des Gebiets deutlich erhöht, weil das Landschaftsbild verschönert und Wasser wieder besser erlebbar wird. Indem dem Gewässer wieder mehr Raum gegeben wird entstehen z.B. im Winter Eisflächen zum Schlittschuhlaufen. Das Gewässer ist kulturgeschichtlich von besonderer Bedeutung, u.a. aufgrund einiger historischer Mühlen.

Die quantitative Bewertung des Zusatznutzens ist in Tabelle 5.4 dargestellt. Es ergibt sich für das Einzugsgebiet insgesamt ein Zusatznutzen von 2,0.

Tabelle 5.4: Zusatznutzen der Wasserkörper

Wasser- körper	Ökologie und Na- turschutz	Frischwas- serbereitstel- lung und - reinigung	Hoch- wasser- schutz	Boden- schutz	Tourismus, Er- holung, kulturel- les Erbe, Land- schaftsbild	Zusatz- nutzen (Mittel- wert)
#1 HMWB	„hoch“: 3	„kein Zusatz- nutzen“: 0	„mittel“: 2	„mittel“: 2	„hoch“: 3	2,0
#2 HMWB						
#3 HMWB						
#4 NWB						
#5 HMWB						
#6 HMWB						
#7 HMWB						

5.3.4 Teilschritt 2-4: Ermittlung des Aufwandsfaktors und der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle

Der Zielabstand im betrachteten Gewässer beträgt 2,12 und der Zusatznutzen 2,0. Aus der in Abschnitt 4.5.4 beschriebenen Formel ergibt sich damit ein Aufwandsfaktor von

$$\frac{2}{18} 2,12 + \frac{1}{18} 2,0 = 0,34\bar{6}$$

Die Kostenschwelle für die Unverhältnismäßigkeit kann berechnet werden, indem man die auf das Einzugsgebiet bezogenen zurückliegenden durchschnittlichen Ausgaben für den Gewässerschutz für 18 Jahre (vgl. Kapitel 5.3.1) mit dem Aufwandsfaktor multipliziert:

$$171.598.954 \text{ €} \times 0,34\bar{6} = 59.487.637 \approx 59 \text{ Mio. €}$$

Mit anderen Worten, die im Zeitraum 2009-2027 anfallenden Maßnahmenkosten zur Erreichung des guten Zustands/Potentials im betrachteten Einzugsgebiet sind dann unverhältnismäßig, wenn sie die Schwelle von rund 59 Mio. € übersteigen.

5.4 Schritt 3: Vergleich der Kosten mit der wasserkörperspezifischen Kostenschwelle und Prüfung auf Unverhältnismäßigkeit

Der Vergleich der in Schritt 1 ermittelten Maßnahmenkosten von ca. 79,3 Mio. € mit der in Schritt 2 bestimmten Kostenschwelle der Unverhältnismäßigkeit von 59 Mio. € ergibt, dass im betrachteten Fall die Erreichung eines guten Zustands/Potentials unverhältnismäßig teuer ist und daher die Ziele abgesenkt werden können.

5.5 Erfahrungen aus der praktischen Anwendung des Verfahrens

Das Verfahren ließ sich insgesamt problemlos auf das Fallbeispiel anwenden. Am aufwendigsten erwies sich Schritt 1, da die Informationen über die erforderlichen Maßnahmen und Maßnahmenkosten für eine Zielerreichung bis 2027 aus verschiedenen Studien und Quellen zusammengetragen werden mussten. Auch war nicht immer klar, welche Maßnahmen seit 2009 bereits durchgeführt wurden bzw. wann genau welche Maßnahmen in Zukunft durchgeführt werden sollten. Diese zeitliche Terminierung ist aber notwendig für die genaue Kosten-

abschätzung, vor allem wenn es sich um laufende Kosten handelt.

Eine grundsätzliche Schwierigkeit besteht darin, die zeitliche Wirkung gewässermorphologischer Maßnahmen einzuschätzen. Im Fallbeispiel wurden gewässermorphologische Maßnahmen ausgewählt, die gewährleisten sollen, dass innerhalb von 8 bis 12 Jahren eine gute Struktur erreicht sein wird. Trotzdem bleibt unsicher, wie sich die biologischen Qualitätskomponenten zeitlich tatsächlich entwickeln werden.

Die genaue Unterscheidung in „grundlegende Maßnahmen“ und „ergänzende Maßnahmen“ erwies sich auch im Fallbeispiel als schwierig (vgl. Abschnitt.4.4). In Gesprächen mit den zuständigen Experten wurde klar, dass bereits seit längerem viele Einzelmaßnahmen durchgeführt wurden, die mitunter den Zielen der WRRL dienen, jedoch nicht explizit im Maßnahmenprogramm auftauchen, wie z.B. Agrarumweltmaßnahmen.

Die Ermittlung des Zielabstands bereitete keine Schwierigkeiten, da auf vorhandene Monitoringdaten zurückgegriffen werden konnte. Was den Zusatznutzen angeht, so fiel es den interviewten Experten relativ leicht, sich vorzustellen, welche gesellschaftsrelevanten positiven Wirkungen von den geplanten Maßnahmen zu erwarten sind und wie hoch dieser Zusatznutzen einzuschätzen ist. Die Unterscheidung der fünf Kategorien von Zusatznutzen erwies sich dabei als hilfreich. Die Ermittlung des Zusatznutzens ist mit einem gewissen Aufwand verbunden, weil das Wissen mehrerer Experten zusammengeführt und der Nutzen quantitativ bewertet werden muss.

6 Diskussion und Ausblick

6.1 Leistungen des „neuen Leipziger Ansatzes“

Es war das Ziel des Projektes, ein Verfahren zu entwickeln, das es ermöglicht, die Kosten von wasserkörperspezifischen Maßnahmenprogrammen auf Unverhältnismäßigkeit zu prüfen und auf diese Weise ggf. weniger strenge Umweltziele zu begründen. Das Verfahren soll dabei für Oberflächenwasserkörper anwendbar sein, unabhängig davon, ob es sich um natürliche oder um erheblich veränderte bzw. künstliche Wasserkörper handelt. Daneben soll das Verfahren die vier Anforderungen der *Legalität*, *Praktikabilität*, *Beitrag zur Harmonisierung* sowie *Kosten-Nutzen-Abwägung und Zumutbarkeit* erfüllen (vgl. Abschnitt 1.2).

Der im vorliegenden Bericht entwickelte „neue Leipziger Ansatz“ beschreibt genauso ein Verfahren zur Prüfung von Maßnahmenprogrammen zur Erreichung des guten Zustands/Potentials von Oberflächengewässern. Es ist ein pragmatisches, einfaches Verfahren, das für die Anwendung auf eine große Zahl von Oberflächenwasserkörpern entwickelt worden. Betrachtet werden können sowohl natürliche als auch erheblich veränderte oder künstliche Wasserkörper anwendbar. Kernidee des Verfahrens ist, eine wasserkörperspezifische Kostenschwelle für die Unverhältnismäßigkeit zu bestimmen. Ausgangspunkt für die Ableitung der Schwelle sind die durchschnittlichen vergangenen Ausgaben der öffentlichen Haushalte für den Gewässerschutz. Dieser Durchschnittswert wird auf die Fläche des Wasserkörpers skaliert und an die dortigen Verhältnisse angepasst, indem der Nutzen berücksichtigt wird, den das Erreichen eines guten Zustands/Potentials bringen würde. Weil das Verfahren sich wesentlich auf Durchschnittswerte vergangener Ausgaben stützt und der Nutzen von Verbesserungsmaßnahmen nur vergleichsweise pauschal in die Berechnung der Kostenschwelle einfließt, sollten Wasserkörper mit speziellen, komplexen Problemlagen aufwändigere Nutzenbetrachtungen durchgeführt werden. Dies gilt z.B. auch, wenn von den geplanten Renaturierungsmaßnahmen an einem Wasserkörper sehr viele Menschen profitieren sind, weil er etwa in einer Stadt liegt. Mit anderen Worten, der von den Autorinnen und Autoren vorgeschlagene neue Leipziger Ansatz ist für Anwendung im Regelfall konzipiert worden und nicht für besonderen Problemlagen, die eine vertiefte Nutzenbetrachtung erfordern.

Nach Artikel 4.5 WRRL sollten sich die Begründungen für Zielabsenkungen auf einzelne Wasserkörper beziehen lassen. Das steht nach Meinung der Autorinnen und Autoren nicht im Widerspruch dazu, Gruppen von Wasserkörpern (management units) gemeinsam zu betrachten, wenn etwa die Wirkung der Maßnahmen auf die einzelnen Wasserkörper nur schwer aufteilen lässt. Das hier vorgeschlagene Verfahren für die Verhältnismäßigkeitsprüfung ist ohne Änderungen sowohl für einzelne Wasserkörper als auch für Gruppen von Wasserkörpern anwendbar. Dementsprechend wurde im hier beschriebenen Fallbeispiel (vgl. Kapitel 5) eine Gruppe von 7 Wasserkörpern gemeinsam betrachtet.

Der hier entwickelte „neue Leipziger Ansatz“ erfüllt die oben genannten Anforderungen. Seine Ausgestaltung trägt neben dem Streben nach wissenschaftlicher Konsistenz vor allem auch der praktischen Anwendbarkeit Rechnung: So wurde großer Wert auf moderate Datenanforderungen gelegt (vgl. Abschnitt 6.4) und die Berechnungsverfahren wurden möglichst einfach und transparent gehalten. Insbesondere durch die moderaten Datenanforderungen ist das Verfahren grundsätzlich in allen Flächenbundesländern anwendbar. Das Verfahren ist mit den bestehenden Rechtsnormen kompatibel (vgl. Abschnitt 6.3) und trägt Kosten-Nutzen-Überlegungen Rechnung (vgl. Abschnitt 6.2)

6.2 Der Vergleichsmaßstab: „Unverhältnismäßig“ im Vergleich wozu?

In Kapitel 2 wurde erläutert, dass es grundsätzlich zwei mögliche Vergleichsmaßstäbe für Unverhältnismäßigkeit gibt: Die Kosten zur Erreichung der Umweltziele können 1. deren positiven Wirkungen (Kosten-Nutzen-Kalkül) und 2. der finanziellen Belastbarkeit der Kostenträger (Zumutbarkeit) gegenübergestellt werden. Der hier entwickelte Ansatz basiert auf beiden Argumentationslinien, wobei beides Mal eine pragmatische Begründung erfolgt:

- Die WRRL zielt auf die Mitgliedsstaaten, in unserem Fall die Bundesrepublik Deutschland. Argumentiert man im 2. Argumentationsmuster der finanziellen Belastbarkeit, liegt der Maßstab daher grundsätzlich in der finanziellen Belastungsfähigkeit der Bundesrepublik Deutschland als Ganzer. Da jedoch bei der Verwendung von öffentlichen Finanzmitteln immer Abwägungen zwischen unterschiedlichen Politikzielen zu treffen sind und außerdem die Finanzkraft der Bundesrepublik auf Bundesländer und dann auf die Masse der Wasserkörper herunterzubrechen ist, geht es hier letztlich um die Frage der Prioritätensetzung, d.h. um die Frage: Wie viel Mittel ist die Gesellschaft bereit, für die Erreichung von Gewässerschutzzielen insgesamt und vor Ort zu investieren? Da derartige Werte sich in der Regel nicht kurzfristig ändern, kann die von uns gewählte Vergleichsgröße, nämlich die zurückliegenden öffentlichen Ausgaben im Bereich Gewässerschutz (vgl. Abschnitt 4.3), als grober Anhaltspunkt für die Prioritätensetzung der Gesellschaft und auch für deren finanzielle Belastbarkeit angesehen werden, denn diese Ausgaben kamen letztlich durch politische Abwägung zustande. Durch die Wahl des Vergleichsmaßstabs werden in unserem Verfahren also Aspekte der finanziellen Belastungsfähigkeit des Staates als Aufgabenträger berücksichtigt. 50 % der durchschnittlichen zurückliegenden öffentlichen Ausgaben im Bereich Gewässerschutz bilden eine Obergrenze für die Mehrausgaben im Sinne der WRRL.
- Gleichzeitig spielt die Berücksichtigung des Nutzens, der durch die Verbesserung des Gewässerzustands generiert wird, eine wesentliche Rolle im hier vorgeschlagenen „neuen Leipziger Ansatz“ (1. Argumentationsmuster): Der Zielabstand ist ein Indikator für den Nutzen, den die Verbesserung des Gewässerzustandes vom Status quo hin zum guten Zustand/Potential mit sich bringt. Ist der Zielabstand groß, d.h. bringen die Maß-

nahmen starke Verbesserungen, wird die Kostenschwelle, ab der Kosten als unverhältnismäßig anzusehen sind, entsprechend angehoben. Ist der Zielabstand klein, d.h. wurde der gute Zustand bereits fast erreicht, wird die Kostenschwelle nur geringfügig oder gar nicht angehoben. Gleiches gilt für eventuell anfallenden Zusatznutzen. Das vorgeschlagene Verfahren schließt somit Kosten-Nutzen-Abwägungen auf der Ebene der Wasserkörper mit ein.

Insgesamt lässt sich festhalten, dass der hier vorgeschlagene „neue Leipziger Ansatz“ Belastbarkeitsüberlegungen auf nationaler Ebene kombiniert mit Kosten-Nutzen-Abwägungen auf lokaler Ebene.

6.3 Juristische Einschätzung des „neuen Leipziger Ansatzes“

Nach überschlagsmäßiger Prüfung entspricht die vorgestellte Methode zur Bestimmung des unverhältnismäßigen Aufwandes den rechtlichen Anforderungen, die zum einen von § 30 WHG/Art.4 Abs.5 WRRL aufgestellt werden und die zum anderen von der Rechtsprechung für fachliche Bewertungskonzepte entwickelt worden sind. Sie ist daher mit dem Geist der WRRL vereinbar. Mangels existierender einschlägiger Rechtsprechung zu § 30 WHG und Art.4 Abs.5 WRRL ist jedoch zum jetzigen Zeitpunkt eine abschließende juristische Bewertung nicht möglich.

Festzuhalten ist zunächst, dass, auch wenn § 30 WHG / Art. 4 Abs.5 WRRL eine einzelfallbezogene Bestimmung der Unverhältnismäßigkeit erfordert, dies nicht der Anwendung einer einheitlichen Methode zur Bestimmung der Unverhältnismäßigkeit entgegensteht. Denn zum einen ist die Anwendung von fachwissenschaftlichen Konzepten zur Bestimmung von unbestimmten Rechtsbegriffen durchaus üblich und rechtlich anerkannt, ebenso wie die Bestimmung der Verhältnismäßigkeit unter zu Grundlegung eines vorgezeichneten methodischen Prüfrasters. Da die Erfassungs- und Bewertungsmethoden zur Bestimmung des unverhältnismäßigen Aufwandes nicht normativ festgelegt sind, sind auch die Mitgliedstaaten und zuständigen Behörden nicht auf ein bestimmtes Verfahren festgelegt, sondern haben gewisse Spielräume in der Methodenwahl.

Indem die vorgestellte Methode „neuer Leipziger Ansatz“ den gegenwärtigen Wissensstand widerspiegelt, auf allgemein anerkannten, fachwissenschaftlichen Bewertungsmaßstäben beruht, erfüllt sie die grundlegenden Kriterien, die von der Rechtsprechung an eine fachwissenschaftliche Methode gestellt werden. Die Methode stützt sich auf ein breites Begründungsprofil, ist auf eine einheitliche und gleichmäßige Durchführung angelegt und misst die Schwelle des unverhältnismäßigen Aufwandes nicht lediglich in betriebswirtschaftlichen, sondern auch in volkswirtschaftlichen Kategorien.

Die erforderlichen Daten und entwickelten Prüfstufen stehen nach erster Einschätzung mit den in Abschnitt 2.3 dargestellten Maßstäben der Abwägungsentscheidung zur Bestimmung eines unverhältnismäßigen Aufwandes in Einklang. Die Vorgehensweise und insbesondere

die Verknüpfung von Zumutbarkeitsargumenten und Kosten-Nutzen-Abwägungen erscheint sachgerecht. Ferner kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Methode willkürliche Annahmen zugrunde legt oder von offensichtlichen Unwahrscheinlichkeiten ausgeht. Der Rückgriff auf eine qualitative Bewertung des Zusatznutzens ist angesichts der Schwierigkeiten bezüglich der Monetarisierung von Umweltgütern rechtlich vertretbar.

Das Verfahren zur Ermittlung der Verhältnismäßigkeit mittels der verfügbaren Daten unter Veranschlagung eines Aufwandsfaktors weist einen ausreichenden Differenzierungsgrad auf und stellt zudem sicher, dass nur dann, wenn die Kosten den Nutzen überschreiten, eine Unverhältnismäßigkeit angenommen werden kann. Geringfügige Kostenüberschreitungen führen bei Anwendung dieser Methode nicht zur Annahme einer Unverhältnismäßigkeit. Zudem wird über die Berücksichtigung des Zusatznutzens sichergestellt, dass eine volkswirtschaftliche Nutzenbetrachtung durchgeführt wird, die sich nicht nur in der Betrachtung der wasserwirtschaftlichen Vorteile der Maßnahme erschöpft. Auch wird keine statische Verhältnismäßigkeitsgrenze gezogen, sondern es wird durch die Verknüpfung von Kosten, Nutzen und Ist-Gewässerzustand gewährleistet, dass der Aufwand in Bezug zum Nutzen der Bewirtschaftungsziele betrachtet wird. Über den variablen, ansteigenden Aufwandsfaktor in Abhängigkeit vom Ist-zum-Soll-Gewässerzustand (Zielabstand) und vom Zusatznutzen wird außerdem sichergestellt, dass bei höherem Nutzen auch ein höherer Aufwand zu tragen ist, der erst bei Überschreiten der bisherigen Anstrengungen um einen bestimmten Faktor unzumutbar wird.

6.4 Datenbedarf des „neuen Leipziger Ansatzes“

Das Verfahren zeichnet sich durch einen geringen Datenbedarf aus (vgl. auch Abschnitt 4.7). Selbstverständlich müssen für den betrachteten Wasserkörper die (minimalen) Kosten für eine vollständige Erreichung des Umweltzieles abgeschätzt werden. Um diesen Schritt kommt grundsätzlich keine Unverhältnismäßigkeitsprüfung herum, denn genau diese Kosten sollen ja auf Unverhältnismäßigkeit geprüft werden. Darüber hinaus werden zum einen benötigt die Fläche des Wasserkörpers und (zur Berechnung des Zielabstandes) Informationen zum gegenwärtigen Gewässerzustand mit Blick auf die fünf Kategorien Makrozoobenthos, Makrophyten, Phytoplankton, Fische und Umweltqualitätsziele. Diese Informationen sind Ergebnisse des regelmäßigen Gewässermonitorings und deshalb nicht mit zusätzlichem Aufwand verbunden. Zum anderen muss der Zusatznutzen ermittelt werden. Dies erfordert zwar eine genauere Betrachtung der Wirkungen der Maßnahmen, allerdings genügt hier eine Experteneinschätzung.

6.5 Ausblick

Die Berechnung des Aufwandsfaktors für die wasserkörperspezifischen Kostenschwellen (vgl. Abschnitt 4.5.4) stellt letztendlich eine politische Setzung dar, denn es geht im Kern um

die Frage, wie viel zusätzlichen Aufwand für die Erreichung der Umweltziele der WRRL die Gesellschaft bereit ist aufzubringen. Hier können wir nur einen Vorschlag unterbreiten. Um einen möglichst fundierten Vorschlag machen zu können, ist der Abgleich mit möglichst mehreren und verschiedenen Fallstudien unverzichtbar. Da im Zeitrahmen des vorliegenden Projekts nur eine Fallstudie mit Daten untersetzt werden konnte, ist der Vorschlag hinsichtlich der Berechnung des Aufwandsfaktors als vorläufig anzusehen. Die Autorinnen und Autoren sind dennoch davon überzeugt, dass er als grober Anhaltspunkt dienen kann.

Das hier entwickelte Verfahren zur Prüfung von Maßnahmenprogrammen zur Erreichung des guten Zustands/Potentials auf Unverhältnismäßigkeit ist im gegenwärtigen Entwicklungsstand für die Anwendung auf Oberflächenwasserkörper beschränkt. Insbesondere kann es in der hier beschriebenen Form nicht direkt auf Grundwasserkörper angewendet werden. Dies liegt hauptsächlich daran, dass für Grundwasser andere Einzugsgebietsgrenzen und andere räumliche Wirkungsbeziehungen zwischen Maßnahmen und Gewässerzustand gelten, so dass eine Übertragbarkeit des Verfahrens Grundwasserkörper nicht ohne weiteres möglich ist. Außerdem ist das Vorgehen hinsichtlich der Ermittlung der Kostenschwelle, des Zielabstands und des Zusatznutzens in der hier vorgestellten Form auf Oberflächengewässer zugeschnitten.

Im Ausblick sehen wir zwei Möglichkeiten, um die Frage der Unverhältnismäßigkeit in Bezug auf Grundwasserkörper zumindest teilweise zu betrachten: Zunächst können im Rahmen des hier vorgestellten „neuen Leipziger Ansatzes“ die Auswirkungen von oberflächenbezogenen Maßnahmen auf Grundwasserkörper berücksichtigt werden, indem derartige Wirkungen in die Abschätzung des Zusatznutzens einfließen. Dazu ist keine Anpassung des Verfahrens nötig, jedoch bleibt der Fokus dabei auf der Frage nach der Unverhältnismäßigkeit von Maßnahmen zur Erreichung der Ziele in Oberflächengewässern. Soll hingegen die Frage nach der Unverhältnismäßigkeit von Maßnahmen für die Erreichung von Qualitätszielen von Grundwasserkörpern gestellt werden, so ist eine grundlegende Überarbeitung des hier vorgestellten Verfahrens notwendig.

Eine weitere offene Frage ist, auf welche Höhe die Umweltziele im Falle von Unverhältnismäßigkeit bei einem konkreten Wasserkörper abgesenkt werden sollen, also wie der sogenannte „bestmögliche Zustand“ bestimmt werden soll. Mit diesem Zusammenhang muss auch entschieden werden, welche Maßnahmen aus dem insgesamt unverhältnismäßig teuren Maßnahmenprogramm trotzdem umgesetzt werden sollen.

Auch wenn noch einige Fragen offen sind, hoffen die Autorinnen und Autoren mit ihrem Vorschlag einen Beitrag zu der schwierigen Frage geleistet zu haben, wie die Mitgliedstaaten mit den Ausnahmeregelungen so umgehen können, dass sie den grundlegenden Zielen und dem Geist der Wasserrahmenrichtlinie entsprechen.

7 Literatur

- Ammermüller, B., Klauer, B., Sigel, K. & Bräuer, I. 2008. Entwicklung einer Methodik zur nichtmonetären Kosten-Nutzen Abwägung im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmen-richtlinie (Projektbericht).
- Ammermüller, B., Klauer, B., Sigel, K. & Bräuer, I. 2011a. Cost-benefit assessment within the context of the EC Water Framework Directive. Method for justifying exemptions based on disproportionate costs (handbook). Logos Verlag, Berlin.
- Ammermüller, B., Klauer, B., Sigel, K. & Bräuer, I. 2011b. Kosten-Nutzen-Abwägung im Kontext der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Methodik zur Begründung von Ausnahmen aufgrund unverhältnismäßiger Kosten (Handbuch). Logos Verlag, Berlin.
- Bateman, I.J. 2001. Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developing Countries. Oxford University Press, Oxford
- Bateman, I.J., Brouwer, R., Ferrini, S., Schaafsma, M., Barton, D.N., Dubgaard, A., Hasler, B., Hime, S., Liekens, I., Navrud, S., De Nocker, L., Ščeponavičiūtė, R. & Semėnienė, D. 2011. Making Benefit Transfers Work: Deriving and Testing Principles for Value Transfers for Similar and Dissimilar Sites Using a Case Study of the Non-Market Benefits of Water Quality Improvements Across Europe. In: Environmental and Resource Economics 50: 365–387.
- Blackstock, K.L., Martin-Ortega, J. & Spray, C.C. im Druck. Implementation of the European Water Framework Directive: What does taking an ecosystem services-based approach add? In: Martin-Ortega, J., Ferrier, R.C., Gordon, I. & Kahn, S. (Hrsg.), Water Ecosystem Services: A global perspective. Cambridge University Press, Cambridge.
- BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 2010. Die Wasserrahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern. Berlin. Abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4012.pdf> (zuletzt abgerufen am 5.2.2015)
- Boyle, K. J. & Bergstrom, J.C. 1992. Benefit Transfer Studies: Myths, Pragmatism, and Idealism. In: Water Resources Research 28: 657-663.
- Brouwer, R. & Spaninks, F.A. 1999. The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing. In: Environmental and Resource Economics 14: 95–117.
- Brouwer, R., Hess, S., Bevaart, M. & Meinardi, K. 2006. The socio-economic costs and benefits of environmental groundwater threshold values in the Scheldt basin in the Netherlands. Deliverable 26 in the framework of the BRIDGE project. Abrufbar unter: nfp-at.eionet.europa.eu/Public/irc/eionet-circle/bridge/library?l=/deliverables/study-results_socio-econ/_EN_1.0_&a=d (Zuletzt abgerufen am 05.02.2015).
- DEFRA & Environment Agency 2009a. Water for life and livelihoods. River Basin Management Plan. Severn River Basin District. Abrufbar unter: www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/291442/gemi0910bssk-e-e.pdf (Zuletzt abgerufen am 05.02.2015).
- DEFRA & Environment Agency 2009b. Water for life and livelihoods. River Basin Management Plan. Humber River Basin District. Annex E: Actions appraisal and justifying objectives. Abrufbar unter: www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/297493/gene0910bsqw-e-e.pdf (Zuletzt abgerufen am 05.02.2015).
- Environment Agency 2009. Water for life and livelihoods. River Basin Management Plan. Anglian River Basin District. Abrufbar unter: www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/309814/River_Basin_Management_Plan.pdf (Zuletzt abgerufen am 05.02.2015).
- Environment Agency 2014. Environmental Economics: A tool for river basin management planning. Unveröffentlichter Training-Kurs.
- EC – European Commission (EC) 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 1. Economics and the Environment – The Implementation Challenge of the Water Framework Directive. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.
- EC – European Commission (EC) 2009. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 20. Guidance Document on Exemptions to the Environmental Objectives. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Communities.

- EC – European Commission 2012a. Commission Staff Working Document. Member State: Rumania. Accompanying the document “Report from the Commission to the European Parliament and the Council” on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans. {COM(2012) 670 final}.
- EC – European Commission 2012b. Commission Staff Working Document. Member State: United Kingdom. Accompanying the document “Report from the Commission to the European Parliament and the Council” on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans. {COM(2012) 670 final}.
- EC – European Commission 2012c. Commission Staff Working Document. Member State: Lithuania. Accompanying the document “Report from the Commission to the European Parliament and the Council” on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans. {COM(2012) 670 final}.
- EC – European Commission 2012d. Commission Staff Working Document. Member State: Hungary. Accompanying the document “Report from the Commission to the European Parliament and the Council” on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans. {COM(2012) 670 final}.
- EC – European Commission 2012e. Commission Staff Working Document. Member State: Bulgaria. Accompanying the document “Report from the Commission to the European Parliament and the Council” on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans. {COM(2012) 670 final}.
- EC – European Commission 2012f. Commission Staff Working Document. Member State: France. Accompanying the document “Report from the Commission to the European Parliament and the Council” on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans. {COM(2012) 670 final}.
- Galioto, F. Marconi, V., Raggi, M. & Viaggi, D. 2013. An Assessment of Disproportionate Costs in WFD: The Experience of Emilia-Romagna. In: *Water* 5: 1967-1995.
- Gómez-Limón, J.A. & Martín-Ortega, J. 2013. The economic analysis in the implementation of the Water-Framework Directive in Spain. In: *International Journal of River Basin Management* 11(3): 301-310.
- Hecht, D., Karl, H., Werbeck, N. & Ebben, T. (in Vorbereitung). WRRL an der Unteren Wupper - Untersuchung der Handlungsspielräume und der Erreichbarkeit der Ziele der WRRL an der Unteren Wupper im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse am Beispiel der Wärmebelastung. Bisher unveröffentlichtes Manuskript.
- HM Treasury 2003. The Green Book. Appraisal and Evaluation in Central Government. Abrufbar unter: www.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/220541/green_book_complete.pdf (Zuletzt abgerufen am 05.02.2015).
- Jaumann, L. 2012. Application of Multicriteria Analysis as justification for disproportionate costs according to the European Water Framework Directive – a case study from Lower Saxony. Masterarbeit. Göttingen, Universität Göttingen.
- Jensen, C.L., Jacobsen, B.H., Olsen, S.B., Dubgaard, A. & Hasler, B. 2013. A practical CBA-based screening procedure for identification of river basins where the costs of fulfilling the WFD requirements may be disproportionate - applied to the case of Denmark. In: *Journal of Environmental Economics and Policy* 2(2): 164-200.
- Klauer, B. 1998. Nachhaltigkeit und Naturbewertung. Physika, Heidelberg.
- Klauer, B., Mewes, M., Sigel, K., Unnerstall, H., Görlach, B., Bräuer, I., Pielen, B. & Holländer, R. 2007. Verhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie – Komplementäre Kriterien zur Kosten-Nutzen-Analyse. Endbericht. UFZ-Bericht 02/2007.
- Klauer, B.; Schiller, J.; Mewes, M.; Sigel, K.; Pielen, B.; Bräuer, I. 2008: WRRL: Ausnahmefälle werden zur Regel – Fristverlängerungen und geringere Umweltziele nach Art. 4 der EG-Wasserrahmenrichtlinie. *Wasser und Abfall* 5/2008, 38–42
- Klauer, B., Rode, M., Franko, U., Mewes, M. & Schiller, J. 2012. Decision support for the selection of measures according to the requirements of the EU Water Framework Directive. *Water Resources Management* 26: 775–798.
- Klauer, B., Schiller, J., & Bathe, F. 2014. Concept for Cost-Effective Improvement of River Morphology. In: *Journal of Environmental Planning and Management*. Abrufbar unter: [dx.doi.org/10.1080/09640568.2014.969833](https://doi.org/10.1080/09640568.2014.969833) (Zuletzt abgerufen am 05.02.2015).
- LAWA 2012. Handlungsempfehlung für die Ableitung und Begründung weniger strenge Bewirtschaft-

- tungsziele, die den Zustand der Wasserkörper betreffen. LAWA-Arbeitsprogramm Flussgebietsbewirtschaftung. Produktdatenblatt 2.4.4.
- LAWA-Ausschuss Oberirdische Gewässer und Küstengewässer – Ad hoc-Unterausschuss „Wirtschaftliche Analyse“ – Gemeinsames Verständnis von Begründungen zu Fristverlängerungen nach § 25 c WHG (Art. 4 Abs. 4 WRRL) und Ausnahmen nach § 25 d Abs. 1 WHG (Art. 4 Abs. 5 WRRL). Fassung vom 18.03.2009 nach Abstimmung auf der 137. LAWA-Vollversammlung. Abrufbar unter: http://www.wrrl-mv.de/doku/hintergrund/090318_Eckpunktepapier_Begrundungen_Fristverlaengerungen.pdf (Zuletzt abgerufen am 22.01.2015).
- Martin-Ortega, J. 2012. Economic prescription and policy applications in the implementation of the European Water Framework Directive. In: *Environmental Science and Policy* 24: 83-91.
- Martin-Ortega, J., Skuras, D., Perni, A., Holen, S. & Psaltopoulos, D. 2014a. The Disproportionality Principle in the WFD: How to Actually Apply it? In: Bournaris, T., Berbel, J., Manos, B., Viaggi, D. (Hrsg.), *Economics of Water Management in Agriculture*, SRC Press: 214–256.
- Martin-Ortega, J., Balana, B., Cooksley, S., Dunn, S., Helliwell, R., Jacksonblake, L., McKee, A., Perni, A. & Slee, B. 2014b. A transdisciplinary approach to the economic analysis of the Water Framework Directive. Paper presented at the ISEE Conference in Reykjavik (Island).
- MEA – Millennium Ecosystem Assessment 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Wetlands and Water*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer 2009. *Guide méthodologique de justification des exemptions prévues par la directive cadre sur l'eau*. Paris, Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement durable et de la Mer.
- Mitchell, R.C. & Carson, R.T. 1985. *Using Surveys to Value Water Quality Benefits: The Contingent Valuation Method*. Resources for the Future, Washington, D.C.
- Mitchell, R.C. and Carson, R.T. 1989. *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Resources for the Future, Washington, D.C.
- Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F. & Sala-Garrido, R. 2011. Assessing disproportionate costs to achieve good ecological status of water bodies in a Mediterranean river basin. In: *Journal of Environmental Monitoring* 13: 2091–2101
- Postle, M., Fenn, T., Footitt, A. & Salado, R. 2004. CEA and Developing a Methodology for Assessing Disproportionate Costs. In *Final Report for Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), Welsh Assembly Government (WAG), Scottish Executive (SE) and Department of the Environment in Northern Ireland (DOENI)*. Risk & Policy Analysts Limited (RPA), Norfolk.
- Risk & Policy Analysts Limited (RPA) 2005. *Development of a Methodology to Determine the Cost-Effectiveness of Measures and Combinations of Measures for the Water Framework Directive (WFD)*. Executive Summary. Abrufbar unter: www.ecologic.eu/download/projekte/1800-1849/1831/1831-p2a-2b-exsumm.pdf (Zuletzt abgerufen am 05.02.2015).
- Seeconsult & InterSus 2012. *ESAWADI – Ecosystem Services Approach for Water Framework Directive Implementation*. German Case Study Report. Abrufbar unter: http://www.esawadi.eu/IMG/pdf/ESAWADI_German_CS_FINAL-2.pdf (Zuletzt abgerufen am 05.02.2015).
- TEEB 2010. *Die Ökonomie von Ökosystemen und Biodiversität: Die ökonomische Bedeutung der Natur in Entscheidungsprozesse integrieren*. (TEEB (2010) *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature*). Ansatz, Schlussfolgerungen und Empfehlungen von TEEB – eine Synthese. Abrufbar unter: http://www.teebweb.org/wp-content/uploads/Study%20and%20Reports/Reports/Synthesis%20report/Synthesis_German.pdf (Zuletzt abgerufen am 05.02.2015).
- Vinten, A.J.A, Martin-Ortega, J., Glenk, K., Booth, P., Balana, B.B., MacLeod, M., Lago, M., Moran, D. & Jones, M. 2012. Application of the WFD cost proportionality principle to diffuse pollution mitigation: A case study for Scottish Lochs. In: *Journal of Environmental Management* 97: 28-37.

8 Anhang

Im Folgenden geben wir zunächst die Hinweise des Statistischen Bundesamtes wider, wie sich die Funktionen Nr. 432 „Abwasserbeseitigung“ und Nr. 623 „Wasserwirtschaft und Kulturbau“ definieren und von anderen Funktionen abgrenzen (Statistisches Bundesamt, pers. Kommunikation vom 12.12.2014 und 20.01.2015).

Auf den folgenden Seiten befinden sich dann die Tabellen zu den Nettoausgaben der öffentlichen Haushalte in diesen beiden Funktionen sowie eine Grafik, die den Verlauf dieser Ausgaben darstellt.

623 Wasserwirtschaft und Kulturbau

- Abwasserabgabe
- Beiträge an deutsche Vereine und Gesellschaften sowie an internationale Organisationen, die sich mit der Förderung der Wasserwirtschaft befassen, z.B.
 - o Abwassertechnische Vereinigung
 - o Abwasserverbände
 - o Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.
 - o Kuratorium für Wasserwirtschaft e.V.
 - o Überregionale Fernwasserverbände
 - o Wasserwirtschaftsverband e.V.
- Beseitigung naturgegebener Nachteile sowie zerstörerischer Wirkungen von Wasser und Wind
- Erschließungsmaßnahmen, Erschließungsprogramme (Emsland usw.)
- Kapitaldienstzuschüsse für wasserwirtschaftliche und kulturbau-technische Maßnahmen
- Sonstige wasserwirtschaftliche und kulturbautechnische Maßnahmen, z.B.
 - o Gewässerkundliche Meßdienste
 - o Gewässerschutz
 - o Hydrographischer Dienst, Meßstationen
 - o Landgewinnung
 - o Meliorationen, Drainagen, Beregnungsanlagen
 - o Neukultivierungen
 - o Ölabwehrmaßnahmen
 - o Phosphateliminierungsanlagen
 - o Pumpstationen, Schleusen, Schöpfwerke
 - o Wasserlauf- und Flußregulierungen, Ufersanierungen
 - o Wasserverbesserungsmaßnahmen, Grundwasseranreicherung
 - o Wasserwirtschaftliche Planungen
- Wasserversorgungs- und Abwasserbeseitigungsanlagen, z.B.
 - o Bau- und Unterhaltungsmaßnahmen

432 „Abwasserbeseitigung

Mit der Einführung einer neuen funktionalen Haushaltssystematik im Jahr 2001 wurden die Zuordnungshinweise überarbeitet und gestrafft. Zu der Funktion 432 gibt es seither keine Hinweise mehr. In der Systematik vor 2001 waren jedoch folgende Stichpunkte aufgeführt:

- Abwasserableitung, Abwasserreinigung (Kläranlagen)
- Bedürfnisanstalten
- Entwässerungsanlagen, Kanalisationsleistungen usw.

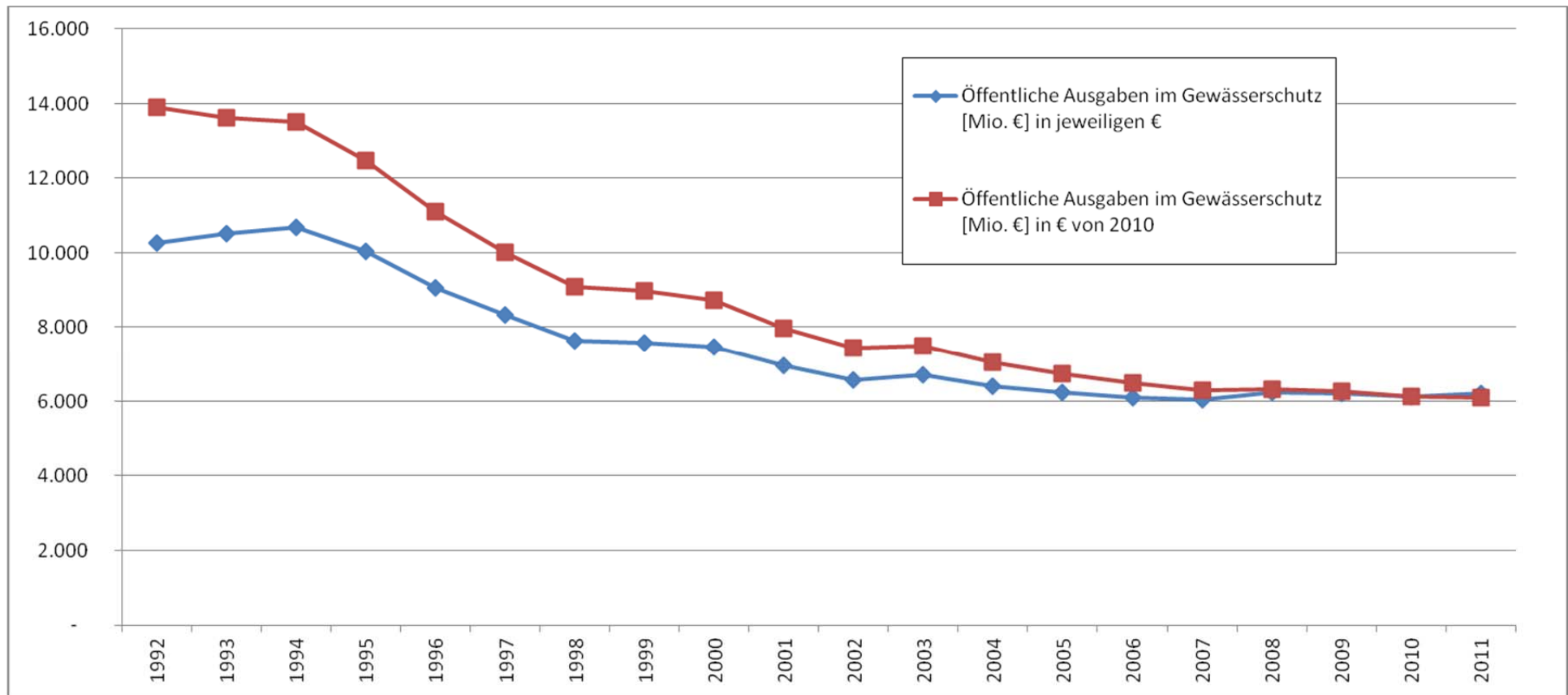
Unverhältnismäßigkeit nach EG Wasserrahmenrichtlinie

Statistisches Bundesamt													
F301/37114100													
Ausgaben und Einnahmen der öffentlichen Haushalte *)													
Nettoausgaben nach Aufgabenbereichen													
Mill. EURO													
Jahr	Insgesamt	Bund	Länder					Gemeinden/Gv.			Zweckverbände		
			zusammen	Flächenländer			Stadtstaaten	zusammen	Früheres Bundesgebiet t	Neue Länder	zusammen	Früheres Bundesgebiet t	Neue Länder
				zusammen	Früheres Bundesgebiet t	Neue Länder							
Abwasserbeseitigung (Funktion 432)													
1992	7 897	- 23	466	33	-	33	433	6 892	6 424	469	562	427	135
1993	7 989	- 23	314	-	-	-	314	6 829	6 362	467	869	489	380
1994	8 030	- 23	276	-	-	-	276	6 835	6 419	416	943	521	422
1995	7 602	-	236	0	0	-	235	6 574	6 284	290	792	443	349
1996	6 692	-	213	-	-	-	213	5 880	5 593	287	598	201	397
1997	6 180	-	142	-	-	-	142	5 561	5 274	287	478	170	308
1998	5 563	-	117	-	-	-	117	5 123	4 854	269	323	189	134
1999	5 483	-	134	-	-	-	134	5 058	4 725	333	291	162	129
2000	5 297	-	124	-	-	-	124	4 899	4 582	317	274	152	122
2001	5 059	2	121	-	-	-	121	4 718	4 408	310	219	139	79
2002	4 796	2	214	88	88	-	126	4 381	4 100	280	198	125	73
2003	4 605	2	124	-	-	-	124	4 296	4 014	281	182	118	64
2004	4 681	2	188	81	81	-	107	4 253	3 911	342	238	173	66
2005	4 342	2	154	50	50	-	104	4 000	3 722	278	187	134	53
2006	4 340	-	161	51	51	-	110	3 974	3 689	285	205	137	68
2007	4 365	-	187	54	54	-	133	3 977	3 721	256	200	141	60
2008	4 416	0	196	54	54	-	142	4 036	3 785	251	183	133	50
2009	4 341	- 2	190	46	46	-	144	3 920	3 667	253	233	174	60
2010	4 295	-	196	49	49	-	147	3 845	3 604	241	254	204	50
2011	4 337	-	194	34	34	-	160	3 927	3 701	227	216	158	58
	5 516												
*) Deutschland. -													
Ab 2002 neue Haushaltssystematik, Vergleich mit den Vorjahren z.T. nur eingeschränkt möglich.													

Unverhältnismäßigkeit nach EG Wasserrahmenrichtlinie

Statistisches Bundesamt F301/37114100															
Ausgaben und Einnahmen der öffentlichen Haushalte *)															
Nettoausgaben nach Aufgabenbereichen															
Mill. EURO															
Jahr	Insgesamt	Bund	Sonder- vermögen des Bundes	Länder					Gemeinden/Gv.			Zweckverbände			
				zusammen	Flächenländer			Stadtstaaten	zusammen	Früheres Bundesgebie t	Neue Länder	zusammen	Früheres Bundesgebie t	Neue Länder	
					zusammen	Früheres Bundesgebie t	Neue Länder								
Wasserwirtschaft und Kulturbau (Funktion 623)															
1992	2 365	261	-	1 785	1 699	1 433	266	86	277	227	51	42	41	2	
1993	2 520	248	-	1 932	1 835	1 405	430	97	293	231	62	48	55	- 8	
1994	2 658	255	-	2 043	1 964	1 348	616	79	301	241	60	60	49	11	
1995	2 429	167	-	1 899	1 832	1 364	468	67	293	240	53	70	51	19	
1996	2 369	167	-	1 853	1 794	1 287	507	59	289	221	67	61	41	20	
1997	2 153	-	-	1 782	1 720	1 250	470	61	301	232	70	70	51	19	
1998	2 071	-	-	1 722	1 662	1 255	408	60	298	230	67	51	31	19	
1999	2 099	-	-	1 742	1 681	1 177	505	61	332	259	72	25	5	20	
2000	2 183	-	-	1 811	1 755	1 353	403	56	352	277	74	21	0	21	
2001	1 913	-	-	1 535	1 487	1 164	323	49	352	287	66	25	4	21	
2002	1 789	-	-	1 407	1 360	972	388	46	361	291	69	22	- 1	22	
2003	2 100	-	-	1 688	1 645	1 293	352	43	384	316	68	28	6	22	
2004	1 722	-	-	1 339	1 293	913	380	46	359	290	69	24	1	23	
2005	1 894	-	-	1 498	1 436	1 044	392	62	369	298	70	28	5	23	
2006	1 747	-	-	1 330	1 292	896	396	38	388	310	78	30	6	24	
2007	1 675	-	-	1 217	1 180	833	348	37	435	353	82	23	0	23	
2008	1 812	-	-	1 293	1 261	947	313	32	490	412	78	29	2	27	
2009	1 857	109	15	1 224	1 186	943	242	39	485	401	84	24	- 3	26	
2010	1 843	117	14	1 201	1 153	883	270	47	481	392	89	31	6	26	
2011	1 877	105	35	1 195	1 150	861	289	44	508	413	95	34	4	30	
	2 054														
*) Deutschland. -															
Ab 2002 neue Haushaltssystematik, Vergleich mit den Vorjahren z.T. nur eingeschränkt möglich.															

Abbildung 8.1 Ausgaben der öffentlichen Haushalte im Gewässerschutz (Funktionen 432 un 623) in jeweiligen Preisen und inflationsbereinigt.



Quellen: Eigene Berechnungen auf der Grundlage von: Statistisches Bundesamt, Rechnungsergebnisse der öffentlichen Haushalte (StaBA 2014/2015 pers. Kommunikation) und Statistisches Bundesamt 2014: Verbraucherpreisindex für Deutschland – Lange Reihen ab 1948