

ISSN 0948-9452

UFZ-BERICHT 3 | 2018
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Ökonomie

Bernd Klauer, Katja Sigel, Moritz Reese, Johannes Schiller,
unter Mitarbeit von Juliane Renno

Unverhältnismäßige Kosten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Praxistest zweier Verfahren zur Begründung weniger
strenger Umweltziele

Helmholtz-Zentrum
für Umweltforschung GmbH – UFZ
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
www.ufz.de

NICHT ZUM VERKAUF BESTIMMT.

UFZ-BERICHT 3 | 2018 | Unverhältnismäßige Kosten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

3 | 2018

 **HELMHOLTZ**
ZENTRUM FÜR
UMWELTFORSCHUNG
UFZ

Unverhältnismäßige Kosten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie

Praxistest zweier Verfahren zur
Begründung weniger strenger Umweltziele

*Bernd Klauer, Katja Sigel, Moritz Reese, Johannes Schiller,
unter Mitarbeit von Juliane Renno*

Aktualisierte Fassung des Endberichts

des F+E-Vorhabens aus dem Länderfinanzierungsprogramm 2016
O 8.16 im Auftrag der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser

Laufzeit: 01.06.2016 – 30.11.2017

Stand August 2018

Kontakt:

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

☎ 0341/235-1702
Bernd.Klauer@ufz.de

Vorwort

Die europäische Wasserrahmenrichtlinie ist mittlerweile seit 17 Jahren in Kraft und es wurden große Anstrengungen unternommen, ihre Ziele zu Erreichen. Gleichzeitig zeichnet sich ab, dass – aus verschiedenen Gründen – in erheblichen Umfang das Hauptziel eines guten Zustandes für alle europäischen Gewässer auch 2027 am Ende des dritten Bewirtschaftungszyklus verfehlt werden wird. Es müssen mit anderen Worten voraussichtlich für sehr viele Wasserkörper die in Artikel 4.5 beschriebenen Ausnahmen in Anspruch genommen und begründet werden. Dabei ist zu erwarten, dass zur Begründung der Ausnahmen dem Ausnahmetatbestand der Kostenunverhältnismäßigkeit in sehr vielen Fällen herangezogen werden muss. Daher ist es wichtig, dass belastbare Ansätze zur Auslegung des vagen Unverhältnismäßigkeitstatbestands gefunden werden und dass insoweit mehr Rechtssicherheit darüber geschaffen wird, welche Beurteilungsspielräume die verantwortlichen Stellen in der Unverhältnismäßigkeitsfrage haben und mit welchen Kriterien und Methoden sie innerhalb dieser Spielräume rechtmäßige Zielabsenkungen begründen können.

Vor diesem Hintergrund hat das UFZ im Auftrag der LAWA zwei unterschiedliche Verfahren zur einheitlichen Beurteilung der Kostenunverhältnismäßigkeit entwickelt. Der erste „Leipziger Ansatz“ (im Bericht „Durchschnittskosten-Ansatz“) stellt zur Beurteilung der Verhältnismäßigkeitsgrenze maßgeblich auf die durchschnittlichen Zielumsetzungskosten ab, die für andere Wasserkörper zu veranschlagen sind. Der zweite „Leipziger Ansatz“ („Benchmark-Ansatz“) orientiert sich demgegenüber an historischen öffentlichen Aufwendungen für den Gewässerschutz. Mit der vorliegenden Studie ist das UFZ weiter dazu beauftragt worden, diese Auslegungsansätze in Fallstudien auf ihre Praxistauglichkeit, aber auch auf ihre theoretische und rechtliche Fundierung zu testen. Mit dem vorliegenden Bericht werden die Ergebnisse dieser Fallstudien dargelegt und bewertet. Der Bericht umfasst darüber hinaus eine neuerliche Darstellung und Bewertung der rechtlichen Rahmensetzungen auf dem aktuellen Diskussionsstand und mit besonderem Blick auf die Leipziger Ansätze und ihre Erprobung in den Fallstudien. Gegenüber der Fassung des Endberichts vom Januar 2018 wurden einige Daten und Berechnungen aktualisiert.

Die Ergebnisse des aktuellen Vorhabens wurden im Begleitkreis des Projektes sowie auf verschiedenen Workshops und wissenschaftlichen Tagungen vorgetragen und diskutiert. Wir danken allen Diskutanten für die kritischen und wohlwollenden Kommentare. Dem Begleitkreis und insbesondere dessen Vorsitzenden Andreas Mühlberg vom brandenburgischen Umweltministerium danken wir für die intensive und motivierende Begleitung des Vorhabens. Ein besonderer Dank gilt auch den Bundesländern, die uns die Daten zur Verfügung gestellt haben, ohne die ein solider Praxistest nicht möglich gewesen wäre.

Leipzig, August 2018

Die Autorinnen und Autoren

Inhalt

1	Ausgangslage und Gang der Untersuchung	1
2	Die rechtlichen Vorgaben und Auslegungsmaßstäbe.....	3
2.1	<i>Die Zielvorgaben der Richtlinie.....</i>	3
2.2	<i>Die Ausnahmeregelung des Art. 4 Abs. 5 WRRL resp. § 30 WHG zur Absenkung der Qualitätsziele.....</i>	4
2.2.1	Enge Auslegung als Ausnahmebestimmung	4
2.2.2	Abgrenzung von praktischer Unmöglichkeit und Aufwandsunverhältnismäßigkeit.....	5
2.2.3	Wasserkörperbezug, Flussgebietsbewirtschaftung und Berücksichtigung von Fernwirkungen.....	6
2.3	<i>Der Tatbestand der Aufwandsunverhältnismäßigkeit</i>	7
2.3.1	Kosten-Nutzen-Verhältnis und die (rechtlichen) Grenzen der Monetarisierung des Nutzens ökologischer Verbesserungen	7
2.3.2	Die gesamtwirtschaftliche Perspektive der Kosten-Nutzen-Betrachtung.....	9
2.3.3	Das Kosten-Leistungsfähigkeits-Verhältnis (Zumutbarkeit/Affordability) als Kriterium der Aufwandsunverhältnismäßigkeit.....	9
2.3.4	Beurteilungsspielraum und Beurteilungslehre	11
2.3.5	Begründung, Öffentlichkeitsbeteiligung, gerichtliche Überprüfung.....	14
3	Die Zwei Ansätze zur Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten: der Benchmark- und der Durchschnittskosten-Ansatz.....	17
3.1	<i>Einleitung</i>	17
3.2	<i>Datengrundlage.....</i>	18
3.3	<i>Beschreibung der zwei Ansätze zur Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten</i>	18
3.4	<i>A) Bestimmung der geplanten Kosten, um einen guten Status/ein gutes Potential zu erreichen.....</i>	19
3.5	<i>B) Schätzung des generierten Nutzens</i>	19
3.5.1	Bestimmung des wasserbezogenen Nutzens: Der Zielabstand	20
3.5.2	Bestimmung der Zusatznutzen	20
3.6	<i>C) Festlegung der Kostenreferenz und der Unverhältnismäßigkeitsschwelle</i>	21
3.6.1	Der Benchmark-Ansatz	21
3.6.2	Der Durchschnittskosten-Ansatz	22
3.7	<i>D) Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit</i>	24
4	Empirische Anwendung der beiden Ansätze.....	25
4.1	<i>Ergebnisse von Schritt A „Bestimmung der geplanten Kosten, um einen guten Status/ein gutes Potential in dem jeweiligen Wasserkörper zu erreichen“</i>	25
4.2	<i>Ergebnisse von Schritt B „Schätzung des generierten Nutzens“</i>	27
4.2.1	Zielabstand	27
4.2.2	Zusatznutzen	28
4.3	<i>Ergebnisse von Schritt C „Bestimmung von Kostenreferenz und Unverhältnismäßigkeitsschwelle“</i>	29

4.3.1	Benchmark-Ansatz.....	29
4.3.2	Durchschnittskosten-Ansatz.....	30
4.4	<i>Ergebnisse von Schritt D</i>	31
4.5	<i>Erste Diskussion</i>	32
5	Varianten der beiden Ansätze und Sensitivitätsanalysen	35
5.1	<i>Variante: Normalisierung nach Einwohnern</i>	36
5.2	<i>Sensitivitätsanalyse des Aufwandfaktors und des Spreizungsfaktors</i>	38
5.2.1	Sensitivitätsanalyse des Aufwandfaktors beim Benchmark-Ansatz.....	39
5.2.2	Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors im Durchschnittskosten-Ansatz ..	40
5.2.3	Veränderung der Gewichtung der Nutzen beim Benchmark-Ansatz.....	41
5.3	<i>Änderung des Vergleichszeitraums und alternative Vergleichsmaßstäbe beim Benchmark-Ansatz</i>	41
5.3.1	Änderung des Vergleichszeitraums.....	41
5.4	<i>Berücksichtigung von Oberlieger-Untерlieger-Beeinflussungen und anderen Spillover-Effekten bei der Unverhältnismäßigkeitsprüfung</i>	44
5.5	<i>Getrennte Unverhältnismäßigkeitsprüfung für einzelne Maßnahmenbereiche</i>	45
5.5.1	Getrennte Unverhältnismäßigkeitsprüfung für einzelne Maßnahmenbereiche beim Benchmark-Ansatz	45
5.5.2	Getrennte Unverhältnismäßigkeitsprüfung für einzelne Maßnahmenbereiche beim Durchschnittskosten-Ansatz	46
5.6	<i>Länderbezogener Vergleichsmaßstab beim Benchmark-Ansatz</i>	46
5.7	<i>Ausblick: Weiterentwicklungen und Übertragungen des Benchmark- und Durchschnittskosten-Ansatzes</i>	48
5.7.1	Übertragung der Verfahren auf Seenwasserkörper	48
5.7.2	Übertragung der Verfahren auf Grundwasserkörper.....	48
5.7.3	Einbeziehung des chemischen Wasserzustandes.....	48
6	Diskussion	51
6.1	<i>Die Notwendigkeit politischer Entscheidungen bei der Unverhältnismäßigkeitsprüfung und die Rolle der Urteilskraft</i>	51
6.2	<i>Rechtliche Einschätzung der beiden Leipziger Ansätze</i>	52
6.2.1	Allgemeines: Notwendigkeit konkreter Umsetzungsplanung und Kostenabschätzung.....	52
6.2.2	Bewertung des Durchschnittskostenansatzes	52
6.2.3	Die Schematische Nutzenbewertung.....	53
6.2.4	Bewertung des Benchmark-Ansatzes.....	53
6.2.5	Notwendigkeit der Berücksichtigung von Spillover-Effekten	54
6.3	<i>Schlussbemerkung</i>	55
7	Literatur	57
8	Anhang I: Alternative Ansätze in Europa	61
8.1	<i>Frankreich</i>	61
8.1.1	Die Organisation der Gewässerbewirtschaftung und der Umsetzung der WRRL in Frankreich.....	61
8.1.2	Das Vorgehen zur Feststellung der Kostenunverhältnismäßigkeit.....	61

8.1.3	Die Kosten-Nutzen-Analysen (Schritt 1) im Detail	63
8.1.4	Einschätzung des Vorgehens in Frankreich	63
8.2	<i>England</i>	65
8.2.1	Die Organisation der Gewässerbewirtschaftung und der Umsetzung der WRRL in England und Großbritannien	65
8.2.2	Erster Bewirtschaftungszyklus.....	65
8.2.3	Zweiter Bewirtschaftungszyklus	66
8.2.4	Der National Environmental Benefits Survey.....	68
8.2.5	Einschätzung des Vorgehens in England, auch im Vergleich zu Frankreich...68	
9	Anhang II: Anwendung des Benchmark-Ansatzes in anderen Bundesländern.....	69
9.1	<i>Brandenburg</i>	69
9.2	<i>Schleswig-Holstein</i>	71
10	Anhang III: Ergänzende Ergebnisse	75
10.1	<i>Weitere Sensitivitätsanalysen des Aufwandfaktors beim Benchmark-Ansatz</i>	<i>75</i>
10.2	<i>Weitere Sensitivitätsanalysen des Spreizungsfaktors beim Durchschnittskosten-Ansatz.....</i>	<i>77</i>

1 Ausgangslage und Gang der Untersuchung

Unter der EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG (WRRL) haben sich die EU-Mitgliedstaaten im Jahr 2000 auf ambitionierte Gewässerqualitätsziele verpflichtet, die umfangreiche ökologische und chemische Verbesserungen erfordern und regulär bereits bis Ende 2015 umzusetzen waren (Art. 4 Abs. 1-3 WRRL/§§ 27, 28 WHG). Allerdings wird den Mitgliedstaaten gemäß Artikel 4 Abs. 4 die Möglichkeit eingeräumt, die Zielfrist für einzelne Gewässerkörper bis maximal 2027 zu verlängern. Überdies erlaubt es die Richtlinie, „weniger strenge Ziele“ festzulegen, sofern auch über den Verlängerungszeitraum hinaus das Erreichen der Regelziele „praktisch unmöglich“ ist oder „unverhältnismäßig teuer“ wäre (Art. 4 Abs. 5, umgesetzt in § 30 WHG).

Seit ihrem Inkrafttreten sind erhebliche Anstrengungen unternommen worden, um die Richtlinie umzusetzen. Gleichwohl zeichnet sich nunmehr ab, dass die regulären Gewässerzustandsziele auch am Ende des dritten Bewirtschaftungszyklus für eine Vielzahl von Wasserkörpern (WK) nicht erreicht werden können. Nach der Auswertung der Bewirtschaftungspläne für den zweiten Bewirtschaftungszeitraum 2016-2021 erreichten zum Ende der regulären Zielumsetzungsfrist im Dezember 2015 nur knapp 8 % der deutschen Oberflächengewässerkörper die ökologischen Zustandsziele und aus den Projektionen der Bewirtschaftungspläne resp. Maßnahmenprogramme ergibt sich, dass im laufenden Bewirtschaftungszeitraum nicht mit einer wesentlichen Steigerung dieser Umsetzungsquote zu rechnen ist. Im Bewirtschaftungsplan NRW wird beispielsweise festgestellt, dass sich in 2021 wahrscheinlich nur 7,5 % der Oberflächenwasserkörper den guten ökologischen Zustand oder das gute ökologische Potential erfüllen werden. Der Bewirtschaftungsplan Elbe kommt zu dem ähnlichen Ergebnis, dass im Elbe-Einzugsgebiet bei den Fließgewässern in 5 % aller Wasserkörper eine Zielerreichung bis 2021 wahrscheinlich ist, bei den Seen in 11 % und bei den Küstengewässern und dem Übergangsgewässer in keinem Wasserkörper (Flussgebietsgemeinschaft Elbe 2015: 53).

Im Einklang mit den Prognosen sind auch für den 2. Bewirtschaftungszeitraum umfangreiche Fristverlängerungen gemäß § 29 WHG in Anspruch genommen worden, wobei als Grund teils auf faktische Unmöglichkeit einer früheren Zielerreichung und sehr häufig auch auf „Überforderung staatlicher oder nichtstaatlicher Kostenträger“ abgestellt wurde. Insofern ist der zur frühzeitigen Zielumsetzung erforderliche Aufwand als unverhältnismäßig beurteilt worden.¹

Die vorliegende Studie hat zum Ziel, zu einer einheitlichen, praktikablen und rechtskonformen Auslegung des Ausnahmetatbestands der Kostenunverhältnismäßigkeit beizutragen, der nach dem geltenden Recht die einzige Grundlage für eine Absenkung des Aufwands unter diejenigen Anstrengungen, die zur Umsetzung der Regelziele erforderlich

¹ Vielfach ist auch die „fehlende Bodenverfügbarkeit“ als ein Fristverlängerungsgrund angeführt und mithin darauf abgehoben worden, dass die für Renaturierungen benötigten Flächen im Privateigentum stehen. Diese Begründung steht in engem Zusammenhang mit dem sog. *Freiwilligkeitsprinzip*, das die Bundesländer nahezu durchgehend auch im 2. Bewirtschaftungszyklus ihrer Maßnahmenakquise und Durchsetzung zugrunde legen. Danach wird von einer rechtlichen Verpflichtung örtlicher Maßnahmenträger und insbesondere auch von Enteignungen als Mittel der Flächenakquise prinzipiell abgesehen.

Die Vermutung liegt nahe, dass v.a. auch aufgrund dieses Freiwilligkeitsansatzes der bisher betriebene Umsetzungsaufwand grundsätzlich zu gering ausgefallen ist. Auch ist den Autoren dieser Studie nicht ersichtlich, wie ein genereller Verzicht auf verpflichtende Fest- und Durchsetzung erforderlicher Umsetzungsmaßnahmen vor den verbindlichen Ziel- und Planungsverpflichtungen der WRRL und des WHG gerechtfertigt werden kann. Dies ist allerdings nicht Gegenstand der hiesigen Studie.

wären, bietet.² Dabei baut diese Studie auf zwei vorherigen Untersuchungen auf, mit denen das UFZ im Auftrag der LAWA bereits zwei alternative Ansätze zur Beurteilung der Aufwandsunverhältnismäßigkeit i.S.v. § 30 WHG resp. Art. 4 Abs. 5 WRRL entwickelt hat („Leipziger Ansätze“). Mit der vorliegenden Studie ging es nunmehr zentral darum, diese Ansätze in Fallstudien praktisch zu testen und herauszufinden, zu welchen Ergebnissen sie führen, welche Sensibilitäten sie aufweisen und ob sie mit vertretbarem Aufwand und verfügbaren Daten praktikabel umzusetzen sind.

Zu diesem Zweck werden die beiden Ansätze in Abschnitt 3 zunächst zusammenfassend erläutert, und es wird in diesem Zusammenhang auch noch einmal kompakt dargelegt, weshalb die hergebrachten Methoden der Kosten-Nutzen-Analyse zur Auslegung des Unverhältnismäßigkeitstatbestands nicht geeignet sind. In Abschnitt 4 werden sodann die Ergebnisse aus den Fallstudien vorgestellt. Besondere Varianten der beiden Ansätze und Sensitivitätsanalysen werden in Abschnitt 5 behandelt.

Daneben werden in dieser Studie auch die Darlegungen zu den rechtlichen Vorgaben weitergeführt, denen die Anwendung der Ausnahmebestimmung nach § 30 WHG zu genügen hat. Zur rechtlichen Ausgangslage wird im folgenden Kapitel 2 zunächst noch einmal grundlegend darzulegen sein, dass und inwieweit der Tatbestand der Aufwandsunverhältnismäßigkeit den verantwortlichen Stellen einen *Beurteilungsspielraum* vermittelt, und welche allgemeinen Anforderungen an die fehlerfreie Ausübung dieses Beurteilungsermessens zu stellen sind. Eine rechtliche Würdigung der beiden Leipziger Ansätze erfolgt schließlich im Rahmen der rechtlichen Ergebnisdiskussion in Abschnitt 6.3.

² Art. 4 Abs. 5 WRRL erlaubt verschiedene Begründungsmuster. Das erste besagt, dass die Umweltziele abgesenkt werden können, wenn es praktisch unmöglich ist, die Ziele aufgrund menschlicher Beeinträchtigungen oder natürlicher Gegebenheiten zu erreichen. Das zweite Muster lässt Zielabsenkungen zu, wenn die Zielerreichung zwar möglich, aber unverhältnismäßig teuer ist.

2 Die rechtlichen Vorgaben und Auslegungsmaßstäbe³

2.1 Die Zielvorgaben der Richtlinie

Die Zustandsziele zur Gewässerqualität, die die Mitgliedstaaten zu erreichen haben, werden in Artikel 4 WRRL durch ein komplexes Ziel- und Ausnahmesystem bestimmt, das zunächst grundlegend zwischen (1) natürlichen Oberflächengewässern, (2) künstlichen und stark modifizierten Oberflächenwasserkörpern (KMWK), (3) Grundwasser sowie (4) Küstengewässern unterscheidet. Als natürliche Oberflächengewässer werden in der Fachdiskussion diejenigen Oberflächengewässer bezeichnet, die nicht künstlich hergestellt oder stark modifiziert sind. Für diese Gewässer gilt gemäß Art. 4 Abs. 1 a) ii), dass sie möglichst bereits bis 2015 in einen „guten ökologischen“ und „guten chemischen Zustand“ zu versetzen waren. Der gute ökologische Zustand) ist definiert als ein Zustand, der in den biologischen Qualitätskomponenten gemäß Anhang V (Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos, Makrozoobenthos, Fische) nicht wesentlich von dem weitgehend unbelasteten „sehr guten“ Zustand abweicht (Art. 2 Nr. 22 iVm Anhang V). Bei den Qualitätskomponenten wird vorwiegend auf den natürlichen Artenbestand abgestellt, der in einem unberührten Gewässer desselben Gewässertyps anzutreffen ist. Mit dem guten ökologischen Zustand wird demnach eine annäherungsweise Wiederherstellung des „natürlichen“ Artenvorkommens gefordert.

Es ist offenkundig, dass dieses Ziel nicht uneingeschränkt für die vielen Gewässerkörper gelten kann, die mit Blick auf Landnutzung und Transport über Jahrzehnte und Jahrhunderte stark verändert und namentlich begradigt, uferbefestigt, vertieft, aufgestaut, abgesenkt, eingedeicht oder durch Polder, Wehre und Schleusen reguliert worden sind. Unter den in Art. 4 Abs. 3 WRRL geregelten Voraussetzungen können solche Gewässerkörper daher als KMWK ausgewiesen werden mit der Folge, dass insoweit lediglich ein „gutes ökologisches Potential“ i.S.v. Tabelle 1.2.5 2. Spalte des Anhang V zur WRRL zu erreichen ist.

Auch bei der Ausweisung von KMWK spielt der Tatbestand der Kostenunverhältnismäßigkeit eine Rolle. Voraussetzung ist nämlich u.a., dass die

„die nutzbringenden Ziele, denen die künstlichen oder veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen, aus Gründen der technischen Durchführbarkeit oder aufgrund unverhältnismäßiger Kosten nicht in sinnvoller Weise durch andere Mittel erreicht werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen.“ (Hervorhebung durch Verfasser)

Natürliche Gewässerkörper und KMWK sind gleichermaßen in einen guten chemischen Zustand zu versetzen. Der gute chemische Zustand eines Oberflächengewässerkörpers ist gemäß Art. 2 Nr. 25 ein Zustand, „in dem kein Schadstoff in einer höheren Konzentration als den Umweltqualitätsnormen vorkommt, die in Anhang IX und gemäß Artikel 16 Absatz 7 oder in anderen einschlägigen Rechtsvorschriften der Gemeinschaft über Umweltqualitätsnormen auf Gemeinschaftsebene festgelegt sind.“ Die maßgeblichen Konzentrationsgrenzwerte sind mit den Richtlinien „über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik“ 2008/105 und Änderungsrichtlinie 2013/37 inzwischen in einem Rechtsakt zusammengeführt und vielfältig ergänzt und verschärft worden (Kern 2014: 256 ff.). Spätestens nach Ablauf der Umsetzungsfristen hat die Einstufung des chemischen Zustands nach diesen Richtlinien zu erfolgen, d.h. jedenfalls bereits im laufenden 2. Bewirtschaftungszyklus.

³ Dieser Abschnitt greift maßgeblich auf Ausführungen des Mitverfassers Reese (2016) zurück.

Für das **Grundwasser** sind ein guter chemischer Zustand und ein guter mengenmäßiger Zustand zu erreichen. Der gute chemische Grundwasserzustand wird in 2.2.3 Anhang V WRRL und in der GrundwasserRL durch stoffbezogene Standards konkretisiert. Der gute mengenmäßige Zustand wird in 2.1.2 Anhang V im Wesentlichen als ein stabiler Mengenhaushalt definiert. Zusätzlich verpflichtet Art. 4 Abs. 1 b) iii die Mitgliedstaaten dazu, Trends ansteigender Schadstoffkonzentrationen in Grundwasserkörpern umzukehren.

Für alle Gewässer gilt schließlich, dass die Mitgliedstaaten jedenfalls eine Verschlechterung des Zustands zu vermeiden haben. Dieses „Verschlechterungsverbot“ stellt eine strikt einzuhaltende Mindestanforderung auch für die Fristverlängerungs- und Zielabweichungsmöglichkeiten dar (Faßbender 2016: 197 f.).⁴

2.2 Die Ausnahmeregelung des Art. 4 Abs. 5 WRRL resp. § 30 WHG zur Absenkung der Qualitätsziele

2.2.1 Enge Auslegung als Ausnahmebestimmung

Die europäischen Wasserdirektoren, die LAWA und der überwiegende Teil der Literatur sind bisher davon ausgegangen, dass es sich bei der Zielabsenkung um eine „Ausnahme“ handelt, die eng auszulegen ist, sodass sie nicht de facto zur Regel wird. An diese Prämisse knüpft wesentlich der vom UFZ im LAWA-Auftrag mitentwickelte „Leipziger Ansatz“ (Ammermüller et al. 2011 im weiteren auch als Durchschnittskosten-Ansatz bezeichnet) an, der eine wesentliche Orientierung für die Kostenunverhältnismäßigkeit aus den durchschnittlichen Umsetzungskosten pro km² Wasserkörperfläche in Deutschland bezieht. Grundgedanke dieser Orientierung ist, dass nur in solchen Konstellationen Ausnahmen in Betracht kommen sollen, die deutlich über dem Durchschnitt und nicht im „Regelfallbereich“ liegen.⁵

Dass Ausnahmeregelungen eng auszulegen seien (*singularia non sunt extendenda*), ist ein in ständiger Rechtsprechung gefestigter dogmatischer Standpunkt des EuGH.⁶ Auch hat der Gerichtshof in seinem Leiturteil zur Weservertiefung⁷ jedenfalls die vorhabenbezogene Zielabweichung nach Art. 4 Abs. 7 WRRL als Ausnahme eingeordnet und in diesem Zusammenhang – wie auch der Generalanwalt – von einem System der Ausnahmen des Art. 4 gesprochen, dem die Richter vermutlich auch die weniger strengen Ziele zurechnen würden.

In Bezug auf Art. 4 Abs. 7 WRRL hat allerdings Franzius (2015) die Auffassung vertreten, dass eine enge Auslegung im o.g. Sinne nicht geboten sei. Ein methodisches Gebot dazu gebe es nicht, und die Ausnahme könne durchaus zur Regel werden, insbesondere wenn sich die tatsächlichen Verhältnisse entgegen der dem Gesetz zugrundeliegenden Annahmen zur Ausnahme hin verändert hätten. Mit einer engen Auslegung drohe auch die „integrale Regelungsstruktur des unter einem Ausnahmeverbehalt stehenden Verschlechterungsverbots verkannt zu werden“.

Dies ist mit Reese (2016) wie folgt zu würdigen: Franzius ist zunächst zuzustimmen, dass es

⁴ EuGH, Urteil vom 1.7.2015 – Weservertiefung, C-461/13.

⁵ Genaueres dazu und dass bei der Beurteilung auch noch Zielabstand und Nebennutzen zu berücksichtigen sind, wird unten in Kapitel 3 ausgeführt.

⁶ EuGH, Rs. 7/61 – Kommission/Italien, Slg. 1961, 605 (720); Rs. 13/68 – Salgoil, Slg. 1968, 679 (694); Urt. v. 9.9.2003 – Rs. C-151/02, Slg. 2003, I-8389; EuGH, Urt. v. 5.10.2004 – verb. RS. C-397/01 bis C403/01; Urt. v. 20.1.2005 – C-27/02, Slg. 205, S. 481, Tz. 42 f.

⁷ Urteil vom 1.7.2015 (Fn. 4).

jeweils auf die Intention des Gesetzgebers ankommt und dass im Wege der Auslegung zu beurteilen ist, ob eine Ausnahmebestimmung i.S.d. EuGH-Verständnisses aufzufassen und eng auszulegen ist, oder ob es sich um den integralen Bestandteil eines gestuften Anforderungssystems handelt. Im gemeinschaftsrechtlichen Zusammenhang ist allerdings hierbei mit Blick auf das Gebot der „effektuiierenden Auslegung“ (sog. *effet utile*) auch grundsätzlich zu beachten – und darum geht es dem EuGH letztlich –, dass nicht über allgegenwärtige Ausnahme- und Härteklauseln in weitem Umfang auf desintegrierte nationale Ziele zurückgegangen wird. Mithin ist kritisch abzugrenzen zwischen „salvatorischen“ Ausnahmen und Härteklauseln, die Einzelfälle mit unverhältnismäßig hohen Belastungen abfangen sollen, und systematischen Zielabstufungen, die a priori ein differenziertes Anforderungsprofil im Blick haben.

Von einer integralen Zielabstufung ist – im Lichte des *effet utile* – jedenfalls zu erwarten, dass sie Anwendungsbereich und Rechtsfolge nach generalisierenden Merkmalen abstrakt bestimmt, wie dies z.B. in der Regelung des Art. 4. Abs. 3 WRRL zu den KMWK erfolgt ist. Wird dagegen, wie in Art. 4 Abs. 5 WRRL, ganz offen und generalklauselartig auf Unverhältnismäßigkeit im Einzelfall abgehoben, so ist darin aber – vorbehaltlich klarer Gegenhinweise des Gesetzgebers – eine Auffang- und Härteklausele zu vermuten, die lediglich ein Ventil für unverhältnismäßige Einzelfallergebnisse bietet, aber eine reguläre Zieldifferenzierung weder leisten kann noch soll. Würde das Integrationsziel regulär von einem unumschränkten Verhältnismäßigkeitskriterium abhängig gemacht, wären der *effet utile* und die Integrationsfunktion des Rechtsaktes nahezu vollständig eliminiert.

Insofern ist eben doch mit dem EuGH zu fordern, dass generalklauselartige Ausnahmetatbestände wie der der „unverhältnismäßigen Kosten“ so eng auszulegen sind, dass ihre Anwendung auf Einzelfälle beschränkt bleibt. Wo der Europäische Gesetzgeber sich solcher Auffangklauseln bedient, ist im vorstehenden Sinne auch anzunehmen, dass die Verabschiedung durch den Rat die Bewertung einschließt, dass das angenommene Zielprogramm sich im Regelfall als verhältnismäßig darstellt (EC 2009). Diese Annahme liegt zudem ausdrücklich der deutschen Umsetzung zugrunde.⁸ Es mag zutreffen, dass die gebotene enge Auslegung v.a. im Bereich des Art. 4 Abs. 7 zu einer bedenklichen Einschränkung neuer Gewässersernutzungen führen kann. Dies muss aber dann durch den Gesetzgeber korrigiert werden und nicht durch eine Rechtsanwendung, die die Härteklausele zur Regel macht. Die Auslegungskriterien zum Merkmal der Kostenunverhältnismäßigkeit sind deshalb so zu bestimmen, dass sie dem Auffangcharakter dieses Ausnahmetatbestands gerecht werden.

2.2.2 *Abgrenzung von praktischer Unmöglichkeit und Aufwandsunverhältnismäßigkeit*

Dass eine grundsätzlich enge Auslegung von Art. 4 Abs. 5 WRRL als Ausnahmetatbestand geboten ist, muss bereits bei der Abgrenzung der beide Tatbestandsalternativen der praktischen Unmöglichkeit einerseits und der Aufwandsunverhältnismäßigkeit andererseits berücksichtigt werden. Zur praktischen Unmöglichkeit der Zielerreichung kann unter diesem Auslegungsgrundsatz jedenfalls nicht auch eine „wirtschaftliche Unmöglichkeit“ zählen, die durch außergewöhnlich hohen Aufwand der Zielumsetzung begründet ist. Die Frage, ob eine technisch machbare, aber extrem aufwändige Option der Zielumsetzung weniger strenge

⁸ Siehe die amtliche Begründung zur WHG-Novelle 2002, S. 19 (zu § 25d): „Ausnahmen dürfen nur in einem eng begrenzten Rahmen möglich sein, da ansonsten die Erreichung des Zieles eines guten Gewässerzustands gefährdet wäre.“

Zielsetzungen rechtfertigt, ist vielmehr ausschließlich nach dem Kriterium der Kostenunverhältnismäßigkeit zu entscheiden und erfordert mithin eine möglichst genaue Schätzung der Kosten und eine vertretbare Bewertung nach den im Folgenden näher darzulegenden Regeln und Maßstäben der Verhältnismäßigkeitsprüfung.

Praktische Unmöglichkeit ist demgegenüber nur dann anzunehmen, wenn *keine technisch realisierbare Möglichkeit* zur vollen Zielerreichung bis Ende 2027 ersichtlich ist. Gegenüber der bisherigen Begründungspraxis, bei der „mangelnde Flächenverfügbarkeit“ mitunter als Grund der praktischen Unmöglichkeit aufgeführt wurde, ist besonders hervorzuheben, dass erforderliche Eingriffe in bestehende Nutzungen bzw. Nutzungsrechte (z.B. hinsichtlich benötigter Flächen durch Landwirte) der praktischen Realisierbarkeit i.S.v. Art. 4 Abs. 5 WRRL resp. § 30 WHG nicht entgegenstehen, sofern ein solcher Eingriff in grundrechtskonformer Weise gerechtfertigt werden kann. Dies gilt vor allem insofern, als das geltende Recht bereits anwendbare Enteignungsinstrumente bereithält, wie dies namentlich im Zusammenhang mit dem (ökologischen) Gewässerausbau deutschlandweit (§ 71 WHG) und teilweise auch bei der Unterhaltung wasserverbandsrechtlich (§ 40 WVG) sowie landesrechtlich der Fall ist (§ 115 Abs. 2 LWG RP, § 101 SächsWG sowie Art. 56 BayWG). Die Kosten solcher Nutzungseingriffe, die einen angemessenen Schadensersatz für die Eigentümer beinhalten müssen, sind indes in der Frage der Aufwandsunverhältnismäßigkeit zu berücksichtigen. Stellen sich die Kosten insgesamt als unverhältnismäßig dar, so kann auch der Eigentumsentzug mangels hinreichenden öffentlichen Interesses keine Rechtfertigung finden.

2.2.3 Wasserkörperbezug, Flussgebietsbewirtschaftung und Berücksichtigung von Fernwirkungen

Die Festlegung von weniger strengen Zielen hat sich gemäß Art. 4 Abs. 5 WRRL und § 30 WHG auf den jeweiligen Wasserkörper zu beziehen. Dies entspricht dem Umstand, dass das gesamte Zielregime der WRRL auf die Einheit des Wasserkörpers abstellt. Freilich bedeutet dies nicht, dass nachteilige Auswirkungen einer Zielabsenkung auf die Zielerreichung bzw. den Zustand in benachbarten Wasserkörpern außer Betracht bleiben dürfen. Solche Fernwirkungen sind regelmäßig zu erwarten, wenn erforderliche Maßnahmen zur Durchgängigkeit, zur Habitatvernetzung oder zur Minderung von (UQN überschreitender) Schadstoffkonzentrationen eingespart werden.

Die Beachtlichkeit von Fernwirkungen ergibt sich unzweifelhaft aus dem System- und Zweckzusammenhang des Art. 4 Abs. 5 WRRL resp. § 30 WHG. Die Vorschrift ist integraler Teil des Systems der flussgebietsbezogenen, integrierten Gewässerbewirtschaftung, die in ihrem Kern gerade darauf abzielt, Fern- und Verlagerungswirkungen einzubeziehen und durch effektiv koordinierte, insgesamt kosteneffiziente Maßnahmenpakete zu bewältigen. Dieser flussgebietsweite Bezug spiegelt sich in dem Verweis des § 30 Nr. 4 Satz 2 auf § 29 Abs. 2 Satz 2 WHG wider, mit dem die Vorgabe des Art. 4 Abs. 8 WRRL umgesetzt wird. Danach gilt – mithin auch für die Festlegung weniger strenger Ziele –, dass eine Zielabsenkung die Verwirklichung der in den §§ 27, 44 und 47 Abs. 1 festgelegten Bewirtschaftungsziele in anderen Gewässern derselben Flussgebietseinheit nicht dauerhaft ausschließen darf.

Diese Maßgabe, dass die für einen Oberflächenwasserkörper (OWK) erteilte Ausnahme schlechterdings die Zielerreichung in einem anderen OWK nicht dauerhaft gefährden dürfe, widerspricht allerdings nach ihrem vordergründigen Wortlaut selbst den Prinzipien der integrierten Flussgebietsbewirtschaftung, sofern sie die Möglichkeit der Festsetzung fernwirkungsbedingter Minderziele in den betroffenen „anderen“ OWK nicht berücksichtigt bzw.

ausschließt.

Weil § 29 Abs. 2 S. 2 WHG allerdings nur auf die Regel-Bewirtschaftungsziele des § 27 und nicht auch auf die Zielabsenkung nach § 30 Bezug nimmt, wäre es nach engerem Verständnis nicht möglich, Minderziele auch im OWK-übergreifenden Zusammenhang, namentlich für auch für „fernbetroffene“ OWK festzulegen und dadurch zu begründen, dass die Vermeidung der Fernwirkungen im ursächlichen OWK – auch unter Berücksichtigung der flussgebietsweiten Auswirkungen/Nutzen – unverhältnismäßig aufwändig wäre. Dieses Ergebnis widerspräche jedoch fundamental den Bewirtschaftungszusammenhängen des Flussgebiets. Mit Blick auf die Begründungsvariante der faktischen Unmöglichkeit zeigt sich auch eindeutig, dass eine solche Auslegung nicht haltbar ist. Realitäts-, zweck- und systemangemessen ist daher die Bedingung des § 30 Satz 2 WHG resp. Art. 4 Abs. 8 WRRL so zu verstehen, dass die Zielabsenkungen die Erreichung der Bewirtschaftungsziele in einem anderen OWK des Flussgebietes nicht gefährden darf, wobei zu diesen Bewirtschaftungszielen der anderen OWK eben auch geminderte Ziele gehören können, die namentlich wegen der Fernwirkungen und aufgrund der Unmöglichkeit oder Unverhältnismäßigkeit, diese zu vermindern, abgesenkt sind.

Klar ist, dass in diesem Fall die Bewertung der Kostenverhältnismäßigkeit auf die Fernwirkungszusammenhänge erstreckt und für alle betroffenen OWK in Gesamtheit beantwortet werden muss. Eine gesamtheitliche, integrierte Festlegung der Minderziele ist insbesondere erforderlich, um die gemäß § 30 Nr. 4 WHG geforderten „bestmöglichen“ Bewirtschaftungsziele festzulegen. Dazu ist ein integrierter Kosteneffizienzvergleich aller in den betroffenen Gewässern in Betracht kommenden Verbesserungsmaßnahmen vorzunehmen.

2.3 Der Tatbestand der Aufwandsunverhältnismäßigkeit

Im Rahmen des Umsetzungsprozesses und in der Literatur ist verschiedentlich dargelegt worden, dass die Frage der Kostenunverhältnismäßigkeit auf zwei unterschiedliche Dimensionen der Verhältnismäßigkeit bezogen werden kann, nämlich zum einen auf das Verhältnis von Aufwand und Nutzen i.S. einer objektiven Verhältnismäßigkeitsprüfung und zum anderen auf das Verhältnis des Aufwands zur Leistungsfähigkeit des verantwortlichen Kostenträgers i.S. einer subjektiven Zumutbarkeitsprüfung (EC 2009: 13f.; Schmid 2017: Rn. 25).

2.3.1 Kosten-Nutzen-Verhältnis und die (rechtlichen) Grenzen der Monetarisierung des Nutzens ökologischer Verbesserungen

Das Kosten-Nutzen-Verhältnis steht im Zentrum des Auslegungsansatzes der „Common Implementation Strategie“, die eine Kosten-Nutzen-Bilanzierung unter folgenden Maßgaben verlangt (EC 2009: 13):

- Die Beurteilung von Kosten und Nutzen soll sowohl die qualitativen als auch die quantitativen Kosten und Nutzen mit einschließen.
- Unverhältnismäßigkeit sollte nicht an dem Punkt einsetzen, an dem die festgestellten Kosten den quantifizierbaren Nutzen übersteigen.
- Die Spanne, um die die Kosten den Nutzen übersteigen, sollte abschätzbar sein und mit hoher Sicherheit bestimmt werden können.

Das zentrale Problem des Kosten-Nutzen-Vergleichs – das auch den zentralen Anlass der Leipziger Ansätze einschließlich dieser Studie darstellt – liegt indes darin, dass der im guten

ökologische Zustand /Potential bezweckte ökologische Nutzen im Wesentlichen ein – auch ideeller – Gemeinnutzen ist, der sich in aller Regel nicht in Marktpreisen ausdrückt und deshalb zu den Maßnahmenkosten nicht objektiv ins Verhältnis gesetzt werden kann (Durner 2017: Rn. 19; Ginzky 2017: Rn. 7). Was bzw. wie viel dem Gemeinwesen die gute Qualität seiner Gewässer „wert“ ist, bleibt zwangsläufig in hohem Maße eine Frage politischer Prioritäten. Dies ist grundsätzlich auch in dem einschlägigen CIS-Dokument anerkannt worden, indem dort formuliert wurde, die Entscheidung über die Unverhältnismäßigkeit sei „a political judgment informed by economic (...) analysis“ (EC 2009: 13). Die Forderung, dass ein Kostenüberhang „mit hoher Sicherheit festzustellen“ ist, steht dazu allerdings in erkennbarem Widerspruch, denn dies legt eine Monetarisierung auch des ökologischen Nutzens der Zielerreichung nahe.

Ansätze zur Monetarisierung ökologischer Schäden und Nutzen sind zwar in der Umweltökonomie entwickelt worden, auch speziell zur Umsetzung der WRRL.⁹ Die Disziplin hat allerdings auch klar aufgezeigt, dass die verschiedenen Monetarisierungsansätze jeweils mit beträchtlichen methodischen Problemen behaftet sind und je nach Methodik zu sehr unterschiedlichen Ergebnissen führen können (Wegner, G./Pascual 2011, Lo/Spash 2013, Spash/Aslaksen 2015). Die Vorläuferstudien zur vorliegenden Untersuchung (Ammermüller et al. 2008, 2011 und Klauer et al. 2007, 2008, 2015, 2016b, 2017) haben dies nochmals eingehend dargelegt und zudem verdeutlicht, dass die Monetarisierungsansätze auch einen hohen Aufwand erfordern, der praktisch allenfalls in Sonderfällen zu bewältigen ist. Dies gilt etwa für den verbreiteten Ansatz der *Zahlungsbereitschaftsanalyse*, der die Monetarisierung auf eine Befragung z.B. der Bewohner eines Gewässerumfeldes stützt, wie viel sie jeweils für die geforderten Gewässerzustände zu zahlen bereit wären. Eine an der unteren Wupper durchgeführte und eng auf das Problem der Kraftwerkskühlung begrenzte Zahlungsbereitschaftsanalyse hat insoweit eindrucksvoll gezeigt, wie überaus ressourcen- und zeitaufwändig diese Methode ist (Hecht et al. 2014). Der sogenannte *Benefit-Transfer-Ansatz*, der auf einen Ergebnis-Transfer von andernorts bereits durchgeführten Monetarisierungen abhebt (Bateman et al. 1999, Brouwer/Spaninks 1999), kommt zwar mit weniger Aufwand aus, addiert jedoch zu den methodischen Defiziten der in Bezug genommenen Monetarisierungen noch erhebliche transferbedingte Unschärfen hinzu (Spash/Vatn 2006).¹⁰

Zu ergänzen ist jedoch an dieser Stelle, dass es auch rechtlichen Bedenken begegnet, das Verhältnismäßigkeitsurteil maßgeblich an Zahlungsbereitschaften befragter Bürger auszurichten (Reese 2016: 203). Die Zahlungsbereitschaft bemisst sich nämlich nach individuellen Nutzenperspektiven und Opportunitätskosten der befragten Privathaushalte. Dem Gesetz liegt jedoch eine grundlegend andere Wertungsperspektive zugrunde, nämlich die gesellschaftlich-institutionelle des (europäischen, nationalen und örtlichen) Gemeinwesens und seiner politischen Prioritäten und fiskalischen Opportunitäten. In dieser Perspektive kann der Nutzen von Umweltverbesserungen nicht aus individuellen Zahlungsbereitschaften gefolgert, sondern muss von den legitimierten Entscheidungsträgern unter Berücksichtigung der relevanten Gemeinwohlbelange und Prinzipien des Wasserrechts gewichtet werden. Sich hier gänzlich auf individuelle Zahlungsbereitschaften zu stützen, würde deshalb einem „Ermessensaufall“ gleichkommen (s. dazu unten 2.3.3). Zur Beurteilung des Kosten-Nutzen-Verhältnisses werden mithin weitere, der Gemeinwohlperspektive entsprechende Kriterien benötigt.

⁹ Zum Beispiel: Molinos-Senante et al. (2011), Postle et al. (2004), Vinten et al. (2012), Jensen et al. (2013), Hecht et al. (2014).

¹⁰ Die praktischen Schwierigkeiten der Monetarisierung werden auch deutlich, wenn man Vorgehensweisen der Verhältnismäßigkeitsprüfungen in Frankreich und England betrachtet, die im Anhang I (Kapitel 8) dargestellt und diskutiert werden.

2.3.2 Die gesamtwirtschaftliche Perspektive der Kosten-Nutzen-Betrachtung

Öffentlich zu tragende Umsetzungskosten zur Durchgängigkeit und Gewässerrenaturierung werden sicherlich den Anwendungsschwerpunkt von Art. 4 Abs. 5 WRRL und § 30 WHG ausmachen (Reinhardt 2013: 49ff). Indes können auch Gewässernutzer und Gebührenzahler erheblich von Umsetzungskosten betroffen sein. Dies gilt z.B. für Betreiber von Wasserkraftwerken, die zur Umsetzung der Qualitätsziele die Durchgängigkeit des Gewässers für Fische herzustellen haben oder für Einleiter von Schadstoffen, die zur Umsetzung des guten Zustands ihre Schadstofffracht erheblich reduzieren müssen.¹¹

Insofern ist darauf hinzuweisen, dass nach überzeugender herrschender Auffassung dem Tatbestand der Kostenunverhältnismäßigkeit eine *gesamtwirtschaftliche* Perspektive zugrunde liegt und dass dadurch nicht etwa der Bestand oder die betriebliche Rentabilität einzelner Nutzungen geschützt werden (Hecht et al. 2014). Zur Kostenunverhältnismäßigkeit i.S. von Art. 4 Abs. 5 WRRL führen deshalb einzelwirtschaftliche Kosten nur dann, wenn sie für sich genommen oder zusammen mit ebenfalls anfallenden öffentlichen Kosten höher liegen als der gesellschaftliche Nutzen des guten Gewässerzustands. Andernfalls sind die Regelziele auch dann umzusetzen, wenn der nötige umwelttechnische Aufwand die betriebswirtschaftlichen Leistungsgrenzen überfordert, erforderlichenfalls mithilfe öffentlicher Zuschüsse. An Zuschüsse ist insbesondere dann zu denken, wenn es aufgrund regionalwirtschaftlicher Nutz- bzw. Struktureffekte des Betriebes volkswirtschaftlich lohnend erscheint, dem Betrieb eine wirtschaftlich tragbare Gewässernutzung zu erhalten.

Gegenüber nutzungsbeschränkenden Maßnahmen sind die verlorenen regionalwirtschaftlichen Wohlfahrtseffekte der Nutzung als Kosten zu berücksichtigen, die ggf. auch die Kostenunverhältnismäßigkeit gemäß Art. 4 Abs. 5 WRRL begründen können.¹² Dafür spricht im Wortlaut die Bezugnahme auf die „sozio-ökonomischen Erfordernisse“, aus der auch insoweit die volkswirtschaftliche Perspektive spricht. Aus der gesamtwirtschaftlichen Sicht ist es konsequent, in die Bewertung der Kostenverhältnismäßigkeit einer nutzungsbeschränkenden Maßnahme nicht nur ihren ökologischen Nutzen, sondern auch ihre nachteiligen regionalwirtschaftlichen Folgen – als volkswirtschaftliche Kosten – einzustellen. Dafür spricht schließlich auch der Sachzusammenhang mit Art. 4 Abs. 7c): Sofern ein überwiegendes öffentliches Interesse an den Struktureffekten einer (neuen) Nutzung eine Zielabweichung gemäß Abs. 7 rechtfertigen kann, müsste dies für den Nutzungsbestand im Tatbestand der Kostenverhältnismäßigkeit entsprechend gelten, weil für eine Schlechterstellung des Nutzungsbestands kein tragfähiger Grund ersichtlich ist (Reese 2016: 203, 212).

Wie sich die regionalökonomischen Effekte in Zukunft entwickeln und wie sie gegenüber den gewässerökologischen Effekten zu gewichten sind, bleibt wiederum eine Frage prognostischer Beurteilung und politischer Gewichtung.

2.3.3 Das Kosten-Leistungsfähigkeits-Verhältnis (Zumutbarkeit/Affordability) als Kriterium der Aufwandsunverhältnismäßigkeit

Ob und inwiefern es für die Kostenunverhältnismäßigkeit gemäß Art. 4 Abs. 5 WRRL und

¹¹ Prominentes Beispiel sind die Salzeinleitungen aus dem hessisch/thüringischen Kalibergbau. Siehe dazu <http://www.runder-tisch-werra.de> sowie Köck et al. (2011).

¹² Zur Bemessung der regionalwirtschaftlichen Effekte eines Betriebes sind ökonomische Ansätze verfügbar, die eine ungefähre Einschätzung ermöglichen und deutlich weniger mit methodischen Problemen belastet sind, als die Monetarisierung des ökologischen Nutzens. Vgl. den Überblick dazu bei Stiller (2005). Ein anschauliches Beispiel für die Ermittlung der regionalwirtschaftlichen Kosten einer betriebsbeschränkenden Umsetzungsmaßnahme zur WRRL bietet die von Hansjürgens erstellte Studie zur „Wirtschaftliche Bedeutung der Kaliproduktion im Werratal“. Regionalökonomische Analyse der Einkommens-, Vorleistungs-, Beschäftigungs- und Steuereffekte der Kaliindustrie in Nordhessen und Westthüringen, 2009, veröffentlicht unter: www.runder-tisch-werra.de/index.php?parent=1056.

§ 30 WHG auch auf die Belastung und Leistungsfähigkeit der staatlichen Aufgabenträger ankommen kann, ist umstritten (EU-Kommission 2009: 14). Die EU-Kommission und eine Fraktion der Wasserdirektoren vertreten die Auffassung, dass lediglich Fristverlängerungen durch Gründe der Leistungsfähigkeit und namentlich zur Streckung des Aufwands gerechtfertigt werden könnten, nicht aber die dauerhafte Zielverminderung gemäß Art. 4 Abs. 5 WRRL resp. § 30 WHG. Zur Begründung wird insbesondere angeführt, die Verabschiedung der Richtlinie im Rat beinhalte konkludent auch das Einvernehmen der Mitgliedstaaten, dass die Kosten der Zielerreichung getragen werden können und müssen (EC 2009: 14). Dieses Argument überzeugt jedoch nicht, denn die Bewirtschaftungsziele sind ja gerade im Paket mit den Ausnahmen und eben nur unter dem Vorbehalt der Kostenverhältnismäßigkeit gemäß Art. 4 Abs. 5 verabschiedet worden.

Dass die Leistungsfähigkeit der öffentlichen Aufgabenträger gar keine Rolle spielen könne, trifft aber auch deshalb nicht zu, weil es genau besehen gar nicht rational möglich ist, die Umsetzungskosten ohne Ansehung der Leistungsfähigkeit zum Nutzen der Zielumsetzung ins (Wert-)Verhältnis zu setzen. Das Wertverhältnis der (Geld-)Kosten zum ökologischen Nutzen wird wesentlich auch durch die *Opportunitätskosten* einer Investition in die Gewässerqualität bestimmt. Ein weniger bemitteltes Gemeinwesen, in dem zusätzlicher Aufwand für den Gewässerschutz mit erforderlichen Investitionen in elementare Infrastrukturleistungen konkurriert, wird dem Aufwand gegenüber dem ökologischen Nutzen einen erheblich höheren (Opportunitäts-)Wert beimessen als ein reiches Gemeinwesen, das den Aufwand ohne elementare Opportunitätskosten tragen kann.

Auf Art. 4 Abs. 5 WRRL gewendet ist freilich zu bedenken, dass es *der Mitgliedstaat in seiner Gesamtheit ist*, der die Umsetzung der Regelziele schuldet. Deshalb kann die Kostenunverhältnismäßigkeit jedenfalls nicht damit begründet werden, dass der Aufwand die Leistungsfähigkeit z.B. einer Gemeinde oder eines Zweckverbands übersteigt, dem das nationale Recht die Aufgabenverantwortung auferlegt. Der Mitgliedstaat kann sich nicht darauf berufen, dass er die Umsetzungsaufgaben an dafür nicht hinreichend ausgestattete Aufgabenträger delegiert hat. Vielmehr sind die Mitgliedstaaten durch die WRRL auch verpflichtet – wie auch im CIS Dokument Nr. 20 zu Recht dargelegt wird (EC 2009: 14) –, die nötigen Finanzierungsinstrumente einzurichten, um ihre öffentlichen Aufgabenträger zur Umsetzung der Richtlinie zu befähigen.

Dass entsprechende Zuwendungsinstrumente u.U. größere institutionelle Anpassungen erfordern, wird mitunter Grund für eine Fristverlängerung sein können (so auch EC 2009: 20) nicht aber für eine dauerhafte Kostenunverhältnismäßigkeit. Für die Zielabsenkung nach Art. 4 Abs. 5 muss folglich globaler dahin argumentiert werden, dass die Umsetzungskosten einer durchschnittlich entwickelten EU-Industrieregion nicht zuzumuten sind. Eine präzise Anwendung dieser Begründungsfigur würde indes eine hochkomplexe Abstimmung zwischen Maßnahmen-, Finanzierungs- und Haushaltsplanung auf Gemeinde-, Verbands-, Landes- und Bundesebene erfordern, die zumindest einstweilen praktisch illusorisch ist, zumal wenn belastbare Kostendaten nicht einmal zu den bereits laufenden Maßnahmenprogrammen verfügbar sind. In der Frage, welche zusätzlichen Belastungen insbesondere der öffentlichen Haushalte noch als tragbar angesehen werden dürfen, muss daher zumindest auf mittlere Sicht auf andere Kriterien abgestellt werden.

Der zweite Leipziger Ansatz (hier: „Benchmark-Ansatz“) stellt insoweit auf die durchschnittlichen historischen Ausgaben für die Ziele des Gewässerschutzes i.S. einer manifesten „*kollektiven Zahlungsbereitschaft*“ ab, die gleichermaßen ein Indiz dafür hergibt, welche Anstrengungen hierfür im deutschen Gemeinwesen als tragbar und angemessen erachtet werden. Dabei berücksichtigt freilich dieser Ansatz – wie weiter unten noch genauer ausgeführt wird – dass die Qualitätsziele der WRRL eine wesentliche Niveausteigerung im Gewässer-

schutz und die grundlegende Verpflichtung auf zusätzliche Anstrengungen beinhalten, und dass daher auf den historischen Maßstab ein Aufwandsfaktor aufzuschlagen ist (s. dazu unten Kapitel 3). Für die Höhe des Aufwandsfaktors ist allerdings der historischen Betrachtung kein Maßstab zu entnehmen, und insofern bleibt auch hier ein beträchtlicher politischer Entscheidungsspielraum.

2.3.4 Beurteilungsspielraum und Beurteilungslehre

Aus dem Vorstehenden sollte wiederum deutlich geworden sein, dass die Auslegung der Kostenunverhältnismäßigkeit in hohem Maße Einschätzungen und Gewichtungen erfordert, die zwar eine Reihe teleologischer und methodischer Maßgaben zu beachten haben, die aber nicht gesetzeskonform in quantitative Maßstäbe gefasst und „axiomatisiert“ werden können. Umso bedeutsamer stellt sich rechtlich die Frage, ob und inwieweit Art. 4 Abs. 5 den Mitgliedstaaten und ggf. auch § 30 WHG den zuständigen nationalen Stellen einen gerichtlich zu respektierenden Ermessensspielraum eröffnet, oder ob die Begründung weniger strenger Ziele vollständig der richterlichen Kontrolle unterliegt (Durner 2017: Rn. 27; Schmid 2017: Rn. 30). Dazu ist – wiederum im Rückgriff auf Reese (2016) – wie folgt Stellung zu nehmen.

Von einem Beurteilungsspielraum scheinen jedenfalls die Kommission und die Wasserdirektoren der Mitgliedstaaten auszugehen, wenn sie in ihrer Gemeinsamen Implementationsstrategie formulieren, dass der Tatbestand der Kostenunverhältnismäßigkeit eine „politische, auf wirtschaftliche Informationen gestützte Beurteilung“ erfordere (EC 2009: 13, EU-Wasserdirektoren 2008: 2).

Nach der herrschenden deutschen Verwaltungsrechtslehre gilt jedoch der Grundsatz, dass unbestimmte Rechtsbegriffe im Normtatbestand gerichtlich voll überprüfbar sind und administrative Beurteilungsspielräume nur ausnahmsweise anzuerkennen sind, wenn das Gesetz in besonderer Weise auf höchstpersönliche Wertungen oder fachliche Kompetenzen der Verwaltungsorgane abstellt.¹³ Dieser – von der Rechtsprechung streng gehütete – Grundsatz ist allerdings mit guten Gründen als justizlastig und nicht mehr zeitgemäß kritisiert worden (Ehmke 1960: 45, Erichsen 1985: 23 ff.). Er ist auch nicht unumschränkt auf das europäische Recht und übertragbar, denn in der Frage der Gestaltungsfreiheit der Mitgliedstaaten hat der EuGH – abweichenden Rechtstraditionen anderer Mitgliedstaaten folgend – die restriktive Handhabung der unbestimmten Rechtsbegriffe nicht nachvollzogen. Vielmehr orientiert sich der Gerichtshof fallweise daran, was dem betreffenden Rechtsakt im Wege der Auslegung zu entnehmen ist (Schwarze 2005: 280 ff.). Im Falle des Art. 4 Abs. 5 WRRL sprechen allerdings selbst aus der restriktiven deutschen Perspektive gute Gründe dafür, dass diese Vorschrift den Mitgliedstaaten in der Kosten-Nutzen-Abwägung einen Abwägungsspielraum einräumt, der durch den EuGH nur eingeschränkt darauf überprüft wird, dass alle entscheidungserheblichen Gesichtspunkte berücksichtigt und die oben erörterten Entscheidungsmaßstäbe der Richtlinie beachtet wurden.

Bereits der Regelungswortlaut enthält deutliche Hinweise auf einen Beurteilungsspielraum, und zwar in Artikel 4 Abs. 5 b), wo die aus Gründen der Kostenunverhältnismäßigkeit unterbleibenden Verbesserungen in Bezug genommen werden als „Auswirkungen, die infolge der Art der menschlichen Tätigkeiten oder der Verschmutzung *nach vernünftigem Ermessen* (Hervorhebung der Verfasser) nicht hätten vermieden werden können“. Dies kann und muss nach Ansicht der Verfasser so verstanden werden, dass den Mitgliedstaaten ein „vernünftiges Ermessen“ auch in der Bewertung von Kosten und Nutzen zustehen soll (so auch Dur-

¹³ Grundlegend BVerwG 39, 197 ff.; BVerfGE 103, 142 (156).

ner, 2017: Rn. 32, Hasche 2005: 168).

In der Sache spricht dafür, dass die Frage der Kostenunverhältnismäßigkeit in hohem Maße von fachlichen Einschätzungen und politischen Gewichtungen abhängt und die Gerichte weder qualifiziert noch legitimiert sind, die sich daraus ergebenden Entscheidungsspielräume durch eigene Einschätzungen und Wertungen zu füllen. Zum richterlichen Durchgriff zwingt hier auch keine grundrechtliche „Gefährdungslage“, wie dies u.U. dort der Fall ist, wo sich mit der Auslegung des unbestimmten Rechtsbegriffs unmittelbar Eingriffe in die Berufs- oder Eigentumsfreiheit verbinden. Insofern unterscheidet sich die Kostenunverhältnismäßigkeit nach Art. 4 Abs. 5 WRRL auch grundlegend von den genehmigungsrechtlichen Verhältnismäßigkeitsvorbehalten z.B. in § 17 Abs. 2 und 41 Abs. 2 BImSchG, deren begrenzter Anlagenhorizont ungleich leichter richterlich nachvollzogen werden kann (Jarass 2015: § 17 Rn. 44 ff.). Die Frage der Kostenunverhältnismäßigkeit nach Art. 4 Abs. 5 WRRL ist demgegenüber – wie oben dargelegt wurde – weitreichend mit den Abstimmungs- und Priorisierungserfordernissen der Bewirtschaftungsplanung verknüpft und trägt insoweit den Charakter einer *planerischen Abwägungsentscheidung*, die die Richter – auch nach deutschen Grundsätzen – nicht selbst zu treffen, sondern nur auf Begründbarkeit zu prüfen haben (Faßbender 2014: 482 Rn. 10; Hasche 2005: 244).

Dem entspricht schließlich systematisch die formale Pflicht zur Begründung der Zielabsenkung aus Artikel 4 Abs. 5 d) WRRL, denn eine solche Begründungspflicht – wie aus dem Planungsrecht geläufig – erfährt ihren Sinn ja gerade daraus, dass in Anbetracht von Einschätzungs- und Abwägungsspielräumen eine Begründbarkeitskontrolle ermöglicht wird und an die Stelle gerichtlicher Letztentscheidung treten soll. Wenn demnach über die Frage der Kostenunverhältnismäßigkeit ein Beurteilungsspielraum anerkannt wird, wird dadurch den Mitgliedstaaten auch die Möglichkeit eingeräumt, nach eigenen Prioritäten ausnahmsweise hinter das gemeinschaftliche Regel-Schutzniveau zurückzufallen. Insofern leistet die WRRL eben keine abschließende Integration der Gewässerschutzziele (Czychowski/Reinhardt 2014: § 30 Rn. 7), was durchaus im Spannungsverhältnis zu ihren allgemeinen Zielsetzungen steht. Umso mehr kommt es darauf an, die Grenzen des mitgliedstaatlichen Beurteilungsspielraums im Sinne dieser Zielsetzungen restriktiv zu konturieren und ihre Einhaltung effektiv zu überprüfen.

Soweit in der Frage der Kostenunverhältnismäßigkeit ein Beurteilungs- bzw. Ermessensspielraum eingeräumt wird, greifen zunächst die Schranken bzw. *Anforderungen der Ermessensfehlerlehre*, und die Entscheidung der zuständigen Behörde ist namentlich daran zu messen, ob sie

- alle relevanten Sachverhaltsaspekte hinreichend gründlich ermittelt und keine falschen Annahmen zugrunde gelegt hat,
- die Gesichtspunkte in zutreffender und mit dem Regelungszweck vereinbar Weise gewürdigt sich nicht auf sachfremde Erwägungen gestützt hat,
- eine vertretbare Gewichtung gefunden hat.

Was die *Sachverhaltsermittlung* betrifft, so kommt es in erster Linie darauf an, dass Folgendes nachvollziehbar ermittelt worden ist:

- die kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Zielerreichung,
- die Kosten dieser Maßnahmen einschließlich von
- Folgekosten bei betroffenen Nutzern sowie ggf. struktureller Art,
- Spezifischer Umweltnutzen und Nebennutzen z.B. für Fischerei, Erholung, Hochwasser-

vorsorge etc.

Um die auf Kostenunverhältnismäßigkeit zu bewertende konkrete Maßnahmenkombination zu ermitteln, bedarf es sachnotwendig einer *konkreten Maßnahmen- bzw. Umsetzungsplanung* für den jeweiligen OWK. Die lediglich abstrakte Benennung von Maßnahmentypen mit den LAWA-Maßnahmenschlüsseln, wie sie Maßnahmenprogramme bisher vorsehen, kann dazu *a priori* nicht genügen. Um die Kosten ansatzweise realitätsnah abschätzen zu können, muss vielmehr feststehen, welche konkreten Maßnahmen wo und wie durchzuführen sind, um die Zustandsziele zu erreichen. Dazu bieten die flussgebietsweiten Maßnahmenprogramme mit ihrem bisherigen, geringen Konkretionsgrad keine hinreichende Basis, und erst recht nicht kann diesem konkreten Begründungserfordernis eine Maßnahmenakquise genügen, die auf Grundlage des *Freiwilligkeitsprinzips* überhaupt nur solche Maßnahmen einbezieht, welche von den Trägern ohne rechtlichen Zwang durchgeführt werden.

Liegt eine hinreichend konkrete Umsetzungsplanung zum Maßnahmenprogramm vor, so werden die enthaltenen Prognosen darüber, mit welchen Maßnahmen die Umweltziele der WRRL erreicht werden können, regelmäßig von erheblichen *Unsicherheiten* geprägt sein. Denn bekanntermaßen sind die komplexen Wirkungszusammenhänge längst nicht vollständig erforscht, und insbesondere der taxonomische Zustand des Gewässers hängt von zahlreichen Faktoren und in ihrer Entwicklung teils schwer vorhersagbaren Belastungen ab wie insb. auch der chemischen und der Nährstoffbelastung aus ubiquitären Quellen. Insofern ist davon auszugehen, dass die zuständige Stellen *keine Pflicht zu umfangreichen Forschungen* trifft, sondern es genügt, sich auf verfügbare Wissensbestände zu beziehen und im Übrigen die verbleibenden Unsicherheiten als einen wichtigen Sachverhaltsaspekt klar zu benennen. In der Abwägung von Kosten und Nutzen sind die *Unsicherheiten sodann Nutzen-mindernd zu gewichten*.

Was im Übrigen das *Verbot sachfremder und zweckwidriger Erwägungen* betrifft, so sind oben bereits einige wichtige Aspekte genannt worden, die insoweit zu beachten sind. So darf insbesondere nicht

- auf die Leistungsfähigkeit nur des lokalen Aufgabenträgers abgestellt werden,
- nur die einzelwirtschaftliche Betroffenheit eines Nutzers zugrunde gelegt werden,
- schlechthin darauf abgestellt werden, dass benötigte Flächen sich in privatem Eigentum und damit außerhalb der Verfügungsgewalt der verantwortlichen Behörden befinden.

Außerdem ist zu beachten, dass der Abwägung über die Kostenunverhältnismäßigkeit bzw. in der Dimension der Zumutbarkeit grundsätzlich die *volle 18-Jahres-Perspektive* zugrunde zu legen ist. Auf diesen Umsetzungszeitraum sind die Umsetzungskosten zu mitteln. Dagegen darf die Kostenunverhältnismäßigkeit nicht etwa damit begründet werden, dass wegen jahrelanger Untätigkeit nunmehr ein „Kostenstau“ aufgelaufen ist, der in der Kürze der verbleibenden Zeit nicht mehr zu bewältigen ist. Anders verhält es sich ggf., wenn für die bisherige Untätigkeit tragfähige Gründe benannt werden können z.B. derart, dass bisher Wissensgrundlagen oder institutionelle Umsetzungsvoraussetzungen gefehlt haben.

Für die *vertretbare Gewichtung* lässt sich rechtlich zunächst folgende Leitfrage formulieren:

- *Stehen die Kosten der Zielumsetzung zu dem Nutzen der Zielerreichung (einschl. Neben- und Fernnutzen) unter Berücksichtigung der Leistungsgrenzen eines durchschnittlichen EU-Staates und im Lichte allgemeiner Anschauung und praktischer Vernunft in einem noch vertretbaren Verhältnis oder nicht?*

Um diese Frage zu beantworten, kommt es zunächst darauf an, einen mit dem Regelungszweck und -zusammenhang vereinbaren Gewichtungmaßstab zu finden, der grundsätzlich in der Kosten-Nutzen- und/oder in der Zumutbarkeitsdimension der Verhältnismäßigkeit liegen kann. Für den Kosten-Nutzen-Vergleich ist zu beachten, dass eine Monetarisierung durch Zahlungsbereitschaftsanalyse nicht nur methodisch problematisch ist, sondern überdies mit dem rechtlichen Bewertungskontext nicht vereinbar ist. In der Zumutbarkeitsdimension ist wieder wichtig, dass nicht konkret auf das Leistungsvermögen des jeweiligen Maßnahmenträgers abgehoben wird, sondern global auf die Belastbarkeit des Landes bzw. eines durchschnittlichen EU-Mitgliedstaates. Es ist bereits vorläufig angemerkt worden, dass die Kriterien, auf die die beiden Leipziger Ansätze Bezug nehmen (durchschnittliche Umsetzungskosten oder historische Gewässerschutzausgaben) grundsätzlich mit den o.g. Maßgaben vereinbar sind. Allerdings stellen sich im Rahmen dieser Ansätze bzw. ihrer Gewichtungmaßstäbe weitergehende Fragen, die allerdings erst nach der Darstellung der Praxis-tests und in der abschließenden Diskussion aufzuwerfen sind.

2.3.5 Begründung, Öffentlichkeitsbeteiligung, gerichtliche Überprüfung

Da die Absenkung der Qualitätsziele wegen Kostenunverhältnismäßigkeit von komplexen Ermittlungen, Einschätzungen und Gewichtungen abhängt, kommt nicht nur der Begründung eine *wesentliche Funktion* zu, sondern auch der Öffentlichkeitsbeteiligung, die gem. Art. 14 WRRL und § 83 Abs. 4 WHG Verfahrensbestandteil der Bewirtschaftungsplanung ist. Durch Begründung und Öffentlichkeitsbeteiligung müssen die *konkreten, fallbezogenen Gründe der Zielabsenkung substantiell nachvollzogen* werden können. Der Begründungspflicht und der Öffentlichkeitsbeteiligungspflicht wird deshalb ein Bewirtschaftungsplan, der lediglich auf abstrakte Begründungserwägungen verweist, nicht gerecht. Insofern greift wiederum das oben dargelegte Erfordernis einer *konkreten Maßnahmen- bzw. Umsetzungsplanung* als sachnotwendige Voraussetzung der Kostenverhältnismäßigkeitsprüfung. Diese Planung bildet die notwendige Basis der geforderten Begründung, und es kann insoweit kein salvatorischer Verweis auf „weiterführende Informationsangebote der zuständigen Wasserbehörden“ genügen. Dies war aber bisher gängige Praxis (siehe z.B. den Bewirtschaftungsplan für die Elbe, Flussgebietsgemeinschaft Elbe 2015: 128), und die Kommission hat daher gegenüber den deutschen Bewirtschaftungsplänen des ersten Zyklus angemahnt, dass die Begründung der Fristverlängerungen und sonstiger Ausnahmen insb. mit unverhältnismäßigen Kosten regelmäßig unzureichend sei (EC 2012: 7). Gleiches hält die Kommission der Bundesrepublik in dem Vertragsverletzungsverfahren zum Fall der Weserversalzung durch die thüringische Kaliindustrie vor.¹⁴ Seitdem hatte die Kommission zunächst abgewartet, ob die 2. Generation der Bewirtschaftungspläne hier substantielle Fortschritte bringen würde. Der Großteil der vorliegenden Planentwürfe lässt aber wiederum konkrete Begründungen vermessen. Spätestens, wenn zum 3. Zyklus in größerem Umfang Zielabsenkungen zu begründen sind, wird die Praxis weiter erheblich „zulegen“ müssen.

Zu einer Überprüfung von weniger strengen Zielen durch nationale Verwaltungsgerichte kann es grundsätzlich nur kommen, wo hinsichtlich der Rechtmäßigkeit der Bewirtschaftungsziele Klagerechte eingeräumt werden. Bisher machte das BVerwG Verbandsklagerechte außerhalb des UVP-Bereichs davon abhängig, dass die betreffenden Normen auch dem

¹⁴ Siehe dazu BT-Drs. 17/10796.

Schutz von Individuen dienen.¹⁵ Ob Letzteres mit Blick auf die Gewässerbewirtschaftungsziele begründbar ist, erscheint jedenfalls diskussionswürdig.

Mit der jüngsten Novellierung des Umweltrechtsbehelfsgesetzes ist allerdings nunmehr den Verbänden gemäß § 2 Abs. 1 iVm § 1 Abs. 1 Satz 1 Nr. 4 UmwRG das Recht eingeräumt worden, gegen Pläne oder Programme i.S.v. § 2 Abs. 7 UVPG, die der obligatorischen Öffentlichkeitsbeteiligung unterliegen, Rechtsbehelfe nach Maßgabe der Verwaltungsgerichtsordnung einzulegen und geltend zu machen, dass diese maßgeblichen Rechtsvorschriften nicht entspricht. Bei den Maßnahmenprogrammen handelt es sich um ein solches Programm, und anerkannte Umweltverbände können daher nunmehr gerichtlich feststellen lassen, ob das Maßnahmenprogramm den Anforderungen der §§ 27 ff. WHG genügt oder aber ohne tragfähige Gründe hinter die Regelziele zurückfällt.

Nach den EuGH-Urteilen *Trianel*¹⁶ und *Altrip*¹⁷ ist außerdem festzustellen, dass die Öffentlichkeit aus Art. 14 WRRL ein einklagbares Recht auf Durchführung der EG-rechtlich vorgesehenen Öffentlichkeitsbeteiligung hat und auch darauf, dass diese Beteiligung nicht mit schweren Fehlern behaftet ist. Einen schweren Fehler i.d.S. wird man auch dann zu konstatieren haben, wenn die ausgelegten Planentwürfe keine aussagekräftige Begründung zu weniger strengen Zielen enthalten.

Eine weitere relevante Frage des Rechtsschutzes ist, ob sich von Umsetzungsmaßnahmen betroffenen Gewässernutzer und darüber hinaus auch die öffentlich-rechtlichen Träger der Ausbau- und Unterhaltungslast, die die Kosten der Zielumsetzung (mit) zu tragen haben, gerichtlich dagegen wenden können, dass die zuständigen Landesverwaltungen rechtswidrig von einer Zielabsenkung *abgesehen* haben. Beides bejahen offenbar Czychowski/Reinhardt (2014: Rn. 4) und Durner (2017: Rn. 27). Letzterer ist der Auffassung, dass § 30 WHG – namentlich durch das Tatbestandsmerkmal der „sozioökonomischen Erfordernisse“ – auch subjektive Rechtspositionen zum Ausdruck bringe und „namentlich den Unterhaltspflichtigen sowie den Nutzern, deren Interessen eine Festlegung abweichender Ziele rechtfertigen würde, einen Anspruch auf Überprüfung der Voraussetzungen der Nrn. 1 bis 4.“ vermittele.

Zutreffend erscheint, dass im Rahmen des Bewirtschaftungsermessens nach dem Grundsatz aus § 6 Abs. 1 Nr. 3 WHG stets auch die Nutzungsinteressen Einzelner zu berücksichtigen sind. Im Lichte dieses Grundsatzes dürfte § 30 WHG so auszulegen sein, dass Zielabsenkungen auch im Interesse der Nutzer geboten sein können, wenn nämlich die bei ihnen entstehenden Kosten der Zielumsetzung selbst in der gebotenen gesamtwirtschaftlichen Betrachtung gänzlich außer Verhältnis zu dem damit zu erreichenden Nutzen stehen. Eine ermessensfehlerhafte Zurücksetzung der Nutzerinteressen kann aber nicht unmittelbar gegen den Bewirtschaftungsplan geltend gemacht werden, dem es insofern an der Außenverbindlichkeit fehlt. Allerdings können betroffene Nutzer eine Verfügung, die den Plan ihnen gegenüber umsetzt (Gestattungswiderruf, Auflage, Versagung etc.), mit der Begründung anfechten, dass die Bewirtschaftungsplanung ermessensfehlerhaft von einer Zielabsenkung abgesehen hat. Dies wäre dann unter Beachtung der oben radizierten Ermessensspielräume inzident zu prüfen.

Dass auch die öffentlich-rechtlichen Aufgabenträger als Teil der mittelbaren Staatsverwaltung gleichwohl ein Recht haben sollen, die Berücksichtigung ihrer Interessen in der Zielbe-

¹⁵ Grundlegend BVerwGE 147, 312 – *Luftreinhalteplan*.

¹⁶ Urt. v. 12.5.2011, C-115/09.

¹⁷ Urt. v. 7.11.2013, C-72/12.

stimmung überprüfen zu lassen, überzeugt demgegenüber nicht. Andernorts ist detailliert dargelegt worden, dass dies nicht etwa von verfassungswegen geboten ist (Reese 2016: 203, 207 f.), und für ein solches Recht ergibt sich auch nichts aus § 30 oder sonst aus dem Gesetzesrecht. Die Gemeinden können aus Art. 28 Abs. 2 GG lediglich eine aufgabenadäquate Finanzausstattung verlangen. Hinsichtlich der ökologischen Gewässerentwicklung wird dem landesrechtlich regelmäßig dadurch Rechnung getragen, dass die Kosten von Ausbau und Unterhaltung auf alle Grundeigentümer umgelegt werden können, die daraus einen Vorteil erfahren,¹⁸ und im Übrigen aus dem Landeshaushalt zu bezuschussen sind.¹⁹ Dies gilt auch für Wasserverbände, die die gemeindlichen Unterhaltungsaufgaben wahrnehmen, während die Verbandsbeiträge im Übrigen nach dem Äquivalenzprinzip zu bemessen sind (s. §§ 28, 30 WVG).

¹⁸ Siehe z.B. § 92 LWG NRW.

¹⁹ Vgl. § 93 LWG NRW und BWP NW, S. 12-9.

3 Die Zwei Ansätze zur Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten: der Benchmark- und der Durchschnittskosten-Ansatz

3.1 Einleitung

Aufgrund der in Abschnitt 2.3.1 erwähnten Probleme der Verwendung von monetären Kosten-Nutzen-Analysen (KNA) für die routinemäßige Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit sehr vieler Wasserkörper (WK) wurden im Auftrag der deutschen Wasserbehörden alternative Methoden zur Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit entwickelt, die nicht ausschließlich die KNA, sondern auch Aspekte der Zumutbarkeit berücksichtigen (LAWA 2013). Zwei Ansätze, die versuchen dieser Forderung Genüge zu tun, werden nun beschrieben und diskutiert. Beide sind für Oberflächenwasserkörper ausgelegt. Bei beiden Verfahren liegt die Kernidee darin, eine Wasserkörper-spezifische Unverhältnismäßigkeitsschwelle zu bestimmen, die dann mit den geplanten Kosten der Erreichung des „guten Zustands/guten Potentials“ in diesem Wasserkörper verglichen wird. Sie unterscheiden sich darin, wie diese Unverhältnismäßigkeitsschwelle bestimmt wird, insbesondere hinsichtlich des Vergleichsmaßstabes.

Der erste Ansatz, im Folgenden *Durchschnittskosten-Ansatz* genannt und auch als „alter Leipziger Ansatz“ bezeichnet, geht auf Ammermüller et al. (2011) zurück. Er wurde hier leicht angepasst, um ihn besser mit dem „neuen Leipziger Ansatz“ gegenüberstellen zu können. Die zentrale Idee basiert darauf, die Kosten für das Erreichen des guten Zustands in dem betrachteten Wasserkörper mit den normalisierten Kosten für die Erreichung eines guten Zustandes/guten Potentials der anderen Oberflächenwasserkörper im Bundesland zu vergleichen. Nach diesem Durchschnittskosten-Ansatz sind solche Wasserkörper Kandidaten für unverhältnismäßig hohe Kosten, bei denen die Kosten höher sind als eine Kostenschwelle, die sich als Durchschnitt der Kosten aller Wasserkörper plus einem spezifischen Aufschlag errechnet. Im Durchschnittskosten-Ansatz werden also die Kosten zur Erreichung eines guten Zustandes/guten Potentials potentiell als hoch betrachtet, wenn sie erheblich höher sind als der relativ „normale“ Aufwand, der erforderlich ist, um die Umweltziele aus Artikel 4.1 der WRRL zu erfüllen. Basierend auf Ammermüller et al. (2011) wird der Ansatz in dieser Arbeit so weiterentwickelt, dass der WK-spezifische Aufschlag vom Nutzen abhängt, der dadurch entsteht, dass der betrachtete Oberflächenwasserkörper aus dem vormals nicht guten in einen guten Zustand/ein gutes Potential überführt wird. Der Durchschnittskosten-Ansatz setzt voraus, dass für alle Wasserkörper in einem Bundesland bereits Maßnahmenprogramme entwickelt wurden, die so konkret und planerisch ausgereift sind, dass man davon ausgehen kann, dass durch ihre Umsetzung einen guten Zustand/gutes Potential erreicht werden könnte und dass dadurch die Maßnahmenkosten zumindest grob abgeschätzt werden können.

Da dies nicht in allen Bundesländern der Fall ist, wurde seitens der Praktiker der Wunsch nach einer Methode vorgebracht, die weniger Daten benötigt, insbesondere was den Umfang der Kostendaten betrifft. Um dem nachzukommen, haben die Autorinnen und Autoren einen zweiten Ansatz entwickelt (Klauer et al. 2016b, Sigel et al. 2016), den wir hier *Benchmark-Ansatz* nennen und der auch als „neuer Leipziger Ansatz“ bezeichnet wurde. Die Kernidee ist hier, bei der Herleitung der Unverhältnismäßigkeitsschwelle als Ausgangspunkt die Nettoausgaben öffentlicher Haushalte für den Gewässerschutz in der Vergangenheit zu verwenden. Diese Ausgaben werden als Maß für die vergangene und zukünftige finanzielle Leistungsfähigkeit und Bereitschaft des Staates interpretiert, Geld für den Gewässerschutz ein-

zusetzen. Um die Wasserkörper-spezifische Unverhältnismäßigkeitsschwelle nach dem Benchmark-Ansatz zu bestimmen, wird auf die normalisierten Daten dieser vergangenen Ausgaben für Gewässerschutz – ähnlich wie im Durchschnittskosten-Ansatz – ein gewisser Faktor aufgeschlagen, der sich aus dem generierten Nutzen ergibt.

Beide Verfahren werden im Folgenden noch ausführlich erläutert.

3.2 Datengrundlage

Beide Ansätze werden auf einen umfassenden Datensatz eines Bundeslandes angewendet, der Kostenangaben für alle 164 Oberflächenwasserkörper bzgl. (i) Durchgängigkeit der Gewässer für Wanderfische, (ii) morphologische Verbesserungen, (iii) Abwasserbeseitigung und (iv) Regenwasserbehandlung beinhaltet. Weil der Datensatz alle Wasserkörper des Bundeslandes umfasst, eröffnet sich die Möglichkeit, auch den Durchschnittskosten-Ansatz anzuwenden und so die beiden Ansätze zur Bestimmung der Unverhältnismäßigkeit miteinander zu vergleichen. Die Daten sind auf Wunsch des Bundeslandes anonymisiert.

Im Anhang II wird der Benchmark-Ansatz auch noch auf einige Wasserkörper zweier weiterer Bundesländer – Schleswig-Holstein und Brandenburg – angewendet. Ein Test des Durchschnittskosten-Ansatzes war dort allerdings nicht möglich.

3.3 Beschreibung der zwei Ansätze zur Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten

Beide Methoden, der von Klauer et al. (2015, 2016b) und Sigel et al. (2016) entwickelte Benchmark-Ansatz ebenso wie der Durchschnittskosten-Ansatz (Ammermüller et al. 2011) beurteilen die Unverhältnismäßigkeit von Kosten, indem sie die für das Erreichen eines guten Status/eines guten Potentials des jeweiligen Oberflächenwasserkörpers bis 2027 zu erwartenden Kosten mit einem Vergleichswert vergleichen. Diesen Vergleichswert bezeichnen wir als Unverhältnismäßigkeitsschwelle; sie wird basierend auf einer Kostenreferenz spezifisch für jeden Wasserkörper bestimmt, u.a. abhängig vom durch die Zustandsverbesserung generierten Nutzen. Wenn die geplanten Kosten höher sind als die Schwelle, dann werden die Kosten als unverhältnismäßig hoch betrachtet. Diese grundsätzliche Vorgehensweise ist bei beiden Verfahren gleich. Sie unterscheiden sich jedoch darin, wie die Schwelle ermittelt wird.

Beide Ansätze weisen die gleiche grundsätzliche Vorgehensweise auf und manche Elemente stimmen vollständig überein, während andere Elemente des Benchmark- und des Durchschnittskosten-Ansatzes sich voneinander unterscheiden. Folgende Schritte müssen durchgeführt werden:

- A) Bestimmung der geplanten Kosten, um einen guten Status/ein gutes Potential in dem jeweiligen betrachteten Wasserkörper zu erreichen (bei beiden Ansätzen gleich, beim Durchschnittskosten-Ansatz muss dieser Schritt jedoch für alle WK durchgeführt werden),
- B) Schätzung des Nutzens, der durch die Überführung des betrachteten Wasserkörpers aus dem aktuellen in einen guten ökologischen Zustand/ein gutes ökologisches Potential generiert wird (bei beiden Ansätzen gleich),
- C) Bestimmung einer Kostenreferenz, normalisiert auf die Einzugsgebietsfläche, und Berechnung der speziellen Unverhältnismäßigkeitsschwelle für den jeweiligen Wasserkörper

per (bei beiden Ansätzen unterschiedlich),

- D) Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit durch Vergleich der geplanten Kosten mit der Unverhältnismäßigkeitsschwelle (bei beiden Ansätzen gleich).

3.4 A) Bestimmung der geplanten Kosten, um einen guten Status/ein gutes Potential zu erreichen

Eine wesentliche Voraussetzung für die Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit der Kosten für jeden Wasserkörper ist, dass ein Programm von Maßnahmen für diesen Wasserkörper bereits erarbeitet worden ist. Solch ein Programm von Maßnahmen beschreibt, wie die Umweltziele (guter Status/gutes Potential) im Prinzip bis 2027 auf kosteneffiziente Weise erreicht werden könnten (Martin-Ortega et al. 2014; Klauer et al. 2008, 2012, 2014; Rode et al. 2008). Dieses Programm dient als Grundlage für die Berechnung der geplanten Kosten für die Erreichung der Umweltziele für diesen Wasserkörper. Für diese Kostenrechnung werden alle Kosten berücksichtigt, die in der Zeit von 2009-2027 anfallen, also sowohl die bereits verwendeten Gelder als auch die bis 2027 noch aufzubringenden Beträge. Durch die gemeinsame Betrachtung von drei WRRL Bewirtschaftungszyklen á 6 Jahren, also einem Zeitraum von 18 Jahren, ist gewährleistet, dass eine Verzögerung in der Umsetzung von Maßnahmen in den ersten beiden Zyklen nicht zu dem irreführenden Eindruck von unverhältnismäßig hohen Kosten im letzten Zyklus führt (vgl. Abschnitt 2.3.4).

Im Prinzip müssen alle Kosten berücksichtigt werden, sowohl Investitionen und Unterhaltskosten als auch Personal- und Verwaltungskosten. Allerdings dürfen nur Kosten von „ergänzenden Maßnahmen“ nach Artikel 11(4) und Anhang VI Teil B WRRL berücksichtigt werden. Die Kosten von „grundlegenden Maßnahmen“ gemäß Artikel 11(3) WRRL, die darauf abzielen, die „zu erfüllenden Mindestanforderungen“ für den Gewässerschutz zu gewährleisten, dürfen hingegen nicht einbezogen werden, da die Mitgliedsstaaten in jedem Falle, d.h. unabhängig von der WRRL, verpflichtet sind, diese umzusetzen (Klauer et al. 2015).

Schritt A muss für den betrachteten Wasserkörper, für den die Verhältnis- bzw. Unverhältnismäßigkeit beurteilt werden soll, sowohl im Benchmark- als auch im Durchschnittskosten-Ansatz durchgeführt werden. Der Durchschnittskosten-Ansatz erfordert für die Errechnung der Kostenreferenz, der durchschnittlichen Kosten, darüber hinaus, dass die Kosten der Erreichung des guten Zustands für alle Wasserkörper bekannt sind.

3.5 B) Schätzung des generierten Nutzens

Die Maßnahmen zur Erreichung der Umweltziele der WRRL bringen im Wesentlichen zwei Arten von Nutzen mit sich: (i) die wasserbezogenen Nutzen, die sich aus der Verbesserung der Qualität des in Frage stehenden Oberflächen-Wasserkörpers vom Ausgangszustand hin zu einem guten Zustand/Potential ergeben und (ii) sogenannte „Zusatznutzen“ über den direkten wasserbezogenen Nutzen hinaus (z.B. für den Tourismus), die wie weiter unten in diesem Abschnitt noch genauer erklären werden. Beide Arten von Nutzen werden in unseren Verfahren nicht in Geld gemessen, sondern auf semi-quantitative Weise geschätzt. Diese Nutzen fallen räumlich zunächst auf der Einzugsgebietsfläche des Wasserkörpers an. Darüber hinaus kann es sein, dass gewisse positive Effekte der Maßnahmen auch außerhalb des Wasserkörpers, insbesondere flussabwärts auftreten. Inwiefern derartige „Spillover-Effekte“ bei den beiden Ansätzen einbezogen werden können, wird in Abschnitt 5.4 diskutiert.

3.5.1 Bestimmung des wasserbezogenen Nutzens: Der Zielabstand

Für die Bestimmung des wasserbezogenen, also direkten, Nutzens der Zustandsverbesserung eines Wasserkörpers wird in den Verfahren der „Zielabstand“ herangezogen. Er ist definiert als der Unterschied zwischen dem aktuellen Zustand des Wasserkörpers und dem Umweltziel eines guten Zustandes/Potentials.²⁰ D.h. in den Verfahren wird angenommen, dass der generierte direkte Nutzen umso größer ist, je umfangreicher die Zustandsverbesserung ausfällt, die ja gerade durch den Zielabstand ausgedrückt wird. Da es sich hier nicht um ein echtes quantitatives Maß, sondern um eine semi-quantitative Betrachtung handelt, wird der Einfachheit halber ein linearer Zusammenhang angenommen (vgl. hierfür auch Abschnitt 3.6).

Die Daten für die Berechnung des Zielabstandes liefert die Beurteilung des Wasserkörpers im Rahmen der WRRL Überwachung (Artikel 8 und Anhang V). Wie bei Klauer et al. (2015) beschrieben, werden die folgenden fünf Komponenten berücksichtigt: „Makrophyten und Phytobenthos“, „Makrozoobenthos“, „Phytoplankton“, „Fische“ und „Umweltqualitätsnorm“ (UQN). In Bezug auf die ersten vier, die ökologischen Qualitätskomponenten, kann der Zielabstand folgende Werte annehmen: 0 = guter oder sehr guter aktueller Zustand/Potential (Ziel wurde bereits erreicht), 1 = mäßig, 2 = unbefriedigend, 3 = schlecht. Hinsichtlich der Qualitätskomponente „Umweltqualitätsnorm“ (UQN) sind nur zwei Werte möglich: 0 = UQN erreicht, 3 = UQN verfehlt. Der Gesamt-Zielabstand ist definiert als der Durchschnittswert aus den vier ökologischen Qualitätskomponenten und dem UQN.²¹

3.5.2 Bestimmung der Zusatznutzen

Die Umsetzung von geplanten Maßnahmen verbessert nicht nur den Gewässerzustand des Wasserkörpers im Sinne der WRRL, sondern kann zusätzlich auch noch positive Nebenefekte im Einzugsgebiet, sogenannte „Zusatznutzen“ haben (Ammermüller et al. 2011; Klauer et al. 2015, 2016). Es werden Zusatznutzen in den folgenden fünf Kategorien berücksichtigt:²²

- Terrestrische Ökologie und Naturschutz – z.B. Bereitstellung und Verbesserung von Habitaten, grüne Korridore, Verbindung von Habitaten.
- Trinkwasserversorgung und -reinigung – z.B. Steigerung der Quantität und/oder Qualität von Rohwasser für die Trinkwasserbereitstellung.
- Hochwasserschutz – z.B. Verbesserung des Speicherpotentials von Überschwemmungsgebieten, Verringerung der Fließgeschwindigkeiten.
- Bodenschutz – z.B. Verringerung der Erosion und des Sedimenteintrags in Gewässer, Verringerung des Verlustes der Bodenfruchtbarkeit, weniger Versandung von Stauanlagen.
- Tourismus, Erholung, kulturelles Erbe, Ästhetik – z.B. Erhöhung der Attraktivität der Landschaft für Tourismus und Erholung.

Wie Klauer et al. (2015) schlagen wir vor, dass die Bestimmung der Zusatznutzen informell

²⁰ Der Durchschnittskosten-Ansatz und der Benchmark-Ansatz betrachten in der derzeitigen Version bei der Zielabstandsrechnung nur den ökologischen Zustand/das ökologische Potential. Wie auch der chemische Zustand berücksichtigt werden könnte, wird in Abschnitt 5.6.3 diskutiert.

²¹ An dieser Stelle weicht unser Ansatz vom WRRL Prinzip „one out all out“ ab, nach dem die Komponente mit dem schlechtesten Resultat die Gesamtbewertung des WK bestimmt. Dies ist hier angebracht, weil wir die Qualitätsbeurteilung hier stellvertretend für den durch das Erreichen des Umweltziels generierten Nutzen heranziehen.

²² Im Prinzip könnten Zusatznutzen von Maßnahmen an einem WK auch (positive) Effekte außerhalb der Einzugsgebietsfläche haben, die möglichst auch mit berücksichtigt werden sollten.

durch die Einschätzung von Experten erfolgt, die auf Basis ihres lokalen Wissens und ihrer Expertise „Nutzenpunkte“ zwischen 0 und 3 für jede der fünf Kategorien zuweisen (0 = kein Zusatznutzen, 1 = niedriger, 2 = mittlerer, 3 = hoher Zusatznutzen). Die Beurteilung sollte sowohl das Ausmaß (Menge und Intensität) der positiven Nebeneffekte, als auch ihre Relevanz (z.B. Anzahl der betroffenen Menschen, Größe des betroffenen Gebietes, Substituierbarkeit) berücksichtigen. Die Zusatznutzen werden erst für jede Nutzenkategorie einzeln erfasst, dann wird als Durchschnitt der fünf Kategorien der gesamte Zusatznutzen errechnet.

Beide Kategorien des generierten Nutzens fließen in die Festlegung der Unverhältnismäßigkeitsschwelle in Schritt C ein: je höher der generierte Nutzen aus dem verbesserten Gewässerzustand, umso höher sind die Kosten, die noch als verhältnismäßig angesehen werden.

3.6 C) Festlegung der Kostenreferenz und der Unverhältnismäßigkeitsschwelle

Bei der Bestimmung der Wasserkörper-spezifischen Unverhältnismäßigkeitsschwelle auf der Basis einer Kostenreferenz unterscheiden sich die beiden beschriebenen Ansätze weitreichend. Wir stellen im Folgenden die Vorgehensweisen der Ansätze einzeln vor.

3.6.1 Der Benchmark-Ansatz²³

Der Benchmark-Ansatz nutzt als Ausgangspunkt für die Berechnung der Wasserkörper-spezifischen Unverhältnismäßigkeitsschwelle die öffentlichen Ausgaben eines Landes für den Gewässerschutz in der Vergangenheit. Für Deutschland lassen sich diese Ausgaben anhand offizieller Statistiken schätzen.²⁴ Für die Zeit von 1992 bis 2009, also bis zum Beginn des ersten WRRL Planungs-Zyklus, ergibt die Auswertung durchschnittliche jährliche Ausgaben i.H.v. 8.999 Mio. € (in Preisen von 2010) für Gewässerschutz. Bezogen auf die Gesamtfläche der Bundesrepublik Deutschland von 357.167 km² betragen die durchschnittlichen jährlichen Ausgaben 25.179 €/km²·Jahr. Diese Durchschnittsausgaben für Gewässerschutz in der Vergangenheit werden dann auf die Einzugsgebietsfläche des Wasserkörpers bezogen, indem die €/km²·Jahr-Größe mit der Fläche des Wasserkörpers multipliziert wird. Das Ergebnis ist eine Zahlenangabe in €/Jahr für die vergangenen jährlichen Gewässerschutz-Ausgaben, normalisiert auf die EZG-Größe des betrachteten Wasserkörpers.

Dies ist allerdings noch nicht die Unverhältnismäßigkeitsschwelle. Letztere ist definiert als vergangene Ausgaben multipliziert mit einem sogenannten Aufwandsfaktor. Dieser Aufwandsfaktor ist ein Ausdruck des zusätzlichen Aufwands, der als angemessen betrachtet wird, um die neuen und anspruchsvollen Ziele der WRRL zu erreichen, und hängt vom Nutzen der Zustandsverbesserung ab (vgl. Schritt B, Kapitel 3.5). Er ist bestimmt als eine ansteigende lineare Funktion des Zielabstandes und der Zusatznutzen und ist 0 für verschwindenden Nutzen (also wenn sowohl der Zielabstand als auch die Zusatznutzen 0 sind).²⁵ Klauer et al. (2015, 2016b) schlagen vor, bei der Berechnung des Aufwandsfaktors den Ziel-

²³ Eine detailliertere Beschreibung des Benchmark-Ansatzes findet sich bei Klauer et al. (2016b).

²⁴ Grundlage der Schätzungen sind Zeitreihen des Statistischen Bundesamtes zu den Nettoausgaben der öffentlichen Haushalte (*pers. Kommunikation 15.12.2017*). Für die Schätzung wird angenommen, dass Ausgaben für Gewässerschutz sich näherungsweise darstellen lassen als die Summe aus den statistischen Kategorien „Abwasserbeseitigung“ und „Wasserwirtschaft und Kulturbau“.

²⁵ Wenn der WK (fast) die Umweltziele der Richtlinie erreicht hat und es keine Zusatznutzen gibt, dann sind (so gut wie) keine weiteren Steuerungsmaßnahmen notwendig und entsprechend sind alle (relevanten) zusätzlichen Ausgaben unverhältnismäßig (Klauer et al. 2016).

abstand doppelt so stark zu gewichten wie die Zusatznutzen, weil das originäre Ziel der Maßnahmen ja darin besteht, den Gewässerzustand zu verbessern und damit den Zielabstand zu verringern. Außerdem schlagen die Autorinnen und Autoren vor, den Aufwandsfaktor insgesamt auf ein Maximum von 0,5 zu begrenzen. Mit anderen Worten: Bei maximalem Nutzen (Zielabstand und Zusatznutzen) muss der Aufwand für die ergänzenden Maßnahmen nach dem Benchmark-Ansatz mindestens die Hälfte der durchschnittlichen vergangenen Ausgaben für den Gewässerschutz betragen bevor die Kosten als unverhältnismäßig angesehen werden. Wenn man davon ausgeht, dass die weiterhin erforderlichen „grundlegenden Maßnahmen“ in den 18 WRRL Jahren mit dem gleichen Aufwand betrieben werden, wie in der Bundesrepublik in den 18 Jahren vor der WRRL, würde der Gesamtaufwand also auf maximal das 1,5-fache ansteigen. Faktisch sind die Ausgaben für den Gewässerschutz in der Zeit zwischen 1992 bis 2009 stark zurückgegangen (Klauer et al. 2015: 79), so dass die Gesamtbelastung (grundlegende und ergänzende Maßnahmen) selbst in diesem Extrem-szenario maximalen Zusatznutzens unter den Ausgaben am Beginn des Referenzzeitraums bleibt.

Klauer et al. führen aus, dass die Festlegung des Aufwandsfaktors sich grundsätzlich nicht wissenschaftlich ableiten lässt, sondern immer eine politische Setzung bleibt. Die Festlegung des Faktors in Höhe von 0,5 erscheint den Autorinnen und Autoren „ein vernünftiger Vorschlag, der in Absprache mit den Praktikern [...] entwickelt wurde“ (Klauer et al. 2016b, eigene Übersetzung). In Abschnitt 5.2.1 wird in einer Sensitivitätsanalyse untersucht, welchen Einfluss eine Variation des Aufwandsfaktors zwischen 0,1 und 1,5 in Schritten von 0,1 auf die Ergebnisse des Benchmark-Ansatzes hat.

Folgt man den Vorschlägen von Klauer et al. ergibt sich der Aufwandsfaktor aus folgender Formel:

$$\text{Aufwandsfaktor} = 2/18 \text{ Zielabstand} + 1/18 \text{ Zusatznutzen} \quad (1)$$

Die Wasserkörper-spezifische Unverhältnismäßigkeitsschwelle bezogen auf eine Zeitspanne von 18 Jahren wird wie folgt berechnet:

$$\begin{aligned} \text{Unverhältnismäßigkeitsschwelle} = \\ \text{Normalisierte vergangene jährliche öffentliche Ausgaben} * \text{Wasserkörper-Größe} \\ * \text{Aufwandsfaktor} * 18 \text{ Jahre,} \end{aligned} \quad (2)$$

wobei „Wasserkörper-Größe“ die WK-Einzugsgebietsfläche ist.

3.6.2 Der Durchschnittskosten-Ansatz²⁶

Der Durchschnittskosten-Ansatz legt der Berechnung der Unverhältnismäßigkeitsschwelle für einen bestimmten Oberflächenwasserkörper die geplanten Kosten für die Erreichung eines guten Zustandes/guten Potentials in allen Wasserkörpern des Bundeslandes zugrunde (Schritt A). Diese Kosten werden in Bezug auf die Einzugsgebietsfläche normalisiert und es wird ein bundeslandweiter Durchschnitt ermittelt.²⁷ Die Unverhältnismäßigkeitsschwelle wird dann ermittelt, indem die normalisierten Durchschnittskosten mit einem Spreizungsfaktor multipliziert werden, der wieder vom entstehenden Nutzen der Zustandsverbesserung des

²⁶ Der hier dargestellte Durchschnittskosten-Ansatz ist eine Erweiterung des Ansatzes von Ammermüller et al. (2011).

²⁷ In Deutschland liegt die Verantwortung für die Umsetzung der WRRL bei den Bundesländern. Der Durchschnittswert wird also für alle WK des jeweiligen Bundeslandes ermittelt. Wenn angemessen, könnte aber auch ein nationaler Durchschnittswert ermittelt und verwendet werden.

betrachteten Wasserkörpers (Schritt B) abhängt. Der Spreizungsfaktor drückt aus, wie stark die (auf die Fläche normalisierten) Kosten für das Erreichen des guten Zustands/Potentials in dem betreffenden Wasserkörper maximal vom Durchschnitt abweichen dürfen, bevor sie als unverhältnismäßig hoch angesehen werden. Wir schlagen vor, dass bei der Berechnung des Spreizungsfaktors und entsprechend der Unverhältnismäßigkeitsschwelle folgende Bedingungen einzuhalten sind:

- Der Spreizungsfaktor sollte maximal 3 betragen,²⁸ d.h. die Unverhältnismäßigkeitsschwelle sollte das Dreifache des Durchschnittswertes nicht überschreiten. Wie im Benchmark-Ansatz (Abschnitt 3.6.1) muss hier ausdrücklich betont werden, dass diese Festlegung einer Maximalschwelle eine grundsätzlich politische Entscheidung ist, für die von wissenschaftlicher Seite nur plausible Vorschläge gemacht werden können. (In einer Sensitivitätsanalyse wird in Abschnitt 5.2.2 untersucht, wie sich die Ergebnisse des Durchschnittskosten-Ansatzes ändern, wenn der Spreizungsfaktor zwischen 1,5 und 10 in Schritten von 0,5 variiert wird.)
- Wenn der Zielabstand Null beträgt, d.h. der Wasserkörper sich bereits in einem guten Zustand/Potential befindet, und wenn es keine Zusatznutzen gibt, dann sollte die Schwelle auch Null betragen. In anderen Worten, jeglicher Zusatz-Aufwand wäre unverhältnismäßig.
- Der Spreizungsfaktor soll der Einfachheit halber eine lineare Funktion der beiden Arten von Nutzen sein, d.h. des Zielabstands und der Zusatznutzen, wobei ersterer das doppelte Gewicht des zweiten erhalten soll (wie im Benchmark-Ansatz, vgl. Abschnitt 3.6.1).

Unter diesen Bedingungen berechnet sich der Spreizungsfaktor mit folgender Formel:

$$\text{Spreizungsfaktor} = 2/3 \text{ Zielabstand} + 1/3 \text{ Zusatznutzen} \quad (3)$$

Die Unverhältnismäßigkeitsschwelle für die Zeitspanne von 18 Jahren für den betrachteten Wasserkörper ist dann:

$$\text{Unverhältnismäßigkeitsschwelle} = \text{Normalisierte Durchschnittskosten} * \text{Wasserkörper-Größe} * \text{Spreizungsfaktor} * 18 \text{ Jahre} \quad (4)$$

Tatsächlich werden diejenigen Wasserkörper, die im Verhältnis zu Größe und generiertem Nutzen am teuersten sind, als unverhältnismäßig teuer ermittelt. Diese Methode ist nur anwendbar, wenn Daten zu geplanten Kosten für *alle* Wasserkörper im Gebiet der verantwortlichen Wasserbehörde zur Verfügung stehen.

Während der Benchmark-Ansatz zur Verhältnismäßigkeitsprüfung, salopp gesagt, die Kosten der ergänzenden Maßnahmen den Kosten für die grundlegenden Maßnahmen (in der Vergangenheit) gegenüber stellt, vergleicht der Durchschnittskosten-Ansatz die Kosten für die ergänzenden Maßnahmen eines Wasserkörpers mit denen aller anderen Wasserkörper. Es mag auf den ersten Blick überraschen, dass der maximale Spreizungsfaktor des Durchschnittskosten-Ansatzes von 3 wesentlich höher ist als der maximale Aufwandsfaktor von 0,5 beim Benchmark-Ansatz. Das rührt aber daher, dass die Vergleichsmaßstäbe bei beiden Verfahren völlig unterschiedlich sind. Inwiefern beide Verfahren zu ähnlichen oder unter-

²⁸ Dieser maximale Aufschlag gegenüber den Durchschnittskosten in Höhe von 3 mag auf den ersten Blick ziemlich hoch erscheinen, besonders im Vergleich zum maximalen Aufwandsfaktor von 0,5 beim Benchmark-Ansatz. Allerdings steht der Aufwandsfaktor im Benchmark-Ansatz für den Aufwand zur Erreichung eines guten Gewässerzustandes, der *zusätzlich* zu den Ausgaben für grundlegende Maßnahmen (vgl. Hierzu auch Abschnitt 3.4) entsteht. Hier beim Durchschnittskosten-Ansatz werden unterschiedliche zusätzliche Ausgaben für ergänzende Maßnahmen bei verschiedenen WK miteinander verglichen.

schiedlichen Ergebnissen kommen, wird weiter unten in Kapitel 4 anhand der Fallstudie untersucht.

3.7 D) Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit

Im letzten, kleinen Schritt werden die in Schritt A errechneten Wasserkörper-spezifischen Kosten für das Erreichen des Ziels eines guten Zustands/Potentials mit der in Schritt C errechneten Wasserkörper-spezifischen Unverhältnismäßigkeitsschwelle verglichen. Wenn die Schwelle überschritten wird, sind die Kosten unverhältnismäßig hoch und weniger strenge Umweltziele gerechtfertigt.

Um es noch einmal zusammenzufassen: Die relevanten Unterschiede zwischen den beiden Ansätzen liegen zum einen darin, welche Kostenreferenz als Vergleichsmaßstab herangezogen wird, und zum anderen darin, wie daraus die Unverhältnismäßigkeitsschwelle berechnet wird. Die anderen Elemente der Beurteilung sind beim Benchmark- und Durchschnittskosten-Ansatz gleich.

4 Empirische Anwendung der beiden Ansätze

In diesem Abschnitt werden beide Ansätze empirisch angewandt. Sie werden anhand von Kostendaten zu allen 164 Oberflächenwasserkörpern eines Bundeslandes getestet und verglichen. Auf Wunsch des Bundeslandes sind die Daten anonymisiert. Für eine schrittweise Veranschaulichung der beiden Ansätze haben wir vier Beispiel-Wasserkörper ausgewählt, die im Folgenden WK 1-4 genannt werden. Sie wurden ausgewählt, um eine gewisse Vielfalt der Situationen in dem Gebiet des Bundeslandes wiederzugeben (siehe Tabelle 4.1).

Tabelle 4.1: Beispiel-Wasserkörper

Kurzname	Charakterisierung	Fläche [km ²]	Länge des Flussabschnitts [km]	Bewohner der Wasserkörperfläche
WK 1	Oberlauf eines Flusses	250	116	45.066
WK 2	Flussabschnitt	18	6	13.986
WK 3	Abschnitt eines größeren Fließgewässers	30,4	37	5.340
WK 4	In größeres Fließgewässer mündender Fluss	101	41	113.942

4.1 Ergebnisse von Schritt A „Bestimmung der geplanten Kosten, um einen guten Status/ein gutes Potential in dem jeweiligen Wasserkörper zu erreichen“

Die zuständigen Behörden des Bundeslandes haben bereits einen erheblichen Planungsaufwand betrieben. Für die Bereiche (i) Durchgängigkeit der Gewässer für Wanderfische, (ii) morphologische Verbesserungen, (iii) Abwasserbeseitigung und (iv) Regenwasserbehandlung wurden für alle Wasserkörper Maßnahmenprogramme zusammengestellt, die die wasserwirtschaftlichen Maßnahmen umfassen, die für das Erreichen eines guten Zustand/eines guten Potentials als notwendig erachtet werden. Darüber hinaus sind mutmaßlich weitere Maßnahmen in anderen, nicht wasserwirtschaftlichen Bereichen, speziell in der Landwirtschaft erforderlich, um z.B. diffuse Nährstoffbelastungen zu vermindern. Allerdings stehen derzeit weder für das betrachtete Bundesland noch für andere Teile Deutschlands verlässliche Maßnahmenplanungen und Kostenschätzungen für den landwirtschaftlichen Sektor zur Verfügung. Weil hierdurch zusätzliche Kosten anfallen, müssen die wasserwirtschaftlichen Kostenangaben als Untergrenze der geschätzten Gesamtkosten für die Erzielung eines guten ökologischen Zustandes/Potentials angesehen werden.²⁹

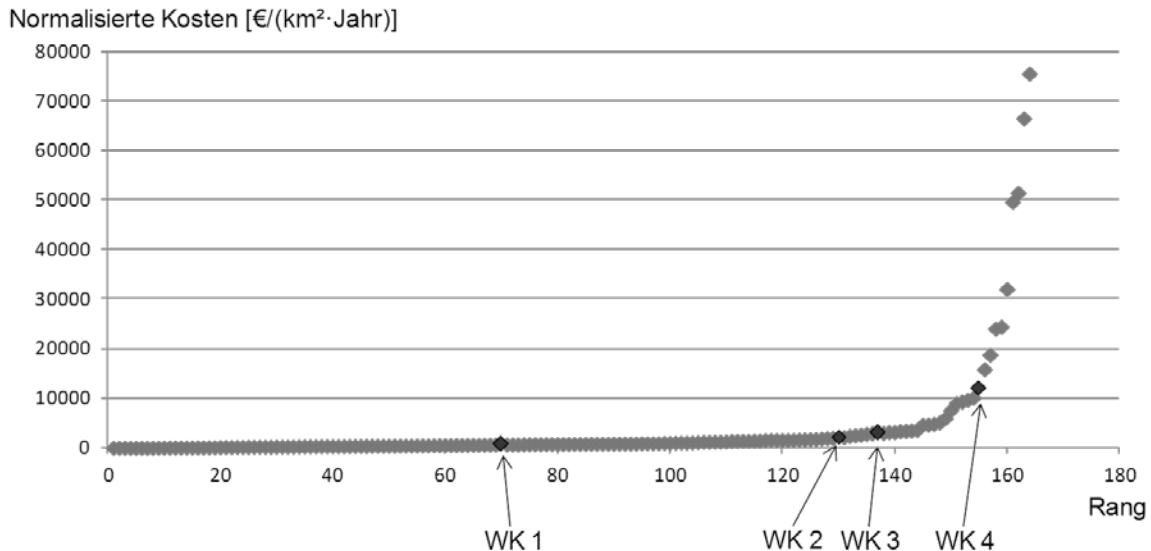
²⁹ Wie in Abschnitt 3.4 ausgeführt, dürfen aber nur die Kosten der „ergänzenden Maßnahmen“ für die Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit berücksichtigt werden.

Tabelle 4.2: (Bereits verausgabte oder geplante) Kosten, um einen guten ökologischen Zustand/ein gutes ökologisches Potential in den Beispiel-Wasserkörpern zu erreichen (Quelle: eigene Berechnung unter Verwendung von Daten des Umweltministeriums des Bundeslandes)

Kurzname	Geplante oder bereits realisierte Maßnahmen	Kosten [T€]	Gesamtkosten 2009-2027 [T€]	Zeitraum der Umsetzung	Normalisierte Kosten [€/km ² ·Jahr]
WK 1	Durchgängigkeit für Wanderfische	2.085	2.883	2009 - 2027	641
	Verbesserung Hydromorphologie	-			
	Verbesserte Abwasserbeseitigung	120			
	Regenwasserbehandlung	678			
WK 2	Durchgängigkeit für Wanderfische	650	650	2009 - 2027	1.970
	Verbesserung Hydromorphologie	-			
	Verbesserte Abwasserbeseitigung	-			
	Regenwasserbehandlung	-			
WK 3	Durchgängigkeit für Wanderfische	800	1.601	2009 - 2027	2.923
	Verbesserung Hydromorphologie	796			
	Verbesserte Abwasserbeseitigung	5			
	Regenwasserbehandlung	-			
WK 4	Durchgängigkeit für Wanderfische	1.940	21.869	2009 - 2027	12.033
	Verbesserung Hydromorphologie	13.730			
	Verbesserte Abwasserbeseitigung	-			
	Regenwasserbehandlung	6.199			

Tabelle 4.2 gibt einen Überblick über Maßnahmen, ihre (bereits verausgabten oder geplanten) Kosten und die Gesamtkosten normalisiert auf ein Jahr und einen Quadratkilometer. Abbildung 4.1 zeigt die Kosten für das Erreichen eines guten Zustandes/Potentials in allen Wasserkörpern des betrachteten Bundeslandes, in ansteigender Reihenfolge aufgereiht nach normalisierten Kosten [€/km²·Jahr]. Die normalisierten Kosten für die große Mehrzahl der Gewässer liegen unter 10.000 €/km²·Jahr. Es ist aber sehr auffällig, dass die normalisierten Kosten für einige wenige Wasserkörper erheblich höher liegen und zwar bei bis zu 75.000 €/km²·Jahr. An dieser Stelle sei aber noch einmal darauf hingewiesen, dass die reine Aufreihung von normalisierten Kosten in keinem der beiden Ansätze ausreicht, um allein die Unverhältnismäßigkeit zu bestimmen.

Abbildung 4.1: Die 164 Oberflächen-Wasserkörper des Bundeslandes wurden in aufsteigender Reihenfolge der Höhe der normalisierten Kosten in €/km²·Jahr abgebildet. Mit Kosten i.H.v. 641 €/km²·Jahr erreicht WK 1 Rang 70, WK 2 mit 1.970 €/km²·Jahr Rang 129, WK 3 mit 2.923 €/km²·Jahr Rang 137 und WK 4 mit 12.033 €/km²·Jahr Rang 155. (Quelle: Eigene Berechnung unter Verwendung von Daten des Umweltministeriums des Landes)



4.2 Ergebnisse von Schritt B „Schätzung des generierten Nutzens“

4.2.1 Zielabstand

Für die Berechnung des Zielabstandes wurden die Ergebnisse des Gewässermonitorings nach WRRL (Artikel 8 und Anhang V) des betrachteten Bundeslandes genutzt. Tabelle 4.3 fasst die Ergebnisse für die vier Beispiel-Wasserkörper zusammen: Für alle Qualitätskomponenten wird der aktuelle Zustand (in Worten) und der resultierende Zielabstand je Komponente (in Zahlen) aufgeführt. Die letzte Spalte enthält den Gesamtzielabstand, berechnet als Durchschnittswert aller anwendbaren Komponentenabstände.

Tabelle 4.3: Der ökologische Zustand der Beispiel-Wasserkörper 1-4 gemäß der WRRL Monitoring-Ergebnisse 2014 und die zugehörigen Zielabstands-Werte (Quelle: Daten des Umweltministeriums des Bundeslandes, eigene Berechnung)

Kurzname	Makrophyten/Phytobenthos	Makrozoobenthos	Phytoplankton	Fische	UQN	Zielabstand
WK 1	1 (mäßig)	0 (gut)	nicht relevant ³⁰	1 (mäßig)	0 (erreicht)	0,5
WK 2	1 (mäßig)	1 (mäßig)	nicht relevant	1 (mäßig)	0 (erreicht)	0,75
WK 3	0 (gut)	1 (mäßig)	nicht relevant	1 (mäßig)	0 (erreicht)	0,5
WK 4	1 (mäßig)	2 (unbfr.)	nicht relevant	2 (unbfr.)	3 (nicht err.)	2,0

³⁰ Die Komponente des ökologischen Zustandes „Phytoplankton“ ist nach dem WRRL-Beurteilungs-System nicht für alle WK-Typen relevant und wird deshalb nicht für alle WK überwacht.

Betrachtet man alle 164 Oberflächen-Wasserkörper im Bundesland, so ist der minimale Zielabstand 0 (d.h. ein guter Zustand/ein gutes Potential ist bereits erreicht), der maximale Zielabstand ist 2,25 und der Durchschnitt liegt bei 0,74.

4.2.2 Zusatznutzen

In Abschnitt 3.5 wurde vorgeschlagen, dass die Bestimmung der Zusatznutzen informell durch Einschätzung von Experten erfolgt. Auch wenn die Behörden des Bundeslandes signalisiert haben, dass sie prinzipiell bereit und auch ausreichend kompetent sind, solch eine Experten-Einschätzung durchzuführen, waren sie aus Zeit- und Kapazitätsgründen bisher nicht in der Lage, entsprechende Ergebnisse für die Fallstudie in dem Bundesland zu liefern. Deshalb untersuchen wir zwei hypothetische Fälle, in denen (a) der Zusatznutzen (ZN) bei allen Wasserkörpern maximal hoch (=3) ist und (b) keinerlei Zusatznutzen (=0) generiert wird und berechnen für diese beiden hypothetischen Fälle die Unverhältnismäßigkeitsschwelle.

In den Fallstudien in den Bundesländern Brandenburg und Schleswig-Holstein, die im Anhang II beschrieben werden, wurde der Zusatznutzen durch Experten bestimmt.

4.3 Ergebnisse von Schritt C „Bestimmung von Kostenreferenz und Unverhältnismäßigkeitsschwelle“

Nach Beurteilung des Nutzens durch die Verbesserung des Gewässerzustands hin zu einem guten Zustand/Potential kann die Unverhältnismäßigkeitsschwelle entweder nach dem Benchmark-Ansatz (3.6.1) oder nach dem Durchschnittskosten-Ansatz (3.6.2) bestimmt werden. Wir veranschaulichen Berechnung und Ergebnisse wieder anhand der vier Beispiel-Wasserkörper 1-4.

4.3.1 Benchmark-Ansatz

Unter Verwendung der Ergebnisse von Schritt B können – wie in Abschnitt 3.6.1 beschrieben – Aufwandsfaktor und Unverhältnismäßigkeitsschwelle berechnet werden (Tabelle 3.4). Die Spalte „normalisierte Ausgaben in der Vergangenheit * Aufwandsfaktor“ hilft dabei, den Effekt des innerhalb des Wasserkörpers generierten Nutzens auf eine eventuelle Unverhältnismäßigkeit aufzuzeigen, da der Wert auf einen km^2 und ein Jahr normalisiert ist, wohingegen die Unverhältnismäßigkeitsschwelle sich auf einen Zeitraum von 18 Jahren (d.h. die ersten drei Managementzyklen) bezieht und von der gesamten Einzugsgebietsfläche des Wasserkörpers abhängt. Insgesamt liegt der Wert „normalisierte Ausgaben in der Vergangenheit * Aufwandsfaktor“ zwischen $0 \text{ €/}(\text{km}^2 \cdot \text{Jahr})$ (Zielabstand = 0 und Zusatznutzen = 0) und maximal $12.590 \text{ €/}(\text{km}^2 \cdot \text{Jahr})$ (Zielabstand = 3 und Zusatznutzen = 3).

Tabelle 3.4: Aufwandsfaktor und Unverhältnismäßigkeitsschwelle für die Beispiel-Wasserkörper 1-4 und die beiden hypothetische Fälle „kein Zusatznutzen“ und „maximaler Zusatznutzen“. (Quelle: Daten des Umweltministeriums des Bundeslandes, eigene Berechnung)

Kurzname	Zielabstand	Aufwandsfaktor vgl. (1)		normalisierte Ausgaben in der Vergangenheit * Aufwandsfaktor [$\text{€/}(\text{km}^2 \cdot \text{Jahr})$]		Unverhältnismäßigkeitsschwelle [T €] vgl. (2)	
		ZN=0	ZN=3	ZN=0	ZN=3	ZN=0	ZN=3
WK 1	0,5	0,06	0,22	1.399	5.595	6.288	25.152
WK 2	0,75	0,08	0,25	2.098	6.295	692	2.077
WK 3	0,5	0,06	0,22	1.399	5.595	766	3.065
WK 4	2,0	0,22	0,39	5.595	9.792	10.169	17.797

Es zeigt sich, dass die Höhe der Zusatznutzen erheblichen Einfluss auf die Unverhältnismäßigkeitsschwelle hat.

4.3.2 Durchschnittskosten-Ansatz

Wie in Abschnitt 3.6.2 dargelegt, müssen die (bereits verausgabten und noch veranschlagten) Kosten für die Erzielung eines guten Zustandes/Potentials *aller* Oberflächen-Wasserkörper des Bundeslandes ermittelt werden (vgl. auch Abbildung 4.1). Daraus wird dann ein bundeslandweiter Durchschnitt errechnet und dieser dann auf die Einzugsgebietsfläche des jeweiligen Wasserkörpers bezogen. Für das betrachtete Bundesland betragen die normalisierten Durchschnittskosten 3.643 €/km²·Jahr). Mithilfe der Ergebnisse von Schritt B (Abschnitt 4.2) lassen sich der Spreizungsfaktor und die Unverhältnismäßigkeitsschwelle berechnen (Tabelle 4.5). Die Spalte „normalisierte Durchschnittskosten * Spreizungsfaktor“ hilft, den Effekt des innerhalb des Wasserkörpers generierten Nutzens auf eine eventuelle Unverhältnismäßigkeit aufzuzeigen, da dieser Wert auf einen km² und ein Jahr normalisiert ist. Der Wert „normalisierte Durchschnittskosten * Spreizungsfaktor“ liegt für das Bundesland zwischen 0 €/km²·Jahr) (Zielabstand = 0 und Zusatznutzen = 0) und maximal 10.930 €/km²·Jahr) (Zielabstand = 3 und Zusatznutzen = 3).

Tabelle 4.5: Spreizungsfaktor und Unverhältnismäßigkeitsschwelle für die Beispiel-Wasserkörper 1-4 und die beiden hypothetischen Fälle „kein Zusatznutzen“ und „maximaler Zusatznutzen“. (Quelle: Daten des Umweltministeriums des Bundeslandes, eigene Berechnung)

Kurzname	Zielabstand	Spreizungsfaktor vgl. (3)		normalisierte Durchschnittskosten * Spreizungsfaktor [€/km ² ·Jahr]		Unverhältnismäßigkeitsschwelle [T€] vgl. (4)	
		ZN=0	ZN=3	ZN=0	ZN=3	ZN=0	ZN=3
WK 1	0,5	0,33	1,33	1.214	4.857	5.459	21.836
WK 2	0,75	0,5	1,5	1.822	5.465	601	1.803
WK 3	0,5	0,33	1,33	1.214	4.857	665	2.661
WK 4	2,0	1,33	2,33	4.857	8.501	8.829	15.450

Auch beim Durchschnittskosten-Ansatz beeinflussen die Zusatznutzen die Unverhältnismäßigkeitsschwelle erheblich.

4.4 Ergebnisse von Schritt D

Tabelle 4.6 fasst die Kostendaten für die vier Beispiel-Wasserkörper zusammen und stellt sie den Wasserkörper-spezifischen Unverhältnismäßigkeitsschwellen gegenüber. Diese Schwellen sind mit beiden Verfahren für die beiden hypothetischen Extremfälle keines Zusatznutzens (ZN=0) und maximalen Zusatznutzens (ZN=3) berechnet.

Tabelle 4.6: Vergleich von (bereits verausgabten und geplanten) Kosten für die Erzielung eines guten Zustandes/Potentials für die Beispiel-Wasserkörper 1-4 und die beiden hypothetische Fälle „kein Zusatznutzen“ (ZN=0) und „maximaler Zusatznutzen“ (ZN=3) bei Anwendung sowohl des Benchmark-Ansatzes als auch des Durchschnittskosten-Ansatzes. Dunkelgraue Unterlegung zeigt Unverhältnismäßigkeit an während hellgrau Verhältnismäßigkeit indiziert. (Quelle: Daten des Umweltministeriums des Bundeslandes, eigene Berechnung)

Kurzname	Zielabstand	Normalisierte Kosten [€/km ² ·Jahr]	Kosten 2009- 2027 [T€]	Unverhältnismäßigkeits- schwelle [T€] Benchmark-Ansatz		Unverhältnismäßigkeits- schwelle [T€] Durchschnitts- kosten-Ansatz	
				ZN=0	ZN=3	ZN=0	ZN=3
WK 1	0,5	641	2883	6.288	25.152	5.459	21.836
WK 2	0,75	1970	650	692	2.077	601	1.803
WK 3	0,5	2923	1601	766	3.065	665	2.661
WK 4	2,0	12033	21869	1.0169	17.797	8.829	15.450

Tabelle 4.6 zeigt, dass für den Datensatz die mit den beiden verschiedenen Ansätzen berechneten Unverhältnismäßigkeitsschwellen sehr ähnlich, aber nicht identisch sind. Es ist offensichtlich, dass die Rangfolge nach normalisierten Kosten (d.h. pro km² pro Jahr) in Abbildung 4.1 einen ersten Hinweis in Richtung Unverhältnismäßigkeit liefert: Je weiter rechts ein Wasserkörper in Abbildung 4.1 angesiedelt ist, umso wahrscheinlicher ist es, dass sich bei der Beurteilung der Kosten herausstellt, dass diese unverhältnismäßig hoch sind. WK 4 liefert hierfür einen deutlichen Hinweis. Auch schon ohne Berücksichtigung einer Annahme bezüglich potentiell generierten Zusatznutzens durch die Erzielung eines guten ökologischen Zustandes/Potentials, werden die Kosten als unverhältnismäßig hoch eingeschätzt.

Bisher haben wir uns auf die vier Beispiel-Wasserkörper konzentriert. Nun betrachten wir die Gesamtheit der Wasserkörper im Bundesland. Wie wir an den Beispiel-Wasserkörpern gesehen haben, hat die Höhe des generierten Zusatznutzens einen großen Einfluss darauf, ob Unverhältnismäßigkeit vorliegt oder nicht. Tabelle 4.7 fasst die Ergebnisse der Unverhältnismäßigkeits-Beurteilung für die 164 Oberflächen-Wasserkörper des Bundeslandes zusammen.

Tabelle 4.7: Anzahl der Wasserkörper, bei denen sowohl mit dem Benchmark- als auch mit dem Durchschnittskosten-Ansatz Unverhältnismäßigkeit angezeigt wird, wenn für alle Wasserkörper keinerlei Zusatznutzen (ZN=0) oder maximale Zusatznutzen (ZN=3) angenommen werden. (Quelle: Daten des Umweltministeriums des Bundeslandes, eigene Berechnung)

Überblick über alle Wasserkörper (n=164): Anzahl der Wasserkörper, für die Unverhältnismäßigkeit der Kosten angezeigt wurde:	Annahme: kein Zusatznutzen (ZN=0)	Annahme: maximale Zusatznutzen (ZN=3)
Benchmark-Ansatz	47	15
Durchschnittskosten-Ansatz	52	15
Beide Ansätze zugleich	47	15

Es zeigt sich, dass die Höhe des Zusatznutzens oft entscheidend ist, ob Wasserkörper unverhältnismäßig hohe Kosten aufweisen oder nicht.

4.5 Erste Diskussion

Unser Vergleichstest hat gezeigt, dass beide Ansätze geeignet sind, zwischen Wasserkörpern mit unverhältnismäßig hohen und nicht unverhältnismäßig hohen Kosten zu differenzieren. Beide Ansätze führen auch zu ähnlichen Ergebnissen. Darüber hinaus lassen sie sich einfach anwenden.

Trotzdem können natürlich beide Ansätze in Frage gestellt werden und sind von Praktikern auch bereits hinterfragt worden. Der Benchmark-Ansatz wurde dafür kritisiert, „Äpfel mit Birnen zu vergleichen“, weil die deutschlandweiten durchschnittlichen Ausgaben für Gewässerschutz in der Vergangenheit zum einen regionale Besonderheiten nicht berücksichtigen und zum anderen Pflichten beinhalten, die über die Umsetzung der WRRL hinausgehen. Die Autorinnen und Autoren sind sich dieser Probleme durchaus bewusst, sind aber trotzdem der Meinung, dass dieser Maßstab gut geeignet ist, ein generelles Gefühl dafür zu vermitteln, wie viel Geld eine Gesellschaft willens und in der Lage ist, für die Wasserwirtschaft auszugeben. Regionale Besonderheiten, z.B. Unterschiede zwischen verschiedenen Bundesländern, könnte man durch verschiedene Koeffizienten bei der Berechnung des Aufwandsfaktors (1) einbeziehen.

Der Durchschnittskosten-Ansatz bedarf einer Beplanung und Beurteilung aller Wasserkörper eines Bundeslandes. Zusätzlich zu seinem großen Bedarf an Daten hat dieser Ansatz die Schwäche, dass es keinen absoluten, von außen gegebenen Vergleichsmaßstab für die Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit gibt, sodass in jedem Bundesland die Neigung bestehen könnte, die relativ teuersten Wasserkörper als unverhältnismäßig einzuschätzen, unabhängig von den tatsächlichen Kosten.

Die Autorinnen und Autoren möchten noch einmal betonen, dass beide Ansätze für die Beurteilung von Unverhältnismäßigkeit für eine standardisierte Anwendung auf eine große Zahl und auf eine große Variationsbreite an Wasserkörpern gedacht sind. In speziellen Fällen, in denen die Durchschnittsbildung dieser beiden Methoden nicht angemessen ist, besteht die Gefahr, dass sie unplausible Ergebnisse liefern. Betrachtet man z.B. Abbildung 4.1, so werden alle Wasserkörper, deren Kosten höher liegen als bei WK 4 als unverhältnismäßig betrachtet, unabhängig von jeglichen Nutzenbetrachtungen, weil die normalisierten Kosten mehr als dreimal so hoch sind wie die normalisierten Durchschnittskosten (3.643 €/km²·Jahr), vgl. Abschnitt 4.3.2). In diesen Fällen sollten die Ergebnisse der hier vorgestellten Verfahren eher als Vortest interpretiert werden, die dann noch einer detaillierten Analyse unterzogen werden, z.B. im Rahmen einer ausführlicheren Kosten-Nutzen-Betrachtung.

5 Varianten der beiden Ansätze und Sensitivitätsanalysen

Für beide beschriebenen Ansätze, den Durchschnittskosten- und den Benchmark-Ansatz, sind eine Reihe weiterer Varianten denkbar. In diesem Kapitel sollen einige Varianten erläutert und empirisch getestet werden. Es werden auch Sensitivitätsanalysen einiger wichtiger Parameter vorgenommen und einige Beschränkungen der Verfahren angesprochen.

Zunächst wird in Abschnitt 5.1 diskutiert, welche Auswirkungen es auf die Ergebnisse der Unverhältnismäßigkeitsprüfungen hat, wenn man die Kosten nicht auf die Einzugsgebietsfläche hin normalisiert, sondern auf die Zahl der Einwohner bezieht.

Es wurde bereits darauf aufmerksam gemacht, dass einige Parameter für die Berechnung der Unverhältnismäßigkeitschwelle in beiden Verfahren Setzungen darstellen, die als solche nur plausibilisiert werden können und nicht wissenschaftlich ableitbar sind, sondern die in einem politischen Abwägungsprozess festgelegt werden müssen (vgl. Abschnitte 3.6.1 und 3.6.2). In Abschnitt 5.2 soll nun für die beiden wichtigsten Parameter bei der Berechnung des Aufwandsfaktors im Benchmark-Ansatz und des Spreizungsfaktors im Durchschnittskosten-Ansatz eine Sensitivitätsanalyse unternommen werden. Es soll also untersucht werden, welche Folgen es hat, wenn man diese variiert.

In Abschnitt 5.3 werden zwei spezielle Annahmen des Benchmark-Ansatzes diskutiert: Zum einen wird betrachtet, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn statt des Vergleichszeitraums 1992–2009 zwei kürzere Zeiträume, nämlich 1992–2000 (vor Inkrafttreten der WRRL) und alternativ 2001–2009 (nach Inkrafttreten der WRRL) herangezogen werden. Zum anderen wird untersucht, ob Daten zu vergangenen Ausgaben für den Gewässerschutz aus anderen statistischen Quellen als Vergleichsmaßstab für die Maßnahmenkosten herangezogen werden können.

Abschnitt 5.4 beschäftigt sich mit der Frage, ob und wie Effekte von Managementmaßnahmen bei der Unverhältnismäßigkeitsprüfung berücksichtigt werden können, die außerhalb des Wasserkörpers auftreten, in dem sie ergriffen werden. Solche sogenannten Spillover-Effekte kommen beispielsweise bei starker Oberlieger-Unterlieger-Kopplung vor.

In Abschnitt 5.5 wird diskutiert, ob es sinnvoll und rechtskonform wäre, bei den beiden Ansätzen nicht immer nur die gesamten Kosten für alle Arten von Verbesserungsmaßnahmen an den Gewässern gemeinsam zu prüfen, sondern eine Unverhältnismäßigkeitsprüfung einzeln für kleinere Bereiche, wie etwa die Hydromorphologie oder die Abwasserbeseitigung, durchzuführen.

Dann wird in Abschnitt 5.6 geprüft, welchen Einfluss es auf die Ergebnisse des Benchmark-Ansatzes hätte, wenn als Ausgangspunkt für die Berechnung des Aufwandsfaktor nicht die durchschnittlichen Ausgaben der öffentlichen Haushalte für Gewässerschutz in Deutschland, sondern die entsprechenden Ausgaben in den verschiedenen Bundesländer herangezogen würden.

Schließlich wird in Abschnitt 5.7 ein Ausblick gegeben, welche Erweiterungen der beiden Leipziger Ansätze grundsätzlich noch möglich wären, aber auch welche Beschränkungen und Schwierigkeiten sich bereits abzeichnen. Insbesondere wird die Übertragbarkeit der Verfahren auf Seen und auf Grundwasserkörper geprüft und es wird überlegt, wie nicht nur der ökologische Gewässerzustand, sondern auch der chemische Gewässerzustand bei der Unverhältnismäßigkeitsprüfung und insbesondere bei der Berechnung des Zielabstandes mit einbezogen werden kann.

5.1 Variante: Normalisierung nach Einwohnern

Im Schritt C der beiden Ansätze zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit werden die Maßnahmenkosten in einem Wasserkörper und die Kostenreferenz normalisiert (vgl. Abschnitt 3.6). Das geschieht, indem die Kosten jeweils durch die entsprechende Einzugsgebietsfläche des Wasserkörpers geteilt werden. Es sind aber andere Möglichkeiten der Normalisierung denkbar. Es könnten stattdessen auch die „Einwohner“ oder die Länge des Fließgewässernetzes (gemessen in „Flusskilometer“) zur Normalisierung herangezogen werden.

Eine Normalisierung auf Flusskilometer wäre insbesondere für sehr große Flüsse überlegenswert, denn dort könnte die Länge des Flussabschnittes ein besserer Indikator für die typische Höhe von Maßnahmenkosten sein als die Fläche des Einzugsgebietes. Die Gründe hierfür sind, dass notwendige Maßnahmen am Ufer oder im Flusslauf bei großen Flüssen besonders teuer sind und daher die Kostenstruktur dominieren. Für kleinere Gewässer hingegen sagt die Gewässernetzlänge oft weniger über den typischen Maßnahmenaufwand. Das liegt vor allem daran, dass hier die Länge stark vom Abschneidekriterium abhängt, also davon, ab wann man kleine Bäche und Gräben bereits als Gewässer betrachtet und deren Lauflänge mitrechnet. Eine Normalisierung durch Flusskilometer wäre also durchaus geeignet, die Wasserkörper großer Flüsse miteinander zu vergleichen. Sowohl beim Benchmark- als auch beim Durchschnittskosten-Ansatz sind jedoch – zumindest bei der Datenlage, die den empirischen Untersuchungen in dieser Studie zugrunde lagen – Vergleiche von Wasserkörpern mit großen und kleinen Flüssen notwendig, weshalb diese Art der Normalisierung hier nicht weiter verfolgt wird.

Aussichtsreicher ist die andere Möglichkeit der Normalisierung durch die Einwohnerzahl im Einzugsgebiet. Diese Art der Normalisierung liegt folgende Überlegung zu Grunde: Ein Wasserkörper in einem urbanen, dicht besiedelten Gebiet verursacht typischerweise höhere Kosten ein als ein flächenmäßig vergleichbar großer und naturräumlich ähnlicher ländlicher Wasserkörper, unter anderem, weil im ersteren Fall die Bodenpreise in der Regel höher sind, die baulichen Einschränkungen schwerwiegender und das Abwasseraufkommen höher ist. Durch eine Normalisierung durch die Einwohnerzahl könnten diese Effekte teilweise ausgeglichen werden.

Die notwendigen Einwohnerdaten für die Einzugsgebiete liegen in Deutschland entweder bereits vor oder können relativ einfach abgeschätzt werden. Dementsprechend wurden für die Daten in dem Beispiel-Bundesland für alle 164 Wasserkörper Unverhältnismäßigkeitsprüfungen mit dem Benchmark- und dem Durchschnittskosten-Ansatz durchgeführt, bei dem die Normalisierung durch die Einwohnerzahl erfolgte. Um zum Beispiel beim Durchschnittskosten-Ansatz die Durchschnittskosten der Jahre 1992 bis 2009 zu normalisieren, wurden sie nicht durch die Fläche Deutschlands, sondern durch die Anzahl der Einwohner in Deutschland geteilt. In ähnlicher Weise wurden alle anderen Berechnungen der beiden Ansätze angepasst. Die Ergebnisse der beiden unterschiedlichen Normalisierungen – auf EZG-Fläche und Einwohnerzahl im EZG – sind in den Tabellen 5.1 und 5.2 gegenübergestellt.

Tabelle 5.1: Vergleich von (bereits verausgabten und geplanten) Kosten für die Erzielung eines guten Zustandes/Potentials für die Beispiel-Wasserkörper 1-4 und die beiden hypothetische Fälle „kein Zusatznutzen“ (ZN=0) und „maximaler Zusatznutzen“ (ZN=3) bei Anwendung sowohl des Benchmark-Ansatzes als auch des Durchschnittskosten-Ansatzes und Normalisierung sowohl auf Quadratkilometer als auch auf Einwohner. Dunkelgraue Unterlegung zeigt Unverhältnismäßigkeit an, während hellgrau Verhältnismäßigkeit bedeutet. (Quelle: Daten des Umweltministeriums des Bundeslandes, eigene Berechnung)

Kurzname	Zielabstand	Kosten 2009-2027 [T€]	Normalisierte Kosten [€/(km ² ·Jahr)]	Normalisierte Kosten [€/(EW·Jahr)]	Unverhältnismäßigkeits- schwelle [T€] Benchmark-Ansatz				Unverhältnismäßigkeits- schwelle [T€] Durchschnittskosten-Ansatz			
					km ²		EW		km ²		EW	
					ZN=0	ZN=3	ZN=0	ZN=3	ZN=0	ZN=3	ZN=0	ZN=3
WK 1	0,5	2883	641	3,55	6288	25.152	4.935	19.741	5.459	21.836	2.636	10.542
WK 2	0,75	650	1970	2,58	692	2.077	2.297	6.892	601	1.803	1.227	3.681
WK 3	0,5	1601	2923	16,66	766	3.065	585	2.339	665	2.661	312	1.249
WK 4	2,0	21869	12033	10,66	10.169	17.797	49.913	87.347	8.829	15.450	26.655	46.646

In Tabelle 5.1 wurden die Berechnungen zunächst für die vier Beispiel-Wasserkörper durchgeführt. Die Färbung zeigt, dass es – wenig überraschend – durchaus zu anderen Ergebnissen führen kann, wenn man statt mit der Fläche mit der Einwohnerzahl skaliert. Um zu sehen, wie häufig diese Unterschiede sind, werden in Tabelle 5.2 die Ergebnisse für alle Wasserkörper gegenübergestellt.

Tabelle 5.2: Anzahl der Wasserkörper, bei denen bei Normalisierung durch Quadratkilometer und Einwohner sowohl mit dem Benchmark- wie auch mit dem Durchschnittskosten-Ansatz Unverhältnismäßigkeit angezeigt wird, wenn für alle Wasserkörper (Fall 1) keinerlei Zusatznutzen (ZN=0) oder (Fall 2) maximale Zusatznutzen (ZN=3) angenommen werden. (Quelle: Daten des Umweltministeriums des Bundeslandes, eigene Berechnung)

Überblick über alle Wasserkörper (n=164): Anzahl der Wasserkörper, für die Unverhältnismäßigkeit der Kosten angezeigt wurde:	Fall 1: keine Zusatznutzen (ZN=0)		Fall 2: maximale Zusatznutzen (ZN=3)	
	km ²	EW	km ²	EW
Benchmark-Ansatz	47	42	15	8
Durchschnittskosten-Ansatz	52	72	15	17
Beide Ansätze zugleich	47	42	15	8

Es ist auffallend, dass die Normalisierung auf Einwohner statt auf die Einzugsgebietsfläche im Durchschnittskosten-Ansatz sowohl im Fall „kein Zusatznutzen“ als auch im Fall „maximaler Zusatznutzen“ zu einer erhöhten Zahl von unverhältnismäßig teuren Wasserkörpern führt, während im Benchmark-Ansatz das Gegenteil der Fall ist. Da die Parameter zur Berechnung der Unverhältnismäßigkeitschwellen nicht verändert sind, ist es naheliegend, den Grund in der Normalisierung zu suchen: Offensichtlich sind in dem Beispielbundesland die Einwohnerdichten der Wasserkörper sehr heterogen. Da der Durchschnittskosten-Ansatz Abweichungen nach oben vom Durchschnitt als Indikator für potentielle Unverhältnismäßigkeit annimmt, führt diese Heterogenität beim Übergang von der Normalisierung auf die Fläche hin zur Normalisierung auf Einwohner beim Durchschnittskosten-Ansatz zu einer Erhöhung der Zahl an Wasserkörpern mit unverhältnismäßigen Kosten und beim Benchmark-Ansatz zu einer leichten Verringerung.

Die letzte Zeile von Tabelle 5.2 sagt aus, dass alle Wasserkörper, die in dem jeweils strengeren Ansatz als unverhältnismäßig betrachtet werden, bei dem weniger strengen Ansatz ebenfalls als unverhältnismäßig teuer eingestuft werden. Das ist ein wichtiges Konsistenzkriterium.

Offensichtlich ist es also auch möglich, die Einwohnerzahl im Einzugsgebiet (EZG) des Wasserkörpers als Bezugsgröße für die Normalisierung zu nutzen. Dabei bleibt die Fläche des EZG jedoch in der Berechnung enthalten, denn die Einwohner sind ja der Fläche zugeordnet, nicht dem Wasserkörper direkt. Es muss die Frage nach der Sinnhaftigkeit des Bezugs auf Einwohner als einer weiteren Größe, die Heterogenität in die Berechnung einbringt, gestellt werden, die bei einer reinen Betrachtung der Fläche und Lauflänge so nicht auftritt. Sinnvoll scheint eine solche Normalisierung dann, wenn man zugrunde legt, dass es darauf ankommt, wie viele Menschen, die im EZG wohnen, von einer Verbesserung des Gewässers direkt vor Ort betroffen sind. Das kann in Ausnahmefällen sinnvoll sein, aber insgesamt ist es eine starke Annahme, die nach Ansicht der Autorinnen und Autoren hinterfragbar ist. Denn nach einer solchen Argumentation wäre es beispielsweise tendenziell unverhältnismäßig teuer, Gewässer in naturnahen und daher wenig besiedelten Gebieten in den guten Zustand zu bringen, da dort wenig Menschen wohnen. Das ist als allgemeine Aussage sicher nicht sinnvoll, denn gerade unberührte Natur ist als Ausflugsziel auch für die Städter attraktiv und wird genutzt. Wir würden daher abraten, grundsätzlich auf Einwohnerzahl zu normieren.

5.2 Sensitivitätsanalyse des Aufwandfaktors und des Spreizungsfaktors

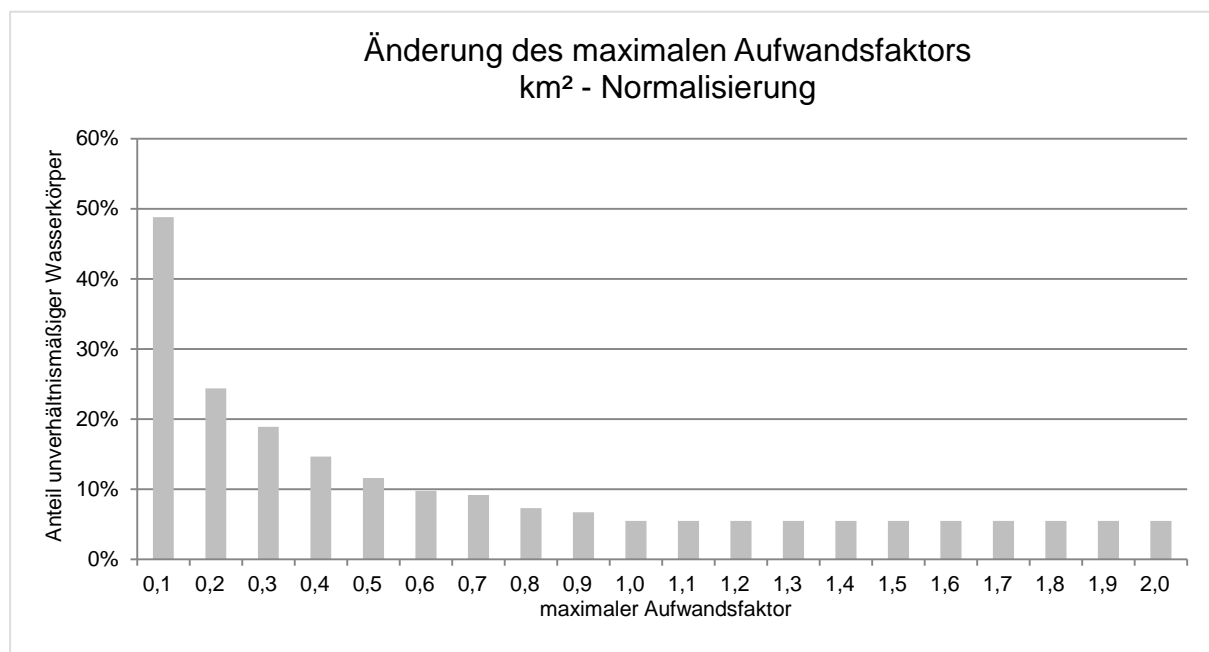
Die Festlegung des Aufwandfaktors beim Benchmark-Ansatz und des Spreizungsfaktors beim Durchschnittskosten-Ansatz sind jeweils kritische Punkte, denn an diesen Stellen wird besonders deutlich, dass bei der Unverhältnismäßigkeitsprüfung eine Abwägungsentscheidung – und damit letztlich eine politische Entscheidung – getroffen wird, die sich grundsätzlich nicht vollumfänglich wissenschaftlich ableiten lässt (vgl. Abschnitt 6.1). Insofern ist es von besonderem Interesse zu untersuchen, wie stark sich Veränderungen in den Multiplikatoren bei der Berechnung der Faktoren (vgl. Formeln (1) und (3)) auf das Ergebnis auswirken. Hierzu wird im Folgenden eine Sensitivitätsanalyse unternommen, bei der im Benchmark-Ansatz der Aufwandfaktor und beim Durchschnittskosten-Ansatz der Spreizungsfaktor in einem weiten Rahmen variiert wird. Um die Ergebnisdarstellung übersichtlich darzustellen, wird im Folgenden für alle Wasserkörper angenommen, dass die Maßnahmen einen mittleren Zusatznutzen in Höhe von 1,5 haben. Im Anhang III werden die Ergebnisse der Sensitivi-

tätsanalysen unter der Annahme eines Zusatznutzens in allen Wasserkörpern von 0 und von 3 dargestellt.

5.2.1 Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors beim Benchmark-Ansatz

Im Kapitel 3.6.1 wurde im Benchmark-Ansatz der Maximalwert des Aufwandsfaktors auf 0,5 festgelegt. Das bedeutet, dass der Aufwand für die ergänzenden Maßnahmen bei maximalem generierten Nutzen erst dann als unverhältnismäßig betrachtet wird, wenn die dadurch verursachten Kosten mehr als die Hälfte der durchschnittlichen Ausgaben für den Gewässerschutz in der Vergangenheit betragen. Im Folgenden sollen die Auswirkungen dieser Annahme untersucht werden, indem der Maximalwert des Aufwandsfaktors zwischen 0,1 und 2,0 in Schritten von 0,1 variiert wird. Der Zusatznutzen wurde für alle Wasserkörper in Höhe von 1,5 angenommen. Wie bei den Berechnungen in Abschnitt 3.6.1 beträgt Gewichtung von Zielabstand zu Zusatznutzen 2:1 und die Normalisierung der Kosten erfolgte auf die EZG-Fläche. Abbildung 5.1 zeigt das Ergebnis der Sensitivitätsanalyse.

Abbildung 5.1: Einfluss des maximalen Aufwandsfaktors auf die Zahl der Wasserkörper, die mit dem Benchmark-Ansatz als unverhältnismäßig teuer betrachtet werden. Die Angabe erfolgt in Prozent der Gesamtzahl der Wasserkörper. Der maximale Aufwandsfaktor wird zwischen 0,1 und 2,0 in Schritten von 0,1 variiert. Für die Sensitivitätsanalyse wurden die anderen Parameter wie folgt festgelegt: Zusatznutzen für alle Wasserkörper = 1,5; Gewichtung von Zielabstand zu Zusatznutzen: 2:1; Skalierung der Kosten auf die EZG-Fläche. (Quelle: eigene Berechnungen)



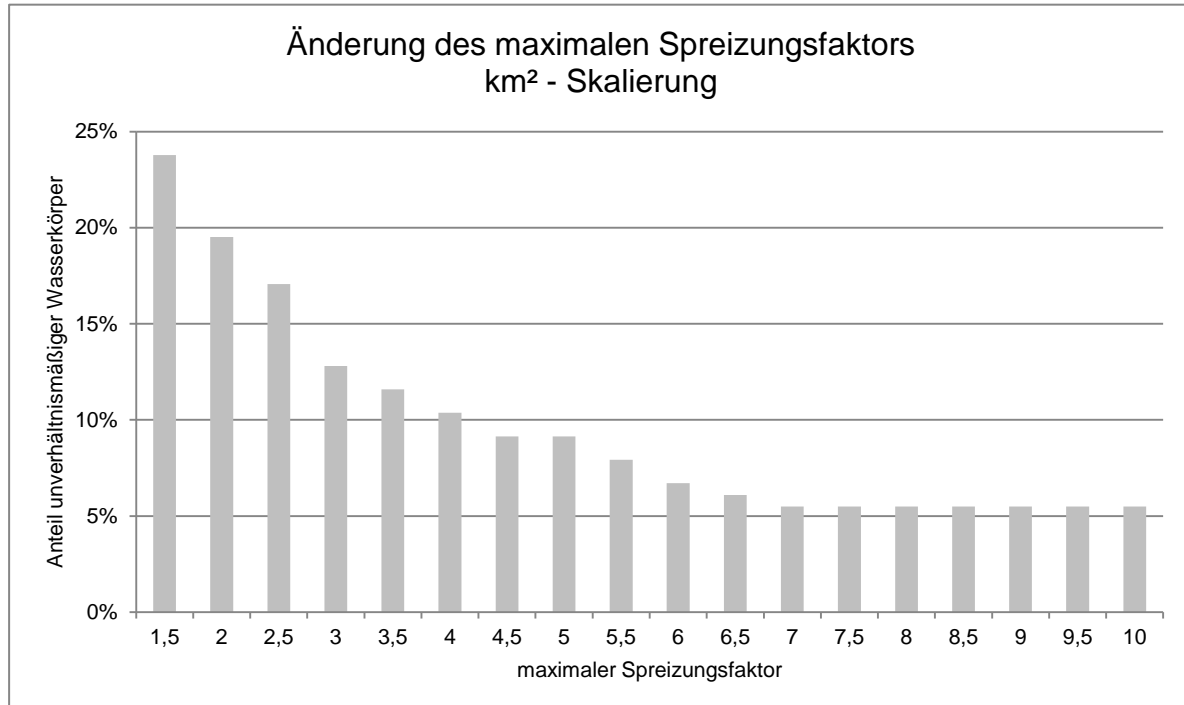
Die Anteile der unverhältnismäßig teuren Wasserkörper sind bei einem sehr geringen Aufwandsfaktor von 0,1 noch sehr hoch und liegen bei knapp 50 %. Bei steigendem Aufwandsfaktor gehen die Anteile rasch zurück und liegen ab einem Aufwandsfaktor von 0,7 bei unter

10 %. Der Anteil strebt gegen Null, wenn der Aufwandsfaktor weiter erhöht wird. Allerdings gibt es tatsächlich erst ab einem Aufwandsfaktor von 8,2 keine unverhältnismäßigen Wasserkörper mehr.

5.2.2 Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors im Durchschnittskosten-Ansatz

In ähnlicher Weise wie im letzten Abschnitt für den Benchmark-Ansatz wird im Folgenden der Spreizungsfaktor beim Durchschnittskosten-Ansatz variiert. Im Kapitel 3.6.2 wurde der Maximalwert des Spreizungsfaktors mit 3,0 festgelegt. Das bedeutet, dass die Unverhältnismäßigkeitsschwelle das Dreifache des Durchschnittswertes nicht überschreiten soll. Es werden nun die Auswirkungen untersucht, wenn der maximale Spreizungsfaktor zwischen 1,5 und 10 in Schritten von 0,5 variiert wird. Wieder wurde der Zusatznutzen für alle Wasserkörper bei 1,5 angenommen, es wurde die Gewichtung von Zielabstand zu Zusatznutzen von 2:1 beibehalten und die Kosten wurden auf die EZG-Fläche normalisiert. Abbildung 5.2 stellt die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse für den Spreizungsfaktor dar.

Abbildung 5.2: Einfluss des maximalen Spreizungsfaktors auf die Zahl der Wasserkörper, die mit dem Durchschnittskosten-Ansatz als unverhältnismäßig teuer betrachtet werden. Die Angabe erfolgt in Prozent der Gesamtzahl der Wasserkörper. Der maximale Spreizungsfaktor wird zwischen 1,5 und 10 in Schritten von 0,5 variiert. Für die Sensitivitätsanalyse wurden die anderen Parameter wie folgt festgelegt: Zusatznutzen für alle Wasserkörper =1,5; Gewichtung von Zielabstand zu Zusatznutzen: 2:1; Skalierung der Kosten auf die EZG-Fläche. (Quelle: eigene Berechnungen)



Ähnlich wie bei der Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors strebt der Anteil unverhältnismäßig teurer Wasserkörper gegen Null, wenn der Spreizungsfaktor erhöht wird. Allerdings geht der Anteil nach anfänglich rascherem Rückgang nur sehr langsam zurück. Erst bei einem Spreizungsfaktor von 57 gibt es gar keinen unverhältnismäßigen Wasserkörper mehr. Ein Blick auf Abbildung 4.1 verdeutlicht die Ursache: Einige WK liegen kostenmäßig sehr

weit außerhalb des durchschnittlichen Bereichs.

5.2.3 Veränderung der Gewichtung der Nutzen beim Benchmark-Ansatz

In diesem Abschnitt wird beschrieben, welchen Einfluss es beim Benchmark-Ansatz auf den Anteil der unverhältnismäßig teuren Wasserkörper hat, wenn man die Gewichtung zwischen Zielabstand und Zusatznutzen verändert. Bisher wurde eine Gewichtung von 2:1 verwendet (vgl. Kapitel 3.6.1). Nun werden 5 Varianten betrachtet – nur Zielabstand, Zielabstand-Zusatznutzen-Verhältnisse von 2:1, 1:1 und 1:2, sowie nur Zusatznutzen. Dabei dienen die Extrembeispiele an dieser Stelle nur dazu, die Bandbreite des Einflusses einer Änderung der Gewichtung zu verdeutlichen.

Abbildung 5.3: Einfluss der Gewichtung zwischen Zielabstand (ZA) und Zusatznutzen (ZN) auf die Zahl der Wasserkörper, die mit dem Benchmark-Ansatz als unverhältnismäßig teuer erkannt werden. Die Angabe erfolgt in Prozent der Gesamtzahl der Wasserkörper. Für die Sensitivitätsanalyse wurden die anderen Parameter wie folgt festgelegt: Zusatznutzen für alle Wasserkörper =1,5; Skalierung der Kosten auf die EZG-Fläche. (Quelle: eigene Berechnungen)

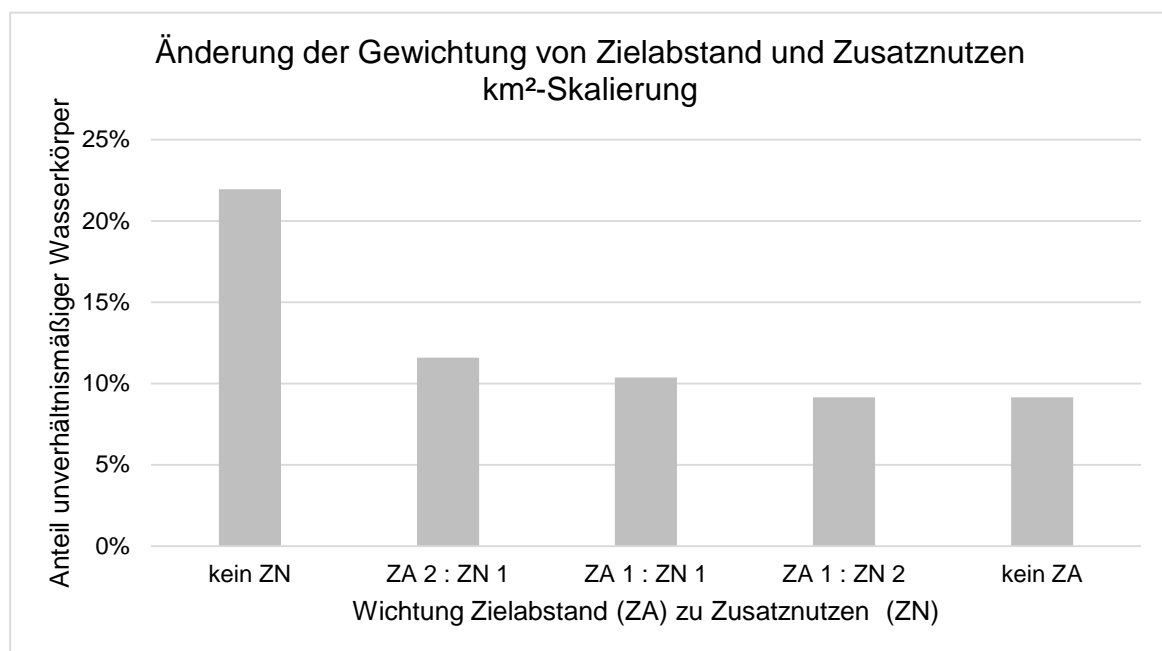


Abbildung 5.3 zeigt, dass, wenn von man dem Extrem „kein Zusatznutzen“ absieht, eine Veränderung der Gewichtung nur einen mäßigen Einfluss auf den Anteil der unverhältnismäßig teuren Wasserkörper hat.

5.3 Änderung des Vergleichszeitraums und alternative Vergleichsmaßstäbe beim Benchmark-Ansatz

5.3.1 Änderung des Vergleichszeitraums

Beim Benchmark-Ansatz wird als Vergleichszeitraum zur Ermittlung der Kostenbenchmark der Zeitraum 1992-2009 verwendet. Dieser Zeitraum wurde bestimmt durch den Beginn der

verfügbaren Daten-Zeitreihe einerseits und dem Beginn des ersten WRRL-Bewirtschaftungszyklus andererseits. Es wird weiterhin von den Autorinnen und Autoren empfohlen, den langen Vergleichszeitraum von 1992 bis 2009 als Basis zu verwenden. Dennoch wird in diesem Abschnitt geprüft, wie sich die Ergebnisse verändern, wenn ein anderer – damit zwangsläufig auch kürzerer – Vergleichszeitraum verwendet wird, um zu sehen, wie sensitiv der Benchmark-Ansatz darauf reagiert. Die folgende Tabelle 5.3 zeigt die Ergebnisse des Benchmark-Ansatzes

- für den bisherigen Vergleichszeitraum 1992-2009
- für den Zeitraum 1992–2000, also vom Beginn der Zeitreihe bis zum Inkrafttreten der WRRL und
- für den Zeitraum 2001–2009, also vom Inkrafttreten der WRRL bis zum Beginn des ersten Bewirtschaftungszyklus.

In den ersten Jahren nach der Wiedervereinigung wurden in der Wasserwirtschaft in den neuen Bundesländern erhebliche Anstrengungen unternommen, insbesondere um die Kläranlagen, Abwassernetze und Regenwasserentlastungsanlagen auf den Stand der Technik zu bringen. Bis 2000 waren die größten Investitionen getätigt. Entsprechend gingen die Ausgaben der Wasserwirtschaft in den Folgejahren zurück. In der Zeit zwischen 2000 und 2009 herrschte zudem eine gewisse Zurückhaltung bei der Umsetzung konkreter Maßnahmen, weil die unmittelbaren Erfordernisse zur Umsetzung der WRRL, wie etwa die Etablierung eines Gewässermonitorings und die Vorbereitung der ersten Bewirtschaftungspläne die Kapazitäten in den Behörden sehr stark in Anspruch nahmen.

Die daraus resultierenden deutlichen Unterschiede in den durchschnittlichen jährlichen Ausgaben zwischen den beiden Zeiträumen führen zu entsprechenden Unterschieden in den auf die Fläche bezogenen durchschnittlichen jährlichen Ausgaben. In der Folge unterscheiden sich die Anzahlen der Wasserkörper, bei denen gemäß des Benchmark-Ansatzes Unverhältnismäßigkeit der Kosten angezeigt ist. Die Variation ist jedoch nicht extrem (vgl. Tabelle 5.3).

Tabelle 5.3: Durchschnittliche jährliche Ausgaben bei verschiedenen Vergleichszeiträumen (grau = Gesamtzeitraum) und Anzahl der Wasserkörper ($n = 164$), bei denen mit dem Benchmark-Ansatz Unverhältnismäßigkeit angezeigt wird, wenn für alle Wasserkörper (Fall 1) keinerlei Zusatznutzen ($ZN=0$) oder (Fall 2) maximale Zusatznutzen ($ZN=3$) angenommen werden. (Quelle: eigene Berechnung)

Vergleichs- zeitraum	Durchschnittliche jährliche Ausgaben insgesamt [Mio €/Jahr] (Preise von 2010)	Durchschnittliche jährliche Ausgaben pro Fläche [€/km ² .Jahr] (Preise von 2010)	Fall 1: keine Zusatz- nutzen ($ZN = 0$)	Fall 2: maximale Zusatz- nutzen ($ZN = 3$)
1992 – 2009	8.999	25.179	47	15
1992 – 2000	11.122	31.119	41	11
2001 – 2009	8.204	22.956	51	15

Tabelle 5.4 illustriert noch einmal den Einfluss der unterschiedlichen Vergleichszeiträume auf die vier in Kapitel 4 beschriebenen Beispielwasserkörper.

Tabelle 5.4: Aufwandsfaktor und Unverhältnismäßigkeitsschwelle für die Beispiel-Wasserkörper 1-4 und die beiden hypothetische Fälle „kein Zusatznutzen“ (ZN=0) und „maximaler Zusatznutzen“ (ZN=3) für verschiedene Vergleichszeiträume. Dunkelgraue Unterlegung zeigt Unverhältnismäßigkeit an, während hellgrau Verhältnismäßigkeit indiziert. (Quelle: eigene Berechnung)

Vergleichs- zeitraum	Ziel- abstand	Aufwands- faktor vgl. (1)		normalisierte Ausga- ben in der Vergangen- heit * Aufwandsfaktor [€/(km ² ·Jahr)]		Unverhältnismäßig- keitsschwelle [T€] vgl. (2)	
		ZN=0	ZN=3	ZN=0	ZN=3	ZN=0	ZN=3
WK 1							
1992 – 2009	0,5	0,06	0,22	1.399	5.595	6.288	25.152
1992 – 2000				1.729	6.915	7.771	31.086
2001 -2009				1.275	5.101	5.733	22.932
WK 2							
1992 – 2009	0,75	0,08	0,25	2.098	6.295	692	2.077
1992 – 2000				2.593	7.780	856	2.567
2001 -2009				1.913	5.739	631	1.894
WK 3							
1992 – 2009	0,5	0,06	0,22	1.399	5.595	766	3.065
1992 – 2000				1.729	6.915	947	3.788
2001 – 2009				1.275	5.101	689	2.794
WK 4							
1992 – 2009	2,0	0,22	0,39	5.595	9.792	10.169	17.797
1992 – 2000				6.915	12.102	12.569	21.995
2001 – 2009				5.101	8.928	9.272	16.225

5.4 Berücksichtigung von Oberlieger-Unterlieger-Beeinflussungen und anderen Spillover-Effekten³¹ bei der Unverhältnismäßigkeitsprüfung

Der Benchmark-Ansatz wie auch der Durchschnittskosten-Ansatz berücksichtigen in ihrer bisherigen Form nur Maßnahmenkosten und die (überwiegend positiven) Maßnahmeneffekte, die innerhalb des Einzugsgebietes des jeweiligen Wasserkörpers anfallen. Viele Maßnahmen haben aber auch positive Effekte außerhalb der Grenzen des Wasserkörpers, in denen sie ergriffen werden. Daher stellt sich die Frage, ob und wenn ja, wie diese Oberlieger-Unterlieger-Beeinflussungen und weitere Spillover-Effekte bei den beiden Verfahren berücksichtigt werden können. Einige Beispiele für Spillover-Effekte:

- Eine Kläranlage mit einer Reinigungsstufe zur Phosphatfällung einem Nebenfluss des Neckars verringert auch die Phosphorbelastung im Rhein.
- Die Belastung der Sedimente im Hamburger Hafen mit Schwermetallen ist zumindest teilweise darauf zurückzuführen, dass Austräge aus ehemaligen Bergwerken im Einzugsgebiet der Elbe nicht am Entstehungsort behandelt wurden. Eine Verminderung dieser Einträge vor Ort brächte also Nutzen in Hamburg hervor.
- Ein Charakteristikum von Durchgängigkeitsmaßnahmen ist, dass sie ihre volle Wirkung erst gemeinsam entfalten. Insofern ist die Zuordnung der Gesamteffekte im Gewässernetz auf eine einzelne Durchgängigkeitsmaßnahme nicht ohne weiteres möglich. Dementsprechend ist auch die Zurechnung zu den beteiligten Wasserkörpern problematisch. Offensichtlich sind beide Ansätze in der derzeitigen Form *nicht* geeignet, die Unverhältnismäßigkeit von Durchgängigkeitsmaßnahmen zu beurteilen, weil die Kosten der Maßnahmen in einem Wasserkörper bisher nur den positiven Effekten der Maßnahmen in ebendiesem Wasserkörper gegenübergestellt werden.

An dieser Stelle soll diskutiert werden, ob Weiterentwicklungen der Verfahren hier Abhilfe schaffen könnten oder ob völlig andere Ansätze entwickelt und angewendet werden müssten. Wie bei einer volkswirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Analyse müssten bei einer Unverhältnismäßigkeitsanalyse den Maßnahmenkosten *alle* positiven (und ggf. auch negativen) Maßnahmenwirkungen gegenübergestellt und deshalb alle Spillover-Effekte einbezogen werden.

Zunächst soll ein vergleichsweise einfacher Fall betrachtet werden: *Eine konkrete Maßnahme wirkt auf einige angrenzende Wasserkörper*. Ein Beispiel wäre hierfür eine Kläranlage, die ein Einzugsgebiet hat, das in zwei oder mehr Wasserkörper hineinreicht. Hier können die beiden vorgestellten Ansätze so verwendet werden, dass man die betroffenen Wasserkörper zu einer Gruppe zusammenfasst und die Unverhältnismäßigkeit gemeinsam prüft. Alternativ wäre auch denkbar, dass man einen Schlüssel findet, um die Kosten und Nutzen der Maßnahme auf die verschiedenen Wasserkörper aufzuteilen und dann die Verfahren in jedem Wasserkörper separat anzuwenden.

Allgemein kann man sagen, dass der Benchmark-Ansatz wie auch der Durchschnittskosten-Ansatz nur dann Spillover-Effekte berücksichtigen kann, wenn die positiven (und ggf. auch die negativen) Effekte von Maßnahmen, die außerhalb des betrachteten Wasserkörpers anfallen, eindeutig identifiziert, abgeschätzt und zugeordnet werden können. In vielen Fällen von Spillover-Effekten und Oberlieger-Unterlieger-Problemen ist bereits diese Voraussetzung

³¹ Ein Spillover-Effekt (selten deutsch: Übertragungseffekt) ist ein räumlicher externer Effekt, also ein Effekt einer (wirtschaftlichen) Handlung eines Akteurs der über eine gewisse räumliche Entfernung andere Akteure positiv oder negativ betrifft (Gabler Wirtschaftslexikon), <http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/10407/spillover-effekt-v8.html>

nicht erfüllt.

Aber selbst wenn die Zuordnung der Spillover-Effekte zu einem Wasserkörper gut möglich ist, so gibt es bei beiden Verfahren noch ein weiteres Problem mit der Verrechnung der Spillover-Effekte mit den Nutzen, die innerhalb des Wasserkörpers auftreten: Die Spillover-Effekte werden weder durch den Zielabstand noch durch den Zusatznutzen erfasst. Es könnte sein, dass die Spillover-Effekte dermaßen groß sind, dass entsprechend höhere Maßnahmenkosten gerechtfertigt erscheinen. Die Abwägungsmechanismen des Benchmark-Ansatzes (Verrechnung von Zielabstand und Zusatznutzen sowie Vergleich der Kosten unter Verwendung eines Aufwandsfaktors) erscheinen nicht mehr problemadäquat solange die Größenordnungen der verschiedenen Kosten und Nutzen innerhalb und außerhalb des Wasserkörpers bekannt sind. Beim Durchschnittskosten-Ansatz ergibt sich ein analoges Problem.

Als Konsequenz ist festzuhalten: Wenn Spillover-Effekte in erheblichem Umfang auftreten oder gar die Effekte innerhalb des Wasserkörpers dominieren, sind sowohl der Benchmark- als auch der Durchschnittskosten-Ansatz nicht in der Lage diese in geeigneter Weise zu berücksichtigen. Eine Möglichkeit zur Abhilfe wäre eine volkswirtschaftliche Nutzen-Kosten-Analyse, die zwar aufwändig ist und eine zuweilen problematische Monetarisierung von Nutzen erfordert, aber dafür in grundsätzlich in der Lage ist, sehr unterschiedliche Arten von Nutzen miteinander vergleichbar zu machen.

5.5 Getrennte Unverhältnismäßigkeitsprüfung für einzelne Maßnahmenbereiche

Bisher werden bei der Unverhältnismäßigkeitsprüfung sowohl nach dem Benchmark-Ansatz als auch nach dem Durchschnittskosten-Ansatz die Gesamtkosten aller Maßnahmen betrachtet, die notwendig wären, um den entsprechenden Wasserkörper vom Ist-Zustand in einen guten Zustand zu überführen. In den Diskussionen mit Behördenvertretern kam die Frage auf, ob eine Unverhältnismäßigkeitsprüfung auch nur für Maßnahmen in einem bestimmten beschränkten Bereich vorgenommen werden kann. Wäre es also beispielsweise sinnvoll und rechtskonform zu prüfen, ob die Maßnahmen im Bereich der Abwasserbeseitigung unverhältnismäßig teuer sind – unabhängig davon wie billig oder teuer die anderen notwendigen Maßnahmen in diesem Wasserkörper sind. Der Vorzug dieser Vorgehensweise sei, so die vorgebrachten Anfragen, dass die Maßnahmen ähnlicher (homogener) und damit vergleichbarer wären, wenn sie aus ein und demselben Problembereich stammten. Im Folgenden soll diese Möglichkeit zunächst für den Durchschnittskosten-Ansatz und dann für den Benchmark-Ansatz diskutiert werden.

5.5.1 Getrennte Unverhältnismäßigkeitsprüfung für einzelne Maßnahmenbereiche beim Benchmark-Ansatz

Beim Benchmark-Ansatz werden die Kosten der Zustandsverbesserungen in einem Wasserkörper mit durchschnittlichen Ausgaben für Gewässerschutz in der Zeit vor der Einführung der WRRL verglichen. Die Ausgaben in der Vergangenheit werden mit einem Aufwandsfaktor multipliziert, der vom erwarteten Nutzen der Maßnahmen abhängt. Eine Grundannahme des Ansatzes ist, dass die Ausgaben in der Vergangenheit zur Verbesserung der Gewässer in der Summe offensichtlich als tragbar und angemessen erachtet wurden und entsprechende Ausgaben heute ebenfalls als tragbar angesehen werden können. Dieses Erschwinglichkeitsargument wird dann auf einzelne Wasserkörper herunter gebrochen.

Die Autorinnen und Autoren halten eine Aufteilung der wasserkörperbezogenen Kosten auf einzelne Maßnahmenbereiche nicht für angemessen. Es ist davon auszugehen, dass viele Maßnahmen aus unterschiedlichen Bereichen erforderlich sind, um einen guten Zustand zu realisieren. Diese Komplementaritäten müssen nach Ansicht der Autorinnen und Autoren bei einer Unverhältnismäßigkeitsabwägung berücksichtigt werden. Die Verbesserung des Gewässerzustandes ist (neben den Zusatznutzen und evtl. Spillover-Effekten) der wesentliche Nutzen der Verbesserungsmaßnahmen. Es gibt aber keinen Anhaltspunkt dafür, wie der Gesamtnutzen, den die Maßnahmen in diesem Bereich stiften, auf die Maßnahmenbereiche aufgeteilt werden und dann in Relation zu den entsprechenden Kosten gesetzt werden könnte. Mit anderen Worten: Würde man sich auf einen Teilbereich der Maßnahmen beschränken, so bleibt unklar, welchen Beitrag diese Maßnahmen zur Zustandsverbesserung und somit zur Nutzensteigerung beitragen.

Ein weiteres Argument gegen eine Aufteilung der Unverhältnismäßigkeitsprüfung auf einzelne Maßnahmenbereiche ist, dass sich die Aufgaben der Wasserwirtschaft über die Zeit verändert und weiterentwickelt haben. Anfang der 1990er Jahre gab es im Bereich der Abwasserbeseitigung in den neuen Bundesländern einen erheblichen Nachholbedarf und es wurden enorme Investitionen getätigt. Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit hatten in dieser Phase vor dem Inkrafttreten der WRRL eine deutlich geringere Priorität. Es erscheint deshalb nicht angemessen, bei einer Unverhältnismäßigkeitsprüfung die Ausgaben für Durchgängigkeitsmaßnahmen nach 2009 mit den entsprechenden Ausgaben vor 2009 zu vergleichen. Vielmehr sollte zur Kenntnis genommen werden, dass sich die Aufgabenschwerpunkte entsprechend neuer politischer Zielsetzungen verschieben.

Ein drittes Argument bezieht sich auf den eigentlichen Zweck der Unverhältnismäßigkeitsprüfung. Dieser liegt darin, *insgesamt* zu prüfen, ob die Erreichung des guten Zustands zu verhältnismäßigen Kosten möglich ist. Nicht hingegen geht es darum, einzelne Maßnahmen (-Bereiche) auf ihre Kosteneffizienz hin zu überprüfen – das wäre bereits Aufgabe bei der Aufstellung der Maßnahmenpläne gewesen.

5.5.2 Getrennte Unverhältnismäßigkeitsprüfung für einzelne Maßnahmenbereiche beim Durchschnittskosten-Ansatz

Man könnte annehmen, dass sich das Problem der Aufteilung des Gesamtnutzens auf einzelne Maßnahmenbereiche beim Durchschnittskosten-Ansatz nicht in derselben Schärfe stellt, wie beim Benchmark-Ansatz, denn ersterer vergleicht, einfach gesagt, die Kosten eines Wasserkörpers mit denen aller anderen. Allerdings ist dieser Vergleich nicht allein ausschlaggebend, denn der Spreizungsfaktor, mit dem die Durchschnittskosten multipliziert werden, hängt von Zielabstand und Zusatznutzen ab. Es stellt sich wie beim Benchmark-Ansatz also das Problem, dass der Nutzen der Maßnahmen eines Bereiches nicht mehr adäquat durch den Zielabstand abgebildet werden kann und dass auch eine Ermittlung des Zusatznutzen schwierig erscheint. Abgesehen davon gilt das im letzten Abschnitt genannte Argument hinsichtlich der eigentlichen Zielsetzung auch hier.

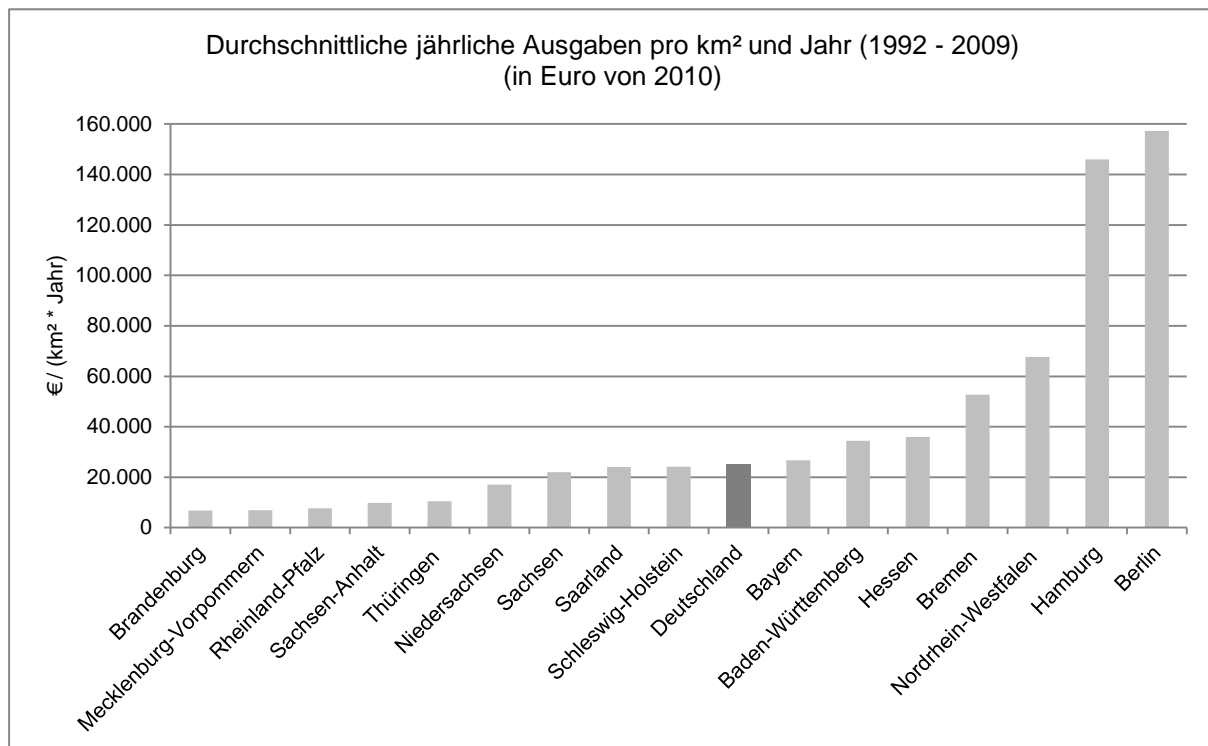
Die Autorinnen und Autoren kommen daher insgesamt zu der Auffassung, dass die Einschränkung der Verhältnismäßigkeitsprüfung auf einen Maßnahmenbereich dem Geist einer Ausnahmeprüfung nach WRRL widerspricht.

5.6 Länderbezogener Vergleichsmaßstab beim Benchmark-Ansatz

Der Benchmark-Ansatz verwendet als Ausgangspunkt für die Berechnung der Wasserkör-

per-spezifischen Unverhältnismäßigkeitsschwelle die öffentlichen Ausgaben für Gewässerschutz der Bundesrepublik Deutschland in der Zeit von 1992 bis 2009. Genauer gesagt wurden als "Benchmark" die Nettoausgaben der öffentlichen Haushalte in den Kategorien „Abwasserbeseitigung“ und „Wasserwirtschaft und Kulturbau“ verwendet. Das Statistische Bundesamt hat dem UFZ für diese Studie Daten zu den Nettoausgaben der einzelnen Bundesländer in diese beiden Kategorien bereitgestellt. Die Summen der auf Quadratkilometer normalisierten Nettoausgaben der Bundesländer und des Bundes sind in Abbildung 5.4 dargestellt.

Abbildung 5.4: Durchschnittliche jährliche Nettoausgaben pro Quadratkilometer der öffentlichen Haushalte nach Bundesländern in den Kategorien „Abwasserbeseitigung“ (Funktion Nr. 432) und „Wasserwirtschaft und Kulturbau“ (Funktion Nr. 623) in den Jahren 1992 bis 2009 (in Preisen von 2010). (Quelle: eigene Berechnungen auf der Grundlage von Daten des Statistischen Bundesamtes, pers. Kommunikation 15.12.2017)



Zunächst ist auffällig, dass es sehr große Unterschiede zwischen den Ländern gibt. Die Stadtstaaten Berlin mit etwa 157 T€/km²·Jahr und Hamburg mit etwa 146 T€/km²·Jahr führen die Rangliste an, während die Flächenstaaten Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern mit nur etwa 6 T€/km²·Jahr sowie Rheinland-Pfalz und Sachsen-Anhalt mit unter 10 T€/km²·Jahr am anderen Ende der Liste liegen.

Es ist davon auszugehen, dass ein Wechsel der Benchmark deutliche Auswirkungen auf die Ergebnisse der Unverhältnismäßigkeitsprüfung mit dem Benchmark-Ansatz hätte. Empirisch prüfen konnten die Autorinnen und Autoren diese Vermutung allerdings nur für das Beispiel-Bundesland, bei dem die durchschnittlichen jährlichen Ausgaben moderat oberhalb des Bundesdurchschnittes lagen. Der Wechsel der Benchmark würde dort, unter der Annahme eines Zusatznutzens von 1,5 in allen Wasserkörpern, dazu führen, dass nur 15 statt zuvor 19

Wasserkörper als unverhältnismäßig teuer betrachtet würden.

5.7 Ausblick: Weiterentwicklungen und Übertragungen des Benchmark- und Durchschnittskosten-Ansatzes

Es gibt verschiedene Möglichkeiten den Benchmark- und den Durchschnittskosten-Ansatz weiterzuentwickeln und auf andere Anwendungsbereiche zu übertragen. An dieser Stelle sollen hierzu nur einige kurze, prinzipielle Überlegungen angestellt werden, die eine gründliche vertiefte Untersuchung und empirische Tests nicht ersetzen können.

5.7.1 Übertragung der Verfahren auf Seenwasserkörper

Die beiden Verfahren beziehen sich, wie gesagt, zunächst auf Oberflächenwasserkörper. Es soll an dieser Stelle explizit diskutiert werden, ob die Verfahren nicht nur für Fließgewässerkörper, sondern auch für Seenwasserkörper geeignet sind oder ob sich dabei spezifische Schwierigkeiten ergeben, die ausgeräumt werden müssen.

Der Durchschnittskosten-Ansatz ist für Situationen entwickelt, bei der eine große Zahl von Wasserkörpern auf Unverhältnismäßigkeit der Kosten hin überprüft und dazu miteinander verglichen werden. Eine sinnvolle Anwendung setzt also voraus, dass in einem Bundesland viele Seenwasserkörper vorhanden und zudem die notwendigen Informationen über Maßnahmenkosten, Zielabstand und Zusatznutzen verfügbar sind.

Der Benchmark-Ansatz könnte auch schon bei einer kleineren Zahl von Seenwasserkörpern in einem Bundesland zur Anwendung kommen. Es wäre aber noch zu prüfen, ob der gleiche Maximalwert für den Aufwandsfaktor (vgl. Abschnitt 5.2) verwendet werden soll oder nicht. Dazu müssten insbesondere Überlegungen und Untersuchungen darüber angestellt werden, ob die Aufwände zur Sanierung von Seen typischerweise vergleichbar mit denen zur Sanierung von Fließgewässern sind oder nicht.

Grundsätzlich erscheint eine Übertragung beider Ansätze auf Seenwasserkörper möglich und sinnvoll.

5.7.2 Übertragung der Verfahren auf Grundwasserkörper

Bisher sind beide Ansätze nur für Oberflächenwasserkörper entwickelt worden. Eine einfache Übertragung der Ansätze auf Grundwasserkörper erscheint problematisch. Ein wesentlicher Grund ist, dass sich Grundwassermaßnahmen auch positiv auf Oberflächenwasserkörper auswirken und die Zurechnung dieser Spillover-Effekte auf den Grundwasserkörper, zu dem die Maßnahme gerechnet wird, schwierig ist. Es ist damit zu rechnen, dass die Spillover-Effekte die Nutzen dominieren und eine verlässliche Abschätzung nicht gelingt. Daher ist eine Übertragung der Verfahren auf Grundwasserkörper zumindest derzeit nicht sinnvoll.

5.7.3 Einbeziehung des chemischen Wasserzustandes

Das zentrale Umweltziel der WRRL eines guten Gewässerzustandes (Artikel 4.1) setzt sich aus *gutem ökologischen Zustand* und *gutem chemischen Zustand* zusammen (Anhang V). Das von uns zur Ermittlung des Zielabstandes vorgeschlagene Verfahren bezieht sich jedoch nur auf den guten ökologischen Zustand/das gute ökologische Potential, während der gute chemische Zustand hier bisher nicht berücksichtigt wird. Der Grund hierfür ist, dass im Moment 100% der deutschen WK wegen einer deutschlandweiten Quecksilber-Verunreinigung, die sich zumindest mittelfristig nicht beheben lässt, in einem schlechten chemischen Zustand sind (UBA 2016). Insofern kann der chemische Zustand im Status quo keinen Beitrag zu ei-

ner differenzierten Betrachtung der Wasserkörper leisten. Darüber hinaus gibt es eine Debatte, wie man die Überwachung und die Bewertung des chemischen Zustandes grundsätzlich verbessern und verfeinern kann (Brack et al. 2017). Falls diese Schwierigkeiten überwunden werden, lassen sich beide hier diskutierten Verfahren jedoch leicht auch um die Berücksichtigung des chemischen Zustandes erweitern, indem der chemische Zustand einfach bei der Bestimmung des Zielabstandes (vgl. Abschnitt 3.5) mit einbezogen wird.

6 Diskussion

6.1 Die Notwendigkeit politischer Entscheidungen bei der Unverhältnismäßigkeitsprüfung und die Rolle der Urteilskraft

Die Beantwortung der Frage, ob etwas verhältnismäßig oder unverhältnismäßig teuer ist, erfordert eine Abwägungsentscheidung und fußt damit unausweichlich auf einem Werturteil (Klauer et al. 2016b mit Bezug auf Klauer et al. 2013, 2015). Insofern ist es grundsätzlich nicht möglich, objektiv festzulegen, welches Kostenniveau noch verhältnismäßig und welches unverhältnismäßig ist. Das bedeutet allerdings nicht, dass solche Urteile willkürlich sein müssen und von vorneherein nicht nachvollziehbar bleiben. Durch die Verwendung eines allgemeinen Verfahrens kann Transparenz geschaffen werden, und das Werturteil kann für Außenstehende plausibel werden. Bei der Gestaltung des Verfahrens gibt es aber Spielräume, deren Ausgestaltung nicht bis ins letzte objektivierbar ist und über die man daher streiten kann – und sollte. Bei den hier vorgestellten Verfahren sind das insbesondere die Festlegung des Aufwands- und des Spreizungsfaktors. Letztlich ist auch die Frage, welches Verfahren überhaupt angewendet werden soll, oder ob in gewissen Fällen von dessen Ergebnis abgewichen werden soll, eine Frage der Urteilskraft.³²

Ein Maßstab, der weniger anfällig für den Vorwurf der Abhängigkeit von individuellen Werturteilen zu sein scheint und dem zugestanden wird, etwas „objektiver“ zu sein, ist der in einer umfassenden Kosten-Nutzen-Analyse ermittelte Nutzen.³³ Allerdings ist dies aufgrund der erheblichen konzeptionellen Schwierigkeiten und methodischen Mängel der Kosten-Nutzen-Analyse (siehe Abschnitt 2.3.1) sowie der großen Schwierigkeiten und des hohen erforderlichen Aufwandes keine wirkliche Alternative für die routinemäßige Beurteilung einer großen Anzahl von Wasserkörpern. Interessanterweise hält sich die WRRL selber schon bei der Festlegung ihrer Umweltziele mit der Anwendung von Kosten-Nutzen-Analysen zurück und begründet diese ohne Kosten-Nutzen-Überlegungen mit „natürlichen“ Referenz-Zuständen.

Hieraus ergibt sich, dass es nicht möglich ist, für die oben beschriebenen Methoden anhand eines Tests grundlegend zu beweisen, ob sie „richtig“ oder „falsch“ sind, und auch nicht, ob sie „genau“ oder „ungenau“ sind, weil es eben keinen „objektiven“ Maßstab gibt. Es lässt sich jedoch im Sinne der Anwendbarkeit und Plausibilität argumentieren, dass eine solche Methode angemessen ist oder nicht. Insofern handelt es sich bei den vorgeschlagenen Verfahren zur Bestimmung der Unverhältnismäßigkeit um hilfreiche Heuristiken (im Sinne von Klauer et al. 2016a, Kap. 7), die helfen können, Abwägungsentscheidungen darüber zu treffen, ob die wasserwirtschaftlichen Maßnahmen eines Wasserkörpers unverhältnismäßig teuer sind oder nicht. Sie entheben die zuständigen Behörden aber nicht der Verantwortung zu prüfen, ob aus zusätzlichen oder übergeordneten Überlegungen heraus von dem Verfahrensvorschlag abgewichen werden soll.

³² Kapitel 7 der Bücher Klauer et al. 2013 und 2016a (engl. Übersetzung) befassen sich ausführlich mit dem Begriff der Urteilskraft und werten die einschlägigen Arbeiten von Kant für entsprechende Fragen und Probleme der Umwelt- und Nachhaltigkeitspolitik aus.

³³ Der Grund dafür ist, dass Kosten-Nutzen-Analysen auf der ökonomischen Wohlfahrtstheorie beruhen und insofern ein theoretisches Fundament mit mehr oder wenig klaren Grundannahmen besitzen. Tatsächlich können auch diese Grundannahmen hinterfragt und kritisiert werden. Insofern sind auch die Ergebnisse von KNAs – unabhängig von praktischen Problemen bei der empirischen Anwendung – nicht vollkommen objektiv.

6.2 Rechtliche Einschätzung der beiden Leipziger Ansätze

6.2.1 Allgemeines: Notwendigkeit konkreter Umsetzungsplanung und Kostenabschätzung

Zur rechtlichen Bewertung ist eingangs bereits dargelegt worden, dass die Leipziger Ansätze grundsätzlich der Ratio des Ausnahmetatbestands entsprechen. Im Folgenden ist nunmehr näher zu prüfen, wie sich die Ansätze zu den dargestellten rechtlichen Vorgaben verhalten, inwieweit sie dazu ggf. in einem Spannungsverhältnis stehen und welche Folgerungen in rechtlicher Hinsicht für die Anwendung zu ziehen sind.

Allgemein ist zunächst noch einmal zu betonen, dass eine rechtskonforme Begründung der Zielabsenkung nach § 30 WHG nur gelingen kann, wenn die effizienteste Maßnahmenkombination konkret bestimmt und die Kosten und Nutzen der Maßnahmen entsprechend genau abgeschätzt worden sind. Die bisherige Praxis der auf Freiwilligkeit basierenden „Angebotsplanung“, bei der im Maßnahmenprogramm lediglich abstrakte Maßnahmenkategorien benannt und die konkrete Umsetzung der Freiwilligkeit der zuständigen Behörden, Gemeinden und Verbände überlassen wird, kann diesem basalen Begründungserfordernis *a priori* nicht genügen. Unabdingbar ist vielmehr spätestens im dritten Bewirtschaftungszeitraum eine spezifische Umsetzungsplanung (z.B. Gewässerentwicklungsplanung) für die betreffenden OWK und Gewässerabschnitte.

6.2.2 Bewertung des Durchschnittskosten-Ansatzes

Der auf die durchschnittlichen Umsetzungskosten abstellende Ansatz knüpft an die zutreffende Maßgabe an, dass die Ausnahme nur in „Härtefällen“ eingreifen soll, in denen die Kosten ganz erheblich über dem liegen, was im Regelfall für die Umsetzung der Richtlinienziele aufzuwenden ist. Dabei wird auch nicht übersehen, dass die Bewertung im Einzelfall auch den spezifischen Nutzen und Nebennutzen der Zielumsetzung berücksichtigen muss, weil ein vergleichsweise hoher Nutzen natürlich auch einen höheren Aufwand rechtfertigt, während bei einem außergewöhnlich geringem Nutzen u.U. auch die Durchschnittskosten unverhältnismäßig sein können. Die hierzu vorgeschlagene schematische Nutzenbewertung bildet diesen Bewertungszusammenhang nachvollziehbar ab; im Einzelnen ist darauf sogleich noch zurückzukommen.

Das zentrale Argument „gegen“ den Durchschnittskosten-Ansatz war bisher das der mangelnden Verfügbarkeit von Kostendaten. Dieser Datenmangel beruht allerdings auf der o.g. Praxis, die mit der WRRL und den §§ 27 ff., 83 WHG grundlegend unvereinbar ist und eine rechtlich haltbare Ausnahmebegründung *a priori* ausschließt. Wenn demgegenüber im dritten Bewirtschaftungszeitraum dem grundlegenden Erfordernis der konkreten Planung und Kostenabschätze wenigstens für einen größeren Teil prioritärerer OWK Rechnung getragen wird, werden sich auch die Kostendaten soweit verdichtet haben (müssen), dass sie die Anwendung des auf die durchschnittlichen Umsetzungskosten abstellenden Durchschnittskosten-Ansatzes tragen können. Aus rechtlicher Sicht ist dazu nicht erforderlich, dass Kostendaten lückenlos für alle OWK im Bundes- oder Landesgebiet vorliegen. Die Orientierung darüber, ob im Einzelfall die Kosten weit über dem Durchschnitt liegen, kann auch indiziell durch Auswertung repräsentativer „Stichproben“ erreicht werden. Der „interregionale Kostenvergleich“ stellt dann ein naheliegendes und rechtlich auch zwingendes Kriterium der Verhältnismäßigkeitsbewertung dar.

6.2.3 Die Schematische Nutzenbewertung

Der Ansatz zur schematischen Nutzenbewertung gibt eine gute und vernünftige Orientierung, durch welche Faktoren der Nutzen bestimmt werden kann, und wie er qualitativ – als gering, mäßig oder hoch – grob eingestuft werden kann. Die darauf aufsetzende Mittelung und Verrechnung der einzelnen Nutzenkomponenten beinhaltet allerdings auch eine Gewichtung dieser Komponenten im Verhältnis zueinander. Diese Gewichtung ist freilich so weder gesetzlich noch sonst objektiv vorgegeben, und der in beiden Verfahren enthaltene „Verrechnungsansatz“ kann insofern nur als ein Bewertungsvorschlag an die zuständigen Entscheidungsträger aufgefasst werden. Um bei der Behördenentscheidung einen Ermessensausfall zu vermeiden, muss dies klar gesehen und es dürfen die hier vorgeschlagenen Gewichtungskoeffizienten nicht schlechterdings übernommen werden. Vielmehr ist dies i.S. einer „nachvollziehenden Abwägungsentscheidung“ jeweils zu begründen. Wenn sich z.B. bei der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) über diese Verrechnungsfaktoren eine gewisse Konvention gebildet hat, dürfte dies auch von wesentlicher Bedeutung für die Abwägung im Einzelfall sein, die sich insofern auf eine „allgemeine Auffassung“ beziehen könnte.

6.2.4 Bewertung des Benchmark-Ansatzes

Auch der auf die historischen Aufwendungen für den Gewässerschutz abstellende Benchmark-Ansatz lässt sich als eine Näherung an die maßgebliche öffentliche Gemeinwohl- und globale Zumutbarkeitsbedingung insofern begreifen, als er aus dem historischen Haushaltsrahmen einen Maßstab dafür bezieht, was die öffentlichen Hände bisher für Zwecke des Gewässerschutzes durchschnittlich jedenfalls als angemessen erachtet haben. So können die durchschnittlichen Gewässerschutzausgaben/km² zumindest ein gewichtiges Indiz dafür begründen, dass Kosten, die nicht allzu weit über diesem Rahmen bleiben, als zumutbar zu gelten haben. Überzeugend und zwingend ist es, auch bei diesem Ansatz die Schwelle zur Unverhältnismäßigkeit maßgeblich vom Nutzen der Zielumsetzung abhängig zu machen; hinsichtlich der Methodik der Nutzeneinstufung wird auf das oben Ausgeführte verwiesen.

Wo allerdings in Anbetracht der historischen Durchschnittskosten die Grenze zur Kostenunverhältnismäßigkeit verortet wird, bleibt in weitem Umfang eine Frage der politischen Setzung. Dafür bietet der Benchmark-Ansatz weniger Orientierung als der Durchschnittskosten-Ansatz, weil das historische Benchmark die neuen Aufgaben aus der WRRL nicht beinhaltet und eine Vergleichbarkeit der bisherigen Gewässerschutzziele mit den neuen WRRL-Zielen konstruiert, die auf einem reichlich unbestimmten „*tertium comparationis*“ (Gewässerqualität im Allgemeinen) aufsetzt. Wie durch den Aufwandsfaktor die neue, zusätzliche Aufgabenstellung der WRRL Verhältnismäßigkeitsschwelle zu bewerten ist, bleibt in hohem Maße eine Wertungsentscheidung, die allerdings klar zu respektieren hat, dass mit der WRRL ein weitreichendes und daher auf 18 Jahre gestrecktes Programm zur ökologischen und chemischen Gewässersanierung *zusätzlich* zu den hergebrachten Aufgaben des Gewässerschutzes aufgelegt worden ist. Der hier im Benchmark-Ansatz vorgeschlagene Maximalwert für den Aufwandsfaktor von 0,5 mag dem gleichwohl Rechnung tragen.

Dies ist aber bei Zugrundelegung der durchschnittlichen historischen Kosten nicht der Fall. Durch den Durchschnittswert wird nämlich nicht angezeigt, welche Streuung ihm zugrunde liegt insb. von darüber liegenden Kosten, die in der Vergangenheit gleichwohl getragen und als zumutbar angesehen worden sind. Solche Fälle können ohne weiteres auch außerhalb der avisierten Verhältnismäßigkeits-Obergrenze von 0,5 gelegen haben. Zu prüfen bleibt daher, ob es durch die Orientierung an den durchschnittlichen Ausgaben nicht zu einer „Her-

abmilderung“ der Verhältnismäßigkeitsgrenze kommt, die dem Ausnahmecharakter der Zielabsenkung und dem Gebot zur engen Auslegung widerspricht. Auch die Maßgabe, dass die Kostenunverhältnismäßigkeit nicht faktisch zur Regel werden darf, muss insoweit berücksichtigt werden.³⁴

Eine weitere Schwierigkeit des Benchmark-Ansatzes liegt in der Frage des Bezugsraums. Werden die historischen Kosten nur einer Region oder eines Landes zugrunde gelegt, so besteht die Gefahr, dass es zu erheblichen interregionalen Verzerrungen kommt und dass Regionen begünstigt werden, die auch bisher schon wenig in den Gewässerschutz investiert haben. Ein solcher Effekt widerspräche den Zielsetzungen der Richtlinie und ihres Ausnahmeregimes und ließe sich zuverlässig nur durch „europäische“ Benchmarks vermeiden.

Der Gesichtspunkt des Bezugsraums wirft auch mit Blick auf den maximalen Aufwandsfaktor Fragen auf. Wie das Benchmark müsste nämlich auch der maximale Aufwandsfaktor europaweit festgelegt werden, um insoweit eine einheitliche Anwendung des Unionsrechts zu gewährleisten. Zwar eröffnet dieses Recht – wie oben dargelegt – den Mitgliedstaaten ein weites Ermessen und soll der Aufwandsfaktor gerade dazu dienen, dieses Ermessen anzuleiten. Wenn aber das Ermessen vom Einzelfall abgelöst und durch generelle Maßstäbe geregelt werden soll, so erscheint eine europaweite Koordinierung nicht nur mit Blick auf grenzüberschreitende Bewirtschaftungszusammenhänge geboten.

Im Spiegel der rechtlichen Vorgaben stellt sich der Benchmark-Ansatz insgesamt mehr als ein Provisorium dar, das auf mangelnde Verfügbarkeit von Kostendaten zugeschnitten ist, deren Gewinnung aber eine essentielle Verpflichtung aus der WRRL darstellt und die zugleich eine wesentliche Voraussetzung für die belastbare Begründung einer den Ausnahmecharakter währenden Kostenunverhältnismäßigkeitsentscheidung ist. Aus rechtlicher Sicht sollte daher angestrebt werden, für den dritten Bewirtschaftungszeitraum möglichst auf den Durchschnittskosten-Ansatz abzustellen, wobei – wie weiter oben bereits angemerkt – eine Schätzung der Durchschnittskosten auf der Grundlage repräsentativer „Stichproben“ und Fallbeispiele genügen kann.

6.2.5 Notwendigkeit der Berücksichtigung von Spillover-Effekten

Oben in Kapitel 2 ist bereits dargelegt worden, dass Zielabsenkungen, die mit wesentlichen nachteiligen Auswirkungen auf die Zielerreichung in anderen Wasserkörpern des Einzugsgebietes verbunden sind, aus einer erweiterten, alle betroffenen OWK betrachtenden Kosten-Nutzen-Perspektive zu rechtfertigen und entsprechend zu koordinieren sind. Die hier vorgestellten Ansätze sind bisher jedoch auf Fälle zugeschnitten, in denen Kosten und Nutzen wesentlich in demselben OWK anfallen, wobei gewisse Spillovers im Rahmen der (Zusatz-)Nutzenbetrachtung einbezogen werden können (vgl. Abschnitt 5.4). Je mehr jedoch die Nutzen außerhalb des betreffenden (Maßnahme-)OWK liegen, desto weniger kann ein WK-bezogener Maßstab für die Kostenverhältnismäßigkeitsfrage bestimmend sein. Bei Maßnahmen, die der WK-übergreifenden Durchgängigkeit oder der Minderung von Schadstoffbelastungen in Fließgewässern dienen, ist daher *a priori* auf eine flussgebietsbezogene Kosten-Nutzen-Bewertung abzustellen. Auch aus dem Gesichtspunkt der Zumutbarkeit kommt hier eine Bezugnahme auf ein „Wasserkörper-Budget“ nach Art der Leipziger Ansätze nicht in Betracht. Hauptanwendungsfeld der hier vorgestellten Leipziger Ansätze bleibt daher –

³⁴ Detaillierter dazu Reese (2016).

auch im Spiegel der rechtlichen Vorgaben – die regionale Gewässerentwicklung.

6.3 Schlussbemerkung

Das anspruchsvolle europaweite Umweltziel eines guten Gewässerzustandes – ein Zustand, der unberührten Flüssen nahekommt – ist in Kulturlandschaften, die über Jahrhunderte intensiv genutzt und bewusst verändert worden sind (Blackbourne 2006), extrem schwierig flächendeckend zu verwirklichen. Die WRRL erlaubt daher vernünftigerweise Ausnahmen von diesem Hauptumweltziel, verlangt aber transparente und überzeugende Begründungen für die Ausnahmefälle. Sie sieht zwei grundsätzliche Typen von Begründungen vor: die praktische Unmöglichkeit der Erreichung der Umweltziele oder die Unverhältnismäßigkeit der dabei entstehenden Kosten. Hinsichtlich des zweiten Begründungstyps besteht dringender Bedarf nach Methoden, mit denen relativ einfach und flächendeckend geprüft werden kann, ob das Erreichen des guten Gewässerzustands in Wasserkörpern, die den guten Zustand/das gute Potential voraussichtlich verfehlen werden, unverhältnismäßig teuer wäre oder nicht.

Im vorliegenden Bericht wurden zwei verschiedene, aber miteinander in Beziehung stehende Ansätze zur Prüfung der Unverhältnismäßigkeit der Kosten bei Oberflächenwasserkörpern, vorgestellt. Ausgehend von der Prämisse, dass aus verschiedenen Gründen eine vollständige Kosten-Nutzen-Abwägung für die großflächige Anwendung nicht zur Verfügung steht, werden in beiden Verfahren alternative Vergleichsmaßstäbe verwendet, wobei in beiden Verfahren der generierte Nutzen in semiquantitativer Weise in die Berechnung einfließt.

Der *Benchmark-Ansatz* verwendet die öffentlichen Ausgaben für den Gewässerschutz in der Vergangenheit als Grundlage für den Vergleich. Er vergleicht also den aktuellen Zusatzaufwand für das Erreichen der Qualitätsziele der WRRL, mit den Mitteln, die schon vor Inkrafttreten der WRRL durchschnittlich für das Erreichen der dann gültigen Ziele des Gewässerschutzes aufgewendet wurden.

Der *Durchschnittskosten-Ansatz* dagegen vergleicht den Aufwand für einen WK mit den Durchschnittskosten aller WK. Unverhältnismäßigkeit wird also hier daran geknüpft, dass in einem WK pro km² Einzugsgebietsfläche deutlich höhere Kosten zur Zielerreichung aufzuwenden sind als im Durchschnitt der anderen WK.

Die Verfügbarkeit von zuverlässigen Kostendaten der deutschen Bundesländer war in den letzten Jahren ein erhebliches Problem. Um die Unverhältnismäßigkeit von Kosten als Begründung für eine Ausnahme heranzuziehen, ist es logisch zwingend und rechtlich geboten, diese Kosten (zumindest näherungsweise) zu ermitteln. D.h. die europäischen Mitgliedsstaaten müssen wissen, welche Maßnahmen notwendig wären, um auf kosteneffiziente Weise einen guten Zustand/ein gutes Potential zu erreichen und wie teuer diese Maßnahmen wären.

Die erforderlichen Daten zur Berechnung der Kostenschwelle mit dem Benchmark-Ansatz stammen im Wesentlichen aus Daten des Statistischen Bundesamtes zu den Ausgaben öffentlicher Haushalte und dem Monitoringprogramm im Rahmen der WRRL und sind daher verfügbar. Entsprechend des fortschreitenden Umsetzungsprozesses der WRRL werden aber auch die Kostendaten zu den WK im Zeitablauf immer umfangreicher zur Verfügung stehen. Das Beispiel-Bundesland war jetzt als erstes Bundesland in der Lage, solche verlässlichen Kostendaten für die notwendigen wasserwirtschaftlichen Maßnahmen in allen seinen WK zur Verfügung zu stellen, was eine Grundvoraussetzung für die Anwendung des

Durchschnittskosten-Ansatzes darstellt. Die empirische Überprüfung anhand dieses Datensatzes zeigt, dass beide Ansätze grundsätzlich geeignet sind, Behörden zu unterstützen, und dass sie zu vergleichbaren Ergebnissen führen.

Wie bereits in Abschnitt 6.1 und im weiteren Verlauf der Diskussion ausgeführt, handelt es sich bei beiden Verfahren um *Heuristiken*, um zu einer einheitlichen, nachvollziehbaren und damit letztlich begründbaren Argumentation zu kommen, warum in manchen Wasserkörpern Unverhältnismäßigkeit vorliegt und in anderen nicht. Dies bedeutet gleichzeitig, dass eine solche Argumentation nicht eine wissenschaftlich ableitbare, *zwingende* und daher „alternativlose“ Ableitung darstellt. Vielmehr können und sollen Aspekte, wie die Wahl des geeigneten Vergleichsmaßstabes und selbstverständlich auch die Wahl eines geeigneten Aufwandsfaktors (Benchmark-Ansatz) bzw. Spreizungsfaktors (Durchschnittskosten-Ansatz) im politischen Raum diskutiert werden. Erfolgt dies mit entsprechenden einheitlichen Festlegungen, so können die hier vorgestellten und getesteten Verfahren nach Ansicht der Autorinnen und Autoren im Sinne von Plausibilität, Stringenz und Transparenz einen wichtigen Beitrag zu einer nachvollziehbaren und bestandskräftigen Begründung von Unverhältnismäßigkeit der Kosten liefern. Da die Verfahren für eine einfache Überprüfung von Standard-Situationen entwickelt und ausgelegt sind, bedeutet dies jedoch nicht, dass im speziell begründeten Einzelfall im Sinne eines individuellen Urteils nicht von den Verfahren oder deren Ergebnissen abgewichen werden kann oder sollte.

7 Literatur

- Ammermüller, B., Klauer, B., Bräuer, I., Fälsch, M., Kochmann, L., Holländer, R., Sigel, K., Mewes, M., Grünig, M., 2011. Kosten-Nutzen-Abwägung im Kontext der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Methodik zur Begründung von Ausnahmen aufgrund unverhältnismäßiger Kosten. Logos-Verlag, Berlin. Dort auch auf Englisch erschienen unter dem Titel: Cost-benefit assessment within the context of the EC Water Framework Directive – Method for justifying exemptions based on disproportionate costs.
- Ammermüller, B., Klauer, B., Sigel, K. & Bräuer, I., 2008. Entwicklung einer Methodik zur nichtmonetären Kosten-Nutzen Abwägung im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Projektbericht).
- Bateman, I.J., Brouwer, R., S. Ferrini, M. Schaafsma, D., Barton, N., Dubgaard, A., Hasler, B., Hime S., Liekens, I., Navrud, S., De Nocker, L., Ščeponavičiūtė, R., Semėnienė, D., 1999. 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. *Environmental and Resource Economics* 1999, 365–387.
- Blackbourn, D., 2006. *The Conquest of Nature: Water, Landscape, and the Making of Modern Germany*; Jonathan Cape, London.
- Boeuf, B., Fritsch, O., Martinez-Ortega, J., 2018: Justifying exemptions through policy appraisal: ecological ambitions and water policy in France and the United Kingdom. *Water Policy* (in Press).
- Brack, W.; Dulio, V.; Agerstrand, M.; Allan, I.; Altenburger, R.; Brinkmann, M.; Bunke, D.; Escher, B.I.; Hollert, H.; Kase, R; et al., 2017. Towards the review of the Water Framework Directive: Recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European water resources. *Sci. Total Environ.* 576, 720–737.
- Brouwer, R., Spaninks, F.A., 1999. The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing. *Environmental and Resource Economics* 14, 95–117.
- Commissariat Général au développement durable, 2014. Évaluer les bénéfices issus d'un changement d'état des eaux (actualisation en vue du 2^{ème} cycle DCE). Commissariat Général au développement durable.
- Czychowski, M., Reinhardt, M., 2014, Wasserhaushaltsgesetz. Kommentar. 11. Aufl., C.H. Beck, München.
- DEFRA – Department for Environment & Rural Affairs, 2016. *England Natural Environment Indicators*. London, Department for Environment Rural Affairs.
- Durner, W., 2017. Kommentierung zu § 30 WHG, in Landmann, R./ Rohmer, G. (Begr.), *Umweltrecht. Kommentar*, Loseblattsammlung, 84. Ergänzungslieferung, C.H. Beck, München.
- EA – Environment Agency, 2015. Update to the river basin management plans in England. *National Evidence and Data Report*.
- EA – Environment Agency, 2014a. *Environmental Economics: A tool for river basin management planning, Part 1: Worked Background*, Unveröffentlichte Präsentation.
- EA – Environment Agency, 2014b. *Environmental Economics: A tool for river basin management planning, Part 2: The Appraisal Documents*, Unveröffentlichte Präsentation.
- EA – Environment Agency, 2014c. *Environmental Economics: A tool for river basin management planning, Part 3: Worked Examples and Setting Objectives*, Unveröffentlichte Präsentation.
- EC – European Commission, 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, 2012. *Commission Staff Working Document. Member State: Germany. 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*, Brussels, 14.11.2012 SWD(2012) 379 final 8/30
- Ehmke, H., 1960. „Ermessen“ und „unbestimmter Rechtsbegriff“ im Verwaltungsrecht, in: *Recht und Staat* 230/231. Tübingen.
- Ericksen, H.-U., 1985. Die sog. unbestimmten Rechtsbegriffe, in: *Deutsches Verwaltungsblatt (DVBl.)* 1985.
- EU-Wasserdirektoren, 2008. *Schlussfolgerungen der EU-Wasserdirektoren über Ausnahmen und*

- unverhältnismäßig hohe Kosten. Treffen der Wasserdirektoren im Rahmen der slowenischen Präsidentschaft, Brdo, 16.-17. Juni 2008.
- Faßbender, K., 2014. Aktuelle Entwicklungen der wasserwirtschaftlichen Fachplanung, in: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht (NVwZ), S. 476 – 484.
- Faßbender, K., 2016. Das Verschlechterungsverbot im Wasserrecht. Aktuelle Rechtsentwicklungen, in: Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR), S. 195 – 203.
- Feuillette, S.; Levré, H.; Boeuf, B.; Blanquart, S.; Gorin, O., 2016. The use of cost-benefit analysis in environmental policies: Some issues raised by the Water Framework Directive implementation in France. *Environmental Science & Policy* (57), 79–85.
- Flussgebietsgemeinschaft Elbe, 2015. Aktualisierung des Bewirtschaftungsplans nach § 83 WHG bzw. Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG für den deutschen Teil der Flussgebietseinheit Elbe für den Zeitraum von 2016 bis 2021, Stand 12. November 2015.
- Franzius, C., (2015). „Die Mutter aller Wasserrechtsfälle“. Das Urteil des EuGH zur Weservertiefung und die Folgen, in: Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR) 2015, S. 643 – 652.
- Ginzky, H., 2017. Kommentierung zu § 30 WHG. In Giesberts, L.; Reinhardt, M. (Hrsg.), Beck'scher Online-Kommentar Umweltrecht, 44. Edition, C.H. Beck, München.
- Hasche, F., 2005. Das neue Bewirtschaftungsermessens im Wasserrecht. Die Auswirkungen der Wasserrahmenrichtlinie und der IVU-Richtlinie, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
- Hecht, D., Karl, H., Werbeck, N., Ebben, T., 2014. 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. Projektbericht. Wuppertal, Wuppertal
- Hecht, D., Karl, H., Werbeck, N., Ebben, T., 2014. 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; Projektbericht; Wuppertal, Wuppertal.
- Jarass, H. D., 2015. Bundes-Immissionsschutzgesetz. Kommentar, 11. Aufl., C.H.Beck, München.
- 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. *J. Environ. Econ. Policy* 2 (2), 164–200.
- Kern, K., 2014. Neue Anforderungen und Instrumente für die europäische Gewässerqualität - Novellierung der Liste der prioritären Stoffe durch die Richtlinie 2013/39/EU, Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht (NVwZ), Heft 5, 256 – 262.
- Klauer, B., Manstetten, R., Petersen, T., Schiller, J., 2013. The Art of Long-Term Thinking: A bridge between sustainability science and politics. *Ecological Economics* 93, 79–841
- Klauer, B., Manstetten, R., Petersen, T., Schiller, J., 2016a. Sustainability and the Art of Long-Term Thinking. Routledge, London.
- 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, UFZ-Bericht 02/2007, Leipzig.
- 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. *J. Environ. Plan. Manage.* 58, 1944–1960.
- Klauer, B., Schiller, J., Sigel, K., 2017: Is the achievement of “good status” for German surface waters disproportionately expensive? Comparing two approaches to assess disproportionately high costs in the context of the European Water Framework Directive. *Water* 2017, 9, 554.
- Klauer, B., Sigel, K., Schiller, J., 2016b. Disproportionate costs in the EU Water Framework Directive – how to justify less stringent environmental objectives. *Environmental Science & Policy* 59, 10–17
- Klauer, B., Sigel, K., Schiller, J., Hagemann, N., Kern, K., 2015. Unverhältnismäßige Kosten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Ein Verfahren zur Begründung weniger strenger Umweltziele, UFZ-Bericht 01/2015, Leipzig.
- Klauer, B.; Schiller, J.; Mewes, M.; Sigel, K.; Pielen, B.; Bräuer, I. 2008: WRRL: Ausnahmefälle wer-

- den zur Regel – Fristverlängerungen und geringere Umweltziele nach Art. 4 der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Wasser und Abfall 5/2008, 38–42.
- Köck, W., Hofmann, E., Möckel, 2011. Verringerung der Salzbelastung in der Flussgebietseinheit Weser, Rechtliche Anforderungen an die Errichtung und Nutzung einer Rohrfernleitung zur Einleitung von Salzabwässern in Gewässer, Nomos, Baden-Baden.
- LAWA – Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser, 2013. Handlungsempfehlung für die Begründung von Fristverlängerungen mit unverhältnismäßigem Aufwand Produktdatenblatt 2.4.3. http://www.wasserblick.net/servlet/is/142651/WRRL_2.4.3_Fristverlaengerung_final.pdf?command=downloadContent&filename=WRRL_2.4.3_Fristverlaengerung_final.pdf
- Lo, A.Y., Spash, C.L., 2013. Deliberative monetary valuation: in search of a democratic and value plural approach to environmental policy. *J. Econ. Surv.* 27 (4), 768–789.
- 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.
- 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.
- 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.
- Reese, M., 2016. Voraussetzungen für verminderte Gewässerschutzziele nach Art. 4 Abs. 5 WRRL, in: *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)*, S. 203-215.
- Reinhardt, M., 2013. Die Gewässerunterhaltung und ihre Finanzierung. Ein Beitrag zum wasserverbandsgesetzlichen Vorteilsbegriff, in: *Landes und Kommunalverwaltung (LKV)*, 49-57.
- Rode, M., Klauer, B., Petry, D., Volk, M., Wenk, G., Wagenschein, D., 2008. Integrated nutrient transport modelling with respect to the implementation of the European WFD: The Weiße Elster Case Study, Germany, *Water SA* 34 No. 4 (Special HELP edition), 490–496
- Schmid, B., 2017. Kommentierung zu § 30 WHG. In: Berendes, K., Frenz, W., Müggenborg, H.-J., *Wasserhaushaltsgesetz. Kommentar. 2. Aufl.*, Erich-Schmidt-Verlag, Berlin.
- Schwarze, J., 2005. *Europäisches Verwaltungsrecht. Entstehung und Entwicklung im Rahmen der Europäischen Gemeinschaft*, 2. Aufl., Nomos, Baden-Baden, 2005.
- Sigel, K., Klauer, B., Schiller, J., 2016. Begründung "weniger strenger Umweltziele" nach EG-Wasserrahmenrichtlinie mit Unverhältnismäßige Kosten – ein Verfahrensvorschlag. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 8 (12), 768–774
- Spash, C., Aslaksen, I., 2015. Re-establishing an ecological discourse in the policy debate over how to value ecosystems and biodiversity. *Journal of Environmental Management* (59), 245–253.
- Spash, C., Vatn, A., 2006. Transferring environmental value estimates: Issues and alternatives. *Ecological Economics* 2006, 379–388.
- Stiller, S., 2005. Regionale Inzidenzanalyse raumwirksamer Bundesmittel – Methodische Anforderungen und vorliegende Studien, in: Färber, G. (Hrsg.), *Das föderative System in Deutschland*, Hannover, S. 121-145.
- UBA – Umweltbundesamt, 2016. Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015. Bonn, Dessau. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/die-wasserrahmenrichtlinie-deutschlands-gewaesser> (Abruf 28.01.2018)
- 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.
- Wegner, G., Pascual, U., 2011. Cost-benefit analysis in the context of ecosystem services for human well-being: a multidisciplinary critique. *Global Environ. Change* 21, 492–504.

8 Anhang I: Alternative Ansätze in Europa

8.1 Frankreich

8.1.1 Die Organisation der Gewässerbewirtschaftung und der Umsetzung der WRRL in Frankreich

Die übergeordnete Verantwortung für die Koordination des Gewässermanagements und die Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie trägt das französische Umweltministerium. Die Gewässerbewirtschaftung erfolgt durch Wasserbehörden auf Flussgebietsebene. Die Behörden setzen u.a. Qualitätsziele für bestimmte Wasserkörper, erheben Steuern für Wassernutzung und finanzieren Projekte zur Verbesserung der Gewässerbewirtschaftung. Zusätzlich zu den Wasserbehörden agieren auf Flussgebietsebene Gremien, die zu je 40 % aus lokalen politischen Entscheidungsträgern und Wassernutzern (darunter Akteure aus Industrie, Handel und Landwirtschaft, aber auch Umweltbewegungen und Konsumenten etc.) sowie zu 20 % aus Mitarbeitern regionaler Behörden bestehen. Mit Unterstützung der regionalen Wasserbehörde legen die Gremien regionale Ziele und Prioritäten für die Bewirtschaftungspläne fest und weisen verfügbare finanzielle Mittel den Maßnahmenprogrammen zu. Die Bewirtschaftungspläne wiederum werden durch das Umweltministerium durch einen nationalen Vertreter auf regionaler Ebene genehmigt (Boeuf et al. 2018: 6f. ; Feuillette et al. 2016: 80).

Im Jahr 2007 wurde von dem Grenelle de l'Environnement, einem übergeordneten Gremium aus Regierungsvertretern und Mitgliedern der Zivilgesellschaft, beschlossen, dass ca. zwei Drittel (64 %) aller französischen Wasserkörper bis zum Ende des ersten Zyklus im Jahr 2015 einen guten ökologischen Status erreichen sollen. Aus dieser Zielsetzung wurde die rechtlich bindende Verpflichtung abgeleitet, dass nur für ein Drittel aller Wasserkörper Ausnahmen in Anspruch genommen werden können. Im Jahr 2015 befanden sich dann aber nur 44 % der Wasserkörper in einem guten ökologischen Zustand. Das nationale Qualitätsziel wurde demnach nicht erreicht. Daher wurde für den zweiten Management-Zyklus das neue Ziel erklärt, für 66 % der Wasserkörper einen guten ökologischen Zustand zu erreichen (Boeuf et al. 2018: 7).

Nach dem ersten Zyklus wurde Frankreich für fehlende Begründungen für Ausnahmen von der Europäischen Kommission kritisiert. Dem will das Umweltministerium durch eine Vereinheitlichung der Methoden im zweiten Zyklus Abhilfe verschaffen (Boeuf et al.: 2018: 8).

8.1.2 Das Vorgehen zur Feststellung der Kostenunverhältnismäßigkeit

Zur Feststellung der Kostenunverhältnismäßigkeit sieht die nationale Leitlinie „*Guide méthodologique de justification des exemptions prévues par la directive cadre sur l'eau des französischen Umweltministeriums*“ (Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, et du Développement Durable et de la Mer 2009: 5ff.) eine dreischrittige Prüfung der Maßnahmen vor (vgl. Abbildung 8.1).

1. Zunächst wird die Kostenwirksamkeit der Maßnahmen geprüft und dann eine Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführt. Wenn die Nutzen 80 % der Kosten unterschreiten, wird (vorläufig) die Unverhältnismäßigkeit festgestellt.
2. In einem zweiten Schritt eine Zumutbarkeitsbetrachtung vorgenommen. Hierfür wer-

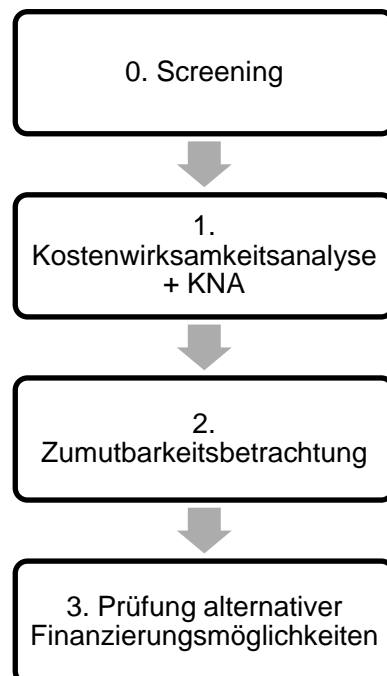
den Kosten ihren Wirtschaftssektoren (Staat, Haushalte, Industrie) zugeordnet und Grenzwerte festgelegt, nach denen Maßnahmen ausgewählt werden, die unverhältnismäßig sind. Bei Haushalten beispielsweise darf die Belastung 3 % des Einkommens nicht überschreiten, sonst gelten die Kosten als unzumutbar hoch (Boeuf et al. 2018: 15).

3. Bei unzumutbar hohen Kosten sieht ein dritter Schritt eine Überprüfung von alternativen Finanzierungsmöglichkeiten wie Subventionen vor. Ausnahmen sind dann möglich, wenn keine Alternativen identifiziert werden können.

Unverhältnismäßigkeit liegt in einem Wasserkörper dann vor, wenn sie in allen drei Schritten festgestellt wurde.

Um die Anzahl der Wasserkörper zu reduzieren, die anhand von Kosten-Nutzen-Analysen auf Unverhältnismäßigkeit zu prüfen sind, wurde diesen Prüfschritten ein Screening-Prozess vorgeschaltet. Die ministeriellen Leitlinien sahen eine Einschätzung nach finanziellen Möglichkeiten der Wasserbehörden vor (Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer 2009: 5; Feuillet et al. 2016: 81). Die Behörden führten den Prozess jedoch je nach lokalen Gegebenheiten unterschiedlich durch, sodass neben dem Kriterium der Zahlungsfähigkeit auch Vergleiche von Maßnahmenkosten mit vorherigen Ausgaben und Kostengrenzen Anwendung fanden (Boeuf et al.: 2018: 12).

Abbildung 8.1: Schritte der Unverhältnismäßigkeitsprüfung des französischen Umweltministerium (eigene Darstellung)



Für den zweiten Zyklus empfehlen nationale Richtlinien eine Kosten-Nutzen-Analyse für die Wasserkörper durchzuführen, bei denen ein zeitlicher Verzug der Zielerreichung abzusehen ist, um bei diesen die Umsetzung der Maßnahmen anhand der Kosten-Nutzen-Verhältnisse zu priorisieren (Commissariat Général au développement durable 2014: 5f.).

8.1.3 Die Kosten-Nutzen-Analysen (Schritt 1) im Detail

Für die Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen wurde vom französischen Umweltministerium eine Kalkulationstabelle zur systematischen Kosten-Nutzen-Abschätzung bereitgestellt. Das Tool ermöglicht, mit dem Ansatz des *benefit transfer*, also der Übertragung von Nutzenberechnungen aus anderen Bewertungsstudien auf den betrachteten Fall, auf einfache Weise Kosten-Nutzen-Verhältnisse zu berechnen. Die Datengrundlage bilden aus ca. 40 Studien extrahierte Nutzenwerte für den durchschnittlichen Zusammenhang zwischen einer Änderung der Umweltqualität und den entsprechenden Nutzen einer Werteveränderung und abbilden (Feuillette et al. 2016: 80f.).³⁵ Die verwendeten Daten beinhalten Werte zu nicht-marktgängigen Nutzen (insbesondere bezüglich Freizeit und Erholung) sowie Werte, die sich durch Marktpreise messen lassen, wie z.B. die Ersparnisse durch Gewässermaßnahmen bei der Trinkwasseraufbereitung. Letztere machen meist mehr als 50 % des gesamten Nutzens aus. Das Tool enthält nicht zu allen Kategorien von Nutzen, die durch Bewirtschaftungsmaßnahmen erzeugt werden, entsprechende Bewertungen, weil die zugrunde liegenden Studien darüber keine Aussagen treffen (Boeuf et al. 2018: 13). Basierend auf einer Spezifizierung des Wasserkörpers und seiner Eigenschaften sowie der Art des erwarteten Nutzens schätzt das Tool den Nutzen. Meist hat der Anwender des Tools die Möglichkeit, sich auch Minimal- oder Maximalwert ausgeben zu lassen. Nach Annahme durch den Nutzer wird der ermittelte Wert des Nutzens mit der Zahl der Menschen multipliziert, die von der Maßnahme profitieren. Zusätzlich müssen alle Maßnahmenkosten, inklusive Investitions- und Betriebskosten angegeben werden (Feuillette et al. 2016: 80f.). Die Bestimmung der Kosten erfolgte durch die Behörden mit Hilfe von Datenbanken, die auf Informationen von Wasserbehörden, Experteneinschätzungen, Studien sowie lokalen Daten basieren (Boeuf et al. 2018: 12).³⁶ Auf Basis der Eingaben zu Kosten und Nutzen wird das Kosten-Nutzen-Verhältnis im Tabellenblatt berechnet. Maßnahmenkosten gelten als unverhältnismäßig hoch, sobald der Nutzen geringer ist als 80 % der Kosten, wobei die Differenz von 20 % Ungenauigkeiten bei den Analysen ausgleichen soll. Wenn in Schritt 1 der erste Schritt (vorläufige) Unverhältnismäßigkeit anzeigte, wurden die Schritte 2 und 3 unternommen (Feuillette et al. 2016: 80f.; Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer 2009: 9).

8.1.4 Einschätzung des Vorgehens in Frankreich

Feuillette et al. (2016) analysierten die Herangehensweise Frankreichs anhand von den 710 durchgeführten Kosten-Nutzen-Analysen im ersten Zyklus. Für die umfassende Nutzenbewertung von Maßnahmen wurden hauptsächlich die Vermeidungskostenmethode zur Abschätzung von Kosteneinsparungen bei der Abwasserbehandlung und die kontingente Bewertungsmethode zur Bestimmung von Verbesserungen der Nützlichkeit durch Verbesserungen der Wasserqualität genutzt, während die Reisekostenmethode nur selten Anwendung fand. Die Behörden in Frankreich führten die Kosten-Nutzen-Analyse überwiegend mit Hilfe von bereits verfügbaren Daten und häufig anhand der Kalkulationstabelle durch, weshalb *benefit transfer* die am häufigsten angewandte Methode ist. Trotz einheitlicher Methode lassen sich Unterschiede in der Anwendung in den verschiedenen Flussgebieten identifizieren. Hierzu zählen die Art und Weise der Verwendung der Tabelle, die monetäre Bewertungen,

³⁵ Im zweiten Zyklus wurden die Basisdaten um neu publizierte Studien ergänzt (Boeuf et al. 2018).

³⁶ Im zweiten Zyklus wurden diese Daten ergänzt, insbesondere durch zusätzliche Studien zu hydromorphologischen Maßnahmen (Boeuf et al. 2018).

die Einbeziehung von Bewertungen in den Entscheidungsfindungsprozess oder die Auswahl der betroffenen Bevölkerung. Lediglich bei 0,4 % der Kosten-Nutzen-Analysen wurden Vor-Ort-Befragungen zur Ermittlung der Zahlungsbereitschaft durchgeführt. Darüber hinaus stellten die Autorinnen und Autoren fest, dass in vielen Fällen die Kosten-Nutzen-Analysen häufig als nachträgliche Begründung der Kostenunverhältnismäßigkeit ohne detailliertere Analysen eingesetzt worden sind. In anderen Fällen nutzen die Behörden detaillierte Kosten-Nutzen-Analyse als Informationsbasis der Entscheidungsfindung oder verwendeten verschiedene Detailgrade. In seltenen Fällen wurden bei der Entscheidungsfindung aufgrund von Unsicherheiten bei der Bestimmung des Nutzens auf ökonomische Kosten-Nutzen-Überlegungen weitgehend verzichtet (Feuillette et al. 2016: 80f.).

Die im ersten Zyklus angewandte Methode ließ es zu, dass sich in drei Viertel aller Fälle eine Ausnahme rechtfertigen ließ. Allerdings wurden die pauschalisierten Kosten-Nutzen-Analysen des Tools selten zur Begründung der Reduzierung der Umweltziele verwendet und häufig, auch bei Fristverlängerungen, nicht als alleiniges Argument herangezogen, da den Behörden die Methode als nicht stark genug, sondern vielmehr unsicher erschien. So wurden bspw. im Flusseinzugsgebiet *Artoi-Picardie* detaillierte Kosten-Nutzen-Analysen durchgeführt und trotzdem als Begründungen für Ausnahmen eine Kombination aus Kostenunverhältnismäßigkeit und technischen Möglichkeiten oder natürlicher Gegebenheiten bevorzugt (Feuillette et al. 2016: 83f.).

Das Ergebnis der standardisierten Kosten-Nutzen-Analyse stellt sich als stark abhängig von den Anzahlen der Bürger, die als Nutznießer der Maßnahmen zur ökologischen Verbesserung der Wasserkörper betrachtet werden, denn die aus Bewertungsstudien ermittelten Nutzenwerte werden mit der Anzahl der von den Maßnahmen profitierenden Bürgern multipliziert. Die Identifikation der Nutznießer erwies sich jedoch als Herausforderung. Aus Gründen der Einfachheit wurden alle Bürger als Nutznießer betrachtet, die innerhalb eines bestimmten Radius um den Wasserkörper wohnen. Diese Annahme ist aber problematisch, weil zum einen die Präferenzen der Bürger regional durchaus unterschiedlich sein können, vor allem aber weil auch weiter entfernte wohnende Bürger eine Präferenz für einen guten Zustand des betrachteten Wasserkörpers haben können und dadurch allgemein dünnbesiedelte Gebiete nachteilig behandelt werden (Feuillette et al. 2016: 81ff., vgl. auch die Diskussion in Abschnitt 5.1).

Feuillette et al. (2016: 84f.) stellen die These auf, dass stärker qualitative Ansätze wie multikriterielle Analysen oder der neue Leipziger Ansatz (der Benchmark-Ansatz, Klauer et al. 2016b) eine bessere Alternativen zu den verwendeten monetären Bewertungsmethoden sein können, da diese in der Lage sind, die Situation nicht nur quantitativ zu bewerten und die Transparenz der politischen Entscheidungsprozesse zu erhöhen.

8.2 England

8.2.1 Die Organisation der Gewässerbewirtschaftung und der Umsetzung der WRRL in England und Großbritannien

In Großbritannien liegt die Zuständigkeit für das Gewässermanagement bei den Landesteilen, in denen wiederum eigenständige Behörden (*non-departmental public bodies*) diese Aufgabe übernehmen und damit u.a. für die Erstellung der Bewirtschaftungspläne und ökonomische Bewertungen im Rahmen der WRRL verantwortlich sind. In England, der Landesteil, dessen Vorgehen im Folgenden beschrieben werden soll, liegt diese Aufgabe bei der *Environment Agency*. Auf nationaler Ebene trägt das *Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA)* die rechtliche Verantwortung für die Implementierung der WRRL und dessen Minister muss die Bewirtschaftungspläne und die Zielsetzungen zur Gewässerqualität genehmigen (Boeuf et al. 2018: 5f.).

England setze sich zum Ziel, mit dem ersten Bewirtschaftungszyklus für 32 % der Wasserkörper einen guten ökologischen Zustand zu erreichen. Tatsächlich waren dann 2015 nur 20 % der Wasserkörper mindestens in einem guten ökologischen Zustand (EA 2015: 14; DEFRA 2016: 9). Mit Beginn des zweiten Zyklus wurden die Wasserkörpergrenzen umstrukturiert, um die Zahl der Wasserkörper zu reduzieren und zugleich das Monitoring zu effektiveren (Boeuf et al. 2018: 6). Hierdurch veränderte sich der Anteil der Wasserkörper in mindestens gutem Zustand von 20 % auf 17 % (2015). Als Ziel für den zweiten Zyklus wurde ausgegeben, den Anteil auf 21 % (2021) zu erhöhen (EA 2015: 2).

8.2.2 Erster Bewirtschaftungszyklus

In England wurden im ersten und im zweiten Bewirtschaftungszyklus unterschiedliche Verfahren für die Prüfung von Ausnahmen angewendet. Im ersten Zyklus wurde in großem Umfang das Vorliegen eines unklaren Gewässerzustandes zur Begründung von Ausnahmen genutzt, was von der Europäischen Kommission kritisiert wurde. Ökonomische Analysen wurden nur in seltenen Fällen angewendet. Die Entscheidung über Ausnahmen basierte im ersten Zyklus auf Entscheidungsbäumen, welche die Kategorisierung zwischen Durchführbarkeit und Ausnahme sowie bei Letzterem die Entscheidung zwischen den möglichen Begründungen (natürliche Gegebenheiten, technische Durchführbarkeit und Kosten) ermöglichten (Boeuf et al. 2018:7 ff.).

Als erstes Kriterium wurde der Gewässerstatus überprüft. Bei unklarem Gewässerstatus, so wurde argumentiert, sei es möglich, dass ungeeignete und ineffiziente Maßnahmen ergriffen würden und daher deren Kosten kein entsprechender Nutzen gegenübersteht, sodass eine Fristverlängerung wegen unverhältnismäßig hohen Kosten in Anspruch genommen wurde. Wenn sicher war, dass sich das Gewässer in keinem guten Zustand befand, aber unklar war, mit welchem Maßnahmen der Gewässerzustand verbessert werden konnte, wurden Fristverlängerungen mit technischer Durchführbarkeit begründet. Falls Maßnahmen vorhanden waren, wurden die Kosten der notwendigen Verbesserungsmaßnahmen deren Nutzen gegenüber gestellt. Falls die Kosten sich als zu hoch erwiesen oder Unklarheit über das Verhältnis bestand, wurden Fristverlängerungen oder weniger strenge Bewirtschaftungsziele vorgesehen. Andernfalls wurde geprüft, ob die finanzielle Belastung als tragbar anzusehen sei und wenn dies nicht der Fall war, ob alternative Finanzierungsmöglichkeiten vorhanden waren. Wenn diese momentan nicht bestanden, wurden Fristverlängerungen gewährt, innerhalb der sie dann zu schaffen seien. Die Analysen zu Ausnahmen aufgrund von Kostenunverhält-

nismäßigkeit wurden überwiegend auf der nationalen Ebene durchgeführt. Sie wiesen daher wenig Kontextbezug auf und verfügten über einen geringen Detailgrad (Boeuf et al. 2018: 10).

8.2.3 Zweiter Bewirtschaftungszyklus

Für den zweiten Zyklus hat die *Environment Agency* ein schrittweises Prüfverfahren zur Entscheidungsfindung entwickelt (vgl. Abbildung 2). Es dient der Feststellung ob Maßnahmenkosten unverhältnismäßig sind. Wenn dies der Fall ist, sieht die Behörde vor, die Zielsetzung auf weniger strenge Bewirtschaftungsziele zu herabzusetzen. Die schrittweise Prüfung ermöglicht eine detaillierte Analyse für ausgewählte Wasserkörper. Im zweiten Zyklus fokussieren sich die Behörden auf Maßnahmen mit sicherer Finanzierung. Wenn keine finanziellen Mittel verfügbar sind, werden die Kosten als unverhältnismäßig hohe Belastung gewertet und Fristverlängerungen beantragt (Boeuf et al. 2018: 8, 15).

Die *Environmental Agency* stellte eine detaillierte Anleitung der ökonomischen Analyse bereit, die auf ökonomische Verfahren im Allgemeinen eingeht und das Vorgehen sowie den Umgang mit der zugehörigen Kalkulationstabelle (siehe unten) beschreibt (EA 2014a,b,c). Das Analyseverfahren sieht folgendes Vorgehen vor: Zunächst müssen zu untersuchende Einzugsgebiete festgelegt und kosteneffiziente Maßnahmenbündel identifiziert werden. Eine wasserkörper- und maßnahmenübergreifende Analyse soll der Erfassung von Synergien und Zusammenhängen dienen. Anschließend soll die Feststellung des erwarteten Nutzens und der entstehenden Kosten folgen. Als Analysezeitrahmen ist analog zu Betrachtungszeiträumen der Wasserindustrie ein Zeitraum von 40 Jahren vorgesehen. Wenn sich die Kosten als unverhältnismäßig hoch herausstellen, sollen die Maßnahmenbündel dahingehend untersucht und verändert werden, dass sie mit geringeren Kosten die Zielerreichung unterstützen (EA 2014a).

Die Bewertung des Nutzens verläuft in einem abgestuften Verfahren. In einem ersten Schritt werden die Auswirkungen von Maßnahmenbündeln in nicht-monetären Einheiten im Vergleich zur vorhandenen Situation anhand einer Bewertungsskala von „signifikant“ zu „bemerkbar“ und „keine Nettoveränderung“ abgeschätzt. Der zweite Schritt beinhaltet die monetarisierte Bewertung der Nutzen.

In der sog. *Stage 1 valuation* sollen Kosten mit einem Teil des generierten Nutzens verglichen werden. Die Beschreibung des Nutzens erfolgt quantitativ und qualitativ. Zur Monetarisierung qualitativer Nutzen werden Erholungs-, ästhetische und Nicht-Gebrauchswerte einbezogen, die anhand von Zahlungsbereitschaftswerten des *National Water Environment Benefits Survey* (NWEBS) quantifiziert werden. Wenn der Nutzen an diesem Punkt bereits die Maßnahmenkosten ausreichend übersteigt, gelten die Kosten als verhältnismäßig und es sind keine weiteren Analysen durchzuführen. Wenn das Kosten-Nutzen-Verhältnis zwischen 0,5 und 1,5 liegt, wird eine umfassendere Analyse, die *Stage 1+ valuation durchgeführt*. Dieser Schritt beinhaltet die Monetarisierung weiterer qualitativer Nutzen, die bereits bei der Nutzenerhebung erfasst worden, aber im vorherigen Schritt noch nicht monetarisiert worden sind (Boeuf et al. 2018: 14; EA 2014a,b).

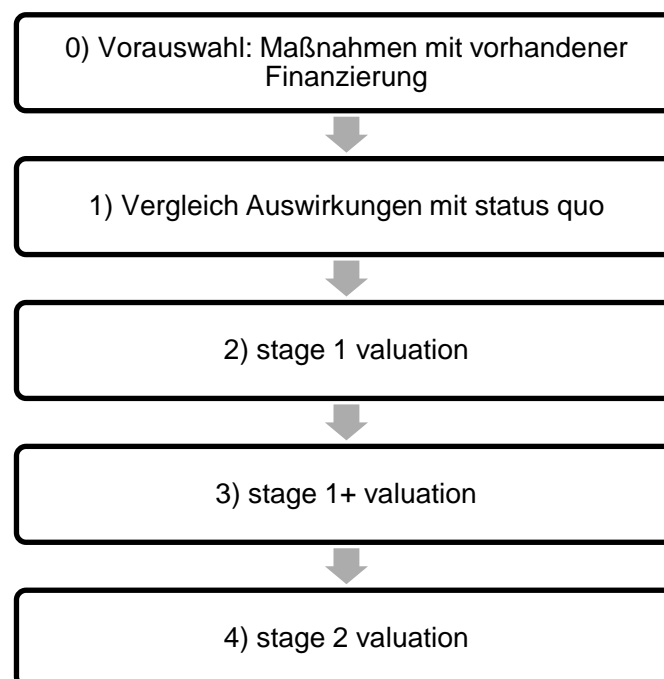
Wenn auch dieser Teilschritt zu keinem eindeutigen Ergebnis führt, folgt eine *Stage 2 valuation*. Diese Analysestufe beinhaltet eine ortsspezifische Analyse der Nutzen, die anhand von bereits existierenden Bewertungsstudien oder mit Vor-Ort-Analysen monetarisiert werden (Boeuf et al., 2018: 11). Die zweite Bewertungsstufe ist daher zeit- und kostenintensiv. Zu-

dem haben Untersuchungen der *Environment Agency* herausgestellt, dass Ergebnisse des zweiten Bewertungsschritts oft nicht vom Ergebnis des ersten abweichen und demnach bereits die erste Bewertungsstufe in der Lage ist, eine aussagekräftige und realistische Entscheidungsgrundlage darzustellen (EA 2014a).

Grundlage für die Anwendung des vorgestellten Verfahrens ist eine von der *Environmental Agency* bereitgestellte komplexe Kalkulationstabelle, in der die Wasserkörper detailliert beschreiben werden und alle notwendigen Informationen eingetragen werden müssen. Das Beurteilungstabellenblatt stellt u.a. den Umweltzustand, die Ökosystemdienstleistungen, potentielle ökologische Veränderungen und Auswirkungen sowie die positiv und negativ betroffene Bevölkerung dar. Weiterhin müssen Angaben zu Maßnahmen und Kosten in die jeweiligen Tabellenblätter eingefügt werden. Die Tabelle unterstützt die *Stage 1 valuation*, indem der Nutzen der Maßnahmenbündel durch NEWBS-Werte monetarisiert, und Barwerte der Kosten und der Nutzen, den Kapitalwert und das Kosten-Nutzen-Verhältnis berechnet werden. Im nächsten Teilschritt der *Stage 1+ valuation* werden keine neuen Nutzen eingetragen, sondern lediglich solche inkludiert, die in der vorherigen Bewertungsstufe noch nicht monetarisiert waren (EA 2014b).

Unsicherheiten in den Analysen werden mit dem Integrieren von Wahrscheinlichkeiten und Sensitivitätsanalysen begegnet (EA 2014a). Sensitivitätsanalysen werden durchgeführt, um den Einfluss von Eingabewerten zu untersuchen. Der Ansatz sieht alternative Szenarien mit veränderten Kosten, reduziertem Nutzen und veränderter Zahlungsbereitschaft vor. Wenn das Kosten-Nutzen-Verhältnis in den Szenarien über 1 bleibt, kann das Maßnahmenbündel trotz vorhandener Unsicherheiten als verhältnismäßig angesehen werden (EA 2014c). Zusätzlich zu den Tabellenblättern für Oberflächengewässer kann das Verfahren auch mit entsprechenden vorhandenen Tabellenblättern auf Grundwasserkörper.

Abbildung 8.2: Prüfschema der *Environment Agency* (eigene Darstellung)



8.2.4 Der National Environmental Benefits Survey

Die Datengrundlage für die Nutzenerfassung und -monetarisierung bildet der National Water Environment Benefits Survey (NWEBS) aus dem Jahr 2007. Der Survey erhob die Zahlungsbereitschaften von knapp 1500 Befragten anhand der Kategorien „intakte aquatische Umwelt“ (Fische, Pflanzen, Wirbellose und andere Tiere), „Wasserreinheit“, „Strömung und Zustand“ sowie „Badewasserqualität“. Es wurde also versucht, auch schwierig zu erfassende Nutzenkategorien wie Ästhetik, Biodiversität, Erholungsnutzen und Verbesserungen der Gewässerqualität zu erfassen und zu monetarisieren. Im ersten Zyklus wurden mit dieser Datenbasis Auswirkungen der Maßnahmen abgeschätzt. Im zweiten Zyklus wurde eine 2012 aktualisierte Variante der Nutzendatenbank in die erste Analysestufe integriert. Darüber hinaus wurden im zweiten Zyklus (weitere) nicht-monetarisierte und nicht-marktgängige Nutzen anhand von qualitativen Bewertungen einbezogen (Boeuf et al. 2018: 12; EA 2014a).

Bei der Abschätzung der Kosten wurde versucht, alle anfallenden Kosten für alle Stakeholder zu erfassen (EA 2014a). Als Datengrundlage wurde von der Environment Agency eine Datenbank anhand von Businessplänen von Wasserversorgern sowie vorhandenen Folgenabschätzungen und internen Daten erstellt, die jedoch nicht alle Kosten abbildete. Im zweiten Zyklus wurde die Datengrundlage um Datenbanken zu landwirtschaftlichen Aktivitäten und Schadstoffen erweitert. Obwohl die Datengrundlagen oft nicht akkurat lokale Gegebenheiten abbildeten und wurden sie von den Bearbeitern als alleinige Grundlage genutzt anstatt, wie von der Environment Agency angeraten, Informationen über die konkreten Kosten in den Wasserkörpern einzubeziehen (Boeuf et al. 2018: 12).

8.2.5 Einschätzung des Vorgehens in England, auch im Vergleich zu Frankreich

Bezüglich der Datengrundlage stellen Boeuf et al. (2018) ein Ungleichgewicht fest. Zwar stellt die Datenbank für die Nutzungsabschätzung dank der NWEBS-Studie und der Ergänzung um qualitative Analysen eine relativ allumfassende Grundlage dar; die Daten zur Kostenabschätzung hingegen weisen Lücken auf. Dies beeinflusst das Kosten-Nutzen-Verhältnis und begünstigt damit eine Unterschätzung der Anzahl der unverhältnismäßigen Wasserkörper.

In England haben nur 25 % der Analysen unverhältnismäßig hohe Kosten festgestellt, während in Frankreich bei 75 % Unverhältnismäßigkeit angezeigt wurde. Beim Vergleich der Ergebnisse ist in Betracht zu ziehen, dass die Datengrundlage zur Nutzenabschätzung in England vollständiger ist als in Frankreich, wo die Bestimmung des Nutzens auf einer Datengrundlage beruht, die nicht alle Nutzenkategorien erfasst. Dementsprechend ist in Frankreich eine Überschätzung der Anzahl der unverhältnismäßigen Wasserkörper zu erwarten (Boeuf et al. 2018:13).

9 Anhang II: Anwendung des Benchmark-Ansatzes in anderen Bundesländern

9.1 Brandenburg

In Brandenburg wurde der Benchmark-Ansatz auf einen Oberflächenwasserkörper, den Greifhainer Fließ, beispielhaft angewandt. Der Wasserkörper hat eine Fläche von 174 km² und befindet sich in den Landkreisen Spree-Neiße (SPN) und Oberspreewald-Lausitz (OSL). Neben dem Bach umfasst der Wasserkörper noch einige kleine Nebengewässer sowie den Gräbendorfer See als Quellsee des Greifhainer Fließes und den Greifhainer See (Altdöberner See). Beide Seen sind durch Bergbau entstanden und unterstehen noch dem Bergrecht (Sanierungsbergbau), weshalb sie noch nicht Gegenstand der Berichterstattung nach WRRL sind und auch im Folgenden nicht betrachtet werden.

Tabelle 9.1 enthält einige Charakteristika dieses Wasserkörpers und Tabelle 9.2 gibt die Gesamtkosten bzw. die auf die Einzugsgebietsfläche normalisierten Kosten der Erreichung des guten ökologischen Zustandes des Beispiel-Wasserkörpers an.

Tabelle 9.1: Kurzcharakterisierung des Beispiel-Wasserkörpers Greifhainer Fließ

Kurzname	Charakterisierung	Fläche [km ²]	Länge des Flussabschnitts [km]	Bewohner der Wasserkörper- fläche
Greifhainer Fließ	Bach	174,3	31	37633

Tabelle 9.2: (Bereits verausgabte oder geplante) Kosten, um einen guten ökologischen Zustand/ein gutes ökologisches Potential in dem Beispiel-Wasserkörper Greifhainer Fließ zu erreichen (Quelle: eigene Berechnung unter Verwendung von Daten des brandenburgischen Landesamt für Umwelt)

Kurzname	Gesamtkosten 2009-2027 [T€]	Zeitraum der Umsetzung	Normalisierte Kosten [€/(km ² ·Jahr)]
Greifhainer Fließ	14.264	2009 - 2027	4547

Tabelle 9.3 beschreibt den ökologischen Zustand des Greifhainer Fließ, wobei die Werte für drei Abschnitte des Wasserkörpers vorliegen. Für die Berechnung des Aufwandsfaktors und der Unverhältnismäßigkeitsschwelle in Tabelle 9.5 wurden der ökologische Zustand als Durchschnitt der drei Abschnitte berechnet. Für die Ermittlung des Zusatznutzens, der ebenfalls für drei Abschnitte gesondert durch Expertenbefragung erhoben wurde, wurde analog vorgegangen und auch ein Durchschnitt gebildet (vgl. Tabelle 9.4).

Tabelle 9.3: Der ökologische Zustand von Abschnitten des Beispiel-Wasserkörpers Greifenhainer Fließ gemäß der WRRL Überwachungsergebnisse 2015 und die zugehörigen Zielabstands-Werte (Quelle: eigene Berechnung unter Verwendung von Daten des brandenburgischen Landesamt für Umwelt)

Kurzname	Makrophyten/ Phyto- benthos	Makrozoobenthos	Phyto- plankton	Fische	UQN	Ziel- abstand
Greifenhainer Fließ, Unterlauf	k.A.	1 (mäßig)	k.A.	3 (nicht erreicht)	3 (nicht erreicht)	2,33
Greifenhainer Fließ, Gräbendorfer See bis Einmündg. Buchholzer Fließ	k.A.	1 (mäßig)	k.A.	3 (nicht erreicht)	3 (nicht erreicht)	2,33
Greifenhainer Fließ, Oberlauf	k.A.	2 (unbefr.)	k.A.	2 (unbefr.)	3 (nicht erreicht)	2

Tabelle 9.4: Der Zusatznutzen der Maßnahmen zur Erreichung eines ökologischen Zustands/eines gutes ökologisches Potentials des von Abschnitten des Beispiel-Wasserkörpers Greifenhainer Fließ (Quelle: eigene Berechnung unter Verwendung von Daten des brandenburgischen Landesamt für Umwelt)

Kurzname	Ökologie	Frischwasser- bereitstellung/ -reinigung	Hoch- wasser- schutz	Boden- schutz	Tourismus	Zusatz- nutzen
Greifenhainer Fließ, Unterlauf	2 (mittlerer Nutzen)	3 (hoher Nutzen)	1 (schwacher Nutzen)	2 (mittlerer Nutzen)	3 (hoher Nutzen)	2,2
Greifenhainer Fließ, Gräbendorfer See bis Einmündg. Buchholzer Fließ	3 (hoher Nutzen)	3 (hoher Nutzen)	1 (schwacher Nutzen)	1 (schwacher Nutzen)	2 (mittlerer Nutzen)	2
Greifenhainer Fließ, Oberlauf	2 (mittlerer Nutzen)	3 (hoher Nutzen)	1 (schwacher Nutzen)	1 (schwacher Nutzen)	2 (mittlerer Nutzen)	1,8

Tabelle 9.5: Aufwandsfaktor und Unverhältnismäßigkeitsschwelle für die Beispiel-Wasserkörper Greifenhainer Fließ. Die hellgraue Unterlegung zeigt Verhältnismäßigkeit an. (Quelle: eigene Berechnung unter Verwendung von Daten des brandenburgischen Landesamt für Umwelt)

Kurzname	Ziela- bstand	Zusatz- nutzen	Aufwands- faktor	normalisierte Ausgaben in der Vergangenheit · Aufwandsfaktor [€/(km ² ·Jahr)]	Unverhältnismäßig- keitsschwelle [T€]
Greifenhainer Fließ	2,33	2	0,37	9.316	29.229

Die in Tabelle 9.5 mit Hilfe der 1 und 2 (vgl. Abschnitt 3.6.1) ermittelte Unverhältnismäßigkeitsschwelle von 29.229 T€ liegt deutlich oberhalb der Gesamtkosten von 14.264 T€. Somit liegen in Falle des Greifenhainer Fließes keine unverhältnismäßigen Kosten vor.

Die Anwendung des Benchmark-Ansatzes auf den Beispiel-Wasserkörper war problemlos möglich.

9.2 Schleswig-Holstein

Das Land Schleswig-Holstein hat Daten für eine Wasserkörpergruppe, die Schwentine, die aus 66 einzelnen Wasserkörpern besteht, bereitgestellt sowie für zwei weitere Wasserkörper, den Oberlauf der Alster sowie die Scharze Au/Süsterbek. Alle Beispiel-Wasserkörper sind durch diffuse Nährstoffeinträge sowie Abflussregulierungen und andere morphologische Veränderungen belastet. Die beiden Wasserkörper Alster-Oberlauf und Scharze Au/Süsterbek leiden zudem unter Sedimenteinträgen und Problemen der Gewässerunterhaltung.

Die Tabellen 9.6 bis 9.9 enthalten und beschreiben die für eine Anwendung des Benchmark-Ansatzes notwendigen Daten.

Tabelle 9.6: Beispiel-Wasserkörper

Kurzname	Charakterisierung	Fläche [km ²]	Länge des Flussabschnitts [km]	Bewohner der Wasserkörper- fläche ³⁷
Schwentine	Gruppe aus 66 Wasserkörpern, teilw. Seen	726	290	87.000
Alster OL	Bach	86,98	22,23	10.000
Schwarze Au/Süsterbek	Bach	86	27,7	19.000

³⁷ Die Anzahl der Einwohner wurde von den Behörden geschätzt.

Tabelle 9.7: (Bereits verausgabte oder geplante) Kosten, um einen guten ökologischen Zustand/ein gutes ökologisches Potential in den Beispiel-Wasserkörpern zu erreichen (Quelle: eigene Berechnung unter Verwendung von Daten des Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein)

Kurzname	Gesamtkosten 2009-2027 [T€] (inkl. vorgezogene Maßnahmen)	Zeitraum der Umsetzung (inkl. vorgezogene Maßnahmen)	Normalisierte Kosten [€/(km ² ·Jahr)] (inkl. vorgezogene Maß- nahmen, normalisiert auf Gesamtzeitraum)
Schwentine	12.401 (17.259)	2009 -2027 (2004 – 2027)	946 (1.034)
Alster OL	551 (608)	2009 – 2027 (2005 – 2027)	352 (318)
Schwarze Au/Süsterbek	3.187 (3.446)	2009 – 2027 (2004 – 2027)	2.059 (1.742)

Tabelle 9.8: Der ökologische Zustand der Beispiel-Wasserkörper gemäß der WRRL Überwachungsergebnisse und die zugehörigen Zielabstands-Werte (Quelle: eigene Berechnung unter Verwendung von Daten des Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein)

Kurzname	Makrophyten/ Phytobenthos	Makrozoobenthos	Phytoplankton	Fische	UQN	Zielabstand
Schwentine	-	-	-	-	-	1,73
Alster OL	1(mäßig)	0 (gut)	Keine Daten	1(mäßig)	3(nicht erreicht)	1,25
Schwarze Au/Süsterbek	1(mäßig)	1(mäßig)	Keine Daten	2 (unb- fried.)	3(nicht erreicht)	1,75

Tabelle 9.9: Der Zusatznutzen der Maßnahmen zur Erreichung eines ökologischen Zustands/eines gutes ökologisches Potentials der Beispiel-Wasserkörper (Quelle: eigene Berechnung unter Verwendung von Daten des Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein)

Kurzname	Ökologie	Frischwasser- bereitstellung/ -reinigung	Hoch- wasser- schutz	Boden- schutz	Tourismus	Zusatz- nutzen
Schwentine	3 (hoher Nutzen)	1(schwacher Nutzen)	1 (schwacher Nutzen)	1 (schwacher Nutzen)	3 (hoher Nutzen)	1,8
Alster OL	2 (mittlerer Nutzen)	0 (kein Nutzen)	1 (schwacher Nutzen)	1 (schwacher Nutzen)	1 (schwacher Nutzen)	1
Schwarze Au/ Süsterbek	2 (mittlerer Nutzen)	0 (kein Nutzen)	0 (kein Nutzen)	1 (schwacher Nutzen)	0 (kein Nutzen)	0,6

Tabelle 9.10: Aufwandsfaktor und Unverhältnismäßigkeitsschwelle für die Beispiel-Wasserkörper. Die hellgraue Unterlegung zeigt Verhältnismäßigkeit an. (Quelle: eigene Berechnung unter Verwendung von Daten des Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein)

Kurzname	Ziel- ab- stand	Zusatz- nutzen	Aufwands- faktor	normalisierte Ausgaben in der Vergangen- heit · Aufwands- faktor [€/km ² ·Jahr]	Unverhältnismäßig- keitsschwelle [T€]
Schwentine	1,73	1,8	0,292	7.352	96.073
Alster OL	1,25	1	0,194	4.895	7.665
Schwarze Au/Süsterbek	1,75	0,6	0,228	5.735	8.878

Tabelle 9.10 enthält die Ergebnisse der Berechnungen der Unverhältnismäßigkeitsschwelle. In allen drei Fällen liegt keine Unverhältnismäßigkeit der Kosten vor. Wie schon bei der Anwendung des Benchmark-Ansatzes auf den Beispiel-Wasserkörper in Brandenburg war auch hier der Einsatz des Ansatzes problemlos.

10 Anhang III: Ergänzende Ergebnisse

Die in diesem Anhang zusammengestellten Tabellen enthalten die Ergebnisse weiterer Sensitivitätsanalysen des Aufwandfaktors beim Benchmark-Ansatz sowie des Spreizungsfaktors beim Durchschnittskosten-Ansatz. Während in Kapitel 5 für alle WK ein mittlerer Zusatznutzen von $ZN=1,5$ angenommen wurde, zeigen die folgenden Grafiken die Ergebnisse für eine Zusatznutzen von 0 und 3. Die Ergebnisse bestätigen diejenigen, die bereits in Abschnitt 5.2.1 bzw. 5.2.2 diskutiert wurden.

10.1 Weitere Sensitivitätsanalysen des Aufwandfaktors beim Benchmark-Ansatz

Abbildung 10.1: Einfluss des Aufwandfaktors auf die Zahl der Wasserkörper, die mit dem Benchmark-Ansatz als unverhältnismäßig teuer betrachtet werden. Die Angabe erfolgt in Prozent der Gesamtzahl der Wasserkörper. Der Aufwandfaktor wird zwischen 0,1 und 2 in Schritten von 0,1 variiert. Für die Sensitivitätsanalyse wurde die anderen Parameter wie folgt festgelegt: Zusatznutzen für alle Wasserkörper = 0; Gewichtung von Zielabstand zu Zusatznutzen: 2:1; Skalierung der Kosten durch die Fläche.

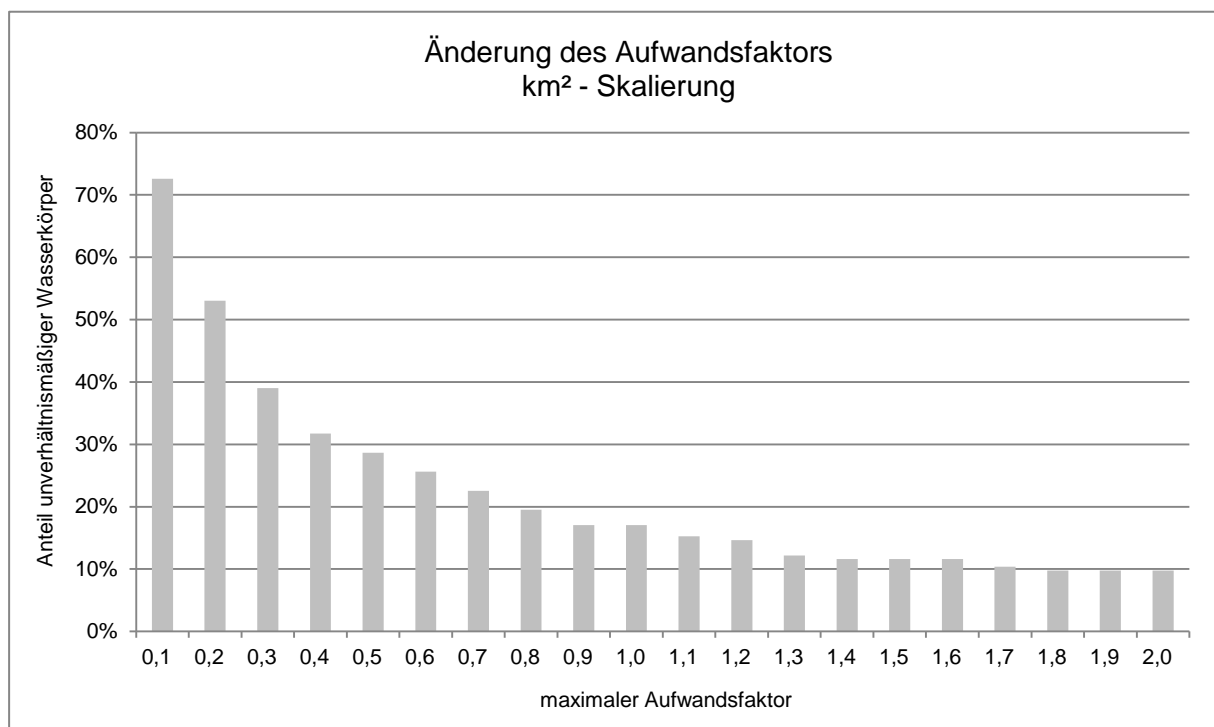
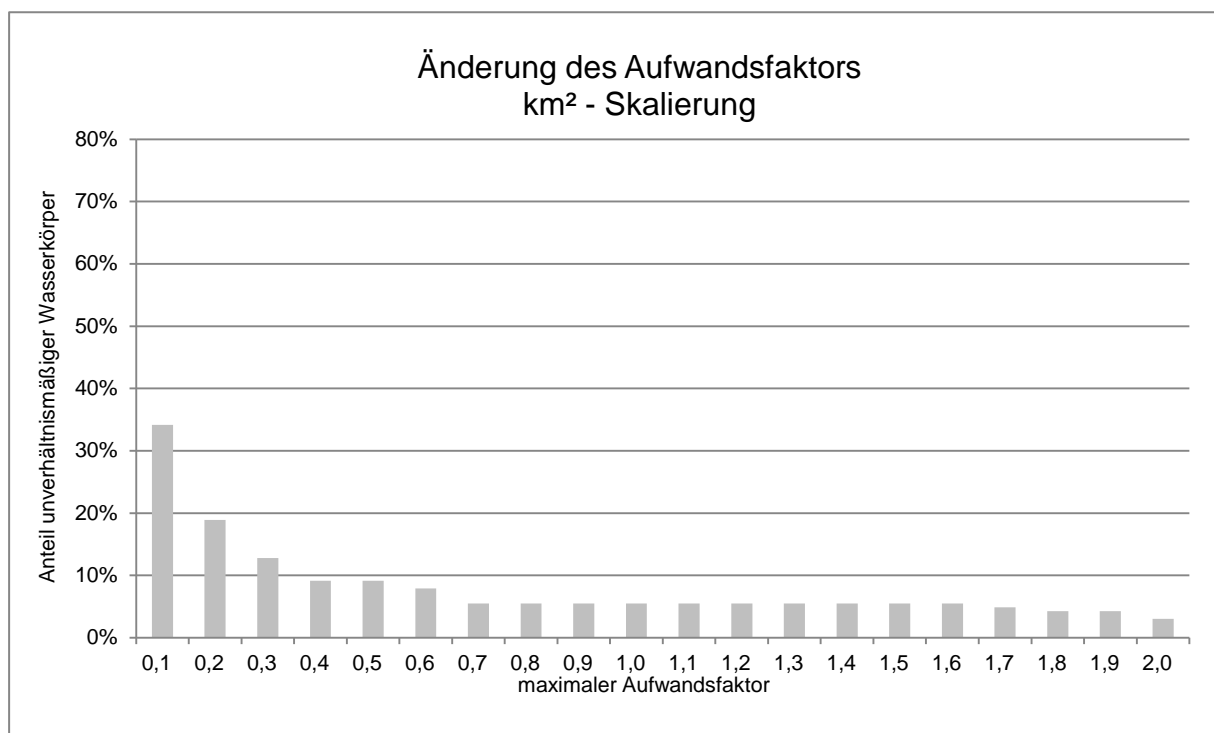


Abbildung 10.2: Einfluss des Aufwandsfaktors auf die Zahl der Wasserkörper, die mit dem Benchmark-Ansatz als unverhältnismäßig teuer betrachtet werden. Die Angabe erfolgt in Prozent der Gesamtzahl der Wasserkörper. Der Aufwandsfaktor wird zwischen 0,1 und 2 in Schritten von 0,1 variiert. Für die Sensitivitätsanalyse wurde die anderen Parameter wie folgt festgelegt: Zusatznutzen für alle Wasserkörper = 3; Gewichtung von Zielabstand zu Zusatznutzen: 2:1; Skalierung der Kosten durch die Fläche.



10.2 Weitere Sensitivitätsanalysen des Spreizungsfaktors beim Durchschnittskosten-Ansatz

Abbildung 10.3: Einfluss des Spreizungsfaktors auf die Zahl der Wasserkörper, die mit dem Durchschnittskosten-Ansatz als unverhältnismäßig teuer betrachtet werden. Die Angabe erfolgt in Prozent der Gesamtzahl der Wasserkörper. Der Spreizungsfaktor wird zwischen 1,5 und 10 in Schritten von 0,5 variiert. Für die Sensitivitätsanalyse wurde die anderen Parameter wie folgt festgelegt: Zusatznutzen für alle Wasserkörper = 0; Gewichtung von Zielabstand zu Zusatznutzen: 2:1; Skalierung der Kosten durch die Fläche. (Quelle: eigene Berechnungen)

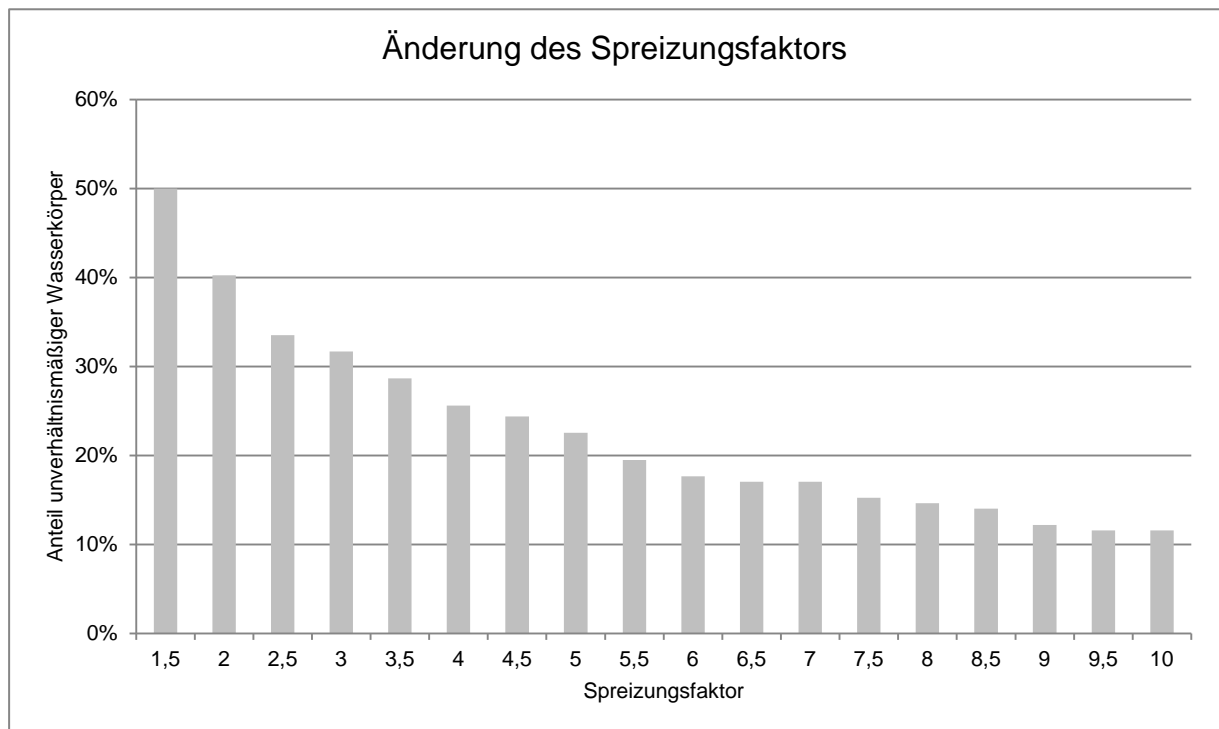


Abbildung 10.4: Einfluss des Spreizungsfaktors auf die Zahl der Wasserkörper, die mit dem Durchschnittskosten-Ansatz als unverhältnismäßig teuer betrachtet werden. Die Angabe erfolgt in Prozent der Gesamtzahl der Wasserkörper. Der Spreizungsfaktor wird zwischen 1,5 und 10 in Schritten von 0,5 variiert. Für die Sensitivitätsanalyse wurde die anderen Parameter wie folgt festgelegt: Zusatznutzen für alle Wasserkörper = 3; Gewichtung von Zielabstand zu Zusatznutzen: 2:1; Skalierung der Kosten durch die Fläche. (Quelle: eigene Berechnungen)

