

Renno, Juliane; Klauer, Bernd

Research Report

EG-Wasserrahmenrichtlinie: Eine vertiefte Analyse der beiden Leipziger Ansätze zur Begründung von Ausnahmen mit der Unverhältnismäßigkeit der Kosten

UFZ-Bericht, No. 4/2018

Provided in Cooperation with:

Helmholtz Centre for Environmental Research (UFZ)

Suggested Citation: Renno, Juliane; Klauer, Bernd (2018) : EG-Wasserrahmenrichtlinie: Eine vertiefte Analyse der beiden Leipziger Ansätze zur Begründung von Ausnahmen mit der Unverhältnismäßigkeit der Kosten, UFZ-Bericht, No. 4/2018, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Leipzig

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/190965>

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.

ISSN 0948-9452

UFZ-BERICHT 4 | 2018
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung – UFZ
Department Ökonomie

Juliane Renno, Bernd Klauer

**EG-Wasserrahmenrichtlinie:
Eine vertiefte Analyse der beiden Leipziger
Ansätze zur Begründung von Ausnahmen
mit der Unverhältnismäßigkeit der Kosten**

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

NICHT ZUM VERKAUF BESTIMMT.

UFZ-BERICHT 4 | 2018 | WRRRL: Eine vertiefte Analyse der Leipziger Ansätze zur Unverhältnismäßigkeitsbegründung

4 | 2018

 **HELMHOLTZ**
ZENTRUM FÜR
UMWELTFORSCHUNG
UFZ

EG-Wasserrahmenrichtlinie:
Eine vertiefte Analyse der beiden Leipziger
Ansätze zur Begründung von Ausnahmen
mit der Unverhältnismäßigkeit der Kosten

Juliane Renno, Bernd Klauer

Zusammenfassung

Der vorliegende Bericht behandelt den Diskurs um die Ausnahmetatbestände der europäischen Wasserrahmenrichtlinie. Die Richtlinie verfolgt das ehrgeizige Ziel, alle europäischen Gewässer spätestens bis zum Jahr 2027 in einen guten chemischen und ökologischen Zustand zu überführen, erlaubt jedoch bestimmte Ausnahmen von dieser Zielvorgabe. Insbesondere das Merkmal der „unverhältnismäßig hohen Kosten“ als ein möglicher Ausnahmetatbestand stellt die Mitgliedstaaten vor Schwierigkeiten einer angemessenen Rechtfertigung. In diesem Bericht werden daher, nach einer kurzen Vorstellung der Richtlinie, der aktuelle Diskurs um Interpretation und Bestimmung des Merkmals dargelegt. Anschließend werden mit dem Durchschnittskostenansatz und dem Benchmark-Ansatz, den sog. Leipziger Ansätzen, mögliche Herangehensweisen zur Feststellung von Unverhältnismäßigkeit vorgestellt. Die Ansätze stellen eine standardisierte Entscheidungsunterstützung dar und sind durch flexible Parameter an den politischen Kontext anpassbar. Allerdings sind die Ansätze in der Praxis noch nicht etabliert. Anhand von Sensitivitätsanalysen und Varianten der Ansätze auf Grundlage des realen Datensatzes eines Bundeslandes soll die Praktikabilität der Verfahren überprüft werden. Im Fallbeispiel führen beide Leipziger Ansätze zu plausiblen Ergebnissen und potenzielle Anwender sollen anhand der Analyseergebnisse über das Anwendungsverhalten der Ansätze informiert werden.

Anmerkung

Bei dem vorliegenden Bericht handelt es sich um eine von beiden Autoren überarbeitete Fassung einer Masterarbeit, welche Juliane Renno von August 2017 bis Februar 2018 am Department für Ökonomie des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung (UFZ) und der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät der Universität Leipzig verfasst hat. Die Arbeit entstand im Rahmen des von der LAWA in Auftrag gegebenen Projekts „Unverhältnismäßige Kosten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Praxistest des Neuen Leipziger Ansatzes zur Begründung weniger strenger Umweltziele“, welches unter der Leitung von Prof. Dr. Bernd Klauer, dem Betreuer und Begutachter der Masterarbeit, am UFZ durchgeführt wurde. Die Datengrundlage des Projekts wurde dankenswerterweise für den Analyseteil der vorliegenden Arbeit zur Verfügung gestellt und ist ein essenzieller Bestandteil. Die Daten wären – in diesem Umfang – ansonsten nicht zugänglich gewesen. Im Gegenzug wurden Analyseergebnisse der Arbeit für das Projekt zur Verfügung gestellt.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	iv
Tabellenverzeichnis	v
Abkürzungsverzeichnis	vi
1 Einleitung	1
1.1 Die EG-Wasserrahmenrichtlinie	1
1.2 Zielstellung der Arbeit	4
1.3 Struktur der Arbeit	5
2 Begründung von Ausnahmen mit unverhältnismäßigen Kosten	6
2.1 Rechtsrahmen für die Inanspruchnahme von Ausnahmen und Anwendungspraxis	6
2.2 Die Unverhältnismäßigkeit von Maßnahmenkosten	9
2.3 Ökonomische Ansätze zur Bestimmung von Unverhältnismäßigkeit	12
2.3.1 Kosten-Nutzen-Analysen	12
2.3.2 Zumutbarkeitsbetrachtungen	15
2.4 Vorgaben europäischer und nationaler Leitlinien	16
2.4.1 Die Vorgaben der CIS-Dokumente	17
2.4.2 Die Vorgaben der LAWA	19
3 Die Leipziger Ansätze zur Feststellung von Kostenunverhältnismäßigkeit	21
3.1 Durchschnittskostenansatz – Der Alte Leipziger Ansatz	21
3.2 Benchmark-Ansatz – Der Neue Leipziger Ansatz	26
4 Sensitivitätsanalysen und Varianten – Methodisches Vorgehen	32
4.1 Vorstellung des Fallbeispiels	33
4.2 Normalisierungsvarianten der Leipziger Ansätze	34
4.3 Sensitivitätsanalyse der Leipziger Ansätze	36
5 Sensitivitätsanalysen und Varianten – Ergebnisse	40
5.1 Auswirkung der Wahl der Normalisierungseinheit	40
5.2 Sensitivitätsanalyse des Durchschnittskostenansatzes	42
5.2.1 Auswirkung des Zusatznutzens im Durchschnittskostenansatz	42
5.2.2 Auswirkung des Spreizungsfaktors	43

5.2.3	Auswirkung der Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen beim Durchschnittskostenansatz	47
5.3	Sensitivitätsanalyse des Benchmark-Ansatzes.....	48
5.3.1	Auswirkung des Zusatznutzens.....	48
5.3.2	Auswirkung des Aufwandsfaktors.....	49
5.3.3	Auswirkung der Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen beim Benchmark- Ansatz.....	53
5.4	Detaillierte Analyse einzelner Wasserkörper.....	54
5.4.1	Ausgewählte unverhältnismäßige Wasserkörper der Normalisierungsvarianten ...	55
5.4.2	Ausgewählte unverhältnismäßige Wasserkörper der Sensitivitätsanalyse	57
6	Diskussion der Leipziger Ansätze	60
6.1	Diskussion der Analyseergebnisse.....	60
6.2	Zur Anwendung der Leipziger Ansätze.....	65
7	Fazit	73
8	Literaturverzeichnis	76
9	Anhang	I

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Anteil der Ausnahmetatbestände der in Anspruch genommenen Ausnahmen	8
Abbildung 2:	Auswirkung des Zusatznutzens auf das Ergebnis des Durchschnittskostenansatzes	43
Abbildung 3:	Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors mit einem Zusatznutzen von 1,5 und Normalisierung auf die Fläche.....	44
Abbildung 4:	Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors mit einem Zusatznutzen von 0 und Normalisierung auf die Fläche.....	44
Abbildung 5:	Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors mit einem Zusatznutzen von 3 und Normalisierung auf die Fläche.....	44
Abbildung 6:	Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors mit einem Zusatznutzen von 1,5 und Normalisierung auf Einwohner	46
Abbildung 7:	Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors mit einem Zusatznutzen von 0 und Normalisierung auf Einwohner	46
Abbildung 8:	Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors mit einem Zusatznutzen von 3 und Normalisierung auf Einwohner	46
Abbildung 9:	Auswirkung der Gewichtung der Nutzentypen auf die Ergebnisse des Durchschnittskostenansatzes bei einer Normalisierung auf die Fläche.....	48
Abbildung 10:	Auswirkung der Gewichtung der Nutzentypen auf die Ergebnisse des Durchschnittskostenansatzes bei einer Normalisierung auf Einwohner	48
Abbildung 11:	Auswirkung des Zusatznutzens auf das Ergebnis des Benchmark-Ansatzes	49
Abbildung 12:	Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors mit einem Zusatznutzen von 1,5 und Normalisierung auf die Fläche.....	50
Abbildung 13:	Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors mit einem Zusatznutzen von 0 und Normalisierung auf die Fläche.....	50
Abbildung 14:	Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors mit einem Zusatznutzen von 3 und Normalisierung auf die Fläche	50
Abbildung 15:	Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors mit einem Zusatznutzen von 0 und Normalisierung auf Einwohner	51
Abbildung 16:	Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors mit einem Zusatznutzen von 0 und Normalisierung auf Einwohner	51
Abbildung 17:	Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors mit einem Zusatznutzen von 3 und Normalisierung auf Einwohner	51
Abbildung 18:	Auswirkung der Gewichtung der Nutzentypen auf die Ergebnisse des Benchmark-Ansatzes bei einer Normalisierung auf die Fläche	54
Abbildung 19:	Auswirkung der Gewichtung der Nutzentypen auf die Ergebnisse des Benchmark-Ansatzes bei einer Normalisierung auf Einwohner.....	54

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Vergleich der Prüfschritte der Varianten des Durchschnittskostenansatzes	25
Tabelle 2:	Prüfschritte des Benchmark-Ansatzes	30
Tabelle 3:	Vergleichende Darstellung der Ergebnisse der Leipziger Ansätze bei den Normalisierungsvarianten „Fläche“ und „Einwohner“	41
Tabelle 4:	Bei beiden Ansätzen unter Flächen- und Einwohnernormalisierung als unverhältnismäßig ausgewiesene Wasserkörper	56
Tabelle 5:	Eigenschaften unverhältnismäßiger Wasserkörper mit Zusatznutzen = 1,5 beim Benchmark-Ansatz mit Aufwandsfaktor = 1,0 und Durchschnittskostenansatz mit Spreizungsfaktor = 7	59
Tabelle 6:	Vergleichende Darstellung der wichtigsten Charakteristika des Durchschnittskosten- und des Benchmark-Ansatzes	71

Abkürzungsverzeichnis

Abs.	Absatz
Art.	Artikel
awb	artificial water bodies / künstliche Wasserkörper
bspw.	beispielsweise
bzw.	beziehungsweise
CIS	Common implementation strategy
d.h.	das heißt
evtl.	eventuell
EW	Einwohner
ggf.	gegebenenfalls
hmwb	heavily modified water bodies / erheblich veränderte Wasserkörper
km ²	Quadratkilometer
KNA	Kosten-Nutzen-Analyse
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
nwb	natural water bodies / natürliche Wasserkörper
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
s.	siehe
sog.	sogenannt
uvm	unverhältnismäßig
WK	Wasserkörper
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
z.B.	zum Beispiel

1 Einleitung

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik) (WRRL) trat am 22. Dezember 2000 in Kraft und verfolgt das Ziel, alle europäischen Gewässer bis spätestens 2027 in einen „guten Zustand“ zu überführen. Damit werden die europäischen Mitgliedstaaten vor hohe Anforderungen gestellt. Denn obwohl sich die Qualität der europäischen Gewässer in den letzten 25 Jahren merklich verbessert hat, entspricht ein Großteil (noch) nicht den Qualitätsanforderungen der Richtlinie. Zurückzuführen sind bisherige Aufwertungen insbesondere auf gewässerbezogene Richtlinien, wie die Nitratrichtlinie (Tsakiris 2015, S. 551). Mit ihren nicht auf Belastungsquellen bezogenen Qualitätsanforderungen geht die WRRL über vorherige Richtlinien hinaus und fordert explizit eine Umsetzung von Maßnahmen, welche die europäischen Gewässer innerhalb von drei Bewirtschaftungszyklen zu einem naturnahen Zustand zurückführen sollen.

Um die Verhältnismäßigkeit der Anforderungen zu wahren und ihre Realisierbarkeit zu gewährleisten, sind Ausnahmeregelungen in die Richtlinie aufgenommen worden (Art. 4 WRRL). Diese basieren darauf, dass unter bestimmten Gegebenheiten, wie geogenen Belastungen oder aufgrund technischer und ökonomischer Restriktionen, eine Zielerreichung nicht möglich sein kann oder übermäßige Belastungen sowohl für die Mitgliedstaaten als auch für Gewässernutzer mit sich bringen würde. Eine Ausnahmebegründung bedient sich einer ökonomischen Perspektive und erlaubt, wenn die Maßnahmen mit „unverhältnismäßig hohen Kosten“ verbunden sind, ggf. unter weiteren Voraussetzungen, Fristverlängerungen (Art. 4 Abs. 4 WRRL) oder Absenkungen der Umweltziele (Art. 4 Abs. 5 WRRL). Allerdings besteht auch knapp zwei Jahrzehnte nach dem Inkrafttreten der Richtlinie keine Klarheit über diese Ausnahmeregelungen. Es mangelt an einer einheitlichen Auslegung sowie an Vorgaben und einheitlichen Verfahren zur Beurteilung der Verhältnismäßigkeit von Kosten, was zu inkonsistenten Ausnahmebegründungen führt (Boeuf et al. 2016, S. 2; Klauer et al. 2017, S. 2). Zudem besteht die Gefahr einer übermäßigen Anwendung von Ausnahmen und einer Umgehung der Zielerreichung, womit wiederum das Zielkonzept der Richtlinie als Ganzes in Frage gestellt werden könnte.

1.1 Die EG-Wasserrahmenrichtlinie

Das übergeordnete Ziel der WRRL ist es, dass alle europäischen Gewässer grundsätzlich innerhalb von 15 Jahren, also bis 2015, spätestens jedoch bis 2027, einen „guten Zustand“ erreichen (Art. 4 Abs. 1 WRRL). Neben dieser ambitionierten Zielsetzung wurde die WRRL

verabschiedet, um den europäischen Gewässerschutz zu vereinheitlichen. Die WRRL gilt für Oberflächengewässer sowie für das Grundwasser und verfolgt einen integrativen, ganzheitlichen Ansatz (BMU 2004, S. 9). Als Ausdruck des integrierten Gedankens wird ein kombinierter Ansatz angewendet, indem neben dem Fokus auf Gewässerqualität und die damit einhergehenden immissionsbezogenen Vorgaben auch Maßnahmen und Richtwerte zur Emissionsbegrenzung gefordert werden (Art. 10 WRRL). Die Gewässerbewirtschaftung soll auf Ebene der Flussgebietseinheiten erfolgen, welche die gesamten Gewässer in dem Einzugsgebiet eines Stromes umfassen (BMUB/UBA 2016, S. 9).

Als Referenzzustand für die Bewertung wird der natürliche Zustand, ein Gewässerzustand ohne anthropogene Einflüsse, herangezogen. Ein „guter Zustand“ ist dann gegeben, wenn anthropogene Einflüsse nur zu geringen Abweichungen vom natürlichen Zustand führen. Damit soll der „gute Zustand“ intakte ökologische Funktionen gewährleisten (BMUB/UBA 2016, S. 18; BMU 2004, S. 10f.). Die Bewertung des ökologischen Gewässerzustands basiert auf Grundlage von Ergebnissen des Gewässermonitorings zu den biologischen Qualitätskomponenten Fische, Makrozoobenthos, Phytoplankton und Makrophyten/Phytobenthos sowie Grenzwerten der Umweltqualitätsnormen für flussgebietsspezifische Schadstoffe. Der ökologische Gesamtzustand wird nach dem *Worst-Case-Prinzip* bestimmt, welches die Einstufung der am schlechtesten bewerteten Qualitätskomponente für die Gesamtbewertung vorsieht (BMUB/UBA 2016, S. 51f.).

Der Zeithorizont zur Umsetzung der WRRL ist in vier Planungsabschnitte unterteilt. Für die erste Phase von 2000 bis 2009 war die rechtliche Implementierung in das nationale Recht der Mitgliedstaaten sowie eine Bestandsaufnahme und ein flächendeckendes Gewässermonitoring vorgesehen. Darauf folgen drei Bewirtschaftungszyklen von jeweils sechs Jahren Dauer. Zum jeweiligen Beginn eines Bewirtschaftungszyklus müssen Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme für die Flusseinzugsgebiete erstellt werden, in denen die Tätigkeiten des bevorstehenden Zyklus dargestellt und begründet sind. Der erste Bewirtschaftungszyklus begann 2009 und endete 2015. Der sich anschließende zweite Bewirtschaftungszyklus endet 2021 und der finale Bewirtschaftungszyklus ist von 2021 bis 2027 vorgesehen (BMUB/UBA 2016, S. 8).

Um den unterschiedlichen Eigenschaften der Wasserkörper gerecht zu werden, wird nach Art. 4 Abs. 3 WRRL für bestimmte Wasserkörper ein alternatives Bewirtschaftungsziel, das „gute ökologische Potenzial“ (Art. 4 Abs. 1 WRRL) formuliert. Zur Bestimmung des Bewirtschaftungsziels sieht die WRRL eine Klassifizierung der Gewässer in die Kategorien „natürlich“ (nwb), „erheblich verändert“ (hmwb) und „künstlich“ (awb) vor.¹ Für alle natürlichen Gewässer gilt das Bewirtschaftungsziel eines „guten ökologischen Zustands“,

¹ Gängige Abkürzungen aus dem Englischen: nbw = *natural water bodies*, hmwb = *heavily modified water bodies*, awb = *artificial water bodies*

während für die erheblich veränderten und künstlichen Gewässer ein „gutes ökologisches Potenzial“ angestrebt wird. Ein Gewässer gilt als erheblich verändert, wenn die Gewässergestalt durch eine Nutzung so stark verändert wurde, dass typgemäße Lebensräume fehlen und deswegen kein „guter ökologischer Zustand“ ohne eine erhebliche Nutzungseinschränkung erreicht und die Nutzung nicht ersetzt werden kann. Anthropogen geschaffene Gewässer werden als „künstlich“ typisiert. Mit dem Bewirtschaftungsziel des „guten ökologischen Potenzials“ soll der bestmögliche ökologische Zustand bei Beibehaltung der Nutzung erreicht werden.² Für die Hälfte der Gewässer in Deutschland gilt das Bewirtschaftungsziel des „guten ökologischen Potenzials“. 35 % der Gewässer wurden als erheblich verändert und 15 % als künstlich klassifiziert (BMUB/UBA 2016, S. 49).

Neben der Abstufung des Bewirtschaftungsziels auf ein „gutes ökologisches Potenzial“, erlaubt die WRRL bestimmte Ausnahmen zu der Zielvorgabe des guten Gewässerzustands für alle europäischen Gewässer bis zum Jahr 2015. Hierzu zählen die Herabstufung von Umweltzielen und Fristverlängerungen zur Erreichung eines guten Zustands/Potenzials. Zudem sind Abweichungen vom Verschlechterungsverbot und Zielabweichungen bedingt durch bestimmte neue Tätigkeiten möglich (s. Kapitel 2.1). Die Ausnahmen sind für das erfolgreiche Erreichen des Gesamtziels von hoher Relevanz, da verschiedene Gründe die Zielerreichung verhindern können. Bspw. ist es aufgrund technischer und ökonomischer Restriktionen möglich, dass Maßnahmen keine fristgerechte Zielerreichung herbeiführen können (BMU 2004, S. 11).

Stand der Umsetzung in Deutschland

Nach dem Ende des ersten Bewirtschaftungszyklus 2015 wurde der gute Gewässerzustand in weiten Teilen Deutschlands und Europas nicht erreicht und die Mitgliedstaaten nahmen in vielen Fällen Ausnahmen in Anspruch. In Deutschland befinden sich 8,2 % der Wasserkörper der Oberflächengewässer in einem guten oder sehr guten Zustand/Potenzial. 89,1 % der Wasserkörper haben das ökologische Qualitätsziel der WRRL noch nicht erreicht (Stand 2016) (BMUB/UBA 2016, S. 64).³ In den Bewirtschaftungsplänen des ersten Zyklus⁴ wurden in Deutschland für 82 % der Oberflächengewässer Ausnahmen geltend

² Die Zielvorgabe des guten chemischen Zustands gilt unabhängig von der Klassifizierung für alle Wasserkörper (BMUB/UBA 2016, S. 49).

³ Der chemische Zustand aller deutschen Gewässer ist „nicht gut“. Hierfür sind ubiquitäre Stoffe wie bspw. Quecksilber verantwortlich, die flächendeckend zu hohe Werte aufweisen. Bei Vernachlässigung dieser ubiquitären Stoffe befinden sich nur noch 6 % der Oberflächengewässer in einen „nicht guten chemischen Zustand“ und 84 % einem „guten chemischen Zustand“. Für 10 % der Oberflächengewässer liegen keine Bewertungen ohne diese Stoffe vor (BMUB/UBA 2016, S. 19).

⁴ Die Bewirtschaftungspläne des zweiten Zyklus wurden Ende 2015 fertig gestellt und im ersten Quartal an die Europäische Kommission übermittelt. Eine zusammenfassende Auswertung der Pläne liegt noch nicht vor. Ende 2018 soll über den Stand der Umsetzung der Bewirtschaftungspläne des zweiten Zyklus berichtet werden (BMUB/UBA 2016, S. 136).

gemacht. Da jedoch nur für 8,2 % der Wasserkörper ein guter ökologischer Zustand/ ein gutes ökologisches Potenzial erreicht wurde, erhöhte sich im aktualisierten Bewirtschaftungsplan der Anteil der Ausnahmen auf 92 %. Es wird prognostiziert, dass bis 2021 18 % der Gewässer einen guten ökologischen Zustand/ ein gutes ökologisches Potenzial erreichen (BMUB/UBA 2016, S. 8, 20, 126).

1.2 Zielstellung der Arbeit

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der Problematik der Operationalisierung des Tatbestandmerkmals der „unverhältnismäßigen hohen Maßnahmenkosten“. Es soll herausgearbeitet werden, unter welchen Voraussetzungen auf diese Ausnahmebegründung zurückgegriffen werden und mittels welcher Verfahren Kostenunverhältnismäßigkeit – ggf. standardisiert – festgestellt werden kann. Dazu sollen mit den sog. Leipziger Ansätzen Vorschläge zur standardisierten Entscheidungsfindung vorgestellt, einem Praxistest unterzogen und schließlich bewertet werden.

Boeuf et al. (2016) stellen einen Bedarf an wissenschaftlichen Analysen mit dem Fokus auf Ausnahmen fest. Trotz ihrer hohen Relevanz für die Zielerreichung hätten sie in Relation zu anderen Herausforderungen der WRRL, wie dem Flussgebietsmanagement oder den Partizipationsprozessen in der Planung, bisher relativ wenig Wahrnehmung gefunden (Boeuf et al. 2016, S. 1f.). Zudem identifiziert Martin-Ortega (2012a, S. 87) eine Divergenz zwischen wissenschaftlichen Ansätzen und ihrer Anwendung in der Praxis. Obwohl zurzeit bereits der zweite der drei geplanten Bewirtschaftungszyklen läuft, ist die Beurteilung der Kostenverhältnismäßigkeit von Maßnahmen nach wie vor von hoher Relevanz und es wird ein Bedeutungszuwachs im dritten Bewirtschaftungszyklus prognostiziert (Reese 2016, S. 203).

Mit den Leipziger Ansätzen existieren Modelle für eine standardisierte Bestimmung von unverhältnismäßig hohen Maßnahmenkosten, mittels derer die Ausnahmebegründung vereinheitlicht und die Unverhältnismäßigkeit in einem nachvollziehbaren und transparenten Verfahren bestimmt werden soll. Allerdings besteht auch bei diesen Ansätzen eine Divergenz zwischen dem Stand der Forschung und der Anwendung in der Praxis. Bisher wurden die Ansätze nur im Rahmen von Testdurchläufen für einzelne Wasserkörper durchgespielt. Um dieser Divergenz entgegenzuwirken, soll im Rahmen dieser Arbeit ein zusätzlicher, auf eine flächendeckende Anwendung fokussierter Praxistest erfolgen, um zu untersuchen, ob eine großflächige Anwendung der Leipziger Ansätze praktikabel ist. Zunächst erfolgt eine theoretische Betrachtung der Ansätze. Es soll vorgestellt werden, wie die Leipziger Ansätze vorgehen, um Unverhältnismäßigkeit festzustellen. Anhand einer Sensitivitätsanalyse sollen zudem Auswirkungen der variablen Parameter auf die

Ergebnisse offengelegt werden. Die erwarteten Erkenntnisse sollen einen Schritt dazu beitragen, die Praxistauglichkeit zu festigen.

1.3 Struktur des Berichtes

Zunächst wird in Kapitel 2 die Diskussion über den Ausnahmetatbestand der „unverhältnismäßig hohen Maßnahmenkosten“ dargelegt. Nach dem zuerst die rechtlichen Rahmenbedingungen der möglichen Ausnahmetatbestände dargelegt werden (Kapitel 2.1), sollen der Diskurs über die Kostenunverhältnismäßigkeit skizziert sowie Hintergründe der Schwierigkeiten bei der Handhabung des Merkmals identifiziert werden (Kapitel 2.2). Daran schließt sich die Erläuterung möglicher Herangehensweisen zur Beurteilung der Verhältnismäßigkeit von Maßnahmenkosten an. Zunächst werden mit der Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) und der Zumutbarkeitsbetrachtung zwei ökonomische Annäherungen kritisch betrachtet (Kapitel 2.3). Darauffolgend werden wichtige Inhalte europäischer und deutscher Leitlinien zum Umgang mit dem Tatbestand der unverhältnismäßigen Kosten herausgestellt (Kapitel 2.4). Kapitel 3 befasst sich mit den für eine standardisierte Anwendung entwickelten Leipziger Ansätzen nach Ammermüller et al. (2008, 2011) (Kapitel 3.1) und Klauer et al. (2015) (Kapitel 3.2), die den Untersuchungsgegenstand dieser Arbeit darstellen. Die folgenden Kapitel widmen sich der Analyse der Leipziger Ansätze. Kapitel 4 stellt das methodische Vorgehen des Praxistests vor, während Kapitel 5 die Ergebnisse der Varianten und Szenarien (deskriptiv) darstellt. Schließlich werden die Ergebnisse der Analyse im Hinblick auf die Praktikabilität der Anwendung (Kapitel 6.1) sowie die Ansätze im Allgemeinen mit Fokus auf ihren Beitrag zum Diskurs um eine Herangehensweise an die Bestimmung von „unverhältnismäßig hohen Maßnahmenkosten“ (Kapitel 6.2) diskutiert. Abschließend soll in Kapitel 7 ein Fazit gezogen und ein Ausblick gegeben werden.

2 Begründung von Ausnahmen mit unverhältnismäßigen Kosten

Die WRRL erlaubt unter bestimmten Voraussetzungen von ihrer Zielvorgabe, bis 2015 einen guten Zustand für alle europäischen Wasserkörper zu erreichen, abzuweichen (Kapitel 2.1). Ein Ausnahmetatbestand setzt „unverhältnismäßig hohe Maßnahmenkosten“ voraus und verfolgt damit einen ökonomischen Ansatz. Nach Art. 4 Abs. 4 und Art. 4 Abs. 5 ist diese Ausnahmebegründung für Fristverlängerungen und für eine Absenkung der Umweltziele zugelassen. Allerdings bestehen große Unsicherheiten darüber, wie der Begriff auszulegen und wie Unverhältnismäßigkeit zu bestimmen ist. Diese Problematik wird in Kapitel 2.2 anhand einer Begriffsannäherung sowie der Entstehungsgeschichte des Ausnahmetatbestands erläutert. Anschließend werden ausgewählte ökonomische Ansätze zur Bewertung von Unverhältnismäßigkeit beschrieben (Kapitel 2.3) und Inhalte europäischer und nationaler Leitlinien zur Vorgehensweise bei der Ausnahmebegründung vorgestellt (Kapitel 2.4).

2.1 Rechtsrahmen für die Inanspruchnahme von Ausnahmen und Anwendungspraxis

Die Ausnahmen vom Ziel des guten Zustands bis zum Jahr 2015 sowie ihre Tatbestände werden in Art. 4 WRRL formuliert. Wenn der gute Zustand/ das gute Potenzial bis 2015 nicht erreicht werden konnte, sind zunächst Fristverlängerungen nach Art. 4 Abs. 4 WRRL vorgesehen. Demnach sind Verlängerungen möglich, wenn (1.) „der Umfang der erforderlichen Verbesserungen [...] aus Gründen der technischen Durchführbarkeit nur in Schritten erreicht werden [kann], die den vorgegebenen Zeitrahmen überschreiten“, (2.) „die Verwirklichung der Verbesserungen innerhalb des vorgegebenen Zeitrahmens [...] unverhältnismäßig hohe Kosten verursachen“ würde oder (3.) „die natürlichen Gegebenheiten [...] keine rechtzeitige Verbesserung des Zustands des Wasserkörpers“ zulassen. Darüber hinaus darf es während der Fristverlängerung nicht zu einer Verschlechterung des Gewässerzustandes kommen. Die Frist für die Zielerreichung kann auf zwei weitere Bewirtschaftungszyklen erweitert werden. Der gute Zustand/ das gute Potenzial muss dann innerhalb des zweiten Bewirtschaftungszyklus von 2015 bis 2021 bzw. im Anschluss daran innerhalb des dritten Bewirtschaftungszyklus bis 2027 erreicht werden.

Art. 4 Abs. 5 WRRL hingegen regelt die Ausnahme der Zielabsenkung, ermöglicht also eine Absenkung der Umweltziele von einem guten Zustand/Potenzial auf „weniger strenge Umweltziele“, wenn Wasserkörper „[1.] durch menschliche Tätigkeiten [...] so beeinträchtigt sind oder [2.] ihre natürlichen Gegebenheiten so beschaffen sind, dass das Erreichen dieser Ziele in der Praxis nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer wäre“. Voraussetzung

für diese Ausnahme ist darüber hinaus, dass „die ökologischen und sozioökonomischen Erfordernisse, denen solche menschlichen Tätigkeiten dienen, [...] nicht durch andere Mittel erreicht werden [können], die eine wesentlich bessere und nicht mit unverhältnismäßig hohen Kosten verbundene Umweltoption darstellen“. Auch bei Absenkung der Umweltziele darf es zu keiner Gewässerverschlechterung kommen.

Die Ausnahmen müssen in den jeweiligen Bewirtschaftungsplänen begründet und bei erneutem Gebrauch für jeden Zyklus aktualisiert werden. Bei beiden Ausnahmetatbeständen wird teilweise auf gleiche Voraussetzungen zurückgegriffen. Im Falle einer Begründung mit dem Fehlen technischer Möglichkeiten kann mit langwierigen Verfahren oder, wenn Methoden noch nicht vorliegen und Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht, mit technischer Undurchführbarkeit argumentiert werden. Eine Ausnahme aufgrund von natürlichen Gegebenheiten ist dann zulässig, wenn die Wirkungen der Maßnahmen aufgrund von ökologischen Eigenschaften erst über einen langfristigen Zeitraum eintreten und deswegen nicht bis zur Frist der WRRL greifen können. Unverhältnismäßige Kosten können, wie im Folgenden näher ausgeführt wird, zum einen auf die finanziellen Möglichkeiten des Kostenträgers und zum anderen auf ein Missverhältnis von Kosten und Nutzen bezogen werden (BMUB/UBA 2016, S. 130). Im Falle der Beeinträchtigung durch menschliche Tätigkeiten, womit vorwiegend Gewässernutzungen gemeint sind, setzt Art. 4 Abs. 5 der WRRL mit der Prüfung „andere[r] Mittel“ eine Alternativenprüfung voraus. Hierzu sind Möglichkeiten, die einer kostenverhältnismäßigen Zielerreichung entgegenstehende Gewässernutzungen ersetzen könnten, zu prüfen und wiederum auf Kostenverhältnismäßigkeit zu untersuchen (Reese 2016, S. 213).

Art. 4 Abs. 6 und Abs. 7 WRRL befassen sich mit Ausnahmen vom Verschlechterungsverbot bzw. damit, dass das Erreichen der Umweltziele durch neue Änderungen oder nachhaltige Entwicklungstätigkeiten verhindert wird. Diese Ausnahmen sind jedoch nicht relevant für den Analysegegenstand der unverhältnismäßigen Kosten und werden daher außer Acht gelassen.

Begründungen für die Inanspruchnahme von Fristverlängerungen und Zielabsenkungen

Von den deutschen Behörden wurde mit knapp zwei Dritteln (62 %) die fehlende technische Durchführbarkeit als häufigste Begründung für Zielabsenkungen und Fristverlängerungen verwendet. In ca. einem Drittel der Fälle (31 %) wurde mit natürlichen Gegebenheiten argumentiert. Mit unverhältnismäßigen Kosten wurden demnach nur ein kleiner Teil der Ausnahmen (7 %) begründet. In den meisten Fällen liegen jedoch mehrere Gründe für die Inanspruchnahme von Fristverlängerungen oder Zielabsenkungen vor (BMUB/UBA 2016, S. 130). Die Begründung mit unverhältnismäßigen Kosten wurde im ersten

Bewirtschaftungszyklus für alle Bewirtschaftungspläne außer in zwei Plänen (DE 6000 und DE 9650) für Fristverlängerungen genutzt. Für Zielabsenkungen wurde nur in zwei Plänen (DE2000 und DE960) mit unverhältnismäßigen Kosten argumentiert. Allerdings erfolgte die Feststellung der Unverhältnismäßigkeit nach keinem einheitlichen methodischen Schema und die Begründungen sind als unklar kritisiert worden (WRc 2015, S. 10).

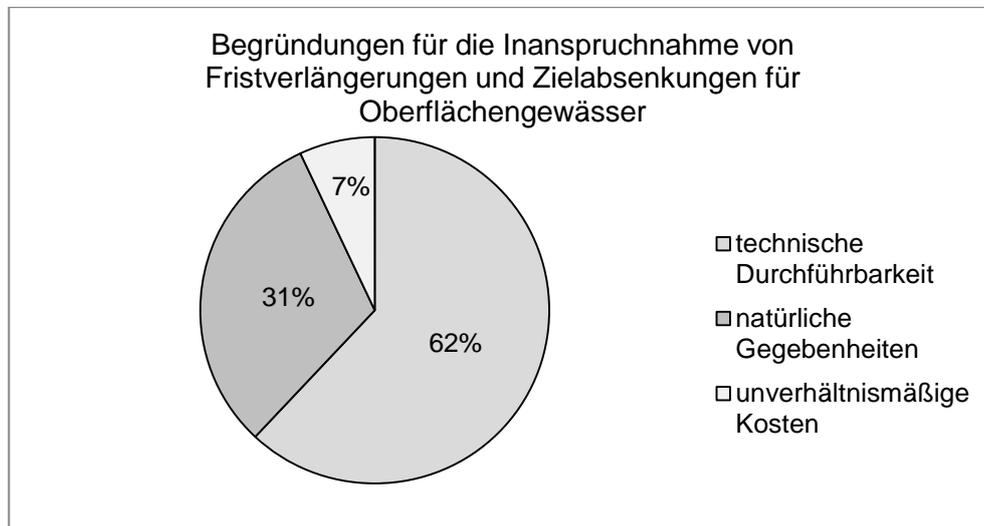


Abbildung 1: Anteil der Ausnahmetatbestände der in Anspruch genommenen Ausnahmen für Oberflächengewässer (Quelle: eigene Darstellung, nach BMUB/UBA 2016, S. 130, Datengrundlage: Berichtsportal WasserBLICK/ BfG, Stand 03/2016)

Bei der Auswertung der Bewirtschaftungspläne wurde festgestellt, dass die Mitgliedstaaten häufig keine Maßnahmen geplant hatten, die zum guten Gewässerzustand führen sollten, sondern in vielen Fällen lediglich abschätzten, wie weit bereits vorhandene Maßnahmen zur Zielerreichung beitragen würden. Aus dieser Ausgangssituation heraus wurden Ausnahmen ohne spezifische Begründung bzw. sogar ohne hinreichenden Sachgrund in Anspruch genommen (Europäische Kommission 2015, S. 4). Zudem mangelte es den dargelegten Begründungen durch fehlende grundlegende Informationen zu angewendeten Methoden und Entscheidungskriterien an Transparenz. Auch die zugrundeliegenden Annahmen wurden nicht ausführlich genug dargelegt und ökonomische Daten nur unzureichend erhoben und wiedergegeben (Boeuf et al. 2016, S. 2). Weiter kritisierte die Europäische Kommission die Häufigkeit des Gebrauchs von Ausnahmen, da diese auf unzureichenden politischen Willen zur Zielerreichung hinweisen könnten. Zudem wurden methodische Schwächen bei der Ausnahmebegründung angemerkt und die Begründungen der Mitgliedstaaten als zu uneinheitlich kritisiert. Die Kommission betonte die Notwendigkeit, Begründungen generell transparenter in den Plänen darzustellen und Entscheidungen auf Grundlage klarer Kriterien umzusetzen (European Commission 2012, 181f.).

2.2 Die Unverhältnismäßigkeit von Maßnahmenkosten

Die Ausnahmebegründung der unverhältnismäßigen Kosten wurde im Verhältnis zu den Begründungen der fehlenden technischen Durchführbarkeit und der natürlichen Gegebenheiten am seltensten verwendet (s. Kapitel 2.1). Dennoch fand der Ausnahmetatbestand im ersten Bewirtschaftungszyklus in über der Hälfte der Mitgliedstaaten Anwendung. 17 der 27 Staaten haben im ersten Bewirtschaftungsplan Ausnahmen mit unverhältnismäßig hohen Kosten begründet. Je nach Mitgliedstaat wurden bis zu 55 % der Ausnahmen mit unverhältnismäßigen Kosten gerechtfertigt (European Commission 2015, S. 25). Die Inanspruchnahme des Unverhältnismäßigkeitskriteriums wurde auf vielfältige Art und Weise begründet. Entscheidungen über die Verhältnismäßigkeit der Kosten basierten u.a. auf KNA oder Kriterien, die allein auf die Höhe der Kosten abstellen, wie die Zahlungsfähigkeit der Maßnahmenträger oder Verteilungseffekte. Über die Entscheidungsprozesse legten die Mitgliedstaaten meist nur unzureichende Informationen vor. Auch die Darlegung der Kosten und insbesondere des durch die Implementierung der Richtlinie generierten Nutzens erwies sich in vielen Fällen als unvollständig. Eine Prüfung von alternativen Finanzierungsmöglichkeiten fehlte in den meisten Plänen (Boeuf et al. 2016, S. 2; European Commission 2015, S. 25).

Aspekte der Begriffsbestimmung

Die bestehende Diversität der Ausnahmebegründungen bei unverhältnismäßigen Kosten lässt sich darauf zurückführen, dass mit dem Begriff der Kostenunverhältnismäßigkeit ein unbestimmter Rechtsbegriff vorliegt. Weder gibt die WRRL in einer Legaldefinition vor, was unter dem Begriff der „unverhältnismäßigen Kosten“ zu fassen ist, noch ist eine klare fachliche Definition aus der Umweltökonomie zu übernehmen (Görlach und Pielen 2007, S. 15). Auch europäische und nationale Richtlinien zur WRRL (s. Kapitel 3.3) geben keine klaren Vorgaben, anhand welcher Methodik Unverhältnismäßigkeit zu bestimmen ist. Das Merkmal der unverhältnismäßigen Kosten wirft zwei grundlegende Fragen auf:

1. Im Verhältnis zu welcher Vergleichsgröße sind die Kosten als unverhältnismäßig zu bewerten? Und
2. ab welchem Grenzwert gelten die Kosten als unverhältnismäßig hoch (Görlach und Pielen 2007, S. 2)?

Mögliche Vergleichsgrößen sind der generierte Nutzen, die zur Umsetzung verfügbaren finanziellen Ressourcen oder auch die Kosten vergleichbarer Maßnahmen (ebenda). Die Grenzwertfestlegung setzt dann eine Entscheidung darüber voraus, in welchem Verhältnis bzw. bis zu welcher Höhe Kosten als verhältnismäßig angesehen werden. Die Entscheidungsfindung bedarf einer Abwägung, ihr liegen also subjektive Wertvorstellungen

zu Grunde (Klauer et al. 2015, S. 4). Dieser Mangel an objektiven Entscheidungsmaßstäben verleiht dem Verhältnismäßigkeitsurteil den Charakter einer politischen Entscheidung (Görlach und Pielen 2007, S. 1). Die fehlenden Vorgaben des Richtliniengebers darüber, wie die Entscheidung zu treffen ist, verschaffen dem Anwender eine gewisse Flexibilität in der Praxis. Dies wiederum kann zu willkürlichen Entscheidungen der Behörden führen. Um Willkürlichkeiten zu vermeiden, sollte das Verfahren der Entscheidung auf objektiven Kriterien basieren sowie transparent und nachvollziehbar gestaltet sein. Dies kann durch Beurteilungsverfahren gewährleistet werden, die einer einheitlichen Gestaltung und einer Struktur folgen, die nicht individuell verändert werden kann (Klauer et al. 2015, S. 4).

Die Unklarheit darüber, anhand welcher Vergleichsgröße unverhältnismäßige Kosten zu bestimmen sind, birgt neben der Gefahr der Willkür auch ein „Aufweichungspotenzial“ (Reese 2016, S. 206) der Ausnahmeregelungen. Durch die flexible Auslegung des Merkmals kann die Anwendung der Ausnahmeregelungen in den Mitgliedstaaten sehr unterschiedlich ausfallen und damit die von der WRRL anvisierte Zielerreichung gefährden (Reese 2016, S. 206). Darüber hinaus ist zu erwarten, dass die Bedeutung des Merkmals der unverhältnismäßigen Kosten, insbesondere für Zielabsenkungen nach Art. 4 Abs. 5 WRRL, angesichts des fortschreitenden Zeitplans der Richtlinienumsetzung zunehmen wird (Reese 2016, S. 203). Die Fristverlängerungsoption besteht nur noch für den zweiten Bewirtschaftungszyklus, da die Ziele zum Ende des dritten Zyklus nach WRRL erreicht sein müssen. Unter der Voraussetzung, dass keine weiteren Regelungen auf europäischer Ebene getroffen werden⁵, die den Zeitraum für die Zielerreichung ausdehnen oder die Bewirtschaftungsziele generell absenken, werden für Wasserkörper, die bis 2027 keinen guten Zustand/ kein gutes Potenzial erreichen, dann Zielabsenkungen nach Art. 4 Abs. 5 WRRL in Anspruch genommen werden müssen (Reese 2016, S. 203). Damit wird eine zeitnahe Bestimmung einer praktikablen, nachvollziehbaren und rechtssicheren Herangehensweise nötig.

Entstehung des Ausnahmetatbestands

Um die Schwierigkeiten im Umgang mit dem Tatbestandsmerkmal zu ergründen, untersuchten Boeuf et al. (2016) den Prozess von der Entstehung der WRRL über die Erarbeitung der europäischen Leitlinien bis zum Ende des ersten Bewirtschaftungszyklus. Ihre Studie ergab, dass verschiedene Akteure an der Erarbeitung beteiligt waren, die vielfältige Interessen in die Richtlinie einfließen ließen. Die Europäische Kommission und das Europäische Parlament standen mit ihren ehrgeizigen Zielen einem zurückhaltenden Rat der Europäischen Union gegenüber. Dies führte u.a. zu Kompromissen bei der

⁵ Für 2019 ist eine Überprüfung der WRRL (Art. 19 Abs. 2 WRRL) vorgesehen.

Zielsetzung und vagen Formulierungen (Boeuf et al. 2016, S. 4). Hinzu kam, dass während der Erarbeitung der WRRL die bei der Umsetzung entstehenden Kosten und der Nutzen nicht zu prognostizieren waren (Boeuf et al. 2016, S. 11). Die unvorhersehbaren Umsetzungskosten, denen sich die Mitgliedstaaten ausgesetzt sahen, führten zur Fokussierung einer Abschwächung der rechtlichen Bindung und zur Befürwortung von längeren Implementierungszeiträumen. Die Unsicherheiten führten außerdem dazu, dass sich die Staaten für die Einführung von Ausnahmeregelungen einsetzten und niedrigere Zielsetzungen verfolgten (Boeuf et al. 2016, S. 4f.).

Zur Vereinheitlichung und Unterstützung der Implementierung wurde auf europäischer Ebene die *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (CIS)* erarbeitet, innerhalb der auch Leitlinien zum Umgang mit unverhältnismäßigen Kosten entwickelt worden sind (s. Kapitel 2.4.1). Diesem Prozess wurde zwar eine erhebliche Bedeutung für eine abgestimmte Umsetzung der WRRL zugemessen (Köck 2009, S. 231), allerdings wurden in den Leitlinien lediglich mögliche Herangehensweisen festgehalten und nicht definiert, was unter „unverhältnismäßigen Kosten“ zu verstehen ist. Boeuf et al. (2016) identifizieren die Gründe hierfür in der personellen Zusammensetzung der Arbeitsgruppen. Durch die Besetzung mit Experten aus Wissenschaft und Praxis wurde der Fokus auf technische Lösungen gelegt.

Auch mangelte es den Beteiligten an Entscheidungskompetenz. Ihnen fehlte die politische Rückendeckung, so dass die höherrangigen Wasserdirektoren Ergebnisse mit ungewolltem politischen Inhalt abwenden konnten. Zudem spielten unausgeglichene Machtverhältnisse zwischen der Europäischen Kommission und den Mitgliedstaaten eine bedeutende Rolle. Innerhalb der Arbeitsgruppen konnten Vertreter der Mitgliedstaaten ihre Position stärker vertreten als die Beamten der Europäischen Kommission. Zudem war das Europäische Parlament, das ähnliche Positionen wie die Europäische Kommission vertrat, nicht in den Arbeitsgruppen vertreten. Um ihren Standpunkt und den des Europäischen Parlaments zu stärken, nahm die Europäische Kommission eine defensive Rolle in den Arbeitsgruppen ein und lehnte Arbeitsergebnisse mit denen sie nicht einverstanden war, wie bspw. ein Leitliniendokument zur Zahlungsfähigkeit der Maßnahmenprogramme, ab. Die Mitgliedstaaten setzten sich dafür ein, konkrete Vorgaben zu vermeiden, um zu verhindern, dass sie für Verstöße verantwortlich gemacht werden können (Boeuf et al. 2016, S. 9f.).

Während der Erstellung der Bewirtschaftungspläne für den ersten Zyklus wurde die Diskussion um die Ausnahmen von der europäischen auf die nationale Ebene übertragen. Auf dieser Ebene standen sich die ambitionierten Vorgaben der Europäischen Kommission und die von vielen Mitgliedstaaten verfolgten pragmatischen Ansätze gegenüber. Die Europäische Kommission forderte Begründungen basierend auf klaren Methoden,

transparenten Entscheidungsprozessen und ökonomischen Analysen. Zudem wurde eine detaillierte Datengrundlage für die Begründungen eingefordert. Die Mitgliedstaaten hingegen favorisierten Begründungen mit geringem Aufwand und vorgeschaltete Untersuchungen, um die Anzahl der detailliert zu untersuchenden Fälle zu reduzieren (Boeuf et al. 2016, S. 10).

2.3 Ökonomische Ansätze zur Bestimmung von Unverhältnismäßigkeit

In der Diskussion um die Rechtfertigung von Ausnahmen mit unverhältnismäßigen Kosten finden zwei grundlegende Vergleichsmaßstäbe vermehrt Beachtung (u.a. Görlach und Pielen 2007; Ammermüller et al. 2008; Klauer et al. 2015). Zum einen kann eine Entscheidung über Unverhältnismäßigkeit auf einer Gegenüberstellung der Kosten mit den durch die Maßnahmen generierten positiven Wirkungen, z.B. durch eine KNA, basieren. Zum anderen sind die finanziellen Kapazitäten derjenigen, die für die Kosten aufkommen müssen, eine naheliegende Vergleichsgröße. Die Abwägung über finanzielle Möglichkeiten kann anhand einer Zumutbarkeitsbetrachtung erfolgen. Die WRRL macht keine Angaben zu Verfahren der Prüfung der Unverhältnismäßigkeit. Im Folgenden sollen die ausgewählten ökonomischen Ansätze der Kosten-Nutzen-Abwägung, insbesondere die KNA (Kapitel 2.3.1), und der Zahlungsfähigkeitsbetrachtung (Kapitel 2.3.2) in ihrer Theorie skizziert und bewertet werden.

2.3.1 Kosten-Nutzen-Analysen

Eine Entscheidung über die Verhältnismäßigkeit der Kosten kann auf Basis einer Gegenüberstellung von positiven Auswirkungen und Kosten eines Projekts getroffen werden. Solche Kosten-Nutzen-Abwägungen können auf monetären Einheiten basieren oder nicht-monetär durchgeführt werden. Nicht-monetäre Herangehensweisen sind bspw. Kostenwirksamkeitsanalysen oder multikriterielle Analysen⁶. Eine auf monetären Einheiten basierende Kosten-Nutzen-Abwägung ist die KNA (Ammermüller et al. 2008, S. 21). KNA gelten als das ökonomische Standardverfahren zur standardisierten Entscheidungsfindung. Im Rahmen einer KNA werden die mit einem Projekt assoziierten Kosten dem generierten Nutzen in monetären Einheiten gegenübergestellt. Das Kosten-Nutzen-Verhältnis kann anschließend zur Bewertung der Verhältnismäßigkeit der Kosten in Betracht gezogen werden (Ammermüller et al. 2008, S. 5).

Für die KNA müssen Kosten und Nutzen in einer gleichen bzw. vergleichbaren Einheit vorliegen und alle relevanten Kosten- und Nutzenarten erfasst werden. Bei der Kostenzusammenstellung sind alle mit der Maßnahme assoziierten Kosten zu berücksichtigen, d.h. nicht nur die Finanzierungskosten, sondern auch die durch den

⁶ Siehe hierzu genauer Ammermüller et al. 2008, S. 21f.

(Arbeits-)Aufwand etc. entstehenden Kosten sowie Opportunitätskosten (Klauer et al. 2015, S. 4.f; Martin-Ortega et al. 2014, S. 217). Bei der Nutzenerfassung müssen direkte und indirekte Nutzen berücksichtigt werden. Es sind zudem nicht nur Marktvorteile, sondern auch nicht-marktgängige Nutzen in die Analyse aufzunehmen. Bei gewässerschutzbezogenen Ausgaben entsteht der Nutzen durch die Verbesserung des Gewässerzustands. Der Nutzen umfasst jedoch nicht nur die Gewässerverbesserung als direkten Nutzen, sondern auch weitere, mit der Zustandsverbesserung zusammenhängende positive Effekte. Dieser indirekte Nutzen kann bspw. in der Schaffung von Hochwasserschutz oder Erholungsfunktionen liegen. Darüber hinaus gilt es auch für eine vollständige Erfassung der Nutzenseite die Reduzierung der Opportunitätskosten zu berücksichtigen (Klauer et al. 2015, S. 4f.; Martin-Ortega et al. 2014, S. 218)⁷. KNA im Rahmen der WRRL müssen für die kosteneffizienteste Maßnahmenkombination für den zu untersuchenden Wasserkörper durchgeführt werden (European Commission 2009, S. 13, 34).

Schwierigkeiten bei der Anwendung von KNA entstehen dadurch, dass nicht alle Nutzen in quantitativen Einheiten erfasst werden können (Klauer et al. 2015, S. 5). Um Kosten und Nutzen in ein Verhältnis setzen zu können, muss der generierte Nutzen in monetäre Einheiten übersetzt werden, wodurch eine Vergleichbarkeit ermöglicht wird. Die Monetarisierung des entstehenden Nutzens kann anhand verschiedener ökonomischer Bewertungsverfahren erfolgen. Nutzen, die einen Bezug zu Märkten aufweisen, lassen sich durch Marktpreise bewerten. Nutzen, die nicht marktgängig sind, können durch indirekte oder direkte Bewertungsverfahren monetarisiert werden.

Bei Anwendung indirekter Verfahren wird der Wert nicht-handelbarer Güter anhand des Nachfrageverhaltens zu marktgängigen Gütern abgeleitet. Hierfür kann beispielsweise die Reisekostenmethode angewendet werden. Anhand dieser wird die Ausgabebereitschaft für Mobilität, um nicht-marktgängige Güter wie Naherholungsziele zu erreichen, für die Ableitung einer Wertschätzung herangezogen. Die Methode ist allerdings nicht in der Lage, nutzungsunabhängige Werte umfassend zu erfassen (Ammermüller et al. 2008, S. 9f.). Die Ermittlung von Werten, die mit keiner unmittelbaren Nutzung in Zusammenhang stehen, ist anhand der direkten Bewertungsverfahren möglich (Ammermüller et al. 2008, S. 10). Zwei gängige Methoden sind hier die Zahlungsbereitschaftsanalyse und die *benefit transfer*-Methode (Klauer et al. 2015, S. 5f.).

Bei der Zahlungsbereitschaftsanalyse werden Befragungen nach der Zahlungsbereitschaft für bestimmte Ökosystemleistungen oder nach der akzeptierten Höhe von Entschädigungen für bestimmte Belastungen durchgeführt. Auf Basis von hypothetischen Märkten für

⁷ Für eine detaillierte Zusammenstellung relevanter Kosten- und Nutzenarten siehe Martin-Ortega et al. 2014, S. 217f.).

Umweltveränderungen und repräsentativen Gruppen werden die Wirkungen monetarisiert, indem sie in Einkommensveränderungen übersetzt werden. Die Methode ist jedoch sehr zeit- und kostenaufwendig, da eine hohe Zahl an Befragungen durchgeführt werden muss, um zu einem belastbaren Ergebnis zu kommen. Außerdem bedarf die Anwendung einer entsprechenden Expertise (Klauer et al. 2015, S. 5f.; Martin-Ortega 2012a, S. 86).

Alternativ kann die Methode des *benefit transfers* angewendet werden. Hierfür werden Ergebnisse anderer Monetarisierungsstudien auf den zu untersuchenden Wasserkörper übertragen. Ein *benefit transfer* kann nur durchgeführt werden, wenn die Untersuchungsgegenstände vergleichbar sind. Die Methode bringt den Vorteil mit sich, den Aufwand der Erhebung einzusparen, die Bewertung ist jedoch weniger genau. Selbst wenn der Untersuchungsgegenstand vergleichbar ist, kann es durch diverse Faktoren wie kulturelle Differenzen oder Einkommensunterschiede am Ort des Wasserkörpers zu verschiedenen Wertschätzungen kommen. So liegt der Anteil der Übertragungsfehler bei Studien zur Monetarisierung von wasserbezogenen Werten zwischen 5 und 200% (Martin-Ortega 2012a, S. 86; Martin-Ortega et al. 2012b, Klauer et al. 2015, S. 6).

Anwendung in den Mitgliedstaaten

In einigen Mitgliedstaaten, darunter z.B. England und Frankreich (s. hierzu die vergleichende Darstellung in Boeuf et al. 2018), werden KNA zur Begründung von unverhältnismäßigen Kosten verwendet. Allerdings wird bspw. in Deutschland eine breite Anwendung der KNA von Praktikern kritisch betrachtet (s. nächster Abschnitt). Alternativen können Kosten-Nutzen-Abwägungen darstellen, die nicht auf monetären Einheiten basieren (Klauer et al. 2016, S. 11; LAWA 2009, S. 7).

Bewertung von KNA als Entscheidungsgrundlage

Allgemein können KNA durch ihre Systematik transparente Entscheidungsprozesse unterstützen. Sie ermöglichen eine nachvollziehbare Darstellung und ggf. Überprüfung der Ergebnisse. Durch Offenlegung von Annahmen und Unsicherheiten innerhalb des Bewertungsprozesses kann dies zusätzlich unterstützt werden (Feuillette et al. 2016, S. 83; Boeuf et al. 2016, S. 8). Allerdings stehen diesen Vorteilen auch methodische Schwächen gegenüber. Die Datenerhebung, insbesondere die Monetarisierung von qualitativen Werten, ist zeit- und kostenintensiv. Darüber hinaus sind die Methoden zur Monetisierung angreifbar und es bestehen Unsicherheiten bei der Bewertung des Nutzens. Kosten werden oft überbewertet, während der nicht qualitative Nutzen oft unterbewertet wird. Dies ist u.a. dadurch bedingt, dass Ökosystemleistungen schwer zu quantifizieren und langfristige Umweltnutzen schwer vorherzusagen sind (Feuillette et al. 2016, S. 83f.). Darüber hinaus ist zu bedenken, dass die Analysen auch strategisch angewendet und zur Stärkung von

privaten oder politischen Interessen ausgelegt werden können. So wurde bspw. von Feuillette et al. (2016, S. 84) in Frankreich, wo KNA zur Entscheidung über Unverhältnismäßigkeit angewendet werden, festgestellt, dass betroffene private Firmen KNA einforderten, um sich auf Unverhältnismäßigkeit berufen zu können.

Klauer et al. (2016) bewerten die reine KNA nur in bestimmten Situationen als angemessene Methode. Dies sei der Fall, wenn die Situation des spezifischen Wasserkörpers eine detaillierte und ressourcenaufwändige Analyse rechtfertigt und gleichzeitig die betroffenen Umweltgüter und Ökosystemleistungen erfassbar und in monetäre Einheiten übertragbar sind (Klauer et al. 2016, S. 11).

Reese (2016, S. 209) sieht in der Erfassung des Nutzens anhand von Zahlungsbereitschaften sogar einen rechtlichen Widerspruch. Die Methoden erfassen die Wertschätzung Privater, während das Gesetz jedoch eine gesellschaftlich-institutionelle Wertungsperspektive vorsehe, was einer Einschätzung durch Entscheidungsträger unter Berücksichtigung von Belangen des Gemeinwohls entspreche. Darüber hinaus zweifelt Reese an, dass sich solche Monetarisierungsmethoden im dritten Bewirtschaftungszyklus, wenn voraussichtlich vermehrt Zielabsenkungen beantragt werden müssen (s. Kapitel 2.2), als Argument für die Inanspruchnahme von Ausnahmen bewähren werden.

2.3.2 Zumutbarkeitsbetrachtungen

Mittels KNA werden Maßnahmen aus einer gesamtwirtschaftlichen Perspektive betrachtet. Für die Abwägung über die Verhältnismäßigkeit von Kosten können jedoch noch weitere Faktoren von Relevanz sein. Einen solchen Faktor kann die Finanzkraft des Kostenträgers darstellen (Görlach und Pielen 2007, S. 3). Eine alternative Herangehensweise zur Festlegung eines Richtwerts zur Bestimmung von Unverhältnismäßigkeit ist demnach die Betrachtung der Belastbarkeit privater oder öffentlicher Kostenträger (Ammermüller et al. 2008, S. 21). Die Zumutbarkeit der Maßnahmenkosten kann entweder anhand des Budgets der Kostenträger der Maßnahmen untersucht oder an der Zahlungsfähigkeit der Wassernutzer (z.B. der Haushalte) bemessen werden (Boeuf et al. 2016, S. 8). Mögliche Kriterien zur Festlegung eines Grenzwertes sind, ob der Anteil für Sektoren und Unternehmen ein gerechter Anteil ist oder ob die Kosten eine zu hohe finanzielle Last für die Unternehmen oder Haushalte darstellen. Darüber hinaus wäre es möglich zu berücksichtigen, ob der Kostenträger ausreichend von dem Nutzen profitiert (Görlach und Pielen 2007, S. 3).

Ein Argument für die Anwendung von Zumutbarkeitsbetrachtungen ist die Berücksichtigung von sozialen Gesichtspunkten. Im Fall der WRRL könnten durch eine Zumutbarkeitsbetrachtung Verteilungseffekte und die verschiedenen finanziellen

Situationen der Mitgliedstaaten Berücksichtigung finden. Dieser Aspekt kann mittels reiner KNA aufgrund ihrer auf Wirtschaftlichkeit bezogenen Betrachtungsweise nicht bei der Entscheidungsfindung berücksichtigt werden (Boeuf et al. 2016, S. 8).

Allerdings besteht ein Disput zwischen den Mitgliedsstaaten und der Europäischen Kommission, ob mit einer übermäßigen Belastung des Haushalts der Staaten argumentiert werden kann oder ob die Zustimmung zur WRRL und die damit einhergehende Akzeptanz der entstehenden Kosten dieses Argument entkräftet (European Commission 2009, S. 14). Weiterhin besteht die Gefahr, dass das Argument der Zumutbarkeit angewendet wird, um über einen unzureichenden politischen Willen zur Zielerreichung hinwegzutäuschen (Klauer et al. 2016, S. 11). Kritiker befürchten außerdem, dass der Gebrauch der Zumutbarkeitsbetrachtung auch dem Verursacherprinzip und dem Kostendeckungsprinzip, welches die WRRL zur Maßnahmenfinanzierung vorsieht, entgegenstehen könnte (Boeuf et al. 2016, S. 8).

Die europäischen und nationalen Leitlinien geben jedoch keine klare Empfehlung, wie die Belastbarkeit zu operationalisieren ist. Das *CIS-Dokument No. 20* gibt lediglich vor, dass die Zumutbarkeit für Kostenträger als Richtwert für Ausnahmen nach Art. 4 Abs. 4 und evtl. auch Art. 4 Abs. 5 WRRL herangezogen werden kann (s. Kapitel 2.4.1) (European Commission 2009, S. 14). Der Analyse der Zumutbarkeit als Methode zur Beurteilung von Kostenunverhältnismäßigkeit wurde bisher wenig Beachtung geschenkt und es existieren kaum Beurteilungskriterien. Als ein solches gilt bspw. der Anteil der Wasserrechnung am Haushaltseinkommen für die Bewertung der Kostenlast für private Haushalte. Ein höherer Anteil der Wasserrechnung als 3 % des Einkommens wird häufig als Zumutbarkeitsgrenze betrachtet (Boeuf et al. 2016, S. 8). Nichtsdestotrotz planen einige Mitgliedstaaten, z. B. Frankreich, Litauen und Bulgarien, die Anwendung des Zumutbarkeitskriteriums zur Begründung von unverhältnismäßigen Kosten (Klauer et al. 2016, S. 11).

2.4 Vorgaben europäischer und nationaler Leitlinien

Zur einheitlichen Umsetzung der Inhalte der WRRL wurden auf europäischer und nationaler Ebene Leitlinien erarbeitet. Auf der europäischen Ebene wurde im Jahr 2001 eine gemeinsame Umsetzungsstrategie, die *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (CIS)*, zwischen den Mitgliedstaaten und der Europäischen Kommission vereinbart, um eine einheitliche Umsetzung in den Mitgliedstaaten zu unterstützen. Das Ziel ist es, aus den Formulierungen der WRRL ein einheitliches Verständnis abzuleiten und dieses in informelle Leitlinien zu übersetzen. Hierfür fanden Arbeitsgruppen bestehend aus Experten und Stakeholdern zu verschiedenen Schwerpunktthemen zusammen. Es erfolgte eine sukzessive Erarbeitung der Leitlinien, die als *CIS-Guidance Documents* bezeichnet (BMU 2004, S. 13; Boeuf et al. 2016, S. 7) und

von „erheblicher Bedeutung für eine europäisch abgestimmte [...] Implementation“ (Köck 2009, S. 231) bewertet werden. Die Leitlinien Nr. 1 und Nr. 20 befassen sich mit dem Ausnahmetatbestand der unverhältnismäßigen Kosten und werden in Kapitel 2.4.1 ausführlich vorgestellt. Um die Herangehensweisen innerhalb Deutschlands zu vereinheitlichen, wurden von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Arbeitshilfen und Handlungsempfehlungen, auch bezeichnet als Produktdatenblätter, zum Umgang mit den Regelungen der WRRL erstellt (LAWA 2017). In diesem Rahmen hat die LAWA u.a. Handlungsempfehlungen bezüglich „Begründungen von Fristverlängerungen mit unverhältnismäßigen Kosten“ (LAWA 2009, 2013)⁸ und der „Ableitung und Begründung weniger strenge[r] Umweltziele“ (LAWA 2012) erarbeitet. Ihre Inhalte werden in Kapitel 2.4.2 dargelegt.

2.4.1 Die Vorgaben der CIS-Dokumente

Im Rahmen der *CIS* fanden Arbeitsgruppen auf EU-Ebene mit dem Ziel zusammen, ein einheitliches Verständnis zu erarbeiten, um international anwendbare Leitlinien zur Umsetzung auszuarbeiten (Boeuf et al. 2016, S. 6; Klauer et al. 2015, S. 17). Die Vorgaben in den *CIS Guidance Documents* sollen die europäischen Umsetzungsprozesse vereinheitlichen, sind jedoch rechtlich nicht verbindlich (Köck 2009, S. 231). Herangehensweisen an die Ausnahmeregelungen und Ansätze zum Umgang mit Ausnahmen aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten wurden in der Leitlinie *No. 1 – Economics and the Environment* (European Commission 2003)⁹ festgelegt und im *Document No. 20 – Exemptions on the Environmental Objectives* (European Commission 2009) konkretisiert (Klauer et al. 2015, S. 16).

In den Leitlinien wird festgehalten, dass Entscheidungen über Unverhältnismäßigkeit politische Entscheidungen sind und ökonomische Analysen entscheidungsunterstützende Funktionen innehaben (European Commission 2009, S. 13). Nach der WRRL stehen die Ausnahmen der Fristverlängerung und der Absenkung des Umweltziels in keinem hierarchischen Verhältnis. Allerdings fordern die Leitlinien für die Ausnahmen nach Art. 4 Abs. 5 WRRL komplexere Begründungen ein, sodass den Ausnahmen nach Art. 4 Abs. 4 eine gewisse Priorität zugesprochen wird (European Commission 2009, S. 18). Die Entscheidungsfindung kann laut den Leitlinien auf KNA aufbauen (European Commission 2009, S. 13), aber auch die Methode der Zumutbarkeitsbetrachtung findet Erwähnung (European Commission 2009, S. 14). Außerdem sollen bei der Inanspruchnahme von

⁸ Zunächst wurde ein Eckpunktepapier zu Begründungen von Fristverlängerungen herausgegeben (LAWA 2009). Anschließend wurde eine Handlungsempfehlung, die explizit die Begründung von Fristverlängerungen mit unverhältnismäßig hohen Kosten behandelt, erarbeitet (LAWA 2013).

⁹ Häufig auch als WATECO-Dokument bezeichnet, da es von der „water and economics“ (WATECO)-Arbeitsgruppe erstellt wurde (Klauer et al. 2015, S. 17).

Ausnahmen dennoch alle umsetzbaren Maßnahmen implementiert werden (European Commission 2009, S. 13).

In der Erarbeitungsphase der Leitlinien herrschte Einvernehmen darüber, dass der jeweilige Grenzwert zur Feststellung der Kostenunverhältnismäßigkeit individuell von den Mitgliedstaaten festgelegt werden sollte. Uneinigkeit bestand jedoch über die Art des Vergleichsmaßstabs und die damit verbundene Methode. Die Europäische Kommission und einige Mitgliedstaaten befürworteten die KNA trotz der vorhandenen Kritikpunkte (s. Kapitel 2.3.1). Dies lag u.a. in der verbreiteten Wahrnehmung als *Good-Practice*-Beispiel sowie der Auffassung, dass mit KNA eine Umgehung der Umweltziele durch die übermäßige Anwendung von Ausnahmen vermieden werden könne (Boeuf et al. 2016, S. 8). Die Leitlinien sprechen sich für keine der beiden Methoden aus, sondern legen lediglich fest, dass Entscheidungen sowie zugrundeliegende Methoden und Kriterien ausreichend begründet werden müssen. Außerdem enthalten sie keine Definition von unverhältnismäßigen Kosten (Boeuf et al. 2016, S. 9).

Gleichwohl werden KNA in den Leitlinien als ein wichtiges Argument innerhalb der Begründung von Ausnahmen bewertet. Im ersten Dokument werden die Schritte zur Vorbereitung der Analyse beschrieben. Zunächst soll die räumliche Dimension eingeschätzt werden. Anschließend sollen die von der Maßnahme betroffenen Sektoren und Personen sowie Kosten- und Nutzentypen¹⁰ identifiziert werden, um darauf aufbauend Methoden der Kosten- und sowohl der quantitativen als auch der qualitativen Nutzenerfassung auszuwählen. Die Daten sollen anschließend erhoben und die KNA durchgeführt werden (European Commission 2003, S. 203–205). Für die Analyse wird eine Gegenüberstellung der Kosten und Nutzen der kosteneffizientesten Maßnahmenkombination vorgeschrieben, Aufgrund von Unsicherheiten der Kosten- und Nutzenschätzungen ist als Grenzwert, ab dem Unverhältnismäßigkeit angenommen wird, kein 1:1-Verhältnis angedacht, sondern ein Verhältnis bei dem die Kosten den Nutzen übersteigen. Diese Spanne sollte erheblich und statistisch signifikant sein, damit sichergestellt ist, dass die Kosten den Nutzen auch wirklich überschreiten (European Commission 2003, S. 193, 2009, S. 13; Klauer et al. 2007, S. 2).

Auch die Betrachtung der Zahlungsfähigkeit wird als ein mögliches Kriterium der Begründung der Ausnahmen nach Art. 4 Abs. 4 WRRL und – nach Ansicht einiger Wasserdirektoren – auch für Ausnahmen nach Art. 4 Abs. 5 dargelegt. Bei Anwendung zur Begründung von Fristverlängerungen werden klare Kriterien zur transparenten Entscheidungsfindung eingefordert. Alternative Möglichkeiten der Finanzierung müssen geprüft und die Konsequenzen des Nicht-Handelns sowie das Vorgehen zum Erreichen der

¹⁰ Eine überblicksartige Auswahl an berücksichtigungsfähigen Nutzen wird in European Commission 2009, S. 32f. dargelegt.

Finanzierbarkeit in den folgenden Zyklen dargelegt werden (European Commission 2009, S. 14). Weiter wird die Betrachtung der Zumutbarkeit jedoch nicht spezifiziert.

2.4.2 Die Vorgaben der LAWA

Die Organisation der Gewässerbewirtschaftung nach der WRRL fällt in das Aufgabengebiet der LAWA. Die LAWA ist für die Koordination des Umgangs mit gemeinschaftlichen wasserwirtschaftlichen und wasserrechtlichen Fragestellungen verantwortlich (BMUB/UBA 2017, S. 42; LAWA 2017). Es wurden diverse Handlungsempfehlungen zum Umgang mit den Vorgaben der WRRL veröffentlicht (LAWA o. J.). Die LAWA-Handlungsempfehlungen zur „Begründung von Fristverlängerungen mit unverhältnismäßigen Kosten“ (LAWA 2013) und zur „Ableitung und Begründung weniger strenger Bewirtschaftungsziele“ (LAWA 2012) sind mit den *CIS Guidance Documents* auf europäischer Ebene vergleichbar sind und bauen inhaltlich auf diesen auf (LAWA 2012, S. 5, 2013, S. 3). Die LAWA empfiehlt im Einklang mit den *CIS*-Empfehlungen zunächst eine Überprüfung der Realisierbarkeit der Zielerreichung innerhalb einer Fristverlängerung, bevor die Ausnahme der Absenkung des Umweltziels in Anspruch genommen wird (LAWA 2013, S. 4). Für Fristverlängerungen ist, ebenfalls in Übereinstimmung mit dem *CIS-Dokument No. 20* (European Commission 2009, S. 18), eine Begründung mit einem geringeren Anforderungsniveau als dem der Zielabsenkung vorgesehen. Fristverlängerungen aufgrund unverhältnismäßiger Kosten werden als angemessen bewertet, wenn davon auszugehen ist, dass sich die Maßnahmenkosten mit der Zeit reduzieren oder die Kosten für ihre Träger erschwinglich werden (LAWA 2013, S. 3f.).

Die Beurteilung von unverhältnismäßig hohen Kosten kann auf der Ebene des Wasserkörpers, für Wasserkörpergruppen oder für das gesamte Maßnahmenprogramm vorgenommen werden (LAWA 2013, S. 3). Auf der Ebene der Maßnahmenprogramme kann mit der Höhe der Gesamtkosten argumentiert werden. Die Kostenschätzungen der Maßnahmenprogramme des ersten Zyklus betragen für die Bundesrepublik Deutschland ca. 9,3 Mrd. Euro, was durchschnittlichen Kosten von ca. 20 Euro pro Einwohner und Jahr entspricht.¹¹ Da diese Kosten durch die Verabschiedung der Maßnahmenprogramme von Entscheidungsträgern gebilligt wurden, werden diese von der LAWA als demokratisch legitimer Wert für die Zahlungsbereitschaft für die Implementierung der WRRL angesehen (LAWA 2013, S. 6).

Bei Inanspruchnahme von Fristverlängerungen für Maßnahmenprogramme müssen individuelle Zeitplanungen für die Zielerreichung der jeweiligen Wasserkörper erarbeitet

¹¹ Die Bewirtschaftungsplanung in Deutschland ist auf das Erreichen der Umweltziele im Jahr 2027 ausgelegt. Es werden für die folgenden Bewirtschaftungszyklen ähnliche Kostengrößen erwartet (LAWA 2013, S. 6).

werden. Die Begründungen können dann einzeln für die betroffenen Wasserkörper vorgenommen oder durch Priorisierung innerhalb der Maßnahmenprogramme festgelegt werden. Prioritäten können durch multikriterielle Verfahren mit Kriterien der praktischen Effektivität und der ökonomischen Effizienz erarbeitet werden (LAWA 2013, S. 7f.).

Wenn die Ausnahmebegründung durch unverhältnismäßige Kosten auf der Wasserkörperebene vorgenommen werden soll, empfiehlt die LAWA einen Kostenvergleich. Als einfaches Screening sind die Maßnahmenkosten pro Wasserkörperkilometer mit einem Schwellenwert zu vergleichen, der auf verschiedene Weisen festgelegt werden kann. Denkbar sind Werte, die von einem bestimmten Anteil, z.B. zwei Dritteln der Wasserkörper, unterschritten werden oder die auf Erfahrungswerten basieren (LAWA 2013, S. 8f.). Da diese Betrachtung den Nutzen der Maßnahmen nicht integriert, wird alternativ eine Kosten-Nutzen-Abwägung zur Bestimmung der Verhältnismäßigkeit vorgeschlagen. Aufgrund des hohen Arbeitsaufwands wird eine qualitative Analyse empfohlen, die anhand von nicht weiter spezifizierten Kriterien die Kosten bzw. den Aufwand und den Nutzen erfasst und diese bspw. mit Hilfe eines Punktesystems bewertet, um anschließend eine Bilanzierung vorzunehmen. In diesem Zusammenhang wird auf den ersten Leipziger Ansatz (s. Kapitel 3.1) verwiesen. Alternativ können Ausnahmen auch aufgrund von Unsicherheiten über die Maßnahmeneffektivität oder begrenzenden Marktmechanismen in Anspruch genommen werden (LAWA 2013, S. 8–10).

Die Begründung der Ausnahme der Zielabsenkung soll ausführlicher sein und auf einem detaillierten Verfahren beruhen. Zur Feststellung von Unverhältnismäßigkeit der Kosten sollen bisher umgesetzte Maßnahmen und assoziierte Kosten dargelegt werden. In einem zweiten Schritt sollen die noch notwendigen Maßnahmen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands dargelegt und die dadurch entstehenden Kosten abgeschätzt werden. Anschließend soll die Wirksamkeit der Maßnahmen beurteilt werden. Aufbauend auf diesen Informationen ist eine Abwägungsentscheidung über die Verhältnismäßigkeit der Kosten vorgesehen (LAWA 2012, S. 12f.). Diese Abwägung soll reproduzierbar und nachvollziehbar gestaltet sein (LAWA 2012, S. 22f.). Konkrete Angaben zur Methodik werden jedoch nicht gemacht.

Um die Entscheidungsfindung zu vereinheitlichen sowie transparent und nachvollziehbar zu gestalten, wurden die Leipziger Ansätze (s. Kapitel 3), der Durchschnittskostenansatz (Ammermüller et al. 2011) und der darauf aufbauende Benchmark-Ansatz (Klauer et al. 2015), im Auftrag der LAWA entwickelt. Die Ansätze stellen ein mögliches Vorgehen zur Bestimmung von Unverhältnismäßigkeit dar, wurden jedoch bislang noch nicht für Begründungen in den Bewirtschaftungsplänen genutzt.

3 Die Leipziger Ansätze zur Feststellung von Kostenunverhältnismäßigkeit

Wie in Kapitel 2 dargestellt, sind verschiedene ökonomische Ansätze zur Bestimmung der Kostenunverhältnismäßigkeit anwendbar und auch die europäischen und nationalen Leitlinien legen keine konkrete Vorgehensweise fest. Mit den Leipziger Ansätzen wurde ein Verfahren zur standardisierten Entscheidungsfindung erarbeitet. Im Folgenden werden der Durchschnittskostenansatz, der sogenannte Alte Leipziger Ansatz, und der Benchmark-Ansatz, der auch als Neuer Leipziger Ansatz bezeichnet wird, beschrieben.

3.1 Durchschnittskostenansatz – Der Alte Leipziger Ansatz

Der Durchschnittskostenansatz wurde von Ammermüller et al. (2008, 2011) entwickelt, um Kosten von Maßnahmenbündeln, die zum Erreichen des guten ökologischen Zustands/Potenzials implementiert werden müssten, auf Verhältnismäßigkeit der Kosten zu überprüfen. Das Prüfverfahren basiert auf einer nicht-monetären Kosten-Nutzen-Abwägung. Die Prüfung ist für Wasserkörper oder Teileinzugsgebiete auf Ebene der Bundesländer vorgesehen. Diese Ebene wurde gewählt, da die Einteilung der Wasserkörper innerhalb der Bundesländer einheitlich vorgenommen wurde und einheitliche Datenverfügbarkeiten zu erwarten sind. Das Prüfverfahren des Durchschnittskostenansatzes ist in fünf Prüfschritte gegliedert (s. Tabelle 1) (Ammermüller et al. 2011, S. 4–7).

Der erste Schritt beinhaltet eine Vorprüfung, um Wasserkörper auszuwählen, die es auf Unverhältnismäßigkeit zu überprüfen gilt. Hierfür werden die Kosten der umzusetzenden Maßnahmenkombinationen für jeden Wasserkörper zueinander in Verhältnis gesetzt. Eine Normalisierung der Kosten auf Quadratkilometer oder Flusskilometer ermöglicht die notwendige Vergleichbarkeit. Anhand eines Vergleichswertes werden Wasserkörper ausgewählt, bei denen der Verdacht auf unverhältnismäßig hohe Kosten besteht. Die Autoren empfehlen den Median der Gewässerausgaben zur Zielerreichung des jeweiligen Bundeslands als Vergleichswert auszuwählen. Alle Wasserkörper mit geringeren Maßnahmenkosten gelten als verhältnismäßig und müssen nicht weiter geprüft werden (Ammermüller et al. 2011, S. 16f.).¹²

Die Kosten aller anderen Wasserkörper werden im zweiten Schritt mit einem erhöhten Vergleichswert ins Verhältnis gesetzt, da die Maßnahmenkosten allein als nicht ausreichend angesehen werden, um die Verhältnismäßigkeit zu bewerten. Als Grundlage für die Anpassung des Vergleichswertes ist der erwartete Grad der Verbesserung, d.h. der

¹² In Ausnahmefällen, in denen trotz geringerer Maßnahmenkosten unverhältnismäßig hohe Kosten vorliegen, kann mit alternativen Ausnahmebegründungen argumentiert werden (Ammermüller et al. 2011, S. 17).

Abstand des derzeitigen Zustands zum guten ökologischen Zustand/Potenzial, vorgesehen. Diese Verbesserung wird als Zielnutzen bezeichnet. Ein mögliches Vorgehen ist die Einstufung in die Kategorien „deutliche“ oder „geringfügige Zustandsverbesserung“. Voraussetzung für eine „deutliche Zustandsverbesserung“ ist eine Einstufung im Rahmen des WRRL-Gewässermonitorings von mindestens drei Qualitätskomponenten als „mäßig“ oder „schlecht“, andernfalls wird die Verbesserung als „geringfügig“ bewertet. Beiden Kategorien wird anschließend ein Wert zugewiesen, mit dem der Vergleichswert multipliziert wird. Die Autoren setzen für „geringfügige Verbesserungen“ den Faktor 1,5 und für „deutliche Verbesserungen“ den Faktor 2 an. Die berechnete Kostenschwelle ist wasserkörperspezifisch und dient als Vergleichswert für die Maßnahmenkosten. Wenn die Kosten den Schwellenwert übersteigen, können die Maßnahmenkombinationen als außergewöhnlich teuer charakterisiert werden (Ammermüller et al. 2011, S. 19–25). Alternativ zur vorgenommenen Normalisierung auf die Fläche oder Länge des Wasserkörpers können die Kosten auch auf Einwohner normalisiert werden. Unter der Voraussetzung, dass Belastungs- oder Zahlungsbereitschaftsanalysen zuvor durchgeführt worden sind, besteht die Möglichkeit, die Analyseergebnisse zur Ableitung des Schwellenwertes zu verwenden. Andernfalls ist eine Bestimmung des Schwellenwertes analog zur Normalisierung auf Quadrat- bzw. Flusskilometer möglich. Ein Überschreiten des Schwellenwertes von einem der beiden Kriterien ist ausreichend, um die Unverhältnismäßigkeitsprüfung fortzusetzen (Ammermüller et al. 2011, S. 26–29).

In Schritt 3 werden die vorgesehenen Maßnahmen der als besonders teuer identifizierten Wasserkörper auf erwarteten Nutzen untersucht, um festzustellen, ob diese die hohen Kosten ausgleichen. Die mit der Zustandsverbesserung einhergehenden positiven Auswirkungen werden als „besonderer Nutzen“ bezeichnet. Dieser Nutzen soll anhand der Kategorien „Ökologie“, „Frischwasserbereitstellung und -reinigung“, „Hochwasserschutz“, „Bodenschutz“ und „Tourismus, Erholung, kulturelles Erbe“ eingeschätzt werden. Wenn ein besonderer Nutzen festgestellt wird, soll dieser anschließend anhand seines Ausmaßes und seiner Relevanz auf einer Skala von 0 (kein Nutzen) bis 5 (sehr hoher Nutzen) bewertet werden. Die Relevanz des Nutzens soll anhand der Anzahl der Nutzer, des Grades der Veränderung, der räumlichen Auswirkung und der Substituierbarkeit des Nutzens bewertet werden. Die Werte können anschließend für einen Nutzenwert gemittelt werden (Ammermüller et al. 2011, S. 33–42). Zur systematischen Nutzenerfassung werden Wirkungen innerhalb der Nutzenkategorien mit zugehörigen wirkungsspezifischen Indikatoren aufgeführt (Ammermüller et al. 2011, Anhang I). Die Autoren empfehlen allerdings, die Nutzenkategorien nach ihrer Bedeutung zu gewichten und den Fokus mit 40 % auf die „Ökologie“ zu legen, um den umwelt- und gewässerorientierten Ansatz der WRRL zu unterstützen. Die anderen Kategorien sollen gleichwertig mit einem Anteil von je

15 % in die Gesamtbewertung einfließen. Diese Gewichtung ist jedoch kontextabhängig anzupassen. Zur Berechnung des gewichteten Nutzenwertes werden die Nutzenwerte der einzelnen Kategorien mit Gewichtungsfaktoren multipliziert, um anschließend durch Summenbildung einen gewichteten Gesamtnutzen zu erhalten. Dieser soll zwischen 0 und 100 liegen, die einzelnen Gewichtungsfaktoren müssen also addiert den Wert 20 ergeben, damit multipliziert mit Nutzenwerten von 0 – 5 diese Spanne erreicht wird. Demnach sind der Nutzenwert der Ökologie mit dem Gewichtungsfaktor 8 und die übrigen Nutzenwerte mit dem Faktor 3 zu multiplizieren. Die gewichteten Nutzenwerte werden anschließend addiert (Ammermüller et al. 2011, S. 43f.).

Der gewichtete Wert des Gesamtnutzens wird im nächsten Schritt verwendet, um den Schwellenwert nach oben zu korrigieren und damit den besonderen Nutzen der Maßnahmen in die Entscheidungsfindung einfließen zu lassen. Je höher der Gesamtnutzen, desto stärker soll der Schwellenwert ansteigen. Um den folgenden Anteil soll der Schwellenwert individuell für jeden Wasserkörper korrigiert werden:

- Nutzenwert 0 – 10 = keine Anpassung
- Nutzenwert 10 – 29 = 10 – 20 % Korrektur
- Nutzenwert 30 – 49 = 20 – 40 % Korrektur
- Nutzenwert 50 – 69 = 30 – 60 % Korrektur
- Nutzenwert 70 – 89 = 40 – 80 % Korrektur
- Nutzenwert 90 – 100 = 50 – 100 % Korrektur

Die endgültige Entscheidung über die Höhe der Korrektur obliegt dem Anwender und kann bspw. je nach Priorität im Maßnahmenprogramm getroffen werden (Ammermüller et al. 2011, S. 45f.).

In einem abschließenden Schritt werden die Maßnahmenkosten mit dem korrigierten Schwellenwert verglichen. Wenn die Kosten unter dem Schwellenwert liegen, gilt die Umsetzung der Maßnahmen als verhältnismäßig. Liegen die Kosten über dem Schwellenwert werden die Kosten als unverhältnismäßig hoch bewertet. Ammermüller et al. (2011) differenzieren in diesem Prüfschritt auch zwischen den möglichen Ausnahmentypen nach Art. 4 Abs. 4 und Art. 4 Abs. 5 WRRL. Wenn beide Kriterien, also die Normalisierung nach Quadrat- bzw. Flusskilometer und nach Einwohnern, Unverhältnismäßigkeit anzeigen, seien Absenkungen der Umweltziele gerechtfertigt. Wird der Schwellenwert lediglich bei einem Kriterium überschritten, seien hingegen Fristverlängerungen angedacht. Wenn eine der Ausnahmen in Anspruch genommen wird, gilt es nach der Prüfung zu bestimmen, welche Maßnahmen der Kombination dennoch umgesetzt werden müssen (Ammermüller et al. 2011, S. 47–49).

Modifizierung des Ansatzes nach Klauer et al.

Klauer et al. (2017, S. 4) schlagen eine Modifikation des Durchschnittskosten-Ansatzes vor, um eine bessere Vergleichbarkeit des Ansatzes mit dem im folgenden Kapitel vorgestellten Benchmark-Ansatz zu ermöglichen. Dafür ändern die Autoren insbesondere die Korrektur des Schwellenwertes (s. Tabelle 1). Die normalisierten Durchschnittskosten aller durchzuführenden Maßnahmen werden anstatt durch den Zielnutzen und besonderen Nutzen angepasst zu werden, mit einem sogenannten Spreizungsfaktor korrigiert. Der Spreizungsfaktor setzt sich aus dem Zielabstand, der den Zielnutzen darstellt, und dem Zusatznutzen, der bisher als besonderer Nutzen bezeichnet wurde, zusammen (Klauer et al. 2017, S. 9f.). Der Zielabstand wird ähnlich wie bei Ammermüller et al. (2011) anhand der Ergebnisse des Gewässermonitorings bestimmt. Jedoch werden die fünf Kategorien „Makrophyten und Phytobenthos“, „Makrozoobenthos“, „Phytoplankton“, „Fische“ und „Umweltqualitätsnorm“ verwendet und bei gutem oder sehr gutem aktuellen ökologischen Zustand/Potenzial mit 0 und mäßigem Zustand mit 1, bei unbefriedigendem Zustand mit 2 und bei schlechtem Zustand mit 3 bewertet. Eine Ausnahme stellt die Kategorie „Umweltqualitätsnorm“ dar, die die Grenzwertüberschreitung nach nationaler Oberflächengewässerverordnung (OGewV) beschreibt und nur bei Einhaltung aller Umweltqualitätsnormen mit 0 und in allen anderen Fällen mit 3 bewertet werden kann. Der Zielabstand ergibt sich aus dem Mittel der Werte (Klauer et al. 2017, S. 5; Klauer et al. 2015, S. 55). Der Zusatznutzen wird ebenfalls wie bei Ammermüller et al. (2011) von Experten in den fünf vorgestellten Kategorien, jedoch auf einer Skala von 0 bis 3 („kein“, „niedriger“, „mittlerer“ und „hoher Zusatznutzen“) bewertet und gemittelt (Klauer et al. 2017, S. 5f.). Die Autoren halten einen maximalen Wert von 3 für den Spreizungsfaktor für angemessen, was der Bewertung einer Verdreifachung der Durchschnittskosten als verhältnismäßig entspricht. Die Faktoren Zielabstand und Zusatznutzen dürfen daher einen maximalen Wert von 3 annehmen. Außerdem wird eine Gewichtung von 2:1 für Zielabstand und Zusatznutzen vorgeschlagen, um das eigentliche Ziel der WRRL, die Zustandsverbesserung, höher zu gewichten. Der Spreizungsfaktor soll eine lineare Funktion der beiden Nutzentypen sein und wird demnach folgendermaßen berechnet:

$$\text{Spreizungsfaktor} = \frac{2}{3}\text{Zielabstand} + \frac{1}{3}\text{Zusatznutzen}$$

Der Spreizungsfaktor fließt anschließend in die Bildung des Schwellenwertes ein. Dieser wird für den gesamten Umsetzungszeitraum der WRRL, also für 18 Jahre, bestimmt:

$$\text{Unverhältnismäßigkeitsschwelle} =$$

$$\text{Normalisierte Durchschnittskosten} * \text{WK-Größe} * \text{Spreizungsfaktor} * 18 \text{ Jahre}$$

Die Schwelle wird anschließend zu den Maßnahmenkosten in Vergleich gesetzt, um den Wasserkörper auf Unverhältnismäßigkeit zu prüfen (Klauer et al. 2017, S. 7f.).

Tabelle 1: Vergleich der Prüfschritte der Varianten des Durchschnittskostenansatzes (Quelle: eigene Darstellung, nach Ammermüller et al. 2011 und Klauer et al. 2017)

Vorgehen Ammermüller et al. 2011	Vorgehen Klauer et al. 2017
Bestimmung der Kosten der geplanten Maßnahmen zur Zielerreichung	Bestimmung der Kosten der geplanten Maßnahmen zur Zielerreichung
Normalisierung der Kosten der Maßnahmen (auf die Fläche oder Länge des Wasserkörpers und die Anzahl der Einwohner)	Bestimmung des Vergleichswerts durch Normalisierung der Kosten aller Maßnahmen (auf die Fläche des Wasserkörpers)
Selektion der zu prüfenden Wasserkörper nach Verdacht auf Unverhältnismäßigkeit der Kosten	nicht thematisiert
Feststellung des Zielnutzens	Feststellung des Nutzens (Zielabstand und Zusatznutzen) und Berechnung des Spreizungsfaktors
Anpassung des Vergleichswerts um den entsprechenden Nutzenfaktor	keine Zwischenprüfung
Vergleich der Maßnahmenkosten und des Vergleichswertes	
Feststellung und ggf. Gewichtung des besonderen Nutzens	
Korrektur des Vergleichswerts um den gewichteten besonderen Nutzen	Berechnung der Unverhältnismäßigkeitsschwelle
Vergleich der Maßnahmenkosten und der angepassten Unverhältnismäßigkeitsschwelle	Vergleich der Maßnahmenkosten und der Unverhältnismäßigkeitsschwelle

Vorläufige Einschätzung des Durchschnittskostenansatzes

Der Durchschnittskostenansatz setzt hohe Datenverfügbarkeiten voraus und die Untersuchungen und Planungen müssen vor der Anwendung abgeschlossen sein. Zur Anwendung des Ansatzes müssen Daten zu Investitions- und Betriebskosten der geplanten Maßnahmen vollständig vorliegen. Darüber hinaus sind Flächendaten der Wasserkörper und bei Prüfung beider Normalisierungsvarianten auch Einwohnerzahlen Voraussetzung für die Durchführung der Prüfung. Zur Bewertung des Zielnutzens bzw. Zielabstands müssen die Ergebnisse des Monitorings vorhanden sein (Ammermüller et al. 2011, S. 10). Für die Bewertung des besonderen Nutzens bzw. Zusatznutzens müssen qualitative Experteneinschätzungen eingeholt werden (Klauer et al. 2017, S. 5f.).

Insbesondere die Notwendigkeit vollständiger Kostendaten wird als Schwäche des Ansatzes bewertet, da mit der Kostenbestimmung ein immenser Planungsaufwand einhergeht und es in der Praxis oft an vollständigen Planungen mangelt (Sigel et al. 2015, S. 769). Hinzu kommt, dass für bestimmte Maßnahmen keine Kostenschätzung vorgenommen werden kann. Dies ist der Fall bei Wasserkörpern, für die Ausnahmen aufgrund von technischen Gründen in Anspruch genommen werden, da es an geeigneten Maßnahmen fehlt (Klauer et al. 2015, S. 31). Allerdings wird der Vergleichsmaßstab aus juristischer Sicht als Vorteil bewertet (s. Kapitel 6.2). Eine Stärke des Ansatzes ist, dass die erwarteten Nutzen nicht monetarisiert werden müssen, um in die Betrachtung einzufließen. Ebenso hervorzuheben ist die Möglichkeit, das Prüfverfahren an den jeweiligen Kontext anzupassen. Die Variation des Einflusses von Zielnutzen und besonderem Nutzen bzw. des Spreizungsfaktors ermöglicht die politische Dimension der Entscheidung über zusätzliche Ambition in den Schwellenwert einfließen zu lassen.

Im Vergleich zwischen den beiden Varianten des Durchschnittskostenansatzes erscheint die modifizierte Variante von Klauer et al. (2017) durch weniger Anwendungsschritte und eine weniger detaillierte Bewertungsskala des Zusatznutzens praktikabler und anwendungsfreundlicher. Zudem ist die modifizierte Variante besser mit dem im Folgenden vorgestellten Benchmark-Ansatz vergleichbar, sodass im in Kapitel 4 bis 6 dargestellten Praxistest die modifizierte Variante angewendet wird.

3.2 Benchmark-Ansatz – Der Neue Leipziger Ansatz

Der Benchmark-Ansatz wurde von Klauer et al. (2015) entwickelt und baut auf dem Durchschnittskostenansatz von Ammermüller et al. (2008, 2011) auf, weshalb er auch als Neuer Leipziger Ansatz bezeichnet wird. Weitere Abhandlungen und Anwendungsbeispiele liefern Sigel et al. (2015) sowie Klauer et al. (2016; 2017; 2018), wobei in Klauer et al. (2017; 2018) die beiden Leipziger Ansätze vergleichend analysiert werden. Wie bereits der

Durchschnittskostenansatz wurde auch der Benchmark-Ansatz für Oberflächenwasserkörper entworfen und berechnet eine Kostenschwelle, anhand derer die Verhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten geprüft wird. Abweichend vom Benchmark-Ansatz wird mit dem Durchschnittskostenansatz die Begründung von Ausnahmen mit unverhältnismäßigen Kosten nach Art. 4 Abs. 5 WRRL fokussiert (Klauer et al. 2015, S. 47). Die Ansätze ähneln sich in ihren Schritten. Der entscheidende Unterschied ist jedoch, dass der Neue Leipziger Ansatz die Datenerfordernisse reduziert, indem die Berechnung des Schwellenwertes auf durchschnittliche öffentliche Gewässerschutzausgaben der Vergangenheit basiert (Klauer et al. 2017, S. 4). Der Benchmark-Ansatz ist, wie auch der Durchschnittskostenansatz, spezifisch auf den jeweiligen Wasserkörper anzuwenden. Neben dem erwarteten Nutzen der Maßnahmen integriert der Benchmark-Ansatz auch Aspekte der Zahlungsfähigkeit in die Schwellenwerte zur Unverhältnismäßigkeitsprüfung (Klauer et al. 2015, S. 3), da der Rückgriff auf vergangene Ausgaben für den Gewässerschutz gesellschaftliche Prioritäten und Zahlungsfähigkeiten der Vergangenheit widerspiegelt (Klauer et al. 2015, S. 69; Sigel et al. 2015, S. 773f.). Der Ansatz kann auf einzelne Wasserkörper oder Wasserkörpergruppen angewendet werden (Klauer et al. 2015, S. 48).

Vorgehen zur Bestimmung von Unverhältnismäßigkeit

Das Vorgehen zur Bestimmung von Wasserkörpern mit unverhältnismäßig hohen Maßnahmenkosten ist in zwei grundlegende und drei wasserkörperspezifische Schritte gegliedert (s. Tabelle 3). Zunächst müssen die Wasserkörper identifiziert werden, bei denen die Notwendigkeit besteht, ihre assoziierten Maßnahmen auf Verhältnismäßigkeit zu prüfen. Eine Prüfung ist lediglich für solche Wasserkörper notwendig, für die eine Zielabsenkung nach Art. 4 Abs. 5 WRRL in Betracht gezogen wird, also Wasserkörper, bei denen eine Zielerreichung bis 2027 nicht erwartet wird und deren Ausnahmebegründung nicht auf „natürlichen Gegebenheiten“ oder relevanten „menschlichen Tätigkeiten“ basieren kann. Die Vorprüfung reduziert den Zeitaufwand, der mit der Überprüfung der Wasserkörper verbunden ist (Klauer et al. 2015, S. 48). Im zweiten grundlegenden Schritt werden vergangene öffentliche Ausgaben für den Gewässerschutz für einen festgelegten Zeitraum gemittelt und auf die Fläche normalisiert (Klauer et al. 2015, S. 48f.). Für den Zeitraum von 1992 bis 2009¹³ wurden in Deutschland durchschnittlich 8.999 Mio. Euro pro Jahr (in

¹³Es werden unterschiedliche Vergleichszeiträume betrachtet. Klauer et al. (2015) beziehen ihre Analyse auf den Zeitraum 1992 – 2011, während Sigel et al. (2015) und Klauer et al. (2016; 2017; 2018) nur die Ausgaben bis zum Beginn des ersten Zyklus 2009 betrachten. Dieser Zeitraum wird auch der vorliegenden Arbeit zugrunde gelegt. Die Datengrundlage dieser Arbeit beruht auf aktualisierten Daten des statistischen Bundesamts (Kommunikation vom 15.12.2017), weshalb sich die verwendeten Werte leicht von den Daten bisheriger Betrachtungen unterscheiden.

Preisen von 2010) ¹⁴ ausgegeben. Normalisiert auf die Fläche des Bundesgebietes ergibt dies einen Wert von 25.179 Euro pro Quadratmeter (Sigel et al. 2015, S. 770). Beide grundlegenden Schritte müssen nur einmal pro Vergleichseinheit (z.B. Bundesland) durchgeführt werden (Klauer et al. 2015, S. 47).

Nach der Bestimmung des Durchschnittswertes sind die Kosten der ergänzenden Maßnahmen zu bestimmen, die notwendig sind, um den Wasserkörper in einen guten ökologischen Zustand/ ein gutes Potenzial zu überführen. Die grundlegenden Kosten nach der WRRL werden nicht betrachtet, da die Umsetzung dieser Maßnahmen verpflichtend ist und keine Ausnahmen in Anspruch genommen werden können (Klauer et al. 2015, S. 51). Für diesen Schritt müssen demnach alle Planungen für den zu überprüfenden Wasserkörper abgeschlossen sein. In die Kostenzahl sollen alle relevanten Ausgaben, inklusive Investitions-, laufenden sowie Personal- und Verwaltungskosten einkalkuliert werden. Nur die Ausgaben für die kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen, also die minimal notwendigen Ausgaben, sollen in die Betrachtung einfließen. Darüber hinaus ist vorgesehen, die Maßnahmenkosten für alle drei Zyklen von 2009 bis 2027 in Betrachtung zu ziehen, um eine umfassende Einschätzung der Kosten zu ermöglichen und Implementierungsverzögerungen aus dem ersten Zyklus keinen Einfluss auf die Bewertung zukommen zu lassen (Klauer et al. 2015, S. 51f.).

Die ermittelte Kostenzahl wird dann mit dem Schwellenwert verglichen. Der Schwellenwert ergibt sich aus dem auf die Fläche normalisierten Durchschnittswert vergangener Ausgaben und einer Anpassung durch den sogenannten Aufwandsfaktor. Der Aufwandsfaktor setzt sich aus dem Zielabstand und dem Zusatznutzen zusammen. Der Faktor soll die Berücksichtigung des generierten Nutzens und die politische Ambition, die die Mitgliedstaaten durch die Zustimmung zur WRRL gezeigt haben, in der Abwägung ermöglichen. Beide Nutzentypen werden auf einer Skala von 0 bis 3 gewertet. Der Zielabstand gibt den Grad der Verbesserung wieder. Wenn sich der Wasserkörper bereits in einem guten ökologischen Zustand befindet, wird der Zielabstand mit 0 bewertet. Je weiter der Zustand des Wasserkörpers vom Ziel entfernt ist, desto höher wird der Zusatznutzen angesetzt. Der Nutzen, der durch die Maßnahme entsteht, ist demnach bei hohem Abstand größer. Bestimmt wird der Wert anhand von den fünf Qualitätskomponenten „Makrozoobenthos“, „Makrophyten“, „Phytoplankton“, „Fische“ und der „Umweltqualitätsnorm“. Für jede Komponente muss der Abstand zum guten ökologischen Zustand auf einer Skala von 0 bis 3 bewertet werden. Die Kategorie Umweltqualitätsnorm kann lediglich mit 0, wenn alle Grenzwerte nach OGewV eingehalten

¹⁴ Dieser Wert basiert auf Kostendaten des Statistischen Bundesamts für Gewässerausgaben in den Kategorien „Abwasserbeseitigung“ und „Wasserwirtschaft und Kulturbau“ (Kommunikation vom 15.12.2017), was eine näherungsweise Abschätzung der Kosten für den Gewässerschutz ermöglicht (Klauer et al. 2015, S. 49).

werden oder bei Grenzwertüberschreitung mit 3 bewertet werden. Die vier übrigen Kategorien sind biologische Zielkomponenten nach der WRRL. Mögliche Kategorien sind „gut/sehr gut“ (0), „mäßig“ (1), „unbefriedigend“ (2) und „schlecht“ (3). Der Zielabstand bildet sich aus dem Mittelwert der Bewertungen der Kategorien (Klauer et al. 2015, S. 53-55).

Darüber hinaus soll der weitere Nutzen der Maßnahmen durch den Zusatznutzen angegeben werden. Der Ansatz sieht vor, den Zusatznutzen anhand der Kategorien „Terrestrische Ökologie und terrestrischer Naturschutz“, „Frischwasserbereitstellung und -reinigung“, „Hochwasserschutz“, „Bodenschutz“ und „Tourismus, Erholung, kulturelles Erbe, Landschaftsbild“ interdisziplinär von Experten schätzen zu lassen. Der Ermittlung des Zusatznutzens liegt kein Bewertungsschema zugrunde. In die Entscheidungsfindung sollen jedoch das Ausmaß, also die Quantität und Intensität des potenziellen Nutzens, sowie die Relevanz der Effekte, die durch die Anzahl der profitierenden Nutzer, die räumliche Ausdehnung des entstehenden Nutzens und seine Substituierbarkeit eingeschätzt wird, einfließen. Die Bewertung erfolgt in den Kategorien „kein Zusatznutzen“ (0), „schwacher Zusatznutzen“ (1), „mittlerer Zusatznutzen“ (2) und „hoher Zusatznutzen“ (3). Analog zum Zielabstand wird auch beim Zusatznutzen der Wert gemittelt (Klauer et al. 2015, S. 56f.).

Anschließend wird der Aufwandsfaktor bestimmt. Dieser legt die Höhe des Schwellenwertes und die Abweichung von den vergangenen Ausgaben fest. Da die zusätzliche Ambition, die mit der WRRL einhergeht, auch höhere Ausgaben bedeutet, schlagen die Autoren einen maximalen Wert von 0,5 vor. Dies würde eine Erhöhung der vergangenen Ausgaben um 50 % bedeuten. Der maximale Wert des Aufwandsfaktors ist jedoch eine politische Entscheidung (Klauer et al. 2015, S. 53). Darüber hinaus weisen die Autoren dem Zielabstand eine höhere Bedeutung zu, da die Verringerung des Zielabstands das eigentliche Ziel der WRRL ausdrückt. Aus diesem Grund wird dieser doppelt gewichtet (Klauer et al. 2017, S. 6; Sigel et al. 2015, S. 773). Der Aufwandsfaktor berechnet sich demnach folgendermaßen:

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

Die Auswirkungen der Höhe des Aufwandsfaktors und der Festlegung der Gewichtung werden in Kapitel 5.3.2 und 5.3.3 analysiert. Im nächsten Schritt werden der Aufwandsfaktor mit dem Kostenwert multipliziert und die anfallenden Maßnahmenkosten mit dem Schwellenwert verglichen. Wenn die Kosten über dem Schwellenwert liegen, gelten die Maßnahmenkosten als unverhältnismäßig hoch (Klauer et al. 2015, S. 58).

$$\text{Unverhältnismäßigkeitsschwelle} =$$

$$\text{normalisierte vergangene Ausgaben} * WK - \text{Größe} * \text{Aufwandsfaktor} * 18 \text{ Jahre}$$

Tabelle 2: Prüfschritte des Benchmark-Ansatzes (Quelle: eigene Darstellung, nach Klauer et al. 2015, S. 47)

Schritt	Vorgehen
0)	Vorprüfung
0.1)	Auswahl der zu untersuchenden Wasserkörper
0.2)	Berechnung der durchschnittlichen vergangenen Ausgaben im Gewässerschutz
1)	Bestimmung der Maßnahmenkosten des Wasserkörpers
2)	Berechnung des Schwellenwertes
2.1)	Normalisierung der Durchschnittskosten auf die Fläche des Wasserkörpers
2.2)	Berechnung des Aufwandfaktors
2.2.1)	Bestimmung des Zielabstands
2.2.2)	Bestimmung des Zusatznutzens
2.3)	Berechnung des Schwellenwerts
3)	Vergleich des Schwellenwertes mit den Maßnahmenkosten und Ergebnisfindung

Vorläufige Einschätzung des Benchmark-Ansatzes

Die Entwicklung des Benchmark-Ansatzes hatte das Ziel, ein Prüfverfahren zu entwickeln, das insbesondere im Vergleich zum Durchschnittskostenansatz (s. Kapitel 6.2 sowie Tabelle 6 für eine Gegenüberstellung) nur eine moderate Datengrundlage benötigt. Anstatt der Kosten, die anfallen, um alle Wasserkörper in einen guten Zustand zu überführen, werden nur Gewässerschutzausgaben der Vergangenheit berücksichtigt. Für die Prüfung der Wasserkörper müssen neben den vergangenen Ausgaben lediglich die Kosten der zu überprüfenden Maßnahmen, Flächenkennzahlen und Monitoringergebnisse vorliegen. Außerdem bedarf es Experteneinschätzungen zum Zusatznutzen der Maßnahmen. Der Arbeitsaufwand zur Erhebung des Zusatznutzens soll jedoch durch den qualitativen Charakter gering gehalten werden (Klauer et al. 2015, S. 70).

Der Benchmark-Ansatz zieht sowohl Aspekte der Zumutbarkeitsbetrachtung als auch der Kosten-Nutzen-Abwägung in die Prüfung ein. Die Vergleichsgröße der historischen Gewässerausgaben wird durch den Aufwandfaktor angepasst, der die darüber hinaus zumutbare Höhe der Ausgaben festlegt. Klauer et al. (2015) schlagen eine Schwelle von maximal 150% der vergangenen Ausgaben vor. Bei der Festlegung des Wertes ist zu berücksichtigen, dass die vergangenen Gewässerschutzausgaben kontinuierlich gesunken sind und der Schwellenwert die zusätzliche Ambition, der sich die Mitgliedstaaten durch ihre Zustimmung zum Erlass der WRRL verpflichtet haben, abbilden muss. Während die Zumutbarkeitsbetrachtung die nationale Ebene widerspiegelt, hat die Kosten-Nutzen-

Abwägung, durch die Einbeziehung des Zielabstands und des Zusatznutzens, eine lokale Dimension (Sigel et al. 2015, S. 774).

Der Ansatz wurde für Oberflächengewässer entworfen und kann sowohl bei natürlichen, als auch bei erheblich veränderten und künstlichen Gewässern genutzt werden. Eine EU-weite Anwendung des Ansatzes ist möglich (Klauer et al. 2016, S. 17). Der Neue Leipziger Ansatz erfüllt auch die Anforderung eines transparenten Entscheidungsfindungsprozesses. Die Berechnungen sind einfach und Ergebnisse können nachvollziehbar dokumentiert werden (Klauer et al. 2015, S. 67). In Deutschland wird der Ansatz in allen Bundesländern, mit Ausnahme der Stadtstaaten, als praktikabel eingeschätzt. Die Länder Hamburg, Bremen und Berlin werden ausgeschlossen, da aufgrund ihrer Urbanität höhere Kosten zur Zielerreichung erwartet werden, die ggf. auch als gerechtfertigt eingeschätzt werden (Klauer et al. 2016, S. 16). Für solche Maßnahmen, bei denen bereits detaillierte KNA durchgeführt worden sind, wird der Ansatz als weniger geeignet eingeschätzt, da er die Analyseergebnisse nicht in die Entscheidungsfindung einbezieht. Eine Anwendung auf Grundwasserkörper ist vorstellbar, jedoch nicht ohne eine zielgerichtete Überarbeitung mit vorgeschalteten weiteren Überlegungen und Überprüfungen (Sigel et al. 2015, S. 774).

Kritisiert wurde das Verfahren für die Verwendung der zurückliegenden nationalen Gewässerausgaben als Basis für den Vergleichswert, da diese keine vergleichbaren Ausgaben mit den Kosten der WRRL darstellen würden (s. Kapitel 6.2). Regionale Unterschiede würden nicht berücksichtigt und über die WRRL hinausgehende Aspekte würden nicht in die Kostenzahlen einbezogen werden (Klauer et al. 2017, S. 12).

4 Sensitivitätsanalysen und Varianten – Methodisches Vorgehen

Die beiden Leipziger Ansätze, der Durchschnittskostenansatz und der Benchmark-Ansatz, wurden bisher nur auf Datensätze von ausgewählten Wasserkörpern angewendet (s. hierzu Ammermüller et al. 2008, 2011; Jaumann 2012; Seeconsult GmbH und InterSus 2012 für den Durchschnittskostenansatz, Klauer et al. 2015, Sigel et al. 2015, Klauer et al. 2016 für den Benchmark-Ansatz und Klauer et al. 2017, Klauer et al. 2018¹⁵ für einen Vergleich beider Ansätze). Die Anwendungen dienten als Praxistest, um die Praktikabilität der Ansätze zu überprüfen. Ein Einsatz in der Praxis hat bislang weder im Rahmen einer flächendeckenden Beurteilung von Maßnahmenkosten noch bei der Begründung von Ausnahmen für Wasserkörper mit unverhältnismäßig hohen Maßnahmenkosten stattgefunden.

Im Folgenden werden weitere Testläufe des modifizierten Durchschnittskostenansatzes nach Klauer et al. (2017)¹⁶ und des Benchmark-Ansatzes nach Klauer et al. (2015) durchgeführt, um präzisere Aussagen über die Praxistauglichkeit und das Anwendungsverhalten der Ansätze treffen zu können. Während die oben genannten Testläufe die Anwendung vornehmlich auf einzelne Wasserkörper bezogen, wird der Schwerpunkt dieser Analyse auf einen flächendeckenden Einsatz gelegt. Dabei wird untersucht, wie sich eine Änderung der in die Analyse einzustellenden Parameter auf das Ergebnis der Berechnungen auswirkt. Dies sind zum einen die maximale Höhe des Spreizungsfaktors im Durchschnittskostenansatz und des Aufwandsfaktors im Benchmark-Ansatz und zum anderen in beiden Ansätzen die Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen. Zudem wird eine alternative Variante der Normalisierung der Kosten betrachtet. Die Anwendung erfolgt anhand realer Daten zu 164 Wasserkörpern eines Bundeslandes und stellt damit eine flächendeckende Anwendung dar.

Klauer et al. (2016, S. 16) betonen, dass es weiterer empirischer Anwendungen des Neuen Leipziger Ansatzes bedarf, um Erfahrungen im Umgang mit diesem zu erweitern und insbesondere die Festlegung der Aufwandsfaktoren zu reflektieren. Anhand weiterer Fallstudien solle die Auswirkung des maximalen Wertes sowie der Gewichtung der Nutzentypen untersucht werden, um das Verfahren zur Bestimmung der Kostengrenze kritisch zu beurteilen. Anhand der Betrachtung der Szenarien und Varianten soll die folgende Analyse dazu beitragen, die Wirkungsweise der Leipziger Ansätze offenzulegen.

¹⁵ Teile der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Analyse (s. Kapitel 5) sind in den Projektbericht von Klauer et al. (2018) übernommen worden.

¹⁶ Aufgrund der besseren Vergleichbarkeit (s. Kapitel 3.1) wird die Analyse mit dem modifizierten Durchschnittskostenansatz nach Klauer et al. (2017) anstatt mit der Originalversion von Ammermüller et al. (2008, 2011) durchgeführt.

Diese „Hintergrundinformationen“ können auch bei der Beurteilung der Ergebnisse im Rahmen einer Anwendung in der Praxis von Relevanz sein.

In der folgenden Analyse wird daher der Frage nachgegangen, welche Auswirkungen die verschiedenen Anwendungsvarianten auf das Ergebnis der beiden Ansätze haben. Dies wird mittels einer Betrachtung der Ergebnisse der Ansätze bei unterschiedlichen Normalisierungsvarianten sowie mittels Sensitivitätsanalysen untersucht. Zunächst wird in Kapitel 4.1 der Datensatz zum Fallbeispiel beschrieben. Anschließend werden das Vorgehen bei der Analyse der Normalisierungsvarianten in Kapitel 4.2 und der Sensitivitätsanalyse in Kapitel 4.3 vorgestellt und begründet.

4.1 Vorstellung des Fallbeispiels

Die Analyse wird anhand eines Beispiel-Datensatzes durchgeführt, der bereits von Klauer et al. (2017) für einen Vergleich der Ergebnisse der beiden Leipziger Ansätze verwendet wurde. Die Autoren vergleichen den modifizierten Durchschnittskostenansatz mit dem Benchmark-Ansatz anhand der Ergebnisse von vier Beispielwasserkörpern eines Bundeslandes.¹⁷ Der zugrundeliegende Datensatz umfasst alle 164 Wasserkörper des Bundeslandes. Es liegen die Monitoringergebnisse zur Wasserqualität sowie Flächendaten und Einwohnerzahlen der Gebiete der Wasserkörper vor. Außerdem stehen die kompletten Kostendaten der geplanten Maßnahmen, die notwendig sind, um einen guten ökologischen Gewässerzustand zu erreichen, in den Bereichen „Durchgängigkeit der Gewässer für Wanderfische“ und „Verbesserungen der Gewässerstruktur“ sowie für „Anlagen der Abwasserbehandlung“ und „Anlagen der Regenwasserbehandlung“ zur Verfügung. Der Zielabstand kann anhand der Bewertung der Qualitätskomponenten, die auf den Ergebnissen des Gewässermonitorings basiert, bestimmt werden. Damit enthält der Datensatz, bis auf eine Experteneinschätzung des Zusatznutzens, für alle Wasserkörper die relevanten Informationen, die für die Leipziger Ansätze benötigt werden.

Die Bewertung des Zusatznutzens war aufgrund von fehlenden Kapazitäten der Experten nicht für alle Wasserkörper einzuholen. Klauer et al. (2017, S. 9) umgehen die fehlende Datengrundlage, indem sie die Analysen für die Extremwerte durchführen, einmal für einen maximalen Zusatznutzen und einmal ohne Zusatznutzen.. Bei anderen Anwendungen konnten Experteneinschätzungen eingeholt werden und bspw. wurde der Zusatznutzen einer Wasserkörpergruppe mit dem Wert 2 bewertet (Klauer et al. 2015, S. 64) und ausgewählte Wasserkörper von 0,6 bis 2,2 beurteilt (Klauer et al. 2018, S. 77–81). Um nicht nur die mögliche Bandbreite zwischen den Extremen darzustellen, wird in der folgenden Analyse zusätzlich ein Zusatznutzen von 1,5 herangezogen.

¹⁷ Die Wasserkörper wurden auf Wunsch des Bundeslandes, welches die Daten zur Verfügung gestellt hat, anonymisiert.

Die Wasserkörper im Bundesland befinden sich nach dem *Worst-Case-Prinzip* (s. Kapitel 1.1) zu mehr als 50 % in einem mäßigen und zu einem Anteil von über 30 % in einem unbefriedigenden ökologischen Zustand/Potenzial. Allein ein Wasserkörper erreicht einen guten ökologischen Zustand/ein gutes ökologisches Potenzial, während drei Wasserkörper sich in einem schlechten ökologischen Zustand/Potenzial befinden.¹⁸ Die Zielabstände der Wasserkörper liegen zwischen 0 und 2,25, der durchschnittliche Zielabstand beträgt 0,74. Die Größe der einzelnen Wasserkörper variiert stark. Während die kleinsten Wasserkörper 2 km² groß sind, nimmt der Flächengrößte 494 km² ein. Die durchschnittliche Fläche der Wasserkörper liegt bei 218 km². Unter den Wasserkörpern variieren die Einwohnerzahlen im Gebiet zwischen 305 und 551.863 Einwohnern, wobei die durchschnittliche Einwohnerzahl pro Wasserkörper bei 66.339 liegt. Die voraussichtlichen Gesamtkosten für das Bundesland bei Umsetzung aller Maßnahmen betragen ca. 950 Mio. Euro. Dies entspricht - bezogen auf einen Umsetzungszeitraum von 18 Jahren - durchschnittlichen Kosten von 1.479 Euro pro km² und Jahr bzw. 4,86 Euro pro Einwohner und Jahr. Die Kosten der Maßnahmenbündel erstrecken sich von 20.000 Euro bis über 84 Mio. Euro pro Wasserkörper. Auffällig ist, dass nur für zwei Wasserkörper Kosten von über 83 Mio. Euro prognostiziert wurden und bereits der Wasserkörper an dritter Stelle mit knapp 43 Mio. Euro nur noch etwa die Hälfte der Kosten beansprucht. Die durchschnittlichen Kosten pro Wasserkörper betragen ca. 6 Mio. Euro. Der Median der Maßnahmenkosten der Wasserkörper liegt bei ca. 3 Mio. Euro.

4.2 Normalisierungsvarianten der Leipziger Ansätze

Der Parameter zur Normalisierung der Kosten ist sowohl im Durchschnittskosten- als auch im Benchmark-Ansatz variabel. Mögliche Varianten sind neben der Normalisierung auf die Fläche, eine Normalisierung der Kosten auf die Flusskilometer oder die Einwohner. Beim Durchschnittskostenansatz wird, nach dem Vorgehen von Ammermüller et al. (2011), bei der Unverhältnismäßigkeitsbewertung zwischen einer Normalisierung auf die Fläche bzw. Länge des Wasserkörpers und auf die Anzahl der Einwohner im Gebiet des Wasserkörpers differenziert (s. Kapitel 3.1). Begründet wird dies damit, dass die verschiedenen Normalisierungen verschiedene Perspektiven berücksichtigen. Die Normalisierung auf die Fläche oder Länge des Wasserkörpers nimmt die physische Ausdehnung in Betracht. Ein Bezug der Kosten auf die Einwohner hingegen ermöglicht es die Belastung der Gesellschaft einzubeziehen, indem die jeweilige von den Maßnahmen betroffene bzw. profitierende Bevölkerung berücksichtigt wird (Ammermüller et al. 2011, S. 26, 32). Die modifizierte Variante des Durchschnittskostenansatzes von Klauer et al. (2017) und der Benchmark-Ansatz von Klauer et al. (2015) sehen lediglich eine Normalisierung auf die Fläche des

¹⁸ Stand der Daten: Monitoringergebnisse von 2014, aktualisiert mit Daten von 2017.

Wasserkörpers vor, da die Betrachtungsebene der flächenhaften Ausdehnung gewählt wurde (Klauer et al. 2015, S. 54). Eine gesonderte Begründung erfolgt nicht. Allerdings entspricht die Fokussierung der Normalisierung auf die Fläche dem Anspruch des gegenüber dem Durchschnittskostenansatz geringeren (Daten-) Aufwands.

Eine Normalisierung auf die Fläche des Einzugsgebiets des Wasserkörpers weist unter der Annahme *ceteris paribus*, flächenstarken Wasserkörpern eine höhere Unverhältnismäßigkeitsschwelle zu als kleinen Wasserkörpern. Bei einer Normalisierung der Kosten auf die Einwohner werden, unter der Voraussetzung eines identischen Aufwandsfaktors, mit steigender Einwohnerzahl höhere Maßnahmenkosten als verhältnismäßig eingestuft. Dadurch werden Wasserkörper in dicht besiedelten Gebieten gegenüber Wasserkörpern, die in dünn besiedelten Gebieten liegen, priorisiert. Die Skalierung nach Einwohnern könnte sinnvoll sein, um Unterschiede zwischen urbanen und ländlichen Lagen zu berücksichtigen. Eine Anwendung wäre bspw. sinnvoll, wenn Wasserkörper gleicher Größe und mit gleichen Eigenschaften in Städten durch ihr urbanes Umfeld zu kostenintensiveren Maßnahmen als Wasserkörper im ländlichen Raum führen (Klauer et al. 2018, S. 26). Eine Normalisierung auf die Fläche berücksichtigt unterschiedliche Gegebenheiten in urbanen und ländlichen Räumen nicht. Andererseits würde eine Normalisierung auf Einwohner bei einem unter landwirtschaftlichen Einfluss stehenden Wasserkörper in einem dünnbesiedelten ländlichen Gebiet geringere Kosten zugestehen. Ob eine Auslegung der Verhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten nach der Einwohnerdichte sinnvoll ist, kann einzelfallbezogen festgestellt werden. Eine wasserkörperspezifische Betrachtung ist jedoch bei einer flächendeckenden Anwendung, wie bspw. auf der Ebene eines Bundeslandes, nicht sinnvoll. Deswegen wird in der folgenden Analyse die Variante der Einwohnernormalisierung auf die gesamten Wasserkörper angewendet, um die grundlegende Praktikabilität dieser Normalisierungsvariante zu überprüfen und einen Vergleich der Ergebnisse mit denen der Flächennormalisierung zu ermöglichen. Eine Normalisierung auf Flusskilometer berücksichtigt Unterschiede in der Länge der Wasserkörper. Je länger der Wasserkörper, desto höher liegt die Kostenschwelle, welche die Wasserkörper überschreiten müssen, um als unverhältnismäßig eingestuft zu werden. Klauer et al. (2018, S. 44) schätzen diese Normalisierung bei größeren Wasserkörpern als nützlich ein, da Maßnahmen oft mit dem Ufer oder dem Flusslauf zusammenhängen. Allerdings wird die Normalisierung auf Flusskilometer als weniger praktikabel für kleinere Gewässer bewertet, da sie stark abhängig von der Abgrenzung der Wasserkörper ist und davon beeinflusst wird, ab welchem Kriterium kleine Bäche und Gräben bei der Bestimmung der Gewässernetzlänge berücksichtigt werden. Daher ist die Normalisierung für einen Vergleich zwischen großen und kleinen Wasserkörpern nicht geeignet. Die Möglichkeit der Normalisierung auf

Flusskilometer wird nicht weiter betrachtet, da die Analyse auf eine großflächige Anwendung fokussiert ist und damit Wasserkörper verschiedener Größen betrachtet werden.

Eine Betrachtung und Darlegung der Ergebnisse der Ansätze unter verschiedenen Normalisierungsvarianten ist hilfreich, um festzustellen welche Einflüsse die Varianten auf das Ergebnis haben und ob sie zu konsistenten Ergebnissen führen. Eine Betrachtung von alternativen Varianten kann auch dazu dienen, die bislang bevorzugt angewendete Flächennormalisierung argumentativ zu untermauern.

Durchführung

Die Anwendung der Ansätze mit der Normalisierung auf Einwohner erfolgt nach dem gleichen Verfahren wie bei der Flächennormalisierung. Lediglich die Schritte der Normalisierung der Maßnahmenkosten und der Berechnung des Schwellenwertes werden angepasst. Beim Durchschnittskostenansatz entsprechen die durchschnittlichen Maßnahmenkosten pro Wasserkörper 9,75 Euro pro Einwohner und Jahr, anstatt durchschnittlicher Kosten pro Wasserkörper von 3.643 Euro pro km² und Jahr.¹⁹ Beim Benchmark-Ansatz entspricht die Normalisierungsgröße 110 Euro pro Einwohner und Jahr, anstelle von 25.179 Euro pro km² und Jahr. Für die Berechnung des Spreizungsfaktors und des Aufwandsfaktors werden die normalisierten Durchschnittskosten pro Einwohner anstatt Quadratkilometer verwendet und mit der Einwohnerzahl des Gebiets multipliziert.

Um zu überprüfen, welche Auswirkung die Normalisierung hat, werden in Kapitel 5.1 die Ergebnisse von beiden Normalisierungsvarianten miteinander verglichen. In Kapitel 5.3 werden Wasserkörper genauer untersucht, die in beiden Ansätzen unter beiden Varianten als unverhältnismäßig angezeigt werden. Darüber hinaus werden auch die im Folgenden vorgestellten Sensitivitätsanalysen für beide Normalisierungen durchgeführt.

4.3 Sensitivitätsanalyse der Leipziger Ansätze

Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse werden Szenarien verschiedener Anhebungsfaktoren (Spreizungs- und Aufwandsfaktor), die den Anstieg der Kostenschwelle bestimmen, untersucht. Sowohl beim Spreizungsfaktor, als auch beim Aufwandsfaktor bestehen Spielräume bei der Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen sowie bei der Festlegung der maximalen Höhe der Faktoren.

Methodik der Sensitivitätsanalyse

¹⁹ Für diese Werte wurde der Durchschnittswert der 157 Wasserkörper verwendet, für die Kostendaten vorliegen.

Im Allgemeinen dient eine Sensitivitätsanalyse der Untersuchung von Zusammenhängen zwischen verschiedenen Inputgrößen und den Ergebnissen in Modellen. Sensitivitätsanalysen finden daher häufig bei mathematischen Modellen und Investitionsentscheidungen Anwendung. Die Analysen können genutzt werden, um die Auswirkungen von Parametervariationen im Allgemeinen zu untersuchen, oder mit dem Ziel angewendet werden, die Ergebnisse zu optimieren (Siebertz et al. 2010, S. 274; Werners 2013, S. 109f.).

Im Rahmen der Analyse werden ausgewählte Eingabeparameter schrittweise variiert und die Berechnung unter ansonsten konstanten Einstellungen durchgeführt. Die jeweiligen Auswirkungen auf den Modelloutput können anschließend in einem Sensitivitätsdiagramm dargestellt werden. Sensitivitätsanalysen bieten sich auch für die Analyse der Leipziger Ansätze an. Beide Ansätze greifen bei der Bildung des Schwellenwertes auf Parameter zurück, deren Wert nicht gesetzt ist, sondern über die im Anwendungskontext entschieden werden kann bzw. muss. Im Rahmen einer Sensitivitätsanalyse können die Parameter variiert und ihre Auswirkungen auf das Gesamtergebnis untersucht werden. Innerhalb eines ausgewählten Untersuchungsrahmens wird die Anwendung der Leipziger Ansätze unter verschiedenen Werten eines Parameters wiederholt, während sonstige Annahmen und Daten in der jeweiligen Analyse konstant bleiben.

Untersuchungsgegenstand

Die politische Dimension der Abwägungsentscheidung über Kostenunverhältnismäßigkeit ist in den Leipziger Ansätzen durch variable Parameter integriert. Im Durchschnittskostenansatz wird die politische Ambition durch den Spreizungsfaktor (s. Kapitel 3.1) und im Benchmark-Ansatz durch den Aufwandsfaktor berücksichtigt (s. Kapitel 3.2). Diese Faktoren drücken mit ihren Maximalwerten aus, welchen zusätzlichen Aufwand die Gesellschaft bereit ist, zur Erreichung der Umweltziele zu tragen (Klauer et al. 2015, S. 70). Je höher die maximalen Werte sind, desto höher ist die Kostengrenze, ab der die Kosten der Wasserkörper als unverhältnismäßig gelten. In den Anwendungsbeispielen wird für den maximalen Aufwandsfaktor der Wert 0,5 und für den maximalen Spreizungsfaktor der Wert 3 vorgeschlagen. Dies entspricht einer Akzeptanz von bis zu 150 % der vergangenen Gewässerschutzausgaben, bzw. des Dreifachen der Durchschnittskosten. Allerdings sind diese Werte veränderbar und es wird betont, dass die Entscheidung über die Höhe der Werte an den Kontext angepasst werden muss (Klauer et al. 2015, S. 53; Klauer et al. 2017, S. 7). Klauer et al. (2015, S. 58) stellen heraus, dass es mehrerer Testläufe bedarf, um Einschätzungen darüber treffen zu können, ob die Unverhältnismäßigkeitsschwelle angemessen ist oder ob sie zu ambitioniert bzw. zu wenig ehrgeizig ist. Weiterhin betonen Klauer et al. (2016, S. 16) die Notwendigkeit der

Untersuchung und Diskussion verschiedener Werte und Szenarien. Dies gilt analog für den Spreizungsfaktor.

Auch das Verhältnis von Zielabstand und Zusatznutzen ist variabel und bedarf einer politischen Entscheidungsfindung (Sigel et al. 2015, S. 774). Sigel et al. (2015, S. 773) bewerten den Zielabstand als relevanter, da er die eigentliche Intention der WRRL widerspiegelt, und lassen ihn mit doppelter Gewichtung im Verhältnis zum Zusatznutzen einfließen. Ebenso wird der Zielabstand von Klauer et al. (2015; 2016; 2017) doppelt gewichtet. Allerdings kann an dieser Stelle eine Analyse der Auswirkungen einer Variation sinnvoll sein (Sigel et al. 2015, S. 774; Klauer et al. 2016, S. 16). Eine geringe Ambition, die WRRL umzusetzen, kann sich auch durch die Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen ausdrücken. Eine Priorisierung des Zusatznutzens gegenüber dem Zielabstand lässt sich dahingehend deuten, dass Maßnahmen favorisiert werden, die mit dem Zusatznutzen einen expliziten, über die Gewässerverbesserung an sich hinausgehenden Nutzen mit sich bringen, also diesem zusätzlichem Nutzen eine höhere Bedeutung als der Zielerreichung beigemessen wird.

Die folgende Sensitivitätsanalyse dient demnach dazu, die Ergebnisse der Leipziger Ansätze zu untersuchen und zu beurteilen, inwiefern die gewählten Werte eine „sinnvolle Annahme“ darstellen und ob die ermittelte Verhältnismäßigkeitsschwelle eine angemessene ist. Da es keine Vorgaben darüber gibt, welche Anzahl von Ausnahmen aufgrund von Unverhältnismäßigkeit angemessen ist (s. Kapitel 6.1), wird betrachtet, wie viele Ausnahmen der Ansatz unter den verschiedenen Szenarien zulässt und ob die Varianten ein starkes oder schwaches Ausschlusskriterium darstellen, also ob die Ansätze mit der jeweiligen Variation viele oder wenige Ausnahmen zulassen. Anhand von Änderungen der Parameter und dem sich dadurch ändernden Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper im Beispieldatensatz wird dargelegt, wie stark die möglichen politischen Entscheidungen über die Höhe des Anhebungsfaktors und der Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen ins Gewicht fallen. Ziel der Analyse ist es also, die Auswirkungen der variablen Parameter transparent darzulegen und festzustellen, ob die Höhe der Faktoren bzw. die Gewichtung, welche die Entwickler der Ansätze vorschlagen, plausibel erscheinen.

Durchführung

Die Analyse wird mit Hilfe eines Excel-Kalkulationstabellenblatts, welches vom Praxistest des Datensatzes durch Klauer et al. (2017) übernommen und für die vorgestellte Analyse erweitert wurde, durchgeführt. Mit der Funktion der „Was-wäre-wenn-Analyse“ werden verschiedene Szenarien erstellt, ihre Berechnung durchgeführt sowie die Ergebnisse graphisch dargestellt. Beim Durchschnittskostenansatz wird der maximale Spreizungsfaktor von 1,5 bis 10 in Schritten von 0,5 variiert (Kapitel 5.2.2). Beim Benchmark-Ansatz werden

Szenarien mit einem maximalen Wert für den Aufwandsfaktor von 0,1 bis 2 in Schritten von 0,1 dargestellt (Kapitel 5.3.2). Die Darstellung der Anhebungsfaktoren wurde auf diese Spanne begrenzt, da die wesentlichen Auswirkungen bei diesen Werten ersichtlich sind. Zudem wird diese Auswahl als eine relativ realistische Auswahl an Optionen für die Anwendung in der Praxis eingeschätzt. Um die vollständige Auswirkung darzulegen, werden zusätzlich Werte ermittelt, bei denen die Ansätze keine Wasserkörper mehr als unverhältnismäßig ausweisen. Beim Durchschnittskostenansatz entspricht die Spanne einer Akzeptanz von bis zu 150 % bis zu einer Verzehnfachung der durchschnittlichen Maßnahmenkosten und beim Benchmark-Ansatz von einer Steigerung der vergangenen Ausgaben von bis zu 10 % bis 200 %. Die Anhebungsfaktoren nehmen ihre maximalen Werte nur an, wenn für den Zielabstand und für den Zusatznutzen maximale Nutzenwerte vorliegen. Die Festlegung der maximalen Höhe der Faktoren wird durch die Änderungen der Multiplikatoren der Nutzentypen vorgenommen (s. Anhang 1 und 2). Die Varianten der Faktoren werden unter der Ausgangswichtung von Zielabstand und Zusatznutzen (2:1) betrachtet. Die Analyse der Änderung der Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen (Kapitel 5.2.3 und Kapitel 5.3.3) erfolgt wiederum mit den Ausgangswerten für einen Spreizungs- bzw. Aufwandsfaktor von 3 bzw. 0,5. Ergänzend zur Gewichtung mit doppeltem Zielabstand gegenüber einfachem Zusatznutzen (2:1) werden die Varianten einfacher Zielabstand zu doppeltem Zusatznutzen (1:2) sowie die Gleichwertigkeit von Zielabstand und Zusatznutzen (1:1) und Varianten der Vernachlässigung eines Nutzentyps (0:1, 1:0) berechnet (s. Anhang 3). Es ist zu erwarten, dass auch bei einer flächendeckenden Anwendung in der Praxis Schwierigkeiten bei der Einholung von Expertenmeinungen auftreten können. Daher soll zunächst die Darstellung der Auswirkungen des Zusatznutzens der Analyse der Anhebungsfaktoren vorangestellt werden (Kapitel 5.2.1 und Kapitel 5.3.1).

Schließlich werden Wasserkörper, die als unverhältnismäßig angezeigt wurden, genauer betrachtet (Kapitel 5.4.2). Dazu werden Wasserkörper ausgewählt, die in verschiedenen Szenarien unter strengen Auswahlkriterien, also bei hohen Unverhältnismäßigkeitsschwellen, als unverhältnismäßig eingestuft werden.

5 Sensitivitätsanalysen und Varianten – Ergebnisse

In der folgenden Analyse werden die in Kapitel 4 vorgestellten Varianten der Leipziger Ansätze auf die Gesamtheit der Wasserkörper des Datensatzes angewendet. Um den Einfluss der betrachteten Parameter offenzulegen, werden die Ergebnisse der verschiedenen Normalisierungen und der Sensitivitätsanalysen deskriptiv dargelegt. Als Vergleichswert dienen die Ergebnisse der Anwendung der „Ausgangsvariante“, also die von den Autoren der Ansätze vorgeschlagenen Werte. Bei dieser werden die Kosten auf die Fläche des Einzugsgebiets des Wasserkörpers normalisiert. Der Zielabstand fließt doppelt in die Bewertung ein und der Zusatznutzen einfach. Diese Annahmen führen bei dem Durchschnittskostenansatz mit einem Spreizungsfaktor von maximal 3, bei maximalem Zusatznutzen zu 15 Wasserkörpern (9 %) und bei minimalem Zusatznutzen zu 52 Wasserkörpern (32 %), deren Kosten als unverhältnismäßig ausgewiesen werden. Bei dem Benchmark-Ansatz gelten bei einem maximalen Aufwandsfaktor von 0,5 je nach Zusatznutzen 15 bis 47 Wasserkörper (9 – 29 %) als unverhältnismäßig teuer.

Zunächst werden die Auswirkungen der Normalisierungsvarianten „Fläche“ und „Einwohner“ beim Durchschnittskosten- und Benchmark-Ansatz vorgestellt (Kapitel 5.1). Anschließend werden Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen für den Durchschnittskostenansatz und den Benchmark-Ansatz dargelegt (Kapitel 5.2 und 5.3). Schließlich werden ausgewählte Wasserkörper, die unter beiden Normalisierungsvarianten und bei beiden Ansätzen als unverhältnismäßig ausgewiesen (Kapitel 5.4.1) sowie bei starkem Auswahlkriterium als unverhältnismäßig kategorisiert werden (Kapitel 5.4.2), detaillierter dargestellt.

5.1 Auswirkung der Wahl der Normalisierungseinheit

Für einen Vergleich der von Klauer et al. (2015; 2017) angewendeten Skalierung auf die Fläche der Wasserkörper werden die Kosten auf die Anzahl der Einwohner im Einzugsgebiet des Wasserkörpers normalisiert. Wie in den Ausgangsvarianten wird der maximale Spreizungsfaktor mit 3 und der maximale Aufwandsfaktor mit 0,5 festgesetzt. Die Faktoren werden jeweils mit einem 2:1-Verhältnis von Zielabstand zu Zusatznutzen berechnet.

Bei der Betrachtung der Ergebnisse lässt sich feststellen, dass sowohl der Durchschnittskostenansatz als auch der Benchmark-Ansatz unter den beiden Normalisierungsvarianten zu ähnlichen Ergebnissen führen (s. Tabelle 3). Die Differenz zwischen den Anteilen der unverhältnismäßigen Wasserkörper bei Änderung der Normalisierungseinheit liegt, je nach Höhe des Zusatznutzens, zwischen einem und zwölf Prozentpunkten. Auffällig ist, dass beim Durchschnittskostenansatz die Normalisierung auf

Einwohner mehr Ausnahmen zulässt, während beim Benchmark-Ansatz die Normalisierung auf die Fläche mehr Ausnahmen anzeigt. Beim Durchschnittskostenansatz gleichen sich die Anteile der als unverhältnismäßig ausgewiesenen Wasserkörper mit steigendem Zusatznutzen deutlich an. Wenn kein Zusatznutzen ausgewiesen wird, werden bei Einwohnernormalisierung 20 Wasserkörper (12%) mehr als unverhältnismäßig ausgewiesen als bei der Flächennormalisierung. Mit dem maximalen Zusatznutzen von 3 hingegen liegt die Differenz zwischen den Normalisierungen nur noch bei zwei Wasserkörpern. Beim Benchmark-Ansatz wird die Differenz mit steigendem Zusatznutzen größer, jedoch steigt sie von vier unverhältnismäßigen Wasserkörpern ohne Zusatznutzen auf sieben unverhältnismäßige Wasserkörper bei maximalem Zusatznutzen nur leicht an.

Die Ergebnisunterschiede zwischen den Ansätzen sind bei der Flächennormalisierung geringer als bei einer Normalisierung auf die Einwohner. Während die Differenz bei der Flächennormalisierung je nach Zusatznutzen zwischen 0 und 3 Prozentpunkten liegt, beträgt die Differenz bei der Einwohnernormalisierung 5 bis 18 Prozentpunkte. Bei beiden Normalisierungen weist der Benchmark-Ansatz weniger Wasserkörper als unverhältnismäßig aus.

Tabelle 3: Vergleichende Darstellung der Ergebnisse der Leipziger Ansätze bei den Normalisierungsvarianten „Fläche“ und „Einwohner“ mit Spreizungsfaktor = 3, Aufwandsfaktor = 0,5, Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

Ansatz	Normalisierung	Kostengröße	Unverhältnismäßige Wasserkörper			
			Zusatznutzen			
			0	1,5	3	
Durchschnittskostenansatz	Fläche des Wasserkörpers	3.643,33 €/ km ² * Jahr	Anzahl	52	21	15
			Anteil	32%	13%	9%
	Einwohner	9,75 €/ EW * Jahr	Anzahl	72	27	17
			Anteil	44%	16%	10%
Benchmark-Ansatz	Fläche des Wasserkörpers	25.422 €/ km ² * Jahr	Anzahl	47	19	15
			Anteil	29%	12%	9%
	Einwohner	110,66 €/ EW * Jahr	Anzahl	42	14	8
			Anteil	26%	9%	5%

Die Zusammenschau der Ergebnisse beider Normalisierungen ergibt, dass bei einem Zusatznutzen von 1,5 beim Durchschnittskostenansatz insgesamt 33 Wasserkörper und beim Benchmark-Ansatz insgesamt 23 Wasserkörper in mindestens einer Normalisierungsvariante als unverhältnismäßig eingestuft werden. Die 23

unverhältnismäßigen Wasserkörper des Benchmark-Ansatzes befinden sich dabei unter den 33 Wasserkörpern des Durchschnittskostenansatzes. Jeweils etwa die Hälfte (15 und 11 Wasserkörper) wird bei beiden Normalisierungen als unverhältnismäßig eingestuft. Elf Wasserkörper werden bei beiden Ansätzen unabhängig von der Normalisierung als unverhältnismäßig eingestuft und werden daher in Kapitel 5.4.1 detailliert auf ihre Eigenschaften untersucht.

5.2 Sensitivitätsanalyse des Durchschnittskostenansatzes

Beim Durchschnittskostenansatz sind die festzulegenden Parameter die maximale Höhe des Spreizungsfaktors und die Gewichtungsfaktoren der zwei Nutzentypen. Die Veränderungen der Ergebnisse durch Variation dieser Werte werden im Folgenden anhand einer Sensitivitätsanalyse dargestellt.

5.2.1 Auswirkung des Zusatznutzens im Durchschnittskostenansatz

Zunächst werden die Auswirkungen des Zusatznutzens, der aufgrund fehlender Kapazitäten nicht durch Experteneinschätzungen bewertet, sondern für den Praxistest nur mit hypothetischen Werten eingestellt wurde, dargestellt. Um einen Überblick über die Bandbreite der Auswirkungen zu geben, wird die Unverhältnismäßigkeitsschwelle mit maximalem Zusatznutzen (3), mittlerem Zusatznutzen (1,5) sowie ohne Zusatznutzen (0) für beide Normalisierungsvarianten berechnet. Die maximale Höhe des Spreizungsfaktors ist auf 3 angesetzt und der Zielabstand fließt mit doppelter Gewichtung gegenüber dem Zusatznutzen in die Berechnung ein.

Wie Abbildung 2 verdeutlicht, ist die Höhe des Zusatznutzens für das Ergebnis von hohem Einfluss. Wenn kein Zusatznutzen vorliegt, ist die Anzahl der unverhältnismäßigen Wasserkörper bei beiden Normalisierungen deutlich höher, als wenn ein Zusatznutzen von 1,5 oder 3 festgelegt wird. Bei der Normalisierung auf die Wasserkörperfläche reduziert sich der Anteil von unverhältnismäßigen Wasserkörpern mit einem Anstieg des Zusatznutzens von 0 auf 1,5 von 32 % auf 13 %. Bei der Normalisierung auf Einwohner sogar von 44 % auf 16 %. Der Unterschied bei einem Anstieg von 1,5 auf 3 ist deutlich geringer. Bei steigendem Zusatznutzen reduziert sich sein Einfluss auf das Ergebnis. Bei der Flächen-Normalisierung fällt der Anteil um vier Prozentpunkte auf 9 % und bei der Einwohner-Normalisierung sinkt der Anteil von 16 % auf 10 %.

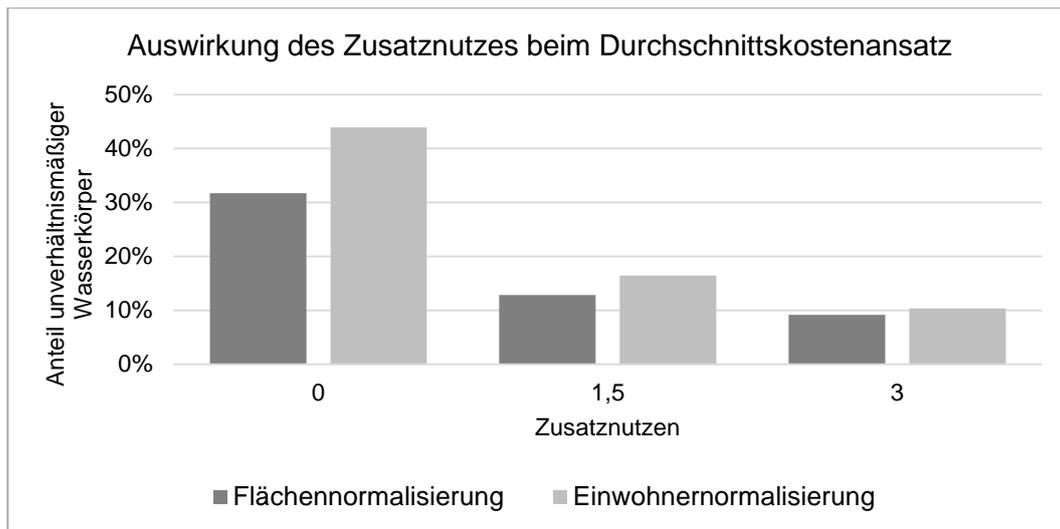


Abbildung 2: Auswirkung des Zusatznutzens auf das Ergebnis des Durchschnittskostenansatzes bei einer Normalisierung auf die Fläche und auf Einwohner mit Spreizungsfaktor = 3, Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

5.2.2 Auswirkung des Spreizungsfaktors

Die Auswirkungen eines maximalen Spreizungsfaktors von 1,5 bis 10 werden in Schritten von 0,5 in den Abbildungen 6 bis 11 dargestellt. Die Spreizungsfaktoren entsprechen bei maximalem Nutzen einer Akzeptanz der Steigerung der durchschnittlichen Maßnahmenkosten von 50 % bis zu einer Verzehnfachung der durchschnittlichen Kosten. Der Zusatznutzen wird variiert, die Gewichtung zwischen Zielabstand und Zusatznutzen entspricht der Ausgangsvariante von 2:1.

Normalisierung auf die Fläche

Bei einer Normalisierung auf die Fläche und einem Zusatznutzen von 1,5 reduziert sich der Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper mit der Anhebung des Spreizungsfaktors von 1,5 auf 3 von 24 % auf 13 % (s. Abbildung 3). Mit steigendem Spreizungsfaktor fällt der Anteil weiterhin leicht. Ab einem Spreizungsfaktor von 7,0 bleibt der Anteil der als unverhältnismäßig bewerteten Wasserkörper zunächst stabil bei 5 %. Der Anteil fällt nur noch langsam ab, erst ab einem Spreizungsfaktor von 57 wird kein Wasserkörper mehr als unverhältnismäßig ausgewiesen. Bei einem Zusatznutzen von 0 (s. Abbildung 4) liegt der Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper bei einem Spreizungsfaktor von 3 noch bei ca. einem Drittel (34 %), bei einem Spreizungsfaktor von 1,5 sogar bei der Hälfte (50 %). Bei einem Spreizungsfaktor von 9 und 10 liegt der Anteil unverhältnismäßiger Wasserkörper bei 12 %. Bei maximalem Zusatznutzen (s. Abbildung 5) werden höchstens etwa ein Fünftel der Wasserkörper als unverhältnismäßig ausgewiesen. Bei einem maximalen Spreizungsfaktor von 3 liegt der Anteil bereits bei 9 %. Ab einem Faktor von 5 kommt es zu einer vorübergehenden Stabilisierung des Anteils bei 5 %.

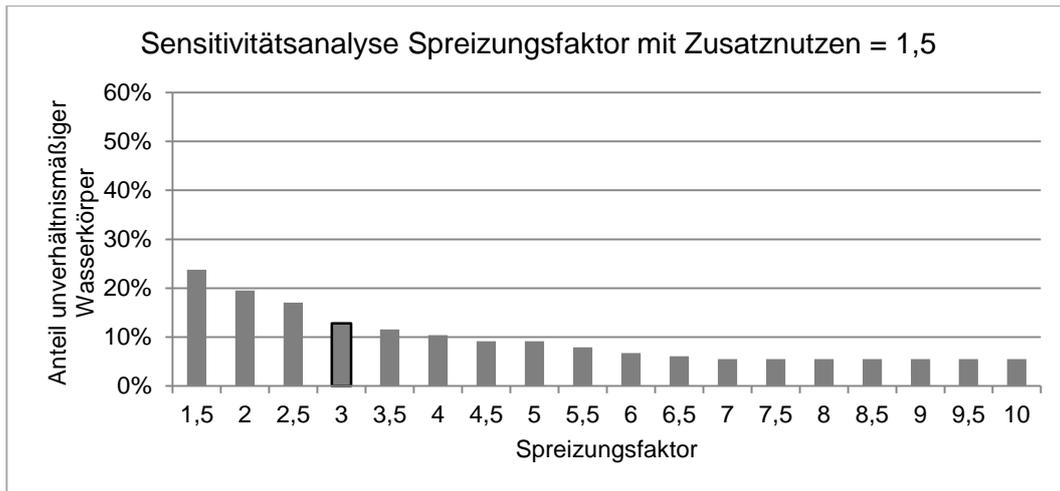


Abbildung 3: Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors mit einem Zusatznutzen von 1,5 und Normalisierung auf die Fläche mit Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

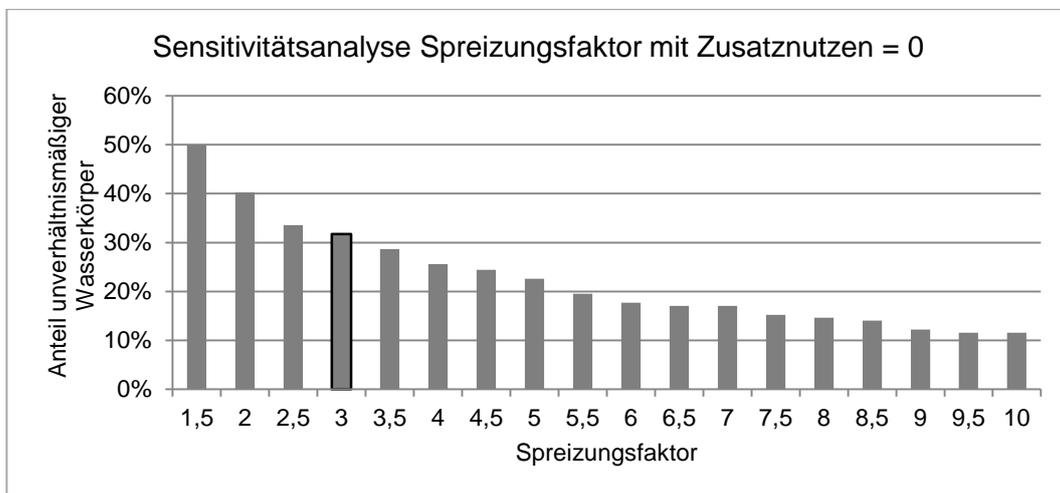


Abbildung 4: Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors mit einem Zusatznutzen von 0 und Normalisierung auf die Fläche mit Verhältnis Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

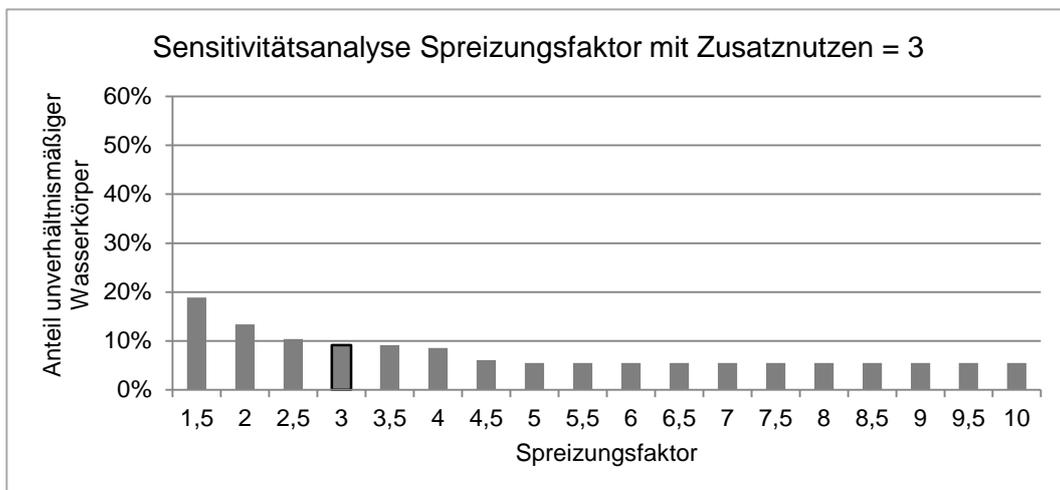


Abbildung 5: Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors mit einem Zusatznutzen von 3 und Normalisierung auf die Fläche mit Verhältnis Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

Normalisierung auf Einwohner

Bei der Normalisierung auf Einwohner werden, insbesondere bei niedrigen Spreizungsfaktoren und geringem Zusatznutzen, überwiegend mehr Wasserkörper als unverhältnismäßig angezeigt als bei gleicher Kombination bei Normalisierung auf die Fläche des Wasserkörpers. Bei der Festsetzung des Zusatznutzens auf 1,5 (s. Abbildung 6) werden bei einem maximalen Spreizungsfaktor von 1,5 39 % der Wasserkörper als unverhältnismäßig klassifiziert. Bis zum Spreizungsfaktor von 3 sinkt der Anteil auf 16 % und nähert sich dem Anteil der Flächennormalisierung (13 %) an. Anschließend reduziert sich der Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper bei steigendem Spreizungsfaktor kontinuierlich um ein bis zwei Prozentpunkte pro Anhebung des Faktors um 0,5. Dies gilt bis zum Wert von 7,5, dann bleibt der Anteil zunächst stabil bei 5 %. Der Anteil fällt anschließend langsam weiter ab, sodass ab einem Spreizungsfaktor von 50 keine Wasserkörper mehr als unverhältnismäßig ausgewiesen werden.

Bei Betrachtung der Ergebnisse ohne Zusatznutzen (s. Abbildung 7) liegt der Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper konstant über dem Anteil bei einer Flächennormalisierung. Der Anteil an unverhältnismäßigen Wasserkörpern fällt bei einer Anhebung des Spreizungsfaktors von 1,5 auf 3 um 17 Prozentpunkte. Bei einem maximalen Spreizungsfaktor von 3 werden 44 % der Wasserkörper als unverhältnismäßig angezeigt. Mit steigendem Spreizungsfaktor reduziert sich der Anteil. Eine Stabilisierung stellt sich bis zu einem Faktor von 10 nicht ein, der Anteil reduziert sich jedoch bei einem hohen Spreizungsfaktor nur noch leicht.

Bei einem maximalen Zusatznutzen liegt der Anteil der als unverhältnismäßig ausgewiesenen Wasserkörper zwischen 23 % bei einem maximalen Spreizungsfaktor von 1,5 und 4 % bei einem Spreizungsfaktor von 10 (s. Abbildung 8). Bei einem Spreizungsfaktor von 3 liegt der Anteil bei 10 %. Auffällig ist, dass die Einwohner-Normalisierung nicht, wie bei den vorherigen Zusatznutzenwerten, als schwächeres Auswahlkriterium charakterisiert werden kann. Die Anteile sind unter den jeweiligen Spreizungsfaktoren sehr ähnlich und das Verhältnis schwankt.

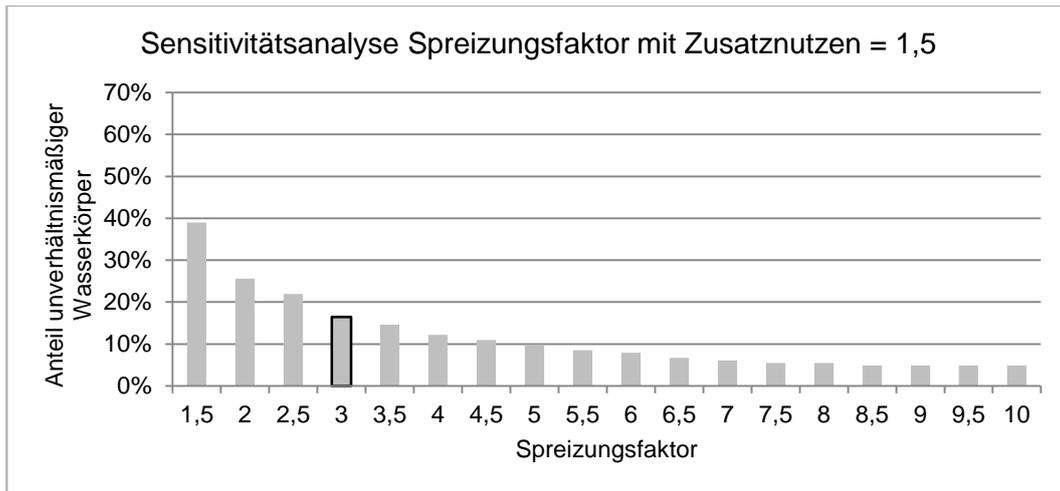


Abbildung 6: Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors mit einem Zusatznutzen von 1,5 und Normalisierung auf Einwohner mit Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

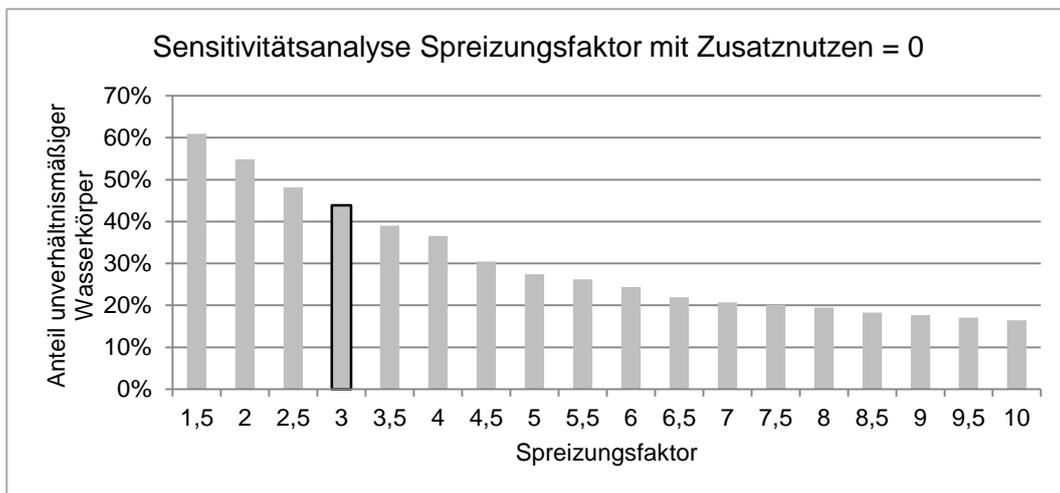


Abbildung 7: Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors mit einem Zusatznutzen von 0 und Normalisierung auf Einwohner mit Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

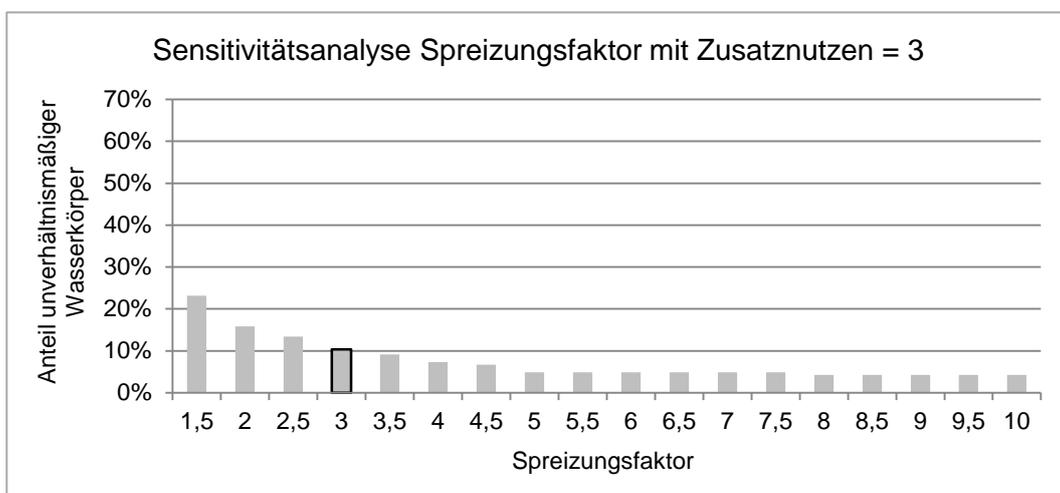


Abbildung 8: Sensitivitätsanalyse des Spreizungsfaktors mit einem Zusatznutzen von 3 und Normalisierung auf Einwohner mit Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

5.2.3 Auswirkung der Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen beim Durchschnittskostenansatz

Für die Varianten der Gewichtung der beiden Nutzentypen Zielabstand und Zusatznutzen wird ein hypothetischer Zusatznutzen von 1,5 ausgewählt. Die Betrachtung des Minimal- und Maximalwertes des Zusatznutzens wird an dieser Stelle ausgeklammert, da die Extremwerte sehr stark ins Gewicht fallen würden. Bei der Auswertung ist zu beachten, dass das Ergebnis durch die Festlegung des Wertes von 1,5 für den Zusatznutzen beeinflusst wird. Der Zusatznutzen ist damit oft höher bewertet als der ermittelte Wert des Zielabstands, der durchschnittlich 0,74 beträgt und sich von 0 bis 2,25 erstreckt. Die Abbildung 12 und 13 zeigen die Ergebnisse unter den zwei Normalisierungsvarianten bei Änderungen der Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen bei einem maximalen Spreizungsfaktor von 3. Die Gewichtung des Zusatznutzens nimmt von links nach rechts zu, während das Gewicht des Zielabstands abnimmt. Mit Ausnahme der Varianten, in denen der Zusatznutzen komplett vernachlässigt wird, verändert sich der Anteil der als unverhältnismäßig klassifizierten Wasserkörper durch eine Veränderung der Gewichtung kaum. Dies gilt sowohl für die Normalisierung auf die Wasserkörperfläche als auch für die Normalisierung auf Einwohner. Bei Bezug auf die Fläche reduziert sich der Anteil von 13 % bei doppelter Gewichtung des Zielabstands gegenüber einfacher Gewichtung des Zusatznutzens auf 10 % bei doppelter Gewichtung des Zusatznutzens gegenüber einfacher Gewichtung des Zielabstands. Bei der Normalisierung auf Einwohner reduziert sich der Anteil von 16 % auf 13 %. Bei Vernachlässigung des Zusatznutzens werden 24 % der Wasserkörper bei der Flächennormalisierung und 30 % bei der Normalisierung auf Einwohner als unverhältnismäßig angezeigt. Ohne Zielabstand gelten bei beiden Normalisierungen 10 % der Wasserkörper als unverhältnismäßig teuer.

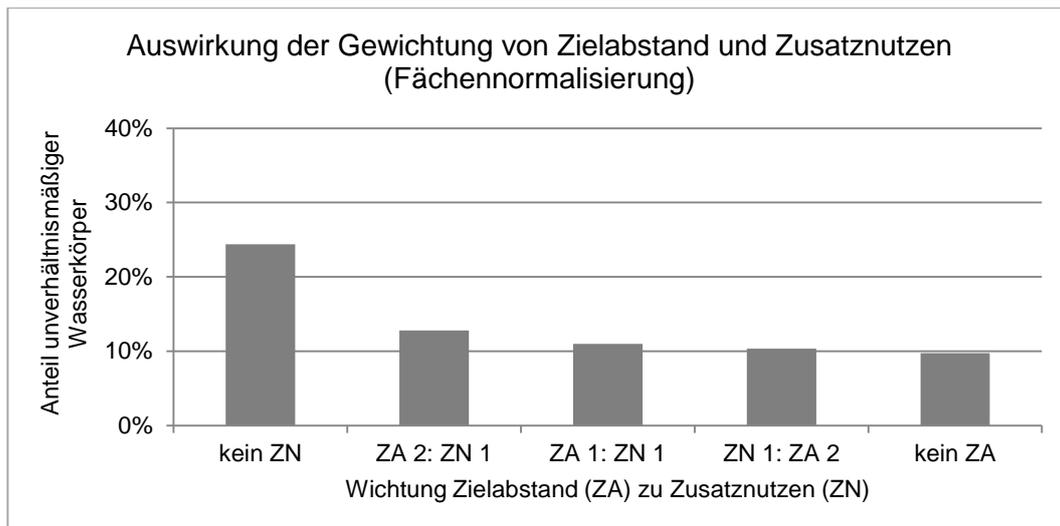


Abbildung 9: Auswirkung der Gewichtung der Nutzentypen auf die Ergebnisse des Durchschnittskostenansatzes bei einer Normalisierung auf die Fläche mit Zusatznutzen = 1,5, max. Spreizungsfaktor = 3, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

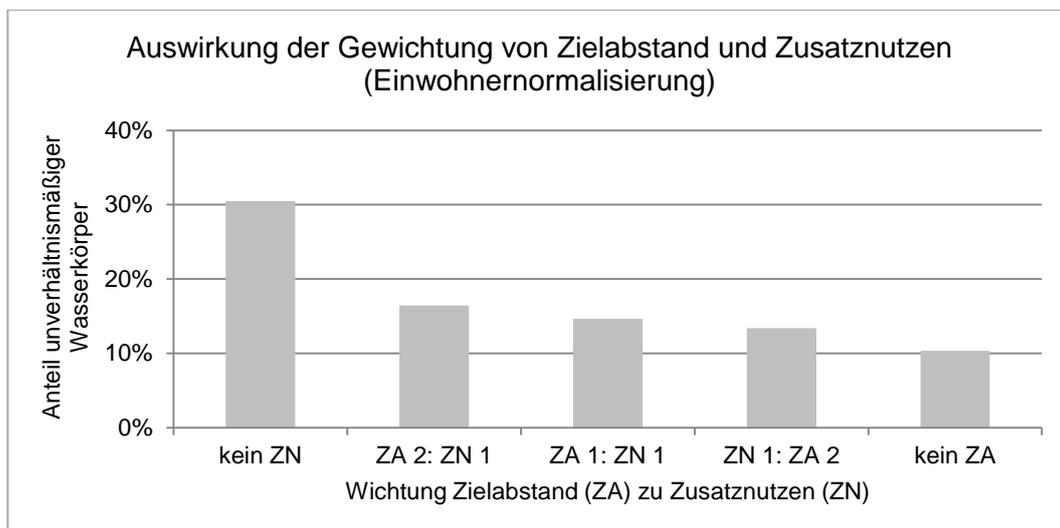


Abbildung 10: Auswirkung der Gewichtung der Nutzentypen auf die Ergebnisse des Durchschnittskostenansatzes bei einer Normalisierung auf Einwohner mit Zusatznutzen = 1,5, max. Spreizungsfaktor = 3, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

5.3 Sensitivitätsanalyse des Benchmark-Ansatzes

Beim Benchmark-Ansatz werden die maximale Höhe des Aufwandsfaktors und das Verhältnis von Zusatznutzen und Zielabstand variiert. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen unter verschiedenen Szenarien dargelegt.

5.3.1 Auswirkung des Zusatznutzens

Analog zur Analyse des Durchschnittskostenansatzes wird auch der Analyse des Benchmark-Ansatzes eine Betrachtung des Zusatznutzens, der aufgrund von Kapazitätsgründen nicht wasserkörperspezifisch von Experten eingeschätzt werden konnte,

vorangestellt. Die Auswirkungen der drei Werte 0, 1,5 und 3, die für die Analysen ausgewählt wurden, werden zunächst dargestellt (s. Abbildung 11), um den Einfluss des Zusatznutzens zu veranschaulichen. Mit den Festsetzungen der „Ausgangsvariante“, einem doppelt gewichteten Zielabstand zu einem einfach gewichteten Zusatznutzen sowie einem Aufwandsfaktor von 0,5, werden bei mittlerem Zusatznutzen bei der Flächen-Normalisierung 12 % und bei der Normalisierung auf Einwohner 9 % der Wasserkörper als unverhältnismäßig charakterisiert. Ohne Zusatznutzen sind die Anteile der unverhältnismäßigen Wasserkörper deutlich höher. Bei der Flächennormalisierung umfassen sie 29 % und bei Einwohnernormalisierung 26 %. Bei der Anhebung des mittleren Zusatznutzens auf maximalen Zusatznutzen zeigt sich keine so deutliche Veränderung. Der Anteil bei der Flächennormalisierung fällt bei mittlerem Zusatznutzen von 12 % auf 9 %, während eine Dopplung des Zusatznutzens bei Einwohnernormalisierung den Anteil von 9 % auf 5 % reduziert.

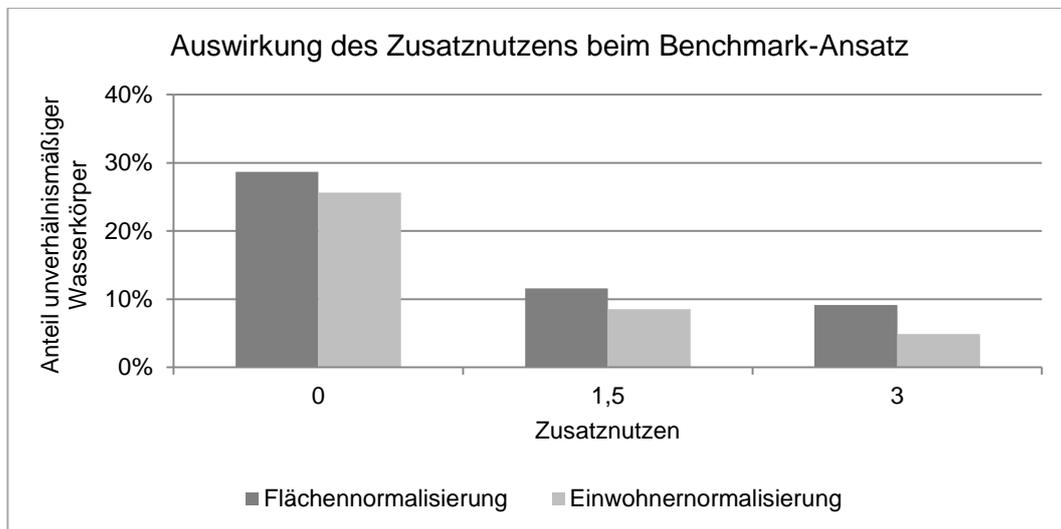


Abbildung 11: Auswirkung des Zusatznutzens auf das Ergebnis des Benchmark-Ansatzes bei einer Normalisierung auf die Fläche und auf Einwohner mit Aufwandsfaktor = 0,5, Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

5.3.2 Auswirkung des Aufwandsfaktors

Die Auswirkungen der Höhe des Aufwandfaktors auf das Ergebnis des Benchmark-Ansatzes sind in den Abbildungen 15 – 20 dargestellt. Für den Aufwandsfaktor werden jeweils Werte zwischen 0,1 und 2,0 in 0,1-Schritten angewendet. Für die Szenarien wird die Ausgangswichtung von doppeltem Zielabstand zu einfachem Zusatznutzen verwendet.

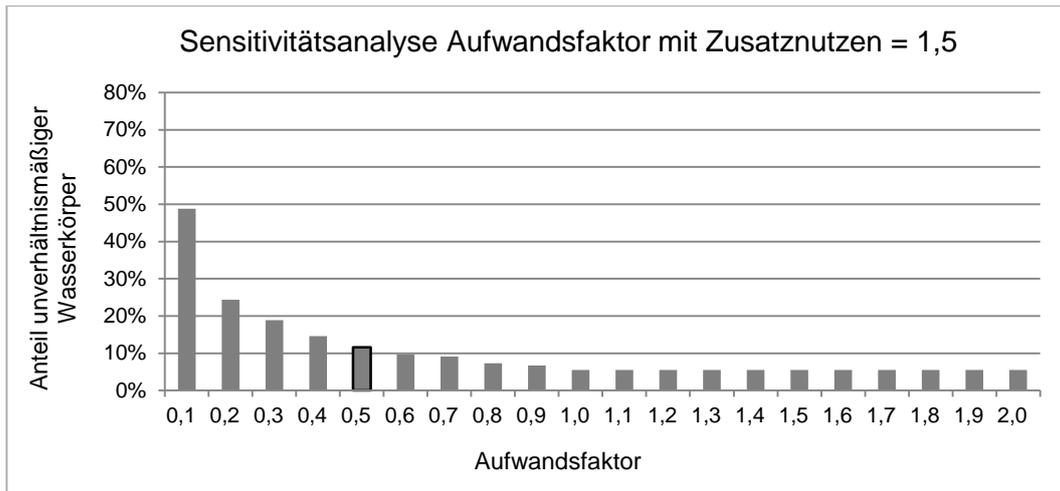


Abbildung 12: Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors mit einem Zusatznutzen von 1,5 und Normalisierung auf die Fläche mit Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

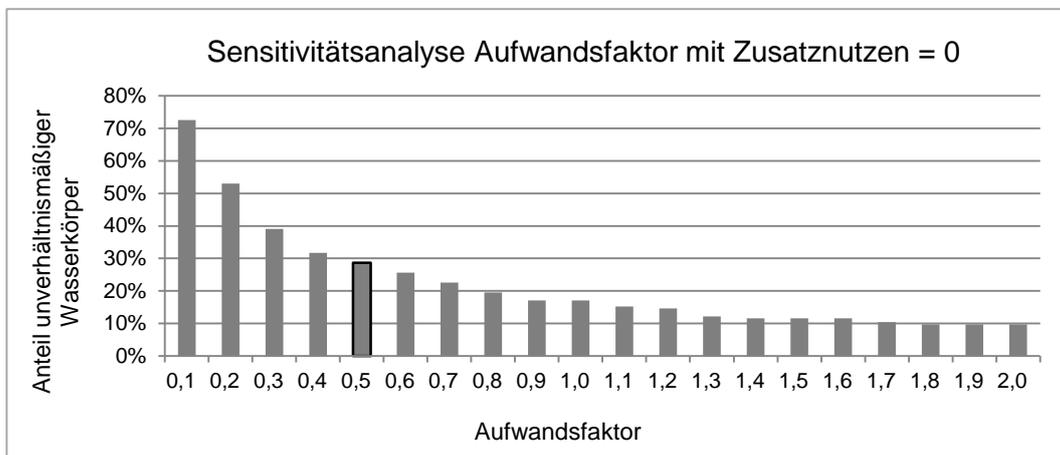


Abbildung 13: Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors mit einem Zusatznutzen von 0 und Normalisierung auf die Fläche mit Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

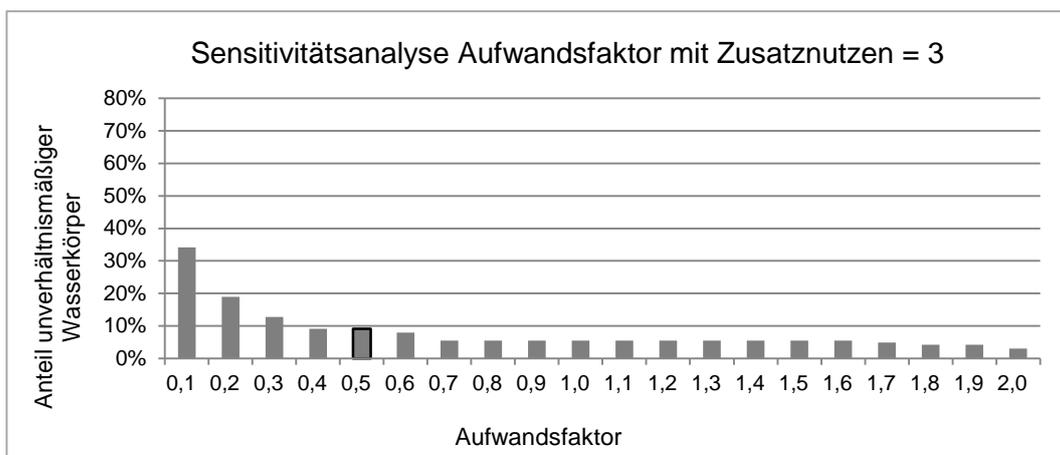


Abbildung 14: Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors mit einem Zusatznutzen von 3 und Normalisierung auf die Fläche mit Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

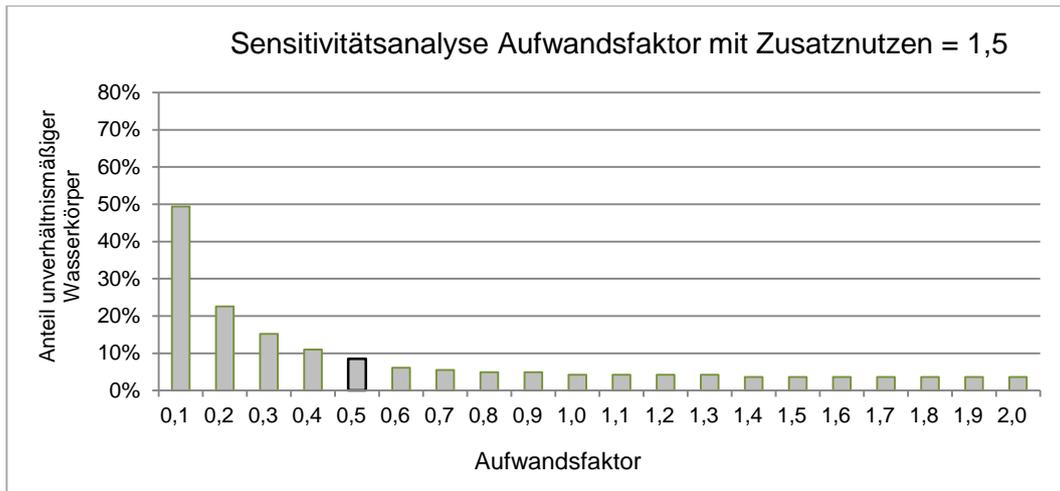


Abbildung 15: Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors mit einem Zusatznutzen von 0 und Normalisierung auf Einwohner mit Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

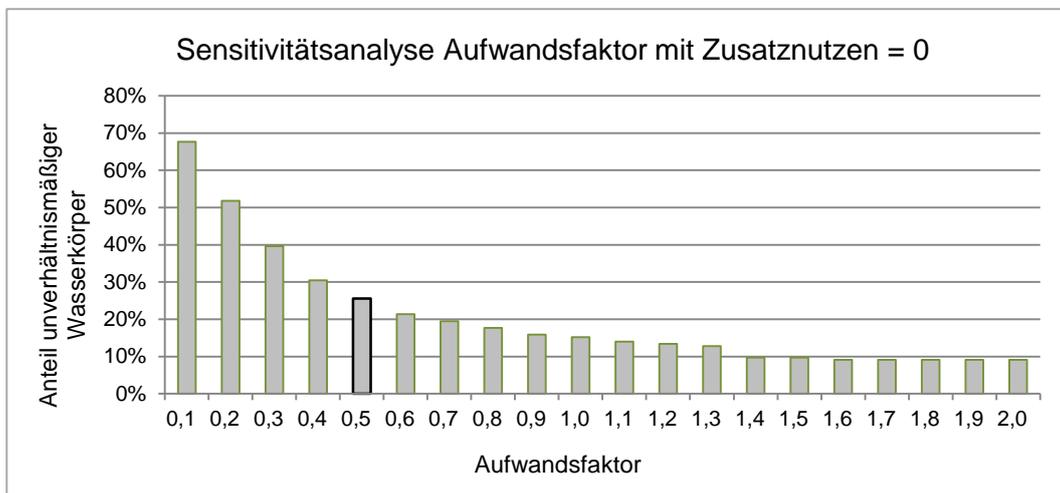


Abbildung 16: Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors mit einem Zusatznutzen von 0 und Normalisierung auf Einwohner mit Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

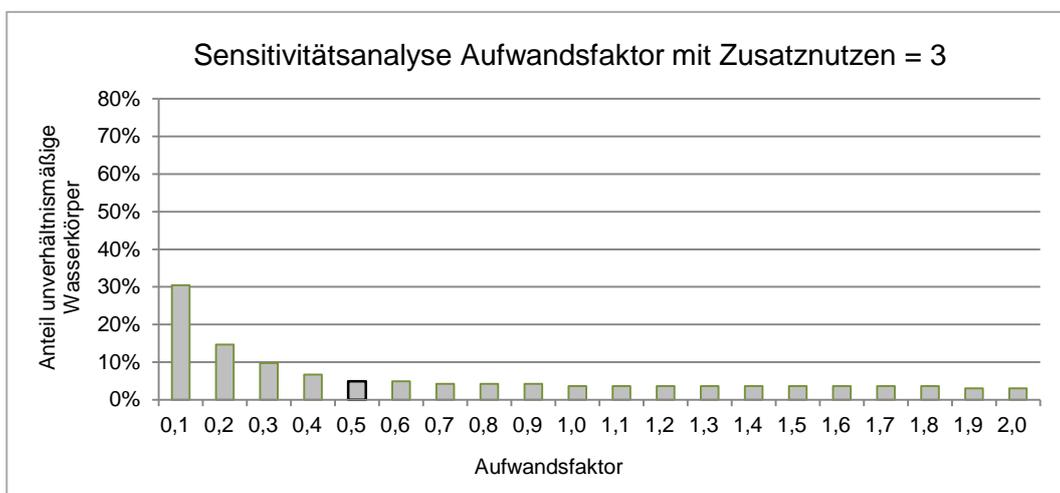


Abbildung 17: Sensitivitätsanalyse des Aufwandsfaktors mit einem Zusatznutzen von 3 und Normalisierung auf Einwohner mit Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen = 2:1, n = 164 (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

Normalisierung auf die Fläche

Bei der Normalisierung auf die Fläche nimmt die Anzahl der unverhältnismäßigen Wasserkörper bis zur Ausgangsvariante von 0,5 mit ansteigendem Aufwandsfaktor stark ab. Bei einem Zusatznutzen von 1,5 (s. Abbildung 12) fällt der Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper von knapp der Hälfte aller Wasserkörper (49 %) bei einem Aufwandsfaktor von 0,1 auf einen Anteil von 12 % bei einem Aufwandsfaktor von 0,5. Bei steigendem Aufwandsfaktor reduziert sich die Anzahl der unverhältnismäßigen Wasserkörper nur noch leicht. Ab einem Aufwandsfaktor von 1,0, also einer Dopplung der vergangenen Ausgaben, stabilisiert sich der Anteil zunächst bei 5 %. Bei steigendem Faktor fällt der Anteil erneut. Ab einem Aufwandsfaktor von 8,2 wird kein Wasserkörper mehr als unverhältnismäßig angezeigt.

Bei einer Berechnung ohne Zusatznutzen (s. Abbildung 13) sind 10 % der geringste Anteil an unverhältnismäßigen Wasserkörpern, der bis zu einem Aufwandsfaktor von 2,0 erreicht wird. Bei einem Aufwandsfaktor von 0,5 werden fast ein Drittel der Wasserkörper (29 %) als unverhältnismäßig ausgewiesen und bei einem Aufwandsfaktor von 0,1 über 70 %. Bei einem Zusatznutzen von 3 (s. Abbildung 14) werden bei einem Aufwandsfaktor von 0,5 9 % der Wasserkörper als unverhältnismäßig eingestuft. Ein Anteil von 13 % wird bei einem Aufwandsfaktor von 0,3 als unverhältnismäßig ausgewiesen und ein Anteil von 5 % wird bei einem Aufwandsfaktor von 0,7 erreicht. Ab einem Aufwandsfaktor von 1,8 reduziert sich der Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper erneut und liegt bei einem Faktor von 2,0 bei 3 %.

Normalisierung auf Einwohner

Bei der Normalisierung auf Einwohner im Einzugsgebiet weisen die Änderungen des Aufwandsfaktors ein ähnliches Verteilungsmuster auf. Bei mittlerem Zusatznutzen gelten bei einem Aufwandsfaktor von 0,1, wie auch bei der Flächen-Normalisierung, knapp die Hälfte aller Wasserkörper (49 %) als unverhältnismäßig teuer. Bei einer Steigerung der akzeptierten Ausgaben um 10 % der vergangenen Ausgaben reduziert sich der Anteil um ca. die Hälfte (23 %). Anschließend reduziert sich der Anteil in kleineren Schritten. Wie auch bei der Flächennormalisierung bleibt der Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper ab einem Aufwandsfaktor von 1,0 zunächst stabil (s. Abbildung 15). Bereits ab einem Aufwandsfaktor von 4,4 werden keine Wasserkörper mehr als unverhältnismäßig angezeigt. Ohne Zusatznutzen (s. Abbildung 16) fällt der Anteil unverhältnismäßiger Wasserkörper von 68 % bei einem maximalen Faktor von 0,1 auf 26 % bei einem Faktor von 0,5. Ab einem maximalen Aufwandsfaktor von 1,6 bleibt der Anteil zunächst bei 9 %. Die Anteile weisen bei den meisten Aufwandsfaktoren nur geringe Unterschiede zur Flächennormalisierung auf.

Bei maximalem Zusatznutzen (s. Abbildung 17) liegt der höchste Anteil bei 30 % der Wasserkörper (bei einem Aufwandsfaktor von 0,1). Bei einem Faktor von 0,5 gelten nur noch 5 % als unverhältnismäßig und ab einem Faktor von 1,9 bleibt der Anteil zunächst bei 3 %. Im Vergleich zur Flächennormalisierung ist diese Variante unter den meisten Aufwandsfaktoren das stärkere Kriterium.

5.3.3 Auswirkung der Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen beim Benchmark-Ansatz

Analog zum Durchschnittskostenansatz stellen die Abbildungen 21 und 22 die Veränderungen der Ergebnisse des Benchmark-Ansatzes unter verschiedenen Varianten der Gewichtung für die Normalisierung auf die Fläche des Wasserkörpers und die Einwohner dar. Der Aufwandsfaktor wird jeweils einmal nur mit Zielabstand und Zusatznutzen und den Verhältnissen 2:1, 1:1 und 1:2 berechnet. Der maximale Wert des Aufwandsfaktors entspricht der Ausgangsvariante (max. 0,5). Grundlegende Überlegungen zum Einfluss des Zusatznutzens aufgrund seines hypothetischen Wertes von 1,5 (s. Kapitel 5.2.3) sind ebenso für den Benchmark-Ansatz gültig.

Bei der Normalisierung auf die Fläche (s. Abbildung 21) sind die Anteile bei allen Varianten der Gewichtung, mit Ausnahme der Variante ohne Zusatznutzen, ähnlich und sinken mit zunehmender Gewichtung des Zusatznutzens von 12 % auf 10 %. Der Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper ist bei doppelter Wichtung des Zusatznutzens genauso hoch wie bei Außerachtlassen des Zielabstands (9 %). Bei einer Berechnung ganz ohne Zusatznutzen ist der Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper mit 22 % relativ hoch.

Bei der Normalisierung auf Einwohner im Einzugsgebiet (Abbildung 22) liegt der Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper unter dem Anteil in der gleichen Variante bei der Flächennormalisierung. Bei einer Berechnung ohne Zusatznutzen liegt der Anteil bei 20 %. Bei doppelter Gewichtung des Zielabstands gegenüber dem Zusatznutzen werden 9 % der Wasserkörper als unverhältnismäßig eingestuft. Mit zunehmender Gewichtung des Zusatznutzens fällt der Anteil auf 7 % und sinkt anschließend auf 6 % bei doppelter Gewichtung des Zusatznutzens gegenüber dem Zielabstand bzw. 5 % bei Vernachlässigung des Zielabstandes.

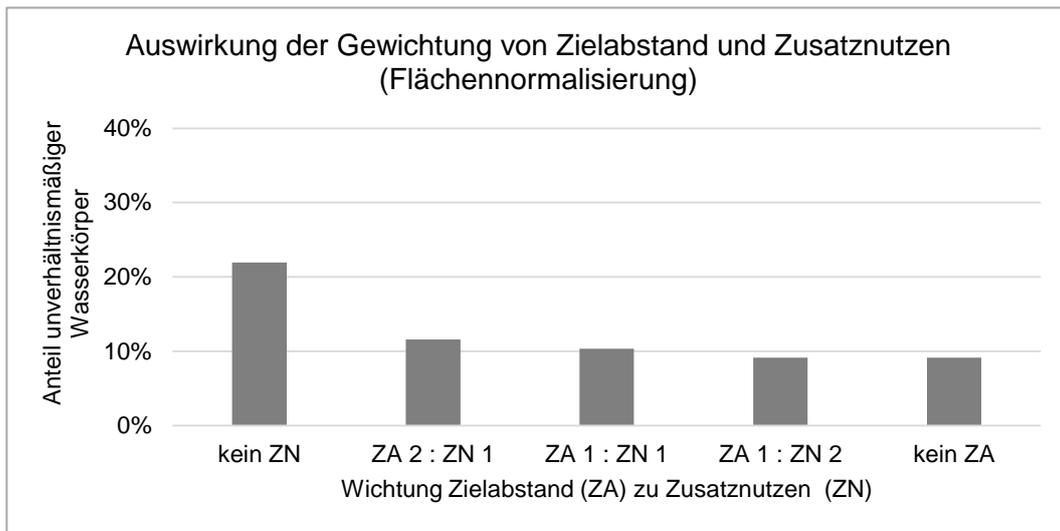


Abbildung 18: Auswirkung der Gewichtung der Nutzentypen auf die Ergebnisse des Benchmark-Ansatzes bei einer Normalisierung auf die Fläche mit Zusatznutzen = 1,5, max. Aufwandsfaktor = 0,5, n = 164) (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

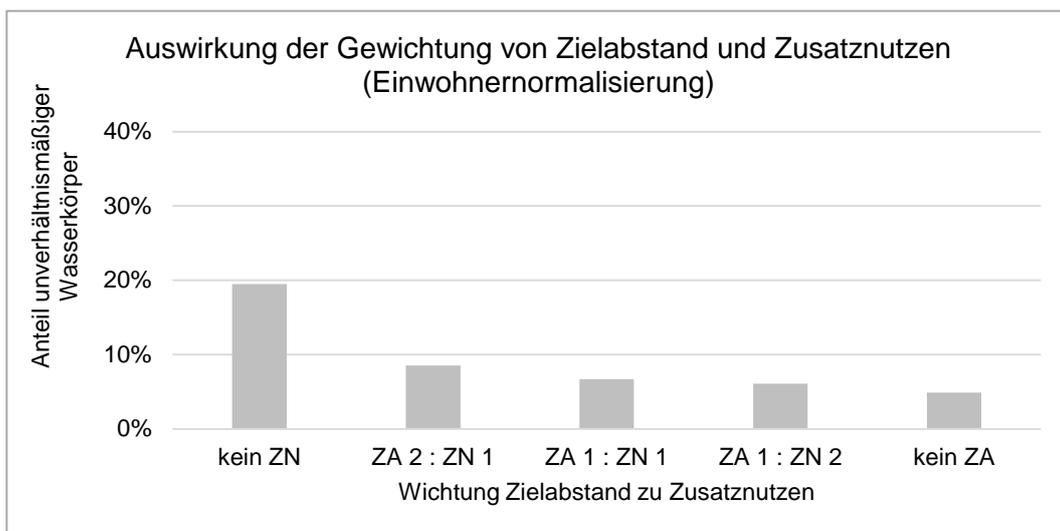


Abbildung 19: Auswirkung der Gewichtung der Nutzentypen auf die Ergebnisse des Benchmark-Ansatzes bei einer Normalisierung auf Einwohner mit Zusatznutzen = 1,5, max. Aufwandsfaktor = 0,5, n = 164) (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

5.4 Detaillierte Analyse einzelner Wasserkörper

Im Anschluss an die Darstellung der Auswirkungen verschiedener Varianten und Szenarien auf die Anteile der Wasserkörper mit unverhältnismäßig hohen Kosten wird der Fokus auf ausgewählte Wasserkörper gerichtet. Um einen Eindruck darüber zu geben, welche Wasserkörper mit den Leipziger Ansätzen als unverhältnismäßig ausgewiesen werden, werden Charakteristika von Wasserkörpern dargestellt, die unter den Ausgangsvarianten

unabhängig vom gewählten Ansatz und von der Normalisierungseinheit sowie unter hohen Anhebungsfaktoren unverhältnismäßig hohe Maßnahmenkosten beanspruchen.

5.4.1 Ausgewählte unverhältnismäßige Wasserkörper der Normalisierungsvarianten

Bei der Betrachtung der Normalisierungsvarianten unter der Ausgangsvariante bei einem Zusatznutzen von 1,5 wurden elf Wasserkörper bei beiden Ansätzen und unter beiden Normalisierungsvarianten als unverhältnismäßig teuer ausgewiesen (s. Kapitel 5.1). Tabelle 4 stellt die Charakteristika dieser Wasserkörper dar. Die Wasserkörper befinden sich nach der Klassifizierung der WRRL in einem mäßigen oder schlechten ökologischen Zustand/Potenzial. Der Zielabstand liegt zwischen 0,25 und 1,5. Die Gewässertypen dieser Wasserkörper sind überwiegend kiesgeprägte Ströme (fünf Wasserkörper) oder große Flüsse des Mittelgebirges (vier Wasserkörper). Zwei der Wasserkörper wurden als Mittelgebirgsbäche klassifiziert²⁰.

Die weiteren Eigenschaften der Wasserkörper sind relativ divers. Etwa jeweils die Hälfte ist als natürliche Wasserkörper und als erheblich veränderte Wasserkörper ausgewiesen. Ihre Größe erstreckt sich von sehr kleinen Wasserkörpern mit einer Fläche von 2 km² bis hin zu Wasserkörpern mit einer Fläche von 194 km². Auch die Einwohnerzahlen unterscheiden sich innerhalb einer Spanne von 1.187 und 212.583 Einwohnern. Die prognostizierten Kosten pro Wasserkörper liegen zwischen ca. 2,9 und 83,8 Mio. Euro. Die maximalen Kosten pro Quadratkilometer und Jahr liegen bei 75.578 Euro (WK 5), die minimalen Kosten bei 4.635 Euro (WK 11). Der Wasserkörper mit den geringsten Kosten pro Einwohner beansprucht 22 Euro pro Einwohner und Jahr (WK 7). Wasserkörper 8 kommt mit 160 Euro pro Einwohner und Jahr auf den höchsten Anteil.

Auffällig sind die Werte für die Anpassungsfaktoren, deren Variation sich vom Zielabstand ableitet, da der Zusatznutzen für alle Wasserkörper mit 1,5 bewertet wurde. Der Spreizungsfaktor liegt zwischen 0,67 und 1,5. Gemittelt für alle elf Wasserkörper ergibt sich ein Wert von 1,03. Dieser liegt nah beim Durchschnitt des Spreizungsfaktors aller Wasserkörper, der 0,99 beträgt. Dies ist auch beim Benchmark-Ansatz der Fall. Der Mittelwert des Aufwandfaktors entspricht mit 0,17 genau dem Gesamtdurchschnitt aller Wasserkörper. Der Aufwandfaktor liegt zwischen 0,11 und 0,25.

²⁰ Eine genauere Beschreibung kann aufgrund der Vorgabe, die Wasserkörper zu anonymisieren, nicht erfolgen.

Tabelle 4: Bei beiden Ansätzen unter Flächen- und Einwohnernormalisierung als unverhältnismäßig ausgewiesene Wasserkörper (Zusatznutzen = 1,5, max. Spreizungsfaktor = 3 / max. Aufwandsfaktor = 0,5, Gewichtung Zusatznutzen zu Zielabstand = 2:1) (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

Nr.	(Prägender) Gewässertyp ²¹	WK-Fläche [km²]	Einwohner je WK	nwb/ hmwb/ awb	ökologischer Zustand/Potenzial	Zielabstand	Kosten 2009-2027 [€]	Durchschnittskostenansatz			Benchmark-Ansatz		
								Spreizungs-faktor	Kostenschwelle		Anhebungs-faktor	Kostenschwelle	
									km²-Normalisierung [€]	EW-Normalisierung [€]		km²-Normalisierung [€]	EW-Normalisierung [€]
WK 1	Kiesgeprägter Strom	26	5.147	nwb	3	0,25	8.819.864	0,67	1.139.341	602.039	0,11	1.312.348	1.127.359
WK 2	Kiesgeprägter Strom	24	12.975	nwb	3	0,33	21.697.000	0,72	1.149.506	1.644.109	0,12	1.324.056	3.078.705
WK 3	Mittelgebirgsbach	77	29.283	hmwb	4	1,00	13.438.509	1,17	5.901.206	5.994.009	0,19	6.797.291	11.224.185
WK 4	Kiesgeprägter Strom	2	1.277	hmwb	3	1,00	2.850.000	1,17	182.093	261.374	0,19	209.744	489.441
WK 5	Feinmaterialreicher, karbonathaltiger Mittelgebirgsbach	154	31.689	nwb	3	0,67	12.814.703	0,94	9.512.835	5.250.862	0,16	10.957.338	9.832.592
WK 6	Kiesgeprägter Strom	46	42.414	hmwb	4	1,00	42.782.328	1,17	3.530.930	8.681.754	0,19	4.067.094	16.257.170
WK 7	Kiesgeprägter Strom	194	212.583	hmwb	4	1,00	83.807.718	1,17	14.804.658	43.513.593	0,19	17.052.713	81.482.132
WK 8	Großer Fluss des Mittelgebirges	27	4.087	hmwb	3	0,75	11.775.000	1,00	1.754.918	717.024	0,17	22.021.398	1.342.677
WK 9	Großer Fluss des Mittelgebirges	39	7.974	nwb	3	1,50	7.167.889	1,50	3.875.771	2.098.594	0,25	4.464.298	3.929.759
WK 10	Großer Fluss des Mittelgebirges	25	5.207	nwb	3	0,25	7.207.900	0,67	1.104.802	609.004	0,11	1.272.564	1.140.402
WK 11	Großer Fluss des Mittelgebirges	2	1.187	nwb	4	1,00	3.265.000	1,17	183.624	242.906	0,19	211.507	454.858

²¹ Quelle: WRRL TBG-Begleitdokumentation des Bundeslands.

5.4.2 Ausgewählte unverhältnismäßige Wasserkörper der Sensitivitätsanalyse

Im Folgenden werden Wasserkörper, die auch bei hoch angesetzter Kostenschwelle noch als unverhältnismäßig eingestuft werden, näher betrachtet. Tabelle 5 fasst die Wasserkörper zusammen, die unter einem Zusatznutzen von 1,5 und einer 2:1-Gewichtung von Zielabstand zu Zusatznutzen mit hohen Anpassungsfaktoren zunächst relativ stabil als unverhältnismäßig angezeigt werden. In den verschiedenen Varianten werden die jeweils „letzten“ 5 % der Wasserkörper mit unverhältnismäßigen Kosten herausgestellt. Beim Durchschnittskostenansatz entspricht dies dem Spreizungsfaktor 7 und beim Benchmark-Ansatz dem Aufwandsfaktor 1,0. Bis auf zwei Wasserkörper handelt es sich um Wasserkörper die bereits in Kapitel 5.4.1 herausgestellt worden sind. Die Nummerierung der Wasserkörper wird aus Tabelle 4 übernommen und fortgesetzt.

Beim Durchschnittskostenansatz gelten bei einem Spreizungsfaktor von 7 und beim Benchmark-Ansatz bei einem Aufwandsfaktor von 1,0 bei der Flächennormalisierung neun Wasserkörper (5 %) als unverhältnismäßig teuer. Bei der Einwohnernormalisierung gelten beim Durchschnittskostenansatz bei einem Spreizungsfaktor von 7 noch 6 % (10 Wasserkörper) als unverhältnismäßig, was sich jedoch ab einem Spreizungsfaktor von 7,5 auf 5 % reduziert. Beim Benchmark-Ansatz werden bei der Einwohnernormalisierung bei einem Faktor von 1,0 nur noch 4 % als Wasserkörper mit unverhältnismäßigen Kosten ausgewiesen.

Dabei werden sieben Wasserkörper (Nr. 1, 2, 4, 6, 8, 10, 11) bei beiden Ansätzen unabhängig von der Normalisierung als unverhältnismäßig charakterisiert. Diese Wasserkörper wurden als kiesgeprägte Ströme und große Flüsse des Mittelgebirges typisiert. Die Wasserkörper sind alle relativ klein und erstrecken sich über Flächen von 2 km² bis 46 km². Auch die Einwohnerzahlen liegen mit 1.187 bis 42.414 unter dem Durchschnitt. Die Kosten betragen zwischen ca. 3 Mio. und 43 Mio. Euro. Der Spreizungsfaktor liegt zwischen 1,56 und 2,72.

Bei der Normalisierung auf die Fläche gelten bei beiden Ansätzen zusätzlich die Wasserkörper 7 und 12 als unverhältnismäßig teuer. Dies sind beides kiesgeprägte Ströme, die als erheblich verändert eingestuft worden sind. Ihr ökologisches Potenzial wurde als schlecht bewertet und der Zielabstand liegt bei 1,0. Sie erstrecken sich über eine Fläche von 194 km² bzw. 146 km² und liegen damit relativ nah am Durchschnitt (218 km²). Mit 212.583 bzw. 326.631 Einwohnern ist die Einwohnerzahl relativ hoch. Die beiden Wasserkörper sind die teuersten des Datensatzes. Die prognostizierten Kosten liegen bei Wasserkörper Nr. 7 bei 83.807.718 Euro und bei Wasserkörper Nr. 12 bei 84.312.000 Euro. Die Kosten pro Quadratmeter liegen bei 431.999 Euro pro km² bei Wasserkörper Nr. 7 und 557.479 Euro pro km² bei Wasserkörper Nr. 12. Auf Einwohner bezogen entspricht dies bei

Wasserkörper Nr. 7 394 Euro pro Einwohner und bei Wasserkörper Nr. 12 258 Euro pro Einwohner.

Beim Durchschnittskostenansatz gelten bei der Normalisierung auf Einwohner bei einem Spreizungsfaktor von 7,5 die Wasserkörper 9 und 13 zusätzlich zu den oben aufgeführten Wasserkörpern als unverhältnismäßig. Die beiden Wasserkörper unterscheiden sich relativ stark. Wasserkörper 9 ist ein verhältnismäßig kleiner Abschnitt eines großen Flusses des Mittelgebirges und erstreckt sich über 39 km². 7.974 Einwohner wurden seinem Einzugsgebiet zugeordnet. Der Wasserkörper wurde als natürlicher Wasserkörper in einem mäßigen ökologischen Zustand eingestuft. Der Zielabstand beträgt 1,5 und ist damit genauso hoch wie der angesetzte Zusatznutzen. Daraus ergibt sich ein Spreizungsfaktor von 3,5. Die kalkulierten Kosten betragen 7.167.889 Euro. Dies entspricht Kosten pro Einwohner in Höhe von 899 Euro. Wasserkörper 13 hingegen wurde als Bach im Alpenvorland typisiert und erstreckt sich über eine Fläche von 144 km². 22.553 Einwohner wohnen in seinem Gebiet. Der Wasserkörper wurde als künstlicher Wasserkörper kategorisiert und weist ein mäßiges ökologisches Potenzial sowie einen Zielabstand von 0,33 auf. Daraus ergibt sich ein Spreizungsfaktor von 1,69. Es werden 7.751.000 Euro als notwendig prognostiziert. Dies entspricht 344 Euro pro Einwohner.

Unter diesen Auswahlkriterien ergeben sich bei der Normalisierung auf die Fläche sowohl im Durchschnittskostenansatz als auch im Benchmark-Ansatz Einsparungen²² von ca. 185 Mio. Euro. Die Einsparungen bei der Einwohner-Normalisierung sind deutlich geringer. Beim Benchmark-Ansatz würden 51 Mio. Euro und beim Durchschnittskostenansatz 73 Mio. Euro eingespart werden.

²² Diese Kostengröße ergibt sich aus der Differenz zwischen der Kostenschwelle und den prognostizierten Kosten, da auch bei Unverhältnismäßigkeit Maßnahmen im Rahmen von verhältnismäßigen Kosten umzusetzen sind.

Tabelle 5: Eigenschaften unverhältnismäßiger Wasserkörper mit Zusatznutzen = 1,5 beim Benchmark-Ansatz mit Aufwandsfaktor = 1,0 und Durchschnittskostenansatz mit Spreizungsfaktor = 7 und 2:1-Verhältnis von Zusatznutzen und Zielabstand (Markierung: dunkelgrau = unverhältnismäßig, hellgrau = verhältnismäßig) (Quelle: eigene Berechnung, Datengrundlage: Daten des untersuchten Bundeslandes)

Nr.	(Prägender) Gewässertyp ²³	WK-Fläche [km ²]	Einwohner je WK	nwb/ hmwb/ awb	Ökologischer Zustand/Potenzial	Zielabstand	Kosten 2009-2027 [€]	Durchschnittskostenansatz			Benchmark-Ansatz		
								Spreizungs-faktor	Kostenschwelle		Anhebungs-faktor	Kostenschwelle	
									km ² -Normalisierung [€]	EW-Normalisierung [€]		km ² -Normalisierung [€]	EW-Normalisierung [€]
WK 1	Kiesgeprägter Strom	26	5147	nwb	3	0,25	8.819.864	1,56	2.658.463	1.404.759	0,11	2.624.695	2.254.719
WK 2	Kiesgeprägter Strom	24	12975	nwb	3	0,33	21.697.000	1,69	2.682.181	3.836.255	0,12	2.648.112	6.157.411
WK 4	Kiesgeprägter Strom	2	1277	hmwb	3	1,00	2.850.000	2,72	424.885	609.874	0,19	419.488	978.883
WK 5	Feinmaterialreicher, karbonathaltiger Mittelgebirgsbach	154	31689	nwb	3	0,67	12.814.703	2,20	22.196.616	12.252.010	0,31	21.914.677	19.665.183
WK 12	Kiesgeprägter Strom	146	326631	hmwb	4	1,00	84.312.000	2,72	26.080.426	156.002.562	0,39	25.749.155	250.393.113
WK 6	Kiesgeprägter Strom	46	42414	hmwb	4	1,00	42.782.328	2,72	8.238.837	20.257.427	0,19	8.134.188	32.514.339
WK 7	Kiesgeprägter Strom	194	212583	hmwb	4	1,00	83.807.718	2,72	34.544.202	101.531.717	0,19	34.105.425	162.964.263
WK 8	Großer Fluss des Mittelgebirges	27	4087	hmwb	3	0,75	11.775.000	2,33	4.094.808	1.673.057	0,17	4.042.796	2.685.353
WK 13	Bach des Alpenvorlands	144	22533	awb	3	0,33	7.751.000	1,69	15.888.633	6.662.326	0,24	15.686.817	10.693.417
WK 9	Großer Fluss des Mittelgebirges	39	7974	nwb	3	1,50	7.167.889	3,50	9.043.465	4.896.720	0,5	8.928.596	7.859.519
WK 10	Großer Fluss des Mittelgebirges	25	5207	nwb	3	0,25	7.207.900	1,56	2.577.872	1.421.010	0,11	2.545.128	2.280.804
WK 11	Großer Fluss des Mittelgebirges	2	1187	nwb	4	1,00	3.265.000	2,72	428.455	566.780	0,19	423.013	909.715

²³ Quelle: WRRL TBG-Begleitdokumentation des Bundeslands.

6 Diskussion der Leipziger Ansätze

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Analyse hinsichtlich des Anwendungsverhaltens der Leipziger Ansätze für den konkreten Datensatz diskutiert sowie die Anwendbarkeit der Ansätze im Allgemeinen in den Blick genommen und kritisch beurteilt.

6.1 Diskussion der Analyseergebnisse

Von den in Kapitel 5 deskriptiv dargelegten Ergebnissen der Normalisierungsvarianten und Sensitivitätsanalysen werden im Folgenden Aussagen über die Leipziger Ansätze abgeleitet. Die abgeleiteten Hypothesen beziehen sich jedoch nur auf den untersuchten Datensatz. Für allgemeingültige Aussagen sind die Analysen auf größere Datensätze anzuwenden und mit statistischen Methoden zu überprüfen. Weiterhin werden anhand der Analyseergebnisse Einschätzungen abgeleitet, ob die festgelegten Werte der Ausgangsvariante „sinnvolle Annahmen“ darstellen, die eine angemessene Unverhältnismäßigkeitsschwelle erzeugen. Darüber hinaus werden starke Auswahlkriterien, also Kombinationen, die vergleichsweise wenig Wasserkörper als unverhältnismäßig ausweisen, identifiziert.

Es existieren keine Vorgaben darüber, welcher Anteil an unverhältnismäßigen Wasserkörpern als angemessen bzw. richtlinienkonform bewertet wird und anhand welcher Kriterien ein solcher festgestellt werden kann. Aus der Argumentation, dass die Entscheidung über Unverhältnismäßigkeit eine politische ist und keine Vorgaben zur Bestimmung oder Höhe der Kostengrenze gemacht werden (s. Kapitel 2.2), lässt sich ableiten, dass auch keine genauen Vorgaben über einen angemessenen Anteil festgelegt werden können. Demnach kann keine Bewertung im Sinne von „richtig oder falsch“ bzw. „gut oder schlecht“ vorgenommen werden, sondern die Ergebnisse der Varianten der Leipziger Ansätze lediglich untereinander in Verhältnis gesetzt werden. Dies soll dazu dienen, die Wirkungsweise der Ansätze an dem Beispieldatensatz darzulegen und abzuleiten, ob die Annahmen für den Datensatz praktikabel und sinnvoll gewählt worden sind. Einen Anhaltspunkt könnte jedoch die Formulierung der Fristverlängerung und der Zielabsenkung als Ausnahmetatbestand darstellen. Der Begriff der Ausnahme widerspricht schon vom Wortlaut her einer übermäßigen Anwendung. So argumentiert Reese (2016) für den Ausnahmetatbestand der Zielabsenkung, dass die Ausnahme zumindest nicht zum Regelfall werden dürfe. Dafür spreche auch der Rechtsgrundsatz, dass Ausnahmetatbestände eng auszulegen sind (Reese 2016, S. 206). Darüber hinaus ist zu bedenken, dass der Tatbestand der unverhältnismäßigen Kosten nicht die einzige Begründungsalternative für Ausnahmen darstellt und es demzufolge über weitere

Ausnahmebegründungen zu einer Erhöhung des Gesamtanteils von Ausnahmen kommen kann.

Alternativ besteht die Möglichkeit, die Ergebnisse mit anderen Ansätzen zu vergleichen. So wurde von Boeuf et al. (2018, S. 17) festgestellt, dass eine in Frankreich angewendete KNA einen Anteil von 75 % der Wasserkörper als unverhältnismäßig ausgewiesen hat. In England wurden bei 25 % der Wasserkörper durch eine in England angewendete KNA unverhältnismäßig hohe Kosten festgestellt.²⁴ Die Verfahren in England und Frankreich sind jedoch KNA und verfolgen damit einen alternativen Ansatz der Feststellung der Unverhältnismäßigkeit. Diese Anteile könnten als grober Vergleichswert genutzt werden. Eine aussagekräftige Vergleichbarkeit ist jedoch erst dann möglich, wenn die Ansätze auf den gleichen Datensatz angewendet werden. Dies geht jedoch über den Rahmen dieser Analyse hinaus. Ein Vergleich mit alternativen Ansätzen wird daher als nicht praktikabel eingeschätzt.

Weiterhin könnte das Ergebnis auch mit dem bisherigen Gebrauch der Ausnahme in Verhältnis gesetzt werden, um eine Einschätzung zu ermöglichen, ob der Anteil der durch den Ansatz als unverhältnismäßig ausgewiesenen Wasserkörper an der Gesamtheit übermäßig hoch oder sehr gering ist. Die Anteile der Ausnahmetatbestände in den bisherigen Bewirtschaftungsplänen taugen allerdings nicht als Vergleichsmaßstab. Zum einen ist, wie unter Kapitel 2.1 dargelegt, bisher nur zögerlich von der Ausnahmebegründung mit unverhältnismäßigen Kosten Gebrauch gemacht worden. Für den dritten Bewirtschaftungszyklus wird hingegen eine erhöhte Inanspruchnahme der Ausnahme der Unverhältnismäßigkeit der Kosten als Ausnahmebegründung prognostiziert (s. Kapitel 2.2). Zum anderen sehen sich bisherige Ausnahmebegründungen vielfältiger Kritik ausgesetzt (s. Kapitel 2.1). Es kann daher nicht davon ausgegangen werden, dass die Inanspruchnahme von Ausnahmen den Anforderungen stets entsprochen hat.

Diskussion der Normalisierungsvarianten

Eine Umstellung auf die Einwohnernormalisierung hat je nach Betrachtung unterschiedliche Auswirkungen. Die Unterschiede an sich stellen sich jedoch nicht als gravierend dar (s. Kapitel 5.1). Die Ergebnisunterschiede zwischen dem Durchschnittskostenansatz und dem Benchmark-Ansatz sind bei der Normalisierung auf Einwohner größer als bei der

²⁴ Beim Vergleich der Ergebnisse in Frankreich und England ist zu berücksichtigen, dass die Datengrundlage zur Nutzenabschätzung in England umfassender ist als in Frankreich. Die Nutzenmonetarisierung ist eine Schwachstelle des französischen Verfahrens, da mit der verfügbaren Datengrundlage nicht alle Nutzenkategorien quantifiziert werden. Die Datengrundlage in England basiert auf einem *National Water Environment Benefits Survey* und ist vollständiger und verlässlicher. Hingegen wird die Abschätzung der Kostenseite in England als unvollständig eingeschätzt. Dementsprechend ist in Frankreich eine Überschätzung und in England eine Unterschätzung der Anzahl der unverhältnismäßigen Wasserkörper zu erwarten (Boeuf et al. 2018).

Normalisierung auf die Fläche. Innerhalb der Ansätze hat die Normalisierung beim Durchschnittskostenansatz größere Auswirkungen auf das Ergebnis als beim Benchmark-Ansatz. Die Normalisierung auf die Fläche stellt beim Durchschnittskostenansatz das strengere Kriterium dar, wobei sich die Unterschiede in erster Linie bei niedrig angesetzten Spreizungsfaktoren zeigen, während beim Benchmark-Ansatz die Unterschiede zwar eher gering sind, die Einwohnernormalisierung aber das strengere Kriterium darstellt. Eine Empfehlung einer Normalisierungseinheit kann auf Grundlage dieser Analyse nicht ausgesprochen werden. Hierfür wären weitere Analysen sowie kontextspezifische Untersuchungen notwendig. Die Ergebnisse der Analyse weisen jedoch darauf hin, dass grundsätzlich beide Normalisierungsvarianten anwendbar sind und zu keinen irrationalen Ergebnissen führen. Es ist jedoch anzuerkennen, dass es bezogen auf einzelne Wasserkörper durchaus zu unterschiedlichen Ergebnissen kommen kann. Denkbar wäre jedoch eine Kombination der Normalisierungsvarianten nach dem Vorgehen von Ammermüller et al. (2011, S. 48), bei dem für eine Anwendung von Art. 4 Abs. 5 WRRL die Wasserkörper unter beiden Varianten als unverhältnismäßig teuer angezeigt werden müssen.

Diskussion der Auswirkung des Zusatznutzens

Die Auswirkungen des Zusatznutzens auf die Ausweisung unverhältnismäßiger Wasserkörper zeigen für den Durchschnittskostenansatz (s. Kapitel 5.2.1 und 5.3.1) und den Benchmark-Ansatz ein vergleichbares Muster. Die Ergebnisse bei variierendem Zusatznutzen weisen darauf hin, dass dem Zusatznutzen für die Berechnung des Schwellenwertes eine wichtige Bedeutung zukommt und seiner Bestimmung ausreichend Aufmerksamkeit gewidmet werden sollte. Der Anteil unverhältnismäßiger Wasserkörper fällt bei einem Anstieg des Zusatznutzens von 0 auf 1,5 deutlich ab. Zwischen einem mittleren und hohen Zusatznutzen ist sein Einfluss auf den Anteil unverhältnismäßiger Wasserkörper deutlich geringer. Wenn kein Zusatznutzen ausgewiesen wird, werden mit den Ausgangswerten der Anhebungsfaktoren (0,5 bzw. 3) bis zu 44 % (Durchschnittskostenansatz bei der Einwohnernormalisierung) und 29 % (Benchmark-Ansatz bei der Flächennormalisierung) der Wasserkörper als unverhältnismäßig teuer ausgewiesen. In bestimmten Konstellationen liegt dieser Wert über 50 %. In solchen Fällen wäre der Nutzen der Umweltzielerreichung zur Rechtfertigung der Kosten nicht ausreichend. Daraus ist abzuleiten, dass bei einer Anwendung in der Praxis der Zusatznutzen von Experten kritisch analysiert und individuell für jeden Wasserkörper festgelegt werden sollte. Dies gilt insbesondere für Zusatznutzen im unteren Bereich, da die Bewertung einen großen Einfluss auf das Ergebnis haben kann. Eine Fehleinschätzung bei hohem Zusatznutzen fällt hingegen nicht so stark ins Gewicht.

Diskussion der Auswirkung des Spreizungsfaktors

In der Ausgangsvariante des Durchschnittskostenansatzes wurde ein Spreizungsfaktor von 3 festgelegt. Bei einer Reduzierung des Spreizungsfaktors steigt der Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper deutlich an. Bei einer Anhebung des Spreizungsfaktors reduziert sich der Anteil der unverhältnismäßigen Wasserkörper kontinuierlich (s. Kapitel 5.2.2). Wie bereits festgestellt, eröffnet die Wahl des Faktors politische Entscheidungsspielräume. Diese Entscheidungen haben insbesondere bei der Wahl für bzw. zwischen niedrigen Spreizungsfaktoren deutliche Auswirkungen auf die Ergebnisse des Ansatzes. Je nach politischem Umsetzungswillen ist ggf. eine Anhebung des Faktors in Betracht zu ziehen. Dies scheint insbesondere bei niedrigem Zusatznutzen von Relevanz, da hier auffällig hohe Anteile (s. oben) als unverhältnismäßig teuer ausgewiesen werden. Die Analyse zeigt jedoch auch, dass selbst bei relativ hoher Zielambition (z.B. ab einem Spreizungsfaktor von 7) noch einzelne Wasserkörper verbleiben, bei denen der Durchschnittskostenansatz Kostenunverhältnismäßigkeit ausweist. Dies könnte als zusätzliches Indiz für eine Unverhältnismäßigkeit der Kosten gewertet werden.

Diskussion der Auswirkung des Aufwandsfaktors

Auch beim Benchmark-Ansatz reduziert sich der Anteil bei niedrigen Aufwandsfaktoren mit einer schrittweisen Erhöhung des Faktors deutlich stärker als bei hohen Aufwandsfaktoren (s. Kapitel 5.3.2). Der Aufwandsfaktor wurde in der Ausgangsvariante des Benchmark-Ansatzes bei 0,5 angesetzt. Besonders deutlich zeigt sich die Bedeutung des Aufwandsfaktors wiederum bei fehlendem Zusatznutzen. Eine Anhebung des Faktors ist wie auch im Durchschnittskostenansatz ggf. zu bedenken. Allerdings verblieben auch bei hohen Aufwandsfaktoren (z.B. bei einem Aufwandsfaktor von 1,0) die Kosten einzelner Wasserkörper über der Unverhältnismäßigkeitsschwelle.

Diskussion der Auswirkung der Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen

Eine Änderung der Gewichtung von Zusatznutzen und Zielabstand hat sowohl beim Durchschnittskosten- als auch beim Benchmark-Ansatz nur geringe Auswirkungen (s. Kapitel 5.2.3 und 5.3.3). Lediglich die Variante mit alleiniger Berücksichtigung des Zielabstandes stellt eine Ausnahme dar, bei der deutlich mehr Wasserkörper als unverhältnismäßig ausgewiesen werden als bei den anderen Wichtungen. Es ist naheliegend, dass dieses Muster darin begründet liegt, dass der Zielabstand mit einem durchschnittlichen Wert von 0,74 deutlich unter dem hypothetischen Zusatznutzen von 1,5 liegt und damit die Unverhältnismäßigkeitsschwelle ohne eine Berücksichtigung des Zusatznutzens häufig niedriger ausfällt. Aufgrund des geringen Einflusses des Verhältnisses und der einleuchtenden Begründung, dass der Zielabstand das eigentliche

Ziel ausdrückt und ihm daher ein stärkeres Gewicht zugesprochen wird als dem Zusatznutzen, erscheint eine Veränderung der Wichtung nicht notwendig. Eine individuelle Anpassung könnte jedoch aus rechtlicher Sicht geboten sein (s. Kapitel 6.2).

Diskussion der Auswahl unverhältnismäßiger Wasserkörper

Unter vergleichsweise hoch angesetzten Unverhältnismäßigkeitsschwellen (s. Kapitel 5.4.2) gelten vor allem Wasserkörper des Gewässertyps „kiesgeprägter Strom“ und „große Flüsse des Mittelgebirges“ als Wasserkörper mit unverhältnismäßig teuren Maßnahmen. Die Eigenschaften der herausgestellten Wasserkörper sind sehr divers, sodass sich kein offensichtliches Muster von Wasserkörpern mit unverhältnismäßigen Maßnahmenkosten erkennen lässt.

Unter der Annahme einer relativ hohen politischen Ambition (Spreizungsfaktor = 7,0 bzw. Aufwandsfaktor = 1,0) werden – je nach Ansatz und Normalisierungseinheit – bis zu zehn Wasserkörper durch die Leipziger Ansätze als unverhältnismäßig teuer ausgewiesen (s. Tabelle 5). Wenn für diese Wasserkörper die Ausnahme der Zielabsenkung in Anspruch genommen wird, würde dies zu einer Kosteneinsparung von 5 – 20 % der Gesamtkosten für das Bundesland führen. Auffällig ist, dass die Einsparungen unter der Normalisierung auf die Fläche mit ca. 185 Mio. Euro bei beiden Ansätzen sehr ähnlich und deutlich höher sind als bei der Einwohnernormalisierung. Bei dieser liegen die Einsparungen bei ca. 73 Mio. Euro beim Durchschnittskostenansatz und ca. 51 Mio. Euro beim Benchmark-Ansatz. Es liegt nahe, dass dieses Ergebnis zumindest teilweise auf die Einwohnerstärke der kostenintensivsten Wasserkörper des Datensatzes zurückzuführen ist. An dieser Stelle wird deutlich, dass die Wahl der Normalisierungsvariante aus der Perspektive der Kostenseite durchaus einen Unterschied macht, da mit der Normalisierung auf die Fläche des Wasserkörpers mehr Kosten eingespart werden können. Die Betrachtung zeigt zudem auf, wie durch Zuhilfenahme einer weiteren Normalisierungsvariante das Ergebnis eines Ansatzes untermauert bzw. in Frage gestellt werden kann. Die beiden Wasserkörper mit den höchsten Kosten des Datensatzes werden bei der Einwohnernormalisierung als verhältnismäßig und bei der Flächennormalisierung als unverhältnismäßig angezeigt. Diese Informationen könnten ggf. in eine zusätzliche, einzelfallbezogene Betrachtung dieser Wasserkörper einbezogen werden.

Zwischenfazit – Stärken und Schwächen der Analyse

Die vorgestellte Anwendung der Leipziger Ansätze auf das Beispiel-Bundesland stellt den ersten²⁵ großflächigen Praxistest dar, bei dem die Auswirkungen der Faktoren mit politischer Dimension offengelegt wurden. Die Ergebnisse der Analyse bestätigen, dass die Leipziger

²⁵ Gemeinsam mit Klauer et al. (2018).

Ansätze unter verschiedenen Szenarien grundsätzlich in der Lage sind, den Ausnahmecharakter der unverhältnismäßigen Wasserkörper zu wahren. Die Offenlegung der Auswirkungen der kontextbezogenen Faktoren stellt eine relevante Information für die Anwendung in der Praxis dar, da sie bei der Entscheidung über die Parameter zu Rate gezogen werden kann. Mit den Sensitivitätsanalysen konnte gezeigt werden, dass eine Integration der politischen Dimension der Entscheidung über Unverhältnismäßigkeit durch die Höhe der Anpassungsfaktoren möglich ist. Für eine universelle Anwendung erscheinen die Faktoren der Ausgangsvarianten sinnvoll. Die Normalisierung auf die Fläche stellt ein plausibles Kriterium dar und die Wichtung von Zielabstand und Zusatznutzen ist nachvollziehbar. Die Anhebungsfaktoren, der Spreizungsfaktor und der Aufwandsfaktor, sollten nicht gesenkt werden. Eine Anhebung der Faktoren ist unter Umständen in Erwägung zu ziehen. Dem Praxistest wohnt jedoch nur eine begrenzte Aussagekraft inne, da nur ein Bundesland betrachtet wurde. Die Ergebnisse der Analysen stehen jedoch einer flächendeckenden Anwendung nicht entgegen. Weiterhin ist eine Sensitivitätsanalyse zur Offenlegung des Anwendungsverhaltens grundsätzlich auch auf andere Datensätze übertragbar.

Die Schwäche dieser Analyse liegt in der mangelnden Datengrundlage für den Zusatznutzen, der aus Kapazitätsgründen der Experten nicht spezifisch für die 164 Wasserkörper bewertet werden konnte. Die Anwendung für drei hypothetische Werte zeigt deutlich, dass der Zusatznutzen durchaus das Ergebnis der Analyse beeinflusst.

6.2 Zur Anwendung der Leipziger Ansätze

Der flächendeckende Praxistest unter den verschiedenen Varianten und Szenarien hat verdeutlicht, dass die Leipziger Ansätze durchaus in der Lage sind, Wasserkörper anzuzeigen, bei denen die Maßnahmenkosten als unverhältnismäßig hoch beurteilt werden können. Ergänzend zur Bewertung des Praxistests wird nun das Verfahren der Leipziger Ansätze in einer abschließenden Diskussion bewertet. Nach einer überblicksartigen Darstellung des Durchschnittskosten- und Benchmark-Ansatzes (s. auch Kapitel 3.1 und 3.2) wird betrachtet, wie die Leipziger Ansätze in Anbetracht von Vorgaben der europäischen und nationalen Leitlinien bestehen. Schließlich wird eine juristische Einschätzung nach Klauer et al. (2018) dargelegt.

Wofür wurden die Leipziger Ansätze entwickelt?

Die Leipziger Ansätze wurden unter der Zielstellung entwickelt, ein praktikables Verfahren zur Identifizierung von Wasserkörpern mit unverhältnismäßig hohen Maßnahmenkosten zu schaffen (Klauer et al. 2015, S. 2; Ammermüller et al. 2008, S. 2). Die Ansätze nähern sich der Bestimmung von Kostenunverhältnismäßigkeit an, indem sie ein einheitliches Vorgehen

zur Ermittlung einer Unverhältnismäßigkeitsschwelle festlegen. Der modifizierte Durchschnittskostenansatz und der Benchmark-Ansatz gehen bei der Festlegung der Kostengrenze ähnlich vor. Tabelle 6 stellt Charakteristika des modifizierten Durchschnittskosten- und des Benchmark-Ansatzes zusammenfassend gegenüber. Der entscheidende Unterschied liegt in der Vergleichsgröße. Der Durchschnittskostenansatz setzt die Maßnahmenkosten in ein Verhältnis zu den Gesamtkosten, die anfallen, um die Gewässer in einen guten Zustand zu überführen. Der Benchmark-Ansatz hingegen betrachtet frühere Ausgaben für den Gewässerschutz als Vergleichsgröße (Klauer et al. 2017, S. 6f.).

Was sollte ein Ansatz leisten?

Aus den Leitlinien zum Umgang mit der Begründung von unverhältnismäßig hohen Kosten (s. Kapitel 2.4) lassen sich Anforderungen ableiten, denen ein Ansatz zur Bestimmung von Unverhältnismäßigkeit entsprechen sollte. Ansätze zur (standardisierten) Beurteilung von Unverhältnismäßigkeit können auf ökonomischen Methoden basieren. Es kann bspw. auf KNA oder Zumutbarkeitsbetrachtungen als Entscheidungsgrundlage zurückgegriffen werden. Jedoch muss die politische Dimension der Abwägungsentscheidung berücksichtigt werden (European Commission 2009, S. 13f.). Unabhängig von der gewählten Methode sollte der Beurteilungsprozess transparent und nachvollziehbar gestaltet sein (European Commission 2009, S. 30), um willkürliche Entscheidungen zu vermeiden. Dies kann durch klare Kriterien gewährleistet werden. Ein universal anwendbarer Ansatz muss zusätzlich u.a. in verschiedenen Kontexten nutzbar sein. Diese Notwendigkeit besteht insbesondere dann, wenn eine Anwendung bis hin zur europäischen Ebene beabsichtigt ist. Durch Berücksichtigung von unterschiedlichen Datenverfügbarkeiten und verschiedenen geographischen Einheiten kann eine universelle Anwendung gewährleistet werden (Klauer et al. 2015, S. 44; Martin-Ortega 2012a, S. 87).

Was leisten die Leipziger Ansätze?

Die Leipziger Ansätze wurden auf Grundlage der Anforderungen der Leitlinien entwickelt (Ammermüller et al. 2008, S. 2; Klauer et al. 2015, S. 17–20) und entsprechen grundsätzlich deren Forderungen. Sowohl der Durchschnittskosten- als auch der Benchmark-Ansatz stellen durch die standardisierte Berechnung einer Unverhältnismäßigkeitsschwelle ein transparentes Verfahren mit nachvollziehbaren Entscheidungskriterien zur Festlegung einer Kostengrenze dar. Die Ansätze ermöglichen eine einheitliche Anwendung in verschiedenen Kontexten. Die politische Dimension wird, wie im Praxistest erprobt, durch die variablen Parameter der Anpassungs- und Gewichtungsfaktoren bei der Schwellenwertbildung in beiden Ansätzen berücksichtigt.

Die Bewertung der Verhältnismäßigkeit basiert bei beiden Ansätzen auf einer Kosten-Nutzen-Abwägung, indem eine Nutzenabschätzung in die Bildung des Schwellenwerts integriert wird. Durch eine Nutzenbewertung anhand einer Bewertungsskala wird eine flächendeckende Anwendung ermöglicht. Da für Deutschland keine ausreichenden Datengrundlagen zu Zahlungsbereitschaften vorliegen, würde der durch umfassende Erhebungen entstehende Aufwand die vorhandenen Kapazitäten übersteigen (Ammermüller et al. 2011, S. 5). Eine zuverlässige Monetarisierung des Nutzens ist demnach nur in Einzelfällen realistisch. Bei der qualitativen Bewertung des Nutzens wird zwischen Auswirkungen der Gewässerverbesserung (Zielabstand) und dadurch entstehenden zusätzlichen positiven Effekten (Zusatznutzen) differenziert. Diese Trennung ermöglicht es, den Schwerpunkt auf den direkten Nutzen der Gewässerverbesserung und damit auf das eigentliche Ziel der WRRL zu legen (Sigel et al. 2015, S. 773). Zudem wird die Nutzenerfassung strukturiert, was die Transparenz und ggf. auch die Vollständigkeit der Erfassung unterstützt. Allerdings stellt die Einschätzung des Zusatznutzens durch Experten eine subjektiv beeinflussbare Größe dar, denn die Bewertung soll anhand eines informellen Bewertungsverfahrens in Bewertungskategorien mittels einer Bewertungsskala ohne detaillierte Vorhaben vorgenommen werden (Klauer et al. 2017, S. 5f.; Klauer et al. 2015, S. 54.). Eine Systematik zur Orientierung wird von Ammermüller et al. (2011, Anhang I) durch eine Übersicht zu Wirkungstypen und Indikatoren bereit gestellt. Klauer et al. (2015, S. 56) vereinfachen jedoch die Nutzenabschätzung aus Gründen der Praktikabilität und verzichten auf eine detaillierte Vorgabe. Der Praxistest (s. Kapitel 5.2.1, 5.3.1 sowie 6.1) hat jedoch gezeigt, dass ein (zu) gering bewerteter Zusatznutzen deutliche Auswirkungen auf das Ergebnis haben kann. Somit besteht die Gefahr, dass ein nach unklaren Kriterien ermittelter Zusatznutzen wiederum zu inkonsistenten bzw. beeinflussbaren Ergebnissen führen kann. Der Möglichkeit der Manipulation steht der Vorteil der zeiteffizienten Nutzenbewertung gegenüber. Zudem basiert der Zielabstand auf dem Gewässermonitoring und stellt damit eine objektive Nutzengröße dar.

Zusätzlich zur umfassenden Nutzenerfassung erfordern die Ansätze eine verlässliche Kalkulation der durch die Maßnahmen generierten Kosten. Hierbei sollen alle assoziierten Kosten der ergänzenden Maßnahmen berücksichtigt werden (Klauer et al. 2015, S. 51f.; Klauer et al. 2017, S. 4). Allerdings ist auch die Kostenschätzung unter Umständen nicht vollständig. Wie bereits in Kapitel 4.1 deutlich wurde, stellt eine umfassende Kostenabschätzung derzeit eine Hürde für die Praxis dar (Klauer et al. 2015, S. 1f.). Hinzu kommt, dass die Verbesserung des Gewässerzustands in vielen Fällen ein komplexes Vorhaben ist und Kosten in diversen Bereichen anfallen. So ist es bspw. auch bei dem Beispiel-Bundesland des Praxistests wahrscheinlich, dass Kosten in anderen Bereichen als den vier Maßnahmenbereichen („Durchgängigkeit der Gewässer für Wanderfische“,

„Verbesserungen der Gewässerstruktur“, „Anlagen der Abwasserbehandlung“ und „Anlagen der Regenwasserbehandlung“) auftreten. Zudem können auch Fehleinschätzungen bei der Maßnahmenplanung bzw. unvorhergesehene Kosten nicht berücksichtigt werden. Es kann also durchaus zu einer Nichtbeachtung von Kosten kommen. Dies kann beim Durchschnittskostenansatz dazu führen, dass die Kostenschwelle niedriger ausfällt, als sie bei Berücksichtigung aller Kosten sein würde. Es ist jedoch denkbar, dass diesem Makel dadurch entgegengewirkt wird, dass dann auch in die Kosten-Nutzen-Abwägung geringere als die tatsächlichen Kosten eingestellt werden. Beim Benchmark-Ansatz hat die Kostengröße allerdings keinen Einfluss auf die Unverhältnismäßigkeitsschwelle. Eine Fehlkalkulation als Folge von zu gering angesetzten Kosten führt hier höchstens zu einer Unterschätzung der mit Unverhältnismäßigkeit begründbaren Ausnahmetatbestände. Im Sinne einer auf Zielerreichung ausgerichteten Kostenbeurteilung stellt dies keinen gravierenden Umstand dar.

Der Benchmark-Ansatz berücksichtigt neben Kosten und Nutzen der Maßnahmen auch Aspekte einer Zumutbarkeitsbetrachtung. Dies wird durch die Referenzgröße der vergangenen Gewässerausgaben umgesetzt. Die vergangenen Ausgaben können als Richtwert für die finanzielle Kraft ausgelegt werden. Die zusätzlichen Aufgaben durch die WRRL werden durch den Aufwandsfaktor berücksichtigt (Klauer et al. 2015, S. 53). Die Verwendung der vergangenen Ausgaben wird aus rechtlicher Perspektive jedoch kritisch bewertet, wie weiter unten noch ausgeführt werden soll. Die Auswahl der Referenzgröße liegt darin begründet, dass die Notwendigkeit bestand, einen Ansatz zu entwickeln, der auch dann angewendet werden kann, wenn die Maßnahmenplanung im Bezugsgebiet noch nicht abgeschlossen ist. Der Benchmark-Ansatz ist daher unter geringem Arbeits- und Datenaufwand einsetzbar. Neben wasserkörperspezifischen Charakteristika und der Erfassung von Kosten- und Nutzendaten wird lediglich eine Vergleichsgröße aus vergangenen Gewässerschutzausgaben benötigt. Damit kann der Benchmark-Ansatz eingesetzt werden, sobald die Maßnahmenplanung für den zu untersuchenden Wasserkörper abgeschlossen ist. Für eine Anwendung des Durchschnittskostenansatzes müssen die Kosten aller Maßnahmen im Bezugsraum kalkuliert sein (Klauer et al. 2015, S. 70).

Die Leipziger Ansätze wurden mit dem Anspruch entwickelt, einen universell anwendbaren Ansatz zu schaffen (Klauer et al. 2015, S. 2). Der Fokus liegt zunächst auf der einheitlichen Anwendbarkeit in den deutschen Bundesländern. Eine Übertragung auf andere Mitgliedstaaten ist bei Datenverfügbarkeit für die jeweilige Referenzgröße ohne größeren Aufwand möglich. Mit der standardisierten Bestimmung der Kostenunverhältnismäßigkeit geht jedoch auch einher, dass die Ansätze keine detaillierte Analyse einzelner Wasserkörper leisten können. Unter Umständen könnte jedoch eine detaillierte

Einzelfallbetrachtung notwendig sein, um bspw. die Ergebnisse der Ansätze in speziellen Fällen zu verifizieren (Klauer et al. 2015, S. 67).

Juristische Einschätzung des Durchschnittskosten- und des Benchmark-Ansatzes

Die beiden Leipziger Ansätze entsprechen grundsätzlich den Anforderungen des europäischen und nationalen Rechts (Klauer et al. 2015, S. 68; Klauer et al. 2018, S. 60). Allerdings wird mit Verweis auf die Referenzgröße und mit Hinblick auf den dritten Bewirtschaftungszyklus aus juristischer Sicht eine deutliche Empfehlung für den Durchschnittskostenansatz ausgesprochen (Klauer et al. 2018, S. 62).

Nach Klauer et al. (2018) wird der Durchschnittskostenansatz als konform mit den Vorgaben der Richtlinie bewertet. Hierfür spreche insbesondere die Annahme, dass Maßnahmen nur dann als unverhältnismäßig gelten, wenn ihre Kosten erheblich über den durch die WRRL entstehenden durchschnittlichen Kosten liegen, da dadurch nur Ausnahmen in „Härtefällen“ beansprucht werden können (Klauer et al. 2018, S. 60). Der Bezug zu Umsetzungskosten der Zielerreichung der WRRL wird als eine unverzichtbare Voraussetzung einer belastbaren Ausnahmebegründung eingeschätzt (Klauer et al. 2018, S. 62). Bedenken werden bezüglich der Wichtung von Zielabstand und Zusatznutzen geäußert. Die dieser zu Grunde liegende Wertungsentscheidung bedürfe einer abwägenden Begründung im Einzelfall. Die vorgeschlagene Wichtung dürfe also nicht einfach übernommen werden (Klauer et al. 2018, S. 61). Der bisherigen Problematik der fehlenden zuverlässigen Kostenkalkulation für alle Maßnahmen im Bezugsgebiet werden zwei Argumente entgegengestellt: Erstens sei das Argument der fehlenden Datengrundlage rechtlich nicht haltbar, da eine umfassende und eine Kostenkalkulation beinhaltende Maßnahmenplanung eine verbindliche Vorgabe der WRRL darstelle. Zweitens spreche aus rechtlicher Sicht nichts gegen die Verwendung einer repräsentativen Stichprobe (Klauer et al. 2018, S. 60).

Die Anwendung des Benchmark-Ansatzes wird mit Blick auf die ihm zugrundeliegenden Annahmen aus juristischer Sicht kritischer bewertet. Der Ansatz wird lediglich als „Provisorium“ (Klauer et al. 2018, S. 62) bei mangelnder Datenverfügbarkeit empfohlen (Klauer et al. 2018, S. 62). Begründet wird dies mit dem verwendeten Vergleichsmaßstab. Kritisiert wird hierbei, dass vergangene Ausgaben keinen angemessenen Vergleichsmaßstab für aktuelle Aufgaben des Gewässerschutzes darstellen würden. Durch die WRRL seien vielfältige neue Aufgaben, die zusätzliche Kosten generieren, entstanden. Diese fänden in einer Vergleichsgröße, die auf den Ausgaben vor der Bewirtschaftungsplanung der WRRL basiert, keine Beachtung. Die Berücksichtigung dieses „Widerspruchs“ durch den Aufwandsfaktor verbleibe eine Wertungsentscheidung (Klauer et al. 2018, S. 61). Ein weiterer Einwand, der nicht durch den Aufwandsfaktor ausgeglichen

werden könne, sei die Gefahr einer „Herabmittlung“ (Klauer et al. 2018, 61f.) der Unverhältnismäßigkeitsschwelle. Durch die Wahl des Vergleichsmaßstabs werde die Streuung der vergangenen Maßnahmenkosten nicht berücksichtigt. Dadurch könne der Fall eintreten, dass die Unverhältnismäßigkeitsschwelle, die auf den durchschnittlichen vergangenen Kosten basiert und durch einen entsprechenden Faktor angehoben wird, unter historischen, ehemals als angemessen beurteilten Maßnahmenkosten liegt. Dies würde im Widerspruch zum Ausnahmecharakter der Zielabsenkung stehen (Klauer et al. 2018, S. 61f.; Reese 2016, S. 211).

Tabelle 6: Vergleichende Darstellung der wichtigsten Charakteristika des Durchschnittskosten- und des Benchmark-Ansatzes (Quelle: eigene Darstellung)

	Modifizierter Durchschnittskostenansatz nach Klauer et al. 2017	Benchmark-Ansatz nach Klauer et al. 2015
Ergebnis	Standardisierte Entscheidung über Kostenunverhältnismäßigkeit	Standardisierte Entscheidung über Kostenunverhältnismäßigkeit (als Ausnahmetatbestand nach Art. 4 Abs. 5 WRRL)
Ökonomische Entscheidungsgrundlage	Nicht-monetäre Kosten-Nutzen-Abwägung	Nicht-monetäre Kosten-Nutzen-Abwägung und Zumutbarkeitsbetrachtung
Prüfschritte	<ol style="list-style-type: none"> 1. Bestimmung der Kosten aller Maßnahmen zur Zielerreichung 2. Feststellung von Zielabstand und Zusatznutzen 3. Berechnung Spreizungsfaktor 4. Berechnung der Unverhältnismäßigkeitsschwelle 5. Vergleich der Maßnahmenkosten des Wasserkörpers mit der Kostenschwelle 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Bestimmung der historischen Ausgaben für den Gewässerschutz 2. Bestimmung der Maßnahmenkosten des untersuchten Wasserkörpers 3. Feststellung von Zielabstand und Zusatznutzen 4. Berechnung des Aufwandsfaktors 5. Berechnung der Unverhältnismäßigkeitsschwelle 6. Vergleich der Maßnahmenkosten des Wasserkörpers mit der Kostenschwelle

Fortsetzung s. nächste Seite

Tabelle 7: Fortsetzung

	Modifizierter Durchschnittskostenansatz	Benchmark-Ansatz
Datengrundlage	<ul style="list-style-type: none"> • Kosten aller umzusetzenden Maßnahmen zur Zielerreichung auf Untersuchungsebene • Flächendaten • Zielabstand (Monitoring) • Zusatznutzen (Experteneinschätzung) 	<ul style="list-style-type: none"> • Maßnahmenkosten des zu prüfenden Wasserkörpers • Vergangene Ausgaben für den Gewässerschutz • Flächendaten • Zielabstand (Monitoring) • Zusatznutzen (Experteneinschätzung)
Stärken	<ul style="list-style-type: none"> • Keine Monetarisierung des Nutzens notwendig • Integration der politischen Dimension durch Festlegung der maximalen Höhe von Zielabstand und Zusatznutzen sowie deren Wichtung • transparentes und nachvollziehbares Verfahren • aktuelle Gewässerschutzaufgaben als Maßstab 	<ul style="list-style-type: none"> • Keine Monetarisierung des Nutzens notwendig • Geringe Datengrundlage • transparentes und nachvollziehbares Verfahren • Integration der politischen Dimension durch Festlegung der maximalen Höhe von Zielabstand und Zusatznutzen sowie deren Wichtung • Berücksichtigung des Nutzens und finanzieller Möglichkeiten / Zumutbarkeit
Schwächen	<ul style="list-style-type: none"> • Voraussetzung: vollständige Kostendaten (hoher Planungsaufwand) 	<ul style="list-style-type: none"> • Referenzgröße (Vergleich von Ausgaben vor der WRRL und nach der WRRL)

7 Fazit

Mit den vorliegenden Ausführungen wurde die Problematik um das Ausnahmetatbestandsmerkmal der „unverhältnismäßig hohen Maßnahmenkosten“ dargelegt sowie mit den Leipziger Ansätzen ein mögliches Verfahren zur Beurteilung von Maßnahmenkosten vorgestellt, getestet und bewertet. Dabei ist nicht nur deutlich geworden, dass dem Merkmal der Unverhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten bei Ziel- und Ausnahmevorgaben der WRRL eine erhebliche und perspektivisch zunehmende Bedeutung zukommt. Sondern auch, dass es 17 Jahre nach Erlass der Richtlinie für Praxis und Wissenschaft noch schwer zu „greifen“, also auszulegen und zu operationalisieren ist. Dies ist vor allem auf einen Mangel eindeutiger Vorgaben und klarer Kriterien zurückzuführen. Es wurde aufgezeigt, dass, um den übermäßigen Gebrauch der Ausnahme und die damit einhergehende Gefahr der Umgehung der Zielerreichung des guten Gewässerzustands zu verhindern, ein einheitliches Verständnis und eine transparente Herangehensweise nach klaren Kriterien erforderlich ist.

Vor diesem Hintergrund wurden, nach einer grundlegenden Einführung in die WRRL und ihren Umsetzungsstand, ökonomische Herangehensweisen sowie europäische und nationale Leitlinien zur Bestimmung von Kostenunverhältnismäßigkeit vorgestellt. Diese waren der Ausgangspunkt für die Entwicklung des Durchschnittskostenansatzes nach Ammermüller et al. (2008, 2011) und des Benchmark-Ansatzes nach Klauer et al. (2015). Mit einem Praxistest dieser sog. Leipziger Ansätze stellt diese Arbeit ein standardisiertes Vorgehen zur Ermittlung von wasserkörperspezifischen Unverhältnismäßigkeitsschwellen in den Vordergrund.²⁶ Die Ansätze beurteilen die Verhältnismäßigkeit von Maßnahmenkosten auf Grundlage von Kosten-Nutzen-Abwägungen und unter Berücksichtigung der politischen Dimension der Entscheidungsfindung. Im Rahmen dieser Arbeit wurden ein erster flächendeckender Testdurchlauf für ein Beispiel-Bundesland und Sensitivitätsanalysen mit Fokus auf Auswirkungen variabler Parameter der Ansätze durchgeführt.

Die theoretische Betrachtung und der Praxistest zeigen, dass beide Leipziger Ansätze praktikable und breit anwendbare, transparente Verfahren darstellen. Durch die standardisierte Unverhältnismäßigkeitsbeurteilung sind die Ansätze in der Lage, einen Beitrag zur Vereinheitlichung der Bestimmung von Wasserkörpern mit unverhältnismäßig hohen Maßnahmenkosten zu liefern. Unterstützt wird dies durch flächendeckende Anwendungsmöglichkeiten und einen moderaten Arbeits- sowie Datenaufwand, auch bei großflächigem Einsatz. Der Benchmark-Ansatz zieht vergangene Gewässerschutzausgaben als Referenzgröße heran und benötigt weniger vorgeschalteten

²⁶ Aufgrund höherer Praktikabilität und besserer Vergleichbarkeit wurde in der Analyse der modifizierte Durchschnittskostenansatz nach Klauer et al. (2017) verwendet.

Planungsaufwand, als der auf die Gesamtkosten der Zielerreichung der WRRL abstellende Durchschnittskostenansatz.

Die Analyse der Szenarien hat verdeutlicht, dass die Ansätze durch ihre variablen Parameter Spielräume offenlassen, die politische Dimension der Abwägungsentscheidung über Kostenunverhältnismäßigkeit zu integrieren. Die von den Autoren der Ansätze vorgeschlagenen Werte erscheinen für den Beispieldatensatz plausibel. Eine Betrachtung veränderter Anhebungsfaktoren bzw. ein Wechsel der Normalisierungsvariante hat sich jedoch als sinnvoll gezeigt, um das Anwendungsverhalten der Leipziger Ansätze offenzulegen. Zudem kann ein tiefergehendes Verständnis der Ansätze den Anwendern und Entscheidern helfen, sachgerechte Ergebnisse zu ermitteln. Je nach Szenario werden die Ergebnisse mehr oder weniger durch veränderte Parameter beeinflusst. Insbesondere bei geringer Ambition (niedrige Anhebungsfaktoren) werden hohe Anteile von als unverhältnismäßig teuer bewerteten Wasserkörpern ausgewiesen. Ein Hindernis kann die Bewertung des Zusatznutzens durch Experten darstellen, für die lediglich wenige Vorgaben gemacht werden, dieser sich jedoch unter Umständen deutlich auf das Ergebnis auswirken kann. Durch die Möglichkeit der Variation der Parameter werden die Leipziger Ansätze an ihren (politischen) Anwendungskontext anpassbar, allerdings sind die Ergebnisse auch zu einem gewissen Grad subjektiv zu beeinflussen, was im Rahmen einer Abwägungsentscheidung jedoch nicht vollständig vermeidbar ist und auch nicht sachgerecht wäre.

Letztendlich ist an die politische Ambition der Mitgliedstaaten zu appellieren, die sich durch ihre Zustimmung zur WRRL der Zielerreichung verpflichtet haben. Demnach müssen die Staaten willens sein, in ausreichendem Umfang finanzielle Mittel für die Umsetzung von Maßnahmen bereit zu stellen und die Zielerreichung nicht durch taktisch angewendete Beurteilungskriterien zu umgehen.

Ausblick

Die WRRL, nunmehr seit fast zwei Jahrzehnten in Kraft, hat zu weitreichenden Erfolgen im europäischen Gewässerschutz geführt. Allerdings ist für weite Teile der europäischen sowie der deutschen Gewässer eine Zielerreichung noch nicht absehbar und auch für keinen Mitgliedstaat zu erwarten. Der von der Richtlinie anvisierte Zeitrahmen, einen guten Gewässerzustand bis 2015, bzw. nach Fristverlängerungen bis 2027 zu erreichen, hat sich als zu ambitioniert erweisen, um anthropogene Einflüsse auf unsere Gewässer rückgängig zu machen (BMUB/UBA 2016, S. 140).

Aus dieser Situation heraus ist die Frage zu stellen, in welchem Rahmen die Umweltzielerreichung langfristig fokussiert wird. Nach Art. 19 WRRL ist im Jahr 2019 eine Überprüfung der Richtlinie durch die Europäische Kommission vorgesehen. Es bleibt

abzuwarten, in welchem Maße diese von ihrer Möglichkeit, Änderungen vorzuschlagen, Gebrauch machen wird (BMUB/UBA 2016, S. 140). Die deutschen Umweltverwaltungen sprechen sich für eine Verlängerung der Bewirtschaftungszeiträume über den dritten Zyklus hinaus sowie für eine Beibehaltung der Kernelemente der WRRL aus (BMUB/UBA 2017, S. 209). Von dieser Entwicklung ist es auch, wie vorliegend aufgezeigt wurde, abhängig, welche Bedeutung dem Merkmal der „unverhältnismäßig hohen Maßnahmenkosten“ und damit einhergehend einer standardisierten Entscheidungsgrundlage zukünftig zukommt. Insbesondere dann, wenn keine Fristverlängerungen mehr möglich sind, wird die Festlegung eines rechtsicheren Verfahrens für die Beurteilung von Kostenunverhältnismäßigkeit erforderlich, um die Inanspruchnahme von Zielabsenkungen zu begründen.

Die Leipziger Ansätze könnten ein solches Verfahren darstellen, insbesondere weil sie im Vergleich zu anderen Methoden den Nutzen qualitativ bewerten und sie Ermessensentscheidungen transparent gestalten (so auch Feuillette et al. 2016, S. 84f.). Damit diese universell und flächendeckend und evtl. auch in anderen Mitgliedstaaten für Ausnahmebegründungen in den Bewirtschaftungsplänen des dritten Zyklus angewendet werden können, bedarf es weiterer Praxiserprobung. Dazu sind Anwendungen auf weitere Datensätze – ggf. auch im europäischen Kontext – vonnöten, um gewonnene Erkenntnisse zu stärken und auszubauen. Um Anwendungsreife und -sicherheit zu erhöhen, sind die Erkenntnisse durch Analysen weiterer Varianten und Szenarien, die im Rahmen dieser Arbeit nicht möglich waren, zu ergänzen. Hierzu zählen bspw. die Erprobung einer Normalisierung auf Flusskilometer für große Wasserkörper oder die Untersuchung einer einzelfallbezogenen Auswahl der Normalisierungseinheit. Um eine Anwendung in der Praxis zu gewährleisten, wäre auch die Anwendung von Sensitivitätsanalysen zur Einschätzung der Auswirkungen von Fehleinschätzungen der Kosten- und Nutzenerfassung auf das Ergebnis hilfreich.

Über die konkrete Frage der Kostenunverhältnismäßigkeit hinaus ist vor dem Hintergrund der noch bevorstehenden Umsetzungsaufgaben zu fragen, mit welchen Strukturen und Instrumenten die Gewässerbewirtschaftung zukünftig finanziell besser ausgestattet werden kann. Hierbei wäre auch zu untersuchen, wie die Finanzierungslasten gerecht verteilt werden können und ob bzw. wie das Merkmal der „unverhältnismäßig hohen Maßnahmenkosten“ dabei eine Rolle spielen kann.

8 Literaturverzeichnis

- Ammermüller, Britta; Klauer, Bernd; Sigel, Katja; Bräuer, Ingo (2008): Entwicklung einer Methodik zur nicht-monetären Kosten-Nutzen-Abwägung im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Projektbericht).
- Ammermüller, Britta; Klauer, Bernd; Sigel, Katja; Bräuer, Ingo (2011): Kosten-Nutzen-Abwägung im Kontext der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Methodik zur Begründung von Ausnahmen aufgrund unverhältnismäßiger Kosten (Handbuch). Berlin: Logos Verlag.
- BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2004): Umweltpolitik. Die Wasserrahmenrichtlinie - Neues Fundament für den Gewässerschutz in Europa. Berlin.
- BMUB/UBA - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit/ Umweltbundesamt (Hrsg.) (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie - Deutschlands Gewässer 2015. Bonn, Dessau.
- BMUB/UBA - - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit/ Umweltbundesamt (Hrsg.) (2017): Wasserwirtschaft in Deutschland. Grundlagen, Belastungen, Maßnahmen. Dessau-Roßlau.
- Boeuf, Blandine; Fritsch, Oliver; Martin-Ortega, Julia (2016): Undermining European Environmental Policy Goals? The EU Water Framework Directive and the Politics of Exemptions. In: *Water* 8 (388), S. 1–15.
- Boeuf, Blandine; Martin-Ortega, Julia; Fritsch, Oliver (2018): Justifying exemptions through policy appraisal: ecological ambitions and water policy in France and the United Kingdom. In: *Water Policy*. Im Druck.
- Europäische Kommission (2015): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat. Wasserrahmenrichtlinie und Hochwasserrichtlinie - Maßnahmen zum Erreichen eines guten Gewässerzustands in der EU und zur Verringerung der Hochwasserrisiken (COM (2015) 120 final).
- European Commission (2003): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document No. 1. Economics and the environment. The implementation challenge of the Water Framework Directive.
- European Commission (2009): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 20. Guidance on Exemptions to the Environmental Objectives.
- European Commission (2012): Commission Staff Working Document. European Overview 2/2. 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 (SWD (2012) 379 final).
- European Commission (2015): Commission Staff Working Document, Report on the progress in implementation of the Water Framework Directive Programmes of Measures (SWD (2015) 50 final).

- European Commission (2016a): WFD Implementation Report. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/impl_reports.htm [zuletzt aufgerufen am 12.02.2018].
- European Commission (2016b): WFD: Timetable for implementation. Online verfügbar unter http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/info/timetable_en.htm [zuletzt aufgerufen am 12.02.2018].
- European Environment Agency (2017): Distribution of ecological status or potential of classified rivers, lakes, coastal and transitional waters, by count of water bodies. Online verfügbar unter <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/distribution-of-ecological-status-or#tab-based-on-data> [zuletzt aufgerufen am 12.02.2018].
- Feuillette, Sarah; Levrel, Harold; Boeuf, Blandine; Blanquart, Stéphanie; Gorin, Oliver (2016): The use of cost–benefit analysis in environmental policies: Some issues raised by the Water Framework Directive implementation in France. In: *Environmental Science & Policy* (57), S. 79–85.
- Görlach, Benjamin; Pielen, Britta (2007): Disproportionate Costs in the EC Water Framework Directive - The Concept and its Practical Implementation. Paper presented at the envecon 2007 Applied Environmental Economics Conference. London, 23.03.2007.
- Jaumann, Lena (2012): Application of Multicriteria Analysis as justification for disproportionate costs according to the European Water Framework Directive – a case study from Lower Saxony. Masterarbeit. Universität Göttingen, Göttingen.
- Klauer, Bernd; Mewes, Melanie; Sigel, Katja; Unnerstall, Herwig; Görlach, Benjamin; Bräuer, Ingo et al. (2007): Verhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie - Komplementäre Kriterien zur Kosten-Nutzen-Analyse (UFZ-Bericht 02/2007).
- Klauer, Bernd; Schiller, Johannes; Sigel, Katja (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. In: *Water* 9 (8), S. 1–15.
- Klauer, Bernd; Sigel, Katja; Reese, Moritz; Schiller, Johannes (2018): Unverhältnismäßige Kosten nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. Praxistest des Neuen Leipziger Ansatzes zur Begründung weniger strenger Umweltziele (Projektbericht).
- Klauer, Bernd; Sigel, Katja; Schiller, Johannes (2016): Disproportionate costs in the EU Water Framework Directive. How to justify less stringent environmental objectives. In: *Environmental Science & Policy* (59), S. 10–17.
- Klauer, Bernd; Sigel, Katja; Schiller, Johannes; Hagemann, Nina; Kern, Katharina (2015): Nutzen-Kosten-Analyse in der Wasserwirtschaft. Methoden im europäischen Vergleich und die Ableitung eines kohärenten Verfahrens für die LAWA (Projektbericht).
- Köck, Wolfgang (2009): Die Implementation der EG-Wasserrahmenrichtlinie - eine Zwischenbilanz mit Blick auf die bevorstehende Verabschiedung von Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen. In: *Zeitschrift für Umweltrecht* 20 (5), S. 227–233.

- LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (o. J.): Publikationen Wasserrahmenrichtlinie. Online verfügbar unter <http://www.lawa.de/Publikationen-Veroeffentlichungen-nach-Sachgebieten-Wasserrahmenrichtlinie.html> [zuletzt aufgerufen am 12.02.2018].
- LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser Ausschuss "Oberirdische Gewässer und Küstengewässer" (2009): Gemeinsames Verständnis von Begründungen zu Fristverlängerungen nach § 25 c WHG (Art. 4 Abs. 4 WRRL) und Ausnahmen nach § 25 d Abs. 1 WHG (Art. 4 Abs. 5 WRRL).
- LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser Ständiger Ausschuss "Oberirdische Gewässer und Küstengewässer" (2012): Handlungsempfehlung für die Ableitung und Begründung weniger strenge Bewirtschaftungsziele, die den Zustand der Wasserkörper betreffen (Produktdatenblatt 2.4.4).
- LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser Ständiger Ausschuss "Oberirdische Gewässer und Küstengewässer" (2013): Handlungsempfehlung für die Begründung von Fristverlängerungen mit unverhältnismäßigem Aufwand. Produktdatenblatt 2.4.3.
- LAWA - Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (2017): Über die LAWA. Online verfügbar unter <http://www.lawa.de/Ueber-die-LAWA.html> [zuletzt aufgerufen am 12.02.2018].
- Maia, Rodrigo (2017): The WFD Implementation in the European Member States. In: *Water Resour Manage* (31), S. 3043–3060.
- Martin-Ortega, Julia (2012a): Economic prescriptions and policy applications in the implementation of the European Water Framework Directive. In: *Environmental Science & Policy* 24, S. 83–91.
- Martin-Orgeta, Julia; Brouwer, Roy; Ojea, Elena; Berbel, Julio (2012b): Benefit transfers and spatial heterogeneity of preferences for water quality improvements. In: *Journal of Environmental Management* 106, S. 22-29.
- Martin-Ortega, Julia; Skuras, Dimitris; Perni, Angel; Holen, Silje; Psaltopoulos, Demetris (2014): The Disproportionality Principle in the WFD: How to Actually Apply it? In: Thomas Bournaris, Julio Berbel, Basil Manos und Davide Viaggi (Hg.): *Economic of Water Management in Agriculture*: CRC Press, S. 214–249.
- Reese, Moritz (2016): Voraussetzungen für verminderte Gewässerschutzziele nach Artikel 4 Abs. 5 WRRL. In: *Zeitschrift für Umweltrecht* 27 (4), S. 203–2015.
- Seeconsult GmbH; InterSus (2012): ESAWADI – Ecosystem Services Approach for Water Framework Directive Implementation. German Case Study Report.
- Siebertz, Karl; van Bebber, David; Hochkirchen, Thomas (2010): Statistische Versuchsplanung. Design of Experiments (DoE). Berlin, Heidelberg: Springer.
- Sigel, Katja; Klauer, Bernd; Schiller, Johannes (2015): Begründung "weniger strenger Umweltziele" nach EG-Wasserrahmenrichtlinie mit unverhältnismäßigen Kosten - ein Verfahrensvorschlag. In: *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 8 (12), S. 768–774.
- Tsakiris, George (2015): The status of the European Waters in 2015: A review. In: *Environmental Processes* 2 (3), S. 534–557.

- Werners, Brigitte (2013): Grundlagen des Operations Research, Mit Aufgaben und Lösungen. 3. Aufl. Berlin, Heidelberg: Springer.
- WRc (2015): Assessment of Member States' progress in the implementation of Programmes of Measures during the first planning cycle of the Water Framework Directive. Member State Report: Germany.

9 Anhang

Anhang 1: Ergebnisdarstellung der Sensitivitätsanalyse des Durchschnittskostenansatzes

Anhang 2: Ergebnisdarstellung der Sensitivitätsanalyse des Benchmark-Ansatzes

Anhang 3: Ergebnisdarstellung der Variation der Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen

Anhang 1: Ergebnisdarstellung der Sensitivitätsanalyse des Durchschnittskostenansatzes

n = 164	Gewichtungsfaktoren 2 : 1		Zusatznutzen = 0				Zusatznutzen = 1,5				Zusatznutzen = 3				
			km ² -Normalisierung		EW-Normalisierung		km ² -Normalisierung		EW-Normalisierung		km ² -Normalisierung		EW-Normalisierung		
	Zielabstand	Zusatznutzen	Anzahl uvm WK	Anteil uvm WK	Anzahl uvm WK	Anteil uvm WK	Anzahl uvm WK	Anteil uvm WK	Anzahl uvm WK	Anteil uvm WK	Anzahl uvm WK	Anteil uvm WK	Anzahl uvm WK	Anteil uvm WK	
Spreizungsfaktor	1,5	1/3	1/6	82	50%	100	61%	39	24%	64	39%	31	19%	38	23%
	2	4/9	2/9	66	40%	90	55%	32	20%	42	26%	22	13%	26	16%
	2,5	5/9	2/7	55	34%	79	48%	28	17%	36	22%	17	10%	22	13%
	3	2/3	1/3	52	32%	72	44%	21	13%	27	16%	15	9%	17	10%
	3,5	7/9	2/5	47	29%	64	39%	19	12%	24	15%	15	9%	15	9%
	4	8/9	4/9	42	26%	60	37%	17	10%	20	12%	14	9%	12	7%
	4,5	1	1/2	40	24%	50	30%	15	9%	18	11%	10	6%	11	7%
	5	1 1/9	5/9	37	23%	45	27%	15	9%	16	10%	9	5%	8	5%
	5,5	1 2/9	3/5	32	20%	43	26%	13	8%	14	9%	9	5%	8	5%
	6	1 1/3	2/3	29	18%	40	24%	11	7%	13	8%	9	5%	8	5%
	6,5	1 4/9	5/7	28	17%	36	22%	10	6%	11	7%	9	5%	8	5%
	7	1 5/9	7/9	28	17%	34	21%	9	5%	10	6%	9	5%	8	5%
	7,5	1 2/3	5/6	25	15%	33	20%	9	5%	9	5%	9	5%	8	5%
	8	1 7/9	8/9	24	15%	32	20%	9	5%	9	5%	9	5%	7	4%
	8,5	1 8/9	17/18	23	14%	30	18%	9	5%	8	5%	9	5%	7	4%
	9	2	1	20	12%	29	18%	9	5%	8	5%	9	5%	7	4%
9,5	2 1/9	19/18	19	12%	28	17%	9	5%	8	5%	9	5%	7	4%	
10	2 2/9	1 1/9	19	12%	27	16%	9	5%	8	5%	9	5%	7	4%	

Anhang 2: Ergebnisdarstellung der Sensitivitätsanalyse des Benchmark-Ansatzes

n = 164		Gewichtungsfaktoren 2:1		Zusatznutzen = 0				Zusatznutzen = 1,5				Zusatznutzen = 3			
				km ² -Normalisierung		EW-Normalisierung		km ² -Normalisierung		EW-Normalisierung		km ² -Normalisierung		EW-Normalisierung	
		Zielabstand	Zusatznutzen	Anzahl uvm WK	Anteil uvm WK	Anzahl uvm WK	Anteil uvm WK	Anzahl uvm WK	Anteil uvm WK	Anzahl uvm WK	Anteil uvm WK	Anzahl uvm WK	Anteil uvm WK	Anzahl uvm WK	Anteil uvm WK
Aufwandsfaktor	0,1	2/90	1/90	118	72%	110	67%	80	49%	81	49%	55	34%	50	30%
	0,2	2/45	1/45	86	52%	85	52%	40	24%	37	23%	31	19%	24	15%
	0,3	2/30	1/30	62	38%	65	40%	31	19%	24	15%	20	12%	15	9%
	0,4	4/45	2/45	52	32%	50	30%	23	14%	16	10%	15	9%	11	7%
	0,5	2/18	1/18	47	29%	42	26%	19	12%	14	9%	15	9%	8	5%
	0,6	2/15	1/15	42	26%	34	21%	15	9%	10	6%	12	7%	8	5%
	0,7	14/90	7/90	37	23%	32	20%	15	9%	9	5%	9	5%	7	4%
	0,8	8/45	4/45	31	19%	28	17%	11	7%	8	5%	9	5%	7	4%
	0,9	2/10	1/10	28	17%	26	16%	11	7%	8	5%	9	5%	7	4%
	1	2/9	1/9	28	17%	24	15%	9	5%	7	4%	9	5%	6	4%
	1,1	22/90	11/90	25	15%	23	14%	9	5%	7	4%	9	5%	6	4%
	1,2	4/15	2/15	23	14%	21	13%	9	5%	7	4%	9	5%	6	4%
	1,3	26/90	13/90	20	12%	20	12%	9	5%	7	4%	9	5%	6	4%
	1,4	14/45	7/45	19	12%	16	10%	9	5%	6	4%	9	5%	6	4%
	1,5	2/6	1/6	19	12%	16	10%	9	5%	6	4%	9	5%	6	4%
	1,6	16/45	8/45	17	10%	15	9%	9	5%	6	4%	9	5%	6	4%
	1,7	34/90	17/90	17	10%	15	9%	9	5%	6	4%	8	5%	6	4%
	1,8	2/5	1/5	16	10%	15	9%	9	5%	6	4%	7	4%	5	3%
	1,9	38/90	19/90	16	10%	15	9%	9	5%	6	4%	7	4%	5	3%
2	4/9	2/9	16	10%	15	9%	9	5%	6	4%	5	3%	5	3%	

Anhang 3: Ergebnisdarstellung der Variation der Gewichtung von Zielabstand und Zusatznutzen

Durchschnittskostenansatz

Spreizungsfaktor = 3, Zusatznutzen = 1,5, n = 164

Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen		kein ZN	ZA 2 : ZN 1	ZN 1 : ZA 1	ZA 1 : ZN 2	kein ZA
Gewichtungsfaktor	Zielabstand	1	2/3	1/2	1/3	0
	Zusatznutzen	0	1/3	1/2	2/3	1
Flächennormalisierung	Anzahl uvm WK	40	21	18	17	16
	Anteil uvm WK	24%	13%	11%	10%	10%
Einwohnernormalisierung	Anzahl uvm WK	50	27	24	22	17
	Anteil uvm WK	30%	16%	15%	13%	10%

Benchmark-Ansatz

Aufwandsfaktor = 0,5, Zusatznutzen = 1,5, n = 264

Gewichtung Zielabstand zu Zusatznutzen		kein ZN	ZA 2 : ZN 1	ZN 1 : ZA 1	ZA 1 : ZN 2	kein ZA
Gewichtungsfaktor	Zielabstand	1/6	1/9	1/12	1/18	0
	Zusatznutzen	0	1/18	1/12	1/9	1/6
Flächennormalisierung	Anzahl uvm WK	34	19	17	15	15
	Anteil uvm WK	21%	12%	10%	9%	9%
Einwohnernormalisierung	Anzahl uvm WK	30	14	11	9	8
	Anteil uvm WK	18%	9%	7%	5%	5%