

Tag der mündlichen Prüfung: 7. Mai 2015

Erstgutachter: Univ.-Prof. Dr. Christoph Lange

Zweitgutachter: Univ.-Prof. Dr. Stephan Zelewski

**Maßnahmen zur Umsetzung der EG-Wasserrahmen-
richtlinie an Querbauwerken**
**Umweltökonomische Anforderungen und die Potenziale
marktorientierter Instrumente**

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades eines

Doktors der Wirtschaftswissenschaften

(Dr. rer. pol.)

durch die Fakultät für Wirtschaftswissenschaften der

Universität Duisburg-Essen

Campus Essen

vorgelegt von

Dipl.-Kfm. Devid Krull aus Bad Karlshafen

Essen 2014

Inhaltsverzeichnis

INHALTSVERZEICHNIS	II
ABBILDUNGSVERZEICHNIS	VII
TABELLENVERZEICHNIS.....	IX
ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS UND SYMBOLVERZEICHNIS.....	X
1 MOTIVATION UND UNTERSUCHUNGSSCHRITTE	1
1.1 MOTIVATION	1
1.2 UNTERSUCHUNGSSCHRITTE	7
2 UMWELTÖKONOMISCHE ENTSCHEIDUNGSUNTERSTÜTZUNG IM RAHMEN UMWELTPOLITISCHER FRAGESTELLUNGEN.....	10
2.1 EINORDNUNG	10
2.2 ERKLÄRUNGS- UND ZIELFINDUNGSFUNKTION.....	22
2.3 INSTRUMENTENAUSWAHLFUNKTION IM RAHMEN EINER STANDARDORIENTIERTEN SECOND-BEST-STRATEGIE	32
3 GEWÄSSERÖKOLOGISCHE MAßNAHMEN AN QUERBAUWERKEN ALS UMWELTPOLITISCHES HANDLUNGSFELD.....	61
3.1 KONKURRIERENDE NUTZUNGSANSPRÜCHE AN FLIEßGEWÄSSERN	61
3.2 WASSERWIRTSCHAFTLICHE FUNKTIONEN VON QUERBAUWERKEN	71
3.3 ÖKOLOGISCHE BEEINTRÄCHTIGUNGEN DER FLIEßGEWÄSSER DURCH QUERBAUWERKE UND QUERBAUWERKSBASIERTE NUTZUNGEN.....	83
3.4 MAßNAHMENOPTIONEN ZUR REDUZIERUNG DER ÖKOLOGISCHEN BEEINTRÄCHTIGUNGEN IM ZUSAMMENHANG MIT QUERBAUWERKEN.....	94
3.5 ZWISCHENFAZIT QUERBAUWERKE	113
4 GEWÄSSERÖKOLOGISCHE MAßNAHMEN AN QUERBAUWERKEN IM UMWELTPOLITISCHEN UND RECHTLICHEN ZIELSYSTEM.....	115
4.1 ÜBERBLICK	115
4.2 ÖKOLOGISCHE VERBESSERUNGSMAßNAHMEN AN QUERBAUWERKEN IM KONTEXT DER EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE	116
4.2.1 <i>Die EG-Wasserrahmenrichtlinie als ganzheitliche Gewässerschutzkonzeption mit ökonomischer Entscheidungsunterstützungsfunktion</i>	<i>116</i>
4.2.2 <i>Umsetzungsprozess der WRRL</i>	<i>127</i>
4.2.2.1 Fristenkonzept, normative Umsetzung und Bewirtschaftungszyklen	127
4.2.2.2 Gemeinsame Umsetzungsstrategie	136

4.2.3	<i>Flussgebietsweite Koordinierung der Bewirtschaftung von Wasserressourcen ..</i>	139
4.2.4	<i>Guter Zustand bis 2015 als primäres Umweltqualitätsziel für Oberflächengewässer.....</i>	145
4.2.5	<i>Mangelnde ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern als wesentliches Defizit.....</i>	157
4.2.6	<i>Operationalisierung der Anforderungen des guten ökologischen Zustands an die ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern.....</i>	162
4.3	INTERDEPENDENZEN QUERBAUWERKSBEZOGENER MAßNAHMEN ZU WEITEREN GESELLSCHAFTLICHEN ZIELSETZUNGEN	189
4.3.1	<i>Politikintegration als Erfolgsfaktor</i>	189
4.3.2	<i>Interdependenzen mit der Klima- und Naturschutzpolitik.....</i>	192
4.3.3	<i>Interdependenzen zum Ausbau der regenerativen Stromerzeugung.....</i>	199
4.3.4	<i>Interdependenzen mit verkehrspolitischen Zielsetzungen zur Nutzung der Binnenschifffahrt.....</i>	209
4.3.5	<i>Interdependenzen mit der Hochwasserschutzpolitik</i>	214
4.4	ZWISCHENFAZIT ZU DEN UMWELTPOLITISCHEN UND RECHTLICHEN RAHMENBEDINGUNGEN	216
5	UMWELTÖKONOMISCHE ANFORDERUNGEN AN DIE ALLOKATION GEWÄSSERÖKOLOGISCHER MAßNAHMEN AN QUERBAUWERKEN IM KONTEXT DER WASSERRAHMENRICHTLINIE	218
5.1	ÜBERBLICK: INTEGRIERTER BEWIRTSCHAFTUNGSPROZESSES ZUR VERWIRKLICHUNG STANDARDORIENTIERTER UMWELTZIELE	218
5.2	MAßNAHMENPROGRAMME ALS RAHMEN DER ALLOKATION VON GEWÄSSERÖKOLOGISCHEN MAßNAHMEN AN QUERBAUWERKEN.....	226
5.2.1	<i>Funktionalität kosteneffizienter Maßnahmenprogramme nach Art 11 i. V. m. Anhang III WRRL.....</i>	226
5.2.2	<i>Restriktionen bei der Zusammenstellung kosteneffizienter Maßnahmenprogramme in der Praxis.....</i>	245
5.2.3	<i>Implikationen für den Einsatz umweltpolitischer Instrumente zur Allokation gewässerzustandsbezogener Maßnahmen.....</i>	250
5.2.4	<i>Gewässerbezogenes Monitoring der ökologischen Zielerreichung.....</i>	254
5.2.5	<i>Erfahrungen aus dem ersten Bewirtschaftungszyklus</i>	257
5.3	AUSWEISUNG ERHEBLICH VERÄNDERTEN WASSERKÖRPER AUFGRUND VON STAUHALTUNGEN	264
5.3.1	<i>Überblick.....</i>	264

5.3.2	<i>Ausweisungssprüfung gem. Art. 4 Abs. 3 a) WRRL</i>	269
5.3.3	<i>Ausweisungssprüfung gem. Art. 4 Abs. 3 b) WRRL</i>	279
5.3.4	<i>Ansätze zur Ableitung eines guten ökologischen Potenzials</i>	292
5.3.5	<i>Schlussfolgerungen für die Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern</i>	295
5.4	RECHTFERTIGUNG VON FRISTVERLÄNGERUNGEN UND WENIGER STRENGEN UMWELTZIELEN AUFGRUND VON UNVERHÄLTNISSMÄßIG HOHEN KOSTEN	302
5.4.1	<i>Überblick über die Ausnahmetatbestände des Art. 4 WRRL</i>	302
5.4.2	<i>Verhältnismäßigkeit der Kosten als politisches Urteil auf Basis ökonomischer Informationen</i>	306
5.4.2.1	Relevanz und Reichweite der ökonomischen Entscheidungsunterstützung.....	306
5.4.2.2	Gesamtwirtschaftliche Verhältnismäßigkeit der Kosten als ökonomische Suffizianforderung	309
5.4.2.3	Berücksichtigung von Kostentragfähigkeitserwägungen.....	339
5.4.2.4	Differenzierte Anforderungen an die Begründung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen	342
5.4.3	<i>Gesamteinschätzung und Schlussfolgerungen für die Allokation gewässerökologischer Maßnahmen an Querbauwerken</i>	346
5.4.4	<i>Querbauwerksbezogene Inanspruchnahme von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen sowie strategische Priorisierungskonzepte für die ökologische Durchgängigkeit im ersten Bewirtschaftungszyklus</i>	365
5.4.5	<i>Zwischenfazit zu den Möglichkeiten der Festlegung sekundärer Umweltziele sowie zum Kosteneffizienzgebot</i>	373
5.5	IMPLIKATIONEN AUS DER ANFORDERUNG EINER KOSTENDECKENDEN BEPREISUNG VON WASSERDIENSTLEISTUNGEN FÜR DIE ALLOKATION GEWÄSSERÖKOLOGISCHER MAßNAHMEN AN QUERBAUWERKEN	377
6	MÖGLICHKEITEN UND GRENZEN EINER ALLOKATION GEWÄSSERÖKOLOGISCHER MAßNAHMEN AN QUERBAUWERKEN MITTELS MARKTORIENTIERTER INSTRUMENTE	383
6.1	ZIELSETZUNG UND VORGEHENSWEISE	383
6.2	ORDNUNGSRECHTLICHER RAHMEN UND ANSATZPUNKTE FÜR EINE MARKTORIENTIERTE DEZENTRALISIERUNG DER ALLOKATION GEWÄSSERÖKOLOGISCHER MAßNAHMEN AN QUERBAUWERKEN	384
6.2.1	<i>Staatlicher Bewirtschaftungsauftrag</i>	384
6.2.2	<i>Genehmigungsvorbehalt und ordnungsrechtliche Benutzungsaufgaben</i>	391

6.2.3	<i>Ordnungsrechtliche Spezialvorschriften für querbauwerksbezogene Nutzungen zum Schutz der Gewässerökologie</i>	400
6.2.4	<i>Ordnungsrechtliche Konkretisierungen der Maßnahmenallokation</i>	410
6.2.5	<i>Potenziale für eine marktorientierte Dezentralisierung der Allokation gewässerökologischer Maßnahmen an Querbauwerken</i>	414
6.3	POTENZIALE EINER MARKTORIENTIERTEN ALLOKATION VON MAßNAHMEN ZUR VERBESSERUNG DER ÖKOLOGISCHEN DURCHGÄNGIGKEIT VON FLIEßGEWÄSSERN MITTELS PREISBASIERTER INSTRUMENTE.....	437
6.3.1	<i>Überblick</i>	437
6.3.2	<i>Abgaben auf querbauwerksbezogene Nutzungen sowie den Inputfaktor Wasser</i>	444
6.3.3	<i>Abgaben auf Basis inputorientierter, gewässerzustandsrelevanter Parameter ...</i>	451
6.3.4	<i>Abgaben auf Basis einer outputorientierten Bemessungsgrundlage</i>	463
6.4	POTENZIALE EINER MARKTORIENTIERTEN ALLOKATION VON MAßNAHMEN ZUR VERBESSERUNG DER ÖKOLOGISCHEN DURCHGÄNGIGKEIT VON FLIEßGEWÄSSERN MITTELS MENGENBASIERTER INSTRUMENTE.....	469
6.4.1	<i>Bezugsbasis einer Mengensteuerung im Bereich der biologischen Durchgängigkeit</i>	469
6.4.2	<i>Kompensatorischer Ansatz auf Basis von Querverbauungsrechten</i>	471
6.4.2.1	Anwendungsrahmen des Kompensationsprinzips zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern.....	471
6.4.2.2	Primärallokation von wanderfischbezogenen Querverbauungsrechten	477
6.4.2.2.1	Abgrenzung geeigneter Migrationsteilsysteme und Querbauwerke.....	477
6.4.2.2.2	Primärallokation auf Standortebe.....	491
6.4.2.3	Kompensationsgeschäfte zur Verwirklichung einer kosteneffizienten Sekundärallokation	501
6.4.2.3.1	Rahmenbedingungen und Abwicklung von Transaktionen	501
6.4.2.3.2	Gesamtwirtschaftliche Kostenminderungspotenziale und endogene Maßnahmenpriorisierung.....	514
6.4.2.4	Spezifische Herausforderungen bei der Implementierung eines Kompensationsmechanismus...541	
6.4.2.4.1	Rechtliche Verpflichtung der Akteure.....	541
6.4.2.4.2	Errichtung von neuen Querbauwerken bzw. neue Nutzungen an bestehenden Querbauwerken.....	548
6.4.2.4.3	Externe Effekte im Kontext von Maßnahmen zur Verringerung der Querverbauung	550
6.4.2.4.4	Strategische Ausübung von Marktmacht.....	553
6.4.2.4.5	Ratenbasierte Bestimmung der Querverbauung und Transaktionskosten.....	557
6.4.2.4.6	Instrumentelle Regelungsinterdependenzen	559

6.5	ZUSAMMENFASSEDE WÜRDIGUNG DER POTENZIALE EINER MARKTORIENTIERTEN ALLOKATION VON MAßNAHMEN ZUR VERBESSERUNG DER ÖKOLOGISCHEN DURCHGÄNGIGKEIT VON FLIEßGEWÄSSERN	564
7	FAZIT UND AUSBLICK	588
	LITERATURVERZEICHNIS.....	595

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Aufbau der Arbeit	8
Abbildung 2: Kategorien ökonomischer Güter	23
Abbildung 3: Systematisierung der natürlichen Funktionen und anthropogenen Gewässernutzungen.....	63
Abbildung 4: Spezifische Investitionskosten für Fischaufstiegsanlagen in Abhängigkeit von Gesamtabfluss der Fischaufstiegsanlage und zu überwindender Höhendifferenz.....	101
Abbildung 5: Populationsparameter im Lebenszyklus des Atlantischen Lachses	177
Abbildung 6: Exemplarische Betrachtung der flussaufwärtsgerichteten Wanderpfade an einem Querbauwerkstandort mit Wasserkraftnutzung und Ausleitung	181
Abbildung 7: Abstiegspfade an einem Wasserkraftwerk mit Ausleitung.....	184
Abbildung 8: Kettenwirkung von Querbauwerken	186
Abbildung 9: Maßnahmen i. S. v. Art. 11 WRRL	230
Abbildung 10: Ausschnitt des stufenweisen Prüfungsschemas zur HMWB- Ausweisung gemäß GD No. 4.....	268
Abbildung 11: Entscheidungsfelder im Rahmen der Signifikanzeinschätzung.....	275
Abbildung 12: Strukturierung und Konkretisierung der Ausweisungsprüfung gemäß Art. 4 Abs. 3 b) WRRL	282
Abbildung 13: Optimierungsanspruch versus Suffizienzanspruch	312
Abbildung 14 : Methodenüberblick zur monetären Bewertung von Umweltqualitätsveränderungen.....	322
Abbildung 15: Ökologische Anforderungen gemäß Art. 4 WRRL	374
Abbildung 16: Illustratives Fließgewässersystem mit Querbauwerken.....	482
Abbildung 17: Exemplarische Primärallokation und Ziellücke für die flussaufwärtsgerichtete Querverbauung.....	500
Abbildung 18: Illustrative Ableitung einer diskreten standortbezogenen Anpassungskostenkurve	522

Abbildung 19: Exemplarisches Kompensationspotenzial zwischen den Querbaustandorten Q2 und Q6 für die erste Verpflichtungsperiode	524
Abbildung 20: Vergleich der aggregierten Kostenbarwerte in Abhängigkeit von der Querverbaustandrate am Standort Q2 für die erste Verpflichtungsperiode.....	525
Abbildung 21: Exemplarisches Kompensationspotenzial zwischen den Querbaustandorten Q2 und Q6 für die zweite Verpflichtungsperiode	526
Abbildung 22: Vergleich der aggregierten Kostenbarwerte in Abhängigkeit von der Querverbaustandrate am Standort Q2 für die zweite Verpflichtungsperiode	527
Abbildung 23: Exemplarisches Kompensationspotenzial zwischen den Querbaustandorten Q3 und Q4 für die erste Verpflichtungsperiode	533
Abbildung 24: Vergleich der aggregierten Kostenbarwerte in Abhängigkeit von der Querverbaustandrate am Standort Q3	534
Abbildung 25: Gesamtkostenersparnis durch kompensatorische Flexibilisierung im illustrativen Betrachtungsgebiet.....	535
Abbildung 26: Indikative zusammenfassende Würdigung der Instrumente	582

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Wasserwirtschaftliche Funktionen von Querbauwerken in Zusammenhang mit bestimmten Nutzungsinteressen	72
Tabelle 2: Klassifizierung von Fischaufstiegen	95
Tabelle 3: Wesentliche Fristen und Meilensteine im Umsetzungsprozess der Wasserrahmenrichtlinie für Oberflächenwasserkörper	134
Tabelle 4: Wichtige Wasserbewirtschaftungsfragen gem. Art. 14 Abs. 1 b) WRRL ...	160
Tabelle 5: Exemplarische Aggregation einer artspezifischen Gesamtaufstiegsrate für einen exemplarischen Standort über den Jahresverlauf	182
Tabelle 6: Ermittlung der Gesamtabstiegsrate für einen exemplarischen Standort und eine exemplarische Art über den Jahresverlauf (Turbinenmortalität von 25 %) ..	184
Tabelle 7: Programmaßnahmen für die Belastungstypen „Wasserentnahmen“ und „Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen“ an Oberflächengewässern.....	260
Tabelle 8: Fristverlängerung aufgrund unverhältnismäßig hohen Aufwands.....	367
Tabelle 9: Allgemeine Funktionen von (Umwelt-)Abgaben	438
Tabelle 10: Exemplarische standortbezogene Querverbauungsraten im Status quo	485
Tabelle 11: Ökologische Äquivalenz von multiplikativen Kompensationen	504
Tabelle 12: Eckdaten für Kompensationsgeschäfte im illustrativen Flusseinzugsgebiet	518
Tabelle 13: Illustrative kompensatorische Reallokation im Migrationsteilsystem 2	531
Tabelle 14: Illustrative kompensatorische Reallokation im Migrationsteilsystem 1	534

Abkürzungsverzeichnis und Symbolverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

Abl.	Amtsblatt
Abs.	Absatz
AEUV	Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union
a. F.	alter Fassung
Art.	Artikel
ATT	Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V.
ATV-DVWK	Zusammenschluss aus der Abwassertechnischen Vereinigung e.V. (ATV) und des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. (DVWK) – heute Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA)
AWB	Artificial Water Body
BAW	Bundesanstalt für Wasserbau
Bd.	Band
BDEW	Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V.
BfG	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BGBI.	Bundesgesetzblatt
BHO	Bundeshaushaltsordnung
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BMI	Bundesministerium des Inneren
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMVBS	Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz

BRD	Bundesrepublik Deutschland
bspw.	beispielsweise
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland e. V.
BWK	Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau e. V.
bzw.	beziehungsweise
ca.	circa
CASIMIR	Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements in diverted streams
CBA	Cost Benefit Analysis
CDI	Community Dominance Index
CIS	Common Implementation Strategy
CO ₂	Kohlendioxid
c. p.	ceteris paribus
ct.	Cent
DDT	Dichlordiphenyltrichlorethan (Insektizid)
DG ECO1	Drafting Group Economics 1
DG ECO2	Drafting Group Economics 2
d. h.	das heißt
DIN	Deutsches Institut für Normung e. V.
Diss.	Dissertation
DRL	Deutscher Rat für Landespflege
dt.	deutsch
DVGW	Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V.
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.
EEA	European Environment Agency
EEB	European Environmental Bureau

EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz (Gesetz über den Vorrang Erneuerbarer Energien)
EEX	European Energy Exchange
EG	Europäische Gemeinschaft(en)
EGKS	Europäische Gemeinschaft für Kohle und Stahl
EGV	Vertrag zur Gründung der Europäischen Gemeinschaft
engl.	englisch
EnWG	Energiewirtschaftsgesetz
etc.	et cetera
EU	Europäische Union
EURATOM	Europäische Atomgemeinschaft
EurUP	Zeitschrift für Europäisches Umwelt- und Planungsrecht
e. V.	eingetragener Verein
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
EWGV	Vertrag zur Gründung der Europäischen Wirtschaftsgemeinschaft
f.	folgende
FAA	Fischaufstiegsanlage
FFH-RL	Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie
FGG Weser	Flussgebietsgemeinschaft Weser
fiBS	fischbasiertes Bewertungssystem
FN	Fußnote
FRI _{ges}	Fischregionsgesamtindex
GD No.	Guidance Document Number
gem.	gemäß
GEP	Good Ecological Potential
GES	Good Ecological Status
GG	Grundgesetz

ggf.	gegebenenfalls
GIS	Geoinformationssystem
GÖP	gutes ökologisches Potenzial
GWP/INBO	Global Water Partnership; International Network of Basin Organizations
H.	Heft
HFO	Hessische Fischereiverordnung
HGrG	Haushaltsgrundsätze-gesetz
HMWB	Heavily Modified Water Body (erheblich veränderter Wasserkörper)
Hrsg.	Herausgeber
HWRL	Hochwasserrichtlinie
i. d. R.	in der Regel
IKSR	Internationale Kommission zum Schutz des Rheins
i. H. v.	in Höhe von
inkl.	inklusive
insb.	insbesondere
IÖW	Institut für ökologische Wirtschaftsforschung
i. S. d.	im Sinne der/des
i. S. e.	im Sinne einer (eines)
i. V. m.	in Verbindung mit
i. w. S.	im weiteren Sinne
IWRM	Integrated Water Resources Management
Jg.	Jahrgang
Jh.	Jahrhundert
KA	Korrespondenz Abwasser, Abfall
Kap.	Kapitel
KNA	Kosten-Nutzen-Analyse

kW	Kilowatt
KW	Korrespondenz Wasserwirtschaft
l	Liter
kWh	Kilowattstunde
LAWA	Bund/Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser
LFischG	Landesfischereigesetz
LfU Bayern	Bayerisches Landesamt für Umwelt
LfU BW	Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg
Ltd.	Limited Company
LUWG	Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz
m	Meter
mm	Millimeter
m ²	Quadratmeter
m ³	Kubikmeter
<i>min!</i>	zu minimieren (Zielfunktion)
Mio.	Million
MKULNV NRW	Ministerium für Klima, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz Nordrhein Westfalen
Mrd.	Milliarde
MUFV RLP	Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz
MUNLV NRW	Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
MW	Megawatt
MWh	Megawattstunde
NABU	Naturschutzbund Deutschland e. V.
NGW	Nettogegenwartswert

No.	Number
NOAA	National Oceanic and Atmospheric Administration
NO _x	Stickoxide
Nr.	Nummer
NRW	Nordrhein-Westfalen
NvWZ	Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht
o. ä.	oder ähnliches
OECD	Organisation for Economic Co-Operation and Development
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OLG	Oberlandesgericht
o. S.	ohne Seitenangabe
p. a.	per annum
RECLAIM	Regional Clean Air Incentives Market
RIZA	Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling (Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment)
RL	Richtlinie
RLP	Rheinland-Pfalz
RPA	Risk & Policy Analysts
RPNO	Regionaler Planungsverband Niederlausitz-Oberschlesien
s.	Sekunde
S.	Seite
SO ₂	Schwefeldioxid
Spstr.	Spiegelstrich
Std.	Stunde(n)
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
StMUG Bayern	Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit
SUP	Strategische Umweltprüfung

TWh	Terawattstunde
u. a.	unter anderem
UBA	Umweltbundesamt
UGB	Umweltgesetzbuch
UNCED	United Nations Conference on Environment and Development
UNO	United Nations Organisation
USchadG	Umweltschadensgesetz
USA	United States of America
U. S. EPA	United States Environmental Protection Agency
u. U.	unter Umständen
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
UVPG	Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung
v. a.	vor allem
VDG	Vereinigung Deutscher Gewässerschutz
VGB PowerTech	VGB PowerTech e. V., der europäische technische Fachverband für die Strom- und Wärmeerzeugung (früher: technische Vereinigung der Großkraftwerksbetreiber e. V.)
Vgl./vgl.	Vergleiche/vergleiche
VwVfG	Verwaltungsverfahrensgesetz
WaStrG	Bundeswasserstraßengesetz
WATECO	Working Group Water and Economics
W	Watt
WB BMWA	Wissenschaftlicher Beirat beim Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen
WFD	Water Framework Directive

WFD CIRCA	Water Framework Directive Communication and Information Resource Centre for Administrations
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WKA	Wasserkraftanlage(n)
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
WSV	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes
WTA	willingness to accept
WTP	willingness to pay
WWF	World Wide Fund for Nature
ZAU	Zeitschrift für angewandte Umweltforschung
z. B.	zum Beispiel
ZfU	Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht
ZfW	Zeitschrift für Wasserrecht
z. T.	zum Teil
ZUR	Zeitschrift für Umweltrecht

Symbolverzeichnis

Lateinische Buchstaben:

a_j^D	Abgabensatz für die flussabwärtsgerichtete Querverbauung in Bezug auf die Art j
a_j^U	Abgabensatz für die flussaufwärtsgerichtete Querverbauung in Bezug auf die Art j
AZL_{ij}	Abgabenzahllast für einen Standort i bezogen auf die Art j
BMG_{ij}^D	Abgabenbemessungsgrundlage für die flussabwärtsgerichtete Querverbauung am Standort i mit Bezug auf die Art j
BMG_{ij}^U	Abgabenbemessungsgrundlage für die flussaufwärtsgerichtete Querverbauung am Standort i mit Bezug auf die Art j
D_{ij}	Abstiegsrate am Standort i für die Art j

\overrightarrow{E}_{kj}	flussaufwärtsgerichtete Erreichbarkeitsrate einer Migrationsdestination im Migrationssystem k für die Art j
\overleftarrow{E}_{kj}	flussabwärtsgerichtete Erreichbarkeitsrate einer Migrationsdestination im Migrationssystem k für die Art j
HQ	Hochwasserabfluss
i	Standortindex
j	Artindex
k	Migrationsdestinationsindex
K_t	Kosten in der Periode t (im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse)
$K_{t,i,Bau}^e$	einzelwirtschaftliche Baukosten am Standort i in der Periode t
$K_{t,i,Betrieb}^e$	einzelwirtschaftliche Betriebs- und Instandhaltungskosten am Standort i in der Periode t
$K_{t,i,Nutzungseinbu\ss e}^e$	einzelwirtschaftliche Kosten in Folge von Nutzungseinschränkungen am Standort i in der Periode t
$K_{t,i}^g$	gesamtwirtschaftliche Zusatzkosten der Anpassungsmaßnahmen am Standort i in der Periode t
KBW_i^e	Barwert der einzelwirtschaftlichen Kosten der Anpassungsmaßnahmen am Standort i
KBW_i^g	Barwert der gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten der Anpassungsmaßnahmen am Standort i
$KBW_{Einzugsgebiet}$	Barwert der gesamtwirtschaftlichen Kosten der Anpassungsmaßnahmen an allen Querbauwerkstandorten in einem Flusseinzugsgebiet
M_k	Migrationsteilsystem k
MQ	mittlerer Abfluss
MNQ	mittlerer Niedrigwasserabfluss
N_t	Nutzen in der Periode t (im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse)
NQ	Niedrigwasserabfluss

p_i^0	präkompensatorische Passierbarkeitsrate am Querbauwerkstandort i
p_i^1	postkompensatorische Passierbarkeitsrate am Querbauwerkstandort i
Δp_i	kompensatorische Veränderung der Passierbarkeitsrate am Querbauwerkstandort i
$\overrightarrow{P}_{k,j}$	kumulative, flussaufwärtgerichtete Passierbarkeitsrate für die Wanderfischart j im Migrationsteilsystem k
$\overleftarrow{P}_{k,j}$	kumulative, flussabwärtgerichtete Passierbarkeitsrate für die Wanderfischart j im Migrationsteilsystem k
$PMIN_j^d$	kumulative Mindestpassierbarkeitsrate einer flussabwärts gelegenen Migrationsdestination für die Wanderfischart j
$PMIN_j^u$	kumulative Mindestpassierbarkeitsrate einer flussaufwärts gelegenen Migrationsdestination für die Wanderfischart j
$q_{i,k,j}^d$	flussabwärtgerichtete Querverbauungsrate am Standort i bezogen auf das Migrationsteilsystem k und die Art j
$q_{i,k,j}^u$	flussaufwärtgerichtete Querverbauungsrate am Standort i bezogen auf das Migrationsteilsystem k und die Art j
Δq_i	kompensatorische Veränderung der Passierbarkeitsrate am Querbauwerkstandort i
Q	Abfluss eines Gewässers oder Durchfluss einer Wasserkraftanlage
Q_a	Ausbaudurchfluss einer Wasserkraftanlage
Q_i	Querbauwerkstandort i
r	Zinssatz/Diskontierungssatz
r_g	Zinssatz/Diskontierungssatz des gesamtwirtschaftlichen Planers
r_i	Zinssatz/Diskontierungssatz des Betreibers des Querbauwerkstandortes i
t	Periode
T	Planungshorizont (letzte betrachtete Periode)

U_{ij}	Aufstiegsrate am Standort i für die Art j
UQ_0	Ausgangsniveau der Umweltqualität
UQ^*	optimales Umweltqualitätsniveau
UQ_{GZ}	Umweltqualitätsniveau „Guter Zustand“
UQ_{kritisch}	Umweltqualitätsniveau mit Kosten-Nutzen-Gleichheit

Griechische Buchstaben:

ϵ_{ij}	sonstige Ausfallrate auf der Zwischenstrecke oberhalb von Standort i bezogen auf die Art j
Π	Produkt
Σ	Summe

sonstige:

€	Euro
%	Prozent

1 Motivation und Untersuchungsschritte

1.1 Motivation

Gewässer haben eine essentielle Bedeutung für die Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und der Ökosysteme.¹ Natürlich geprägte Fließgewässer sowie die zugehörigen Ufer, Auen und Altarme bilden hochkomplexe Lebensräume für Flora und Fauna, die in Mitteleuropa zu den artenreichsten Ökosystemen überhaupt zählen.² Von entscheidender Bedeutung für die Entfaltung solch artenreicher Lebensgemeinschaften ist die ökologische Vernetzung unterschiedlicher Lebensräume.³ Wasser stellt aber auch für den Menschen eine unverzichtbare und nicht substituierbare Lebensgrundlage dar. Darüber hinaus sind nahezu alle wirtschaftlichen Aktivitäten – insb. in Industrie und Landwirtschaft, aber auch die Energieerzeugung – in erheblichem Umfang vom Produktionsfaktor Wasser abhängig. Hieraus resultieren vielfältige Nutzungsansprüche des Menschen an die natürlichen Hauptvorkommen dieser Ressource – die Gewässer.

Allerdings stehen die Naturfunktionen von Fließgewässern vielfach in einem Spannungsfeld zu den menschlichen Nutzungsinteressen.⁴ Beeinträchtigungen aquatischer Ökosysteme können nicht nur von einer (übermäßigen) Einleitung von Schadstoffen und Wasserentnahmen herrühren, sondern auch durch bauliche Eingriffe in die natürliche Struktur und Dynamik der Gewässer verursacht werden. Einen schwerwiegenden Eingriff in die Gewässerstruktur stellt im Regelfall die Errichtung so genannter Querbauwerke (z. B. Wehre, Talsperren) dar.⁵ Der Aufstau von Fließgewässern durch Querbauwerke ist einerseits notwendige Voraussetzung diverser Nutzungsinteressen (insb. Schiffbarmachung zum Transport von Gütern und Personen sowie Nutzung der Wasserkraft zur Stromerzeugung).⁶ Aus der Barrierewirkung der Stauanlagen resultiert andererseits eine schwerwiegende Beeinträchtigung der so genannten ökologischen Durchgängigkeit von Gewäs-

¹ Vgl. bspw. WBGU (1998), S. 48; Erdmann/Schell (2003), S. 3; VDG (2004), S. 3-5.

² Vgl. BMU (1998), S. 107; WBGU (1998), S. 50-57, insb. S. 54f.; Diehl (2004b), S. 206.

³ Vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 114.

⁴ Vgl. hierzu Kap. 3.1.

⁵ Vgl. hier sowie zu Folgendem MUNLV NRW (2005), S. 10 sowie LAWA (1996), S. 8f.; BMU (1998), S. 107; Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 411; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 85; DIN 19700-10, S. 7.

⁶ Vgl. hier sowie zu Folgendem Kap. 3.2 und Kap. 3.3.

sern, die sich insb. in der Behinderung der natürlichen Wanderungsbedürfnisse von Fischen und anderen aquatischen Organismen niederschlägt und die Lebensraumfunktion dieser Gewässer insgesamt gravierend beeinträchtigen kann.⁷

Aus umweltökonomischer Sicht weisen die menschlichen Nutzungsinteressen von Gewässern die Eigenschaften eines Allmendegutes auf, während die Bewahrung der Naturfunktionen als öffentliches Gut charakterisiert werden kann.⁸ So werden durch eine bestimmte Gewässernutzung i. d. R. die Produktions- oder Konsummöglichkeiten Dritter geschmälert, ohne dass dies im Rahmen einer Marktbeziehung reflektiert wird. Dies gilt auch für die Wertschätzung der Menschen, die der natürlichen Funktion von Gewässern entgegengebracht und durch die Schädigung gemindert wird. Nutzungskonflikte zwischen alternativen menschlichen Nutzungen an Gewässern wie auch die Beeinträchtigung der Naturfunktionen stellen somit ein typisches Beispiel so genannter externer Effekte dar. Ausgehend von den vorliegenden Gutseigenschaften sowie der Existenz externer Effekte kann im Hinblick auf die Nutzung von Gewässern von einer Unzulänglichkeit des Marktes als (alleinigem) Koordinationsmechanismus ausgegangen werden. Zur Koordination der unterschiedlichen Nutzungsansprüche sowie zur Vermeidung einer anthropogenen Übernutzung der Gewässer sind daher im Regelfall regulatorische Eingriffe durch staatliche Instanzen erforderlich.

Eine solche staatliche Aufsicht und Regulierung der Nutzung von Wasserressourcen hat in Deutschland wie auch vielen anderen Staaten Europas bereits eine längere Tradition, wobei zunächst die gemeinwohlorientierte Moderation der unterschiedlichen menschlichen Nutzungsinteressen im Vordergrund stand.⁹ Im Laufe der Zeit gewannen jedoch ökologische Anforderungen zunehmend an Bedeutung. Durch die Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – kurz EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)¹⁰ – wurde schließlich für die Staaten der Europäischen Union ein ganzheitlicher Gewässerschutzansatz etabliert, der in vielfacher Hinsicht einen Paradigmenwechsel für die gemeinschaftliche und die nationalen Gewässerschutzpolitiken darstellt.¹¹

⁷ Vgl. bspw. LAWA (1996), S. 9; Erdmann/Schell (2003), S. 6; MUNLV NRW (2005), S. 37.

⁸ Vgl. hier sowie zu Folgendem Kap. 2.2 und Kap. 3.1.

⁹ Vgl. Kap. 3.1 und 6.2.1.

¹⁰ Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 (Amtsblatt L 327/1 vom 22.12.2000).

¹¹ Vgl. bspw. BMU (2004a), S. 9.

Durch die WRRL wird in den Mitgliedstaaten der EU erstmals ein flächendeckendes, umweltqualitäts- und ökosystemorientiertes Schutzkonzept etabliert.¹² Die Bewirtschaftung und der Schutz von Gewässern ist über administrative Grenzen hinweg für ganze Flusseinzugsgebiete zu koordinieren. Bei der Verwirklichung der qualitätsorientierten Umweltziele – primär dem „guten chemischen und ökologischen Zustand“ – stellt die Behebung hydromorphologischer Defizite einen kritischen Erfolgsfaktor dar, wobei insb. dem in dieser Arbeit fokussierten Aspekt der ökologischen Durchgängigkeit eine entscheidende Bedeutung zukommt.¹³

Nicht zuletzt weil bei der Umsetzung der anspruchsvollen Umweltziele erhebliche Kosten zu erwarten sind,¹⁴ wird in der WRRL explizit eine substantielle ökonomische Unterstützung aller relevanten Planungs- und Umsetzungsprozesse eingefordert.¹⁵ Im Rahmen der geforderten flussgebietsbezogenen Bewirtschaftung von Wasserressourcen bilden insb. die Sicherstellung der Kosteneffizienz der auszuwählenden Maßnahmen sowie die Möglichkeiten zur Begründung von bestimmten Ausnahmetatbeständen aufgrund unverhältnismäßiger Kosten wesentliche Determinanten der Maßnahmenallokation, welche den Mitgliedstaaten grundsätzlich einen gemeinwohlorientierten Ausgleich von Schutzanforderungen und Nutzungsinteressen im Gesamtkontext gesellschaftlicher Zielsetzungen ermöglichen.¹⁶ Da diese ökonomischen Determinanten allerdings in der Richtlinie selbst nur relativ vage angelegt sind, sind sie zur Umsetzung der Richtlinie inhaltlich und methodisch zu konkretisieren und zu operationalisieren. Für den ersten Bewirtschaftungszyklus konnte trotz zahlreicher Anstrengungen auf nationaler und europäischer Ebene gerade zu den ökonomischen Anforderungen der WRRL zunächst nur ein eher provisorisches Verständnis erzielt werden.¹⁷

Im Zentrum des Bewirtschaftungsprozesses zur Verwirklichung der ökologischen Zielsetzungen der WRRL steht die Allokation zielführender und zielerhaltender Maßnahmen auf die gewässerzustandsrelevanten Akteure (Wasser- bzw. Gewässernutzer), welche im

¹² Vgl. bspw. Köck (2009), S. 227-230.

¹³ Vgl. hierzu Kap. 4.2.

¹⁴ Ausgehend von den bereits vorliegenden Planungen für den ersten Bewirtschaftungszyklus rechnet das BMU allein für den ersten Bewirtschaftungszyklus bis 2015 mit Gesamtkosten für WRRL-Maßnahmen von 9,4 Mrd. Euro, vgl. BMU (2010b), S. 14. Gesamtschätzungen bzgl. der Kosten der vollständigen Umsetzung der WRRL in Deutschland belaufen sich auf mindestens 40 Mrd. Euro, vgl. Heimerl (2005), S. 13/17.

¹⁵ Vgl. bspw. Pielen (2007), S. 78f.

¹⁶ Vgl. Art. 1 b) WRRL; Ginzky (2008), S. 148; CIS (2009a), S. 30; Heinz/Esser (2009), S. 254; BMU (2010b), S. 6 sowie auch Palm (2006a), S. 36; Breuer (2007), S. 504f. sowie Kap. 5.3 und Kap. 5.4.

¹⁷ Vgl. Durner (2010), S. 458-464. Im Hinblick auf die weitere Umsetzung der WRRL im zweiten und dritten Bewirtschaftungszyklus ergibt sich daher hinsichtlich der in der WRRL verankerten ökonomischen Anforderungen ein Bedarf zu einer methodischen Vertiefung und Harmonisierung.

Kontext der WRRL nicht nur lokal, sondern einzugsgebietsbezogen zu koordinieren ist.¹⁸ Diese Maßnahmenallokation umfasst sowohl die Konkretisierung des Maßnahmenumfangs in inhaltlicher, räumlicher und zeitlicher Hinsicht als auch die Bestimmung der Maßnahmen- und Kostenträgerschaft. Außerhalb der staatlichen Maßnahmenverantwortung bedarf die Allokation von Maßnahmen bei Dritten, also den privatwirtschaftlichen Wassernutzern, einer zielgerichteten Verhaltenssteuerung dieser Akteure mittels umweltpolitischer Instrumente.¹⁹

Traditionell ist die deutsche Gewässerschutzpolitik durch ordnungsrechtliche Genehmigungsvorbehalte und Nutzungsaufgaben, also eine direkte Verhaltenssteuerung geprägt, die in begrenztem Umfang durch marktorientierte Instrumente der indirekten Verhaltenssteuerung (Abwasserabgabe und Wasserentnahmeentgelte) flankiert werden.²⁰ Auch im Rahmen des ersten Bewirtschaftungszyklus zur Umsetzung der WRRL wurde zur Implementierung von Maßnahmen im Wesentlichen auf das bestehende ordnungsrechtliche Instrumentarium zurückgegriffen.²¹ Demgegenüber wird in der umweltökonomischen Theorie den marktorientierten Instrumenten, die sich grob in Instrumente der Preissteuerung (Abgaben) sowie in Instrumente der Mengensteuerung (handelbare Rechte) differenzieren lassen, grundsätzlich eine höhere Kosteneffizienz bei der Verwirklichung definierter ökologischer Zielsetzungen zugesprochen, da sie in der Lage sind, gesamtwirtschaftliche Effizienzpotenziale über das ökonomisch determinierte Eigeninteresse der Akteure mittels dezentraler Handlungsflexibilität zu mobilisieren.²² Allerdings lassen sich die in der praktischen Anwendung realisierbaren Effizienzpotenziale marktorientierter Instrumente nur vor dem Hintergrund der spezifischen Charakteristika des jeweiligen umweltpolitischen Handlungsfeldes beurteilen. So darf dezentrale Handlungsflexibilität nur so weit erlaubt werden, wie Handlungsalternativen ökologisch hinreichend äquivalent sind und somit die Ausbildung ökologisch nicht tolerierbarer räumlicher und/oder zeitlicher Belastungskonzentrationen (so genannte „Hot Spots“) vermieden wird. Eine generelle Überlegenheit gegenüber einer ordnungsrechtlichen Steuerung also kann – gerade auch unter

¹⁸ Vgl. Kap. 5.1 und 5.2.

¹⁹ Zum umweltpolitischen Instrumentarium vgl. Kap. 2.3.

²⁰ Vgl. Kap. 6.2. Anstelle des Begriffes „Marktorientierte Instrumente“ werden in der Literatur auch andere Bezeichnungen synonym verwendet. Hierzu zählen insb. die Bezeichnungen „marktwirtschaftliche Instrumente“, „ökonomische Instrumente“ oder „wirtschaftliche Instrumente“, vgl. bspw. Elgeti/Maskow (2009) sowie auch OECD (1994).

²¹ Vgl. Kap. 5.2.5.

²² Zum Kriterium der Kosteneffizienz sowie zum umweltpolitischen Instrumentarium vgl. allgemein Kap. 2.3 sowie im Blick auf das spezifische Handlungsfeld der ökologischen Durchgängigkeit Kap. 6.

Berücksichtigung von Transaktionskosten – nicht für alle Anwendungsbereiche vorausgesetzt werden.²³

Weil in Art. 11 i. V. m. Anhang III WRRL eine kosteneffiziente Verwirklichung der gewässerschutzpolitischen Zielsetzungen explizit gefordert und hierzu der Einsatz von „wirtschaftlichen Instrumenten“²⁴ ausdrücklich angeregt wird, resultiert aus der Umsetzung der WRRL ein starker institutioneller Impuls, auch hinsichtlich der Allokation von Maßnahmen an Querbauwerken – insb. zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit – die Effizienzpotenziale marktorientierter Instrumente zu prüfen.²⁵

Mit Blick auf die Umsetzung der WRRL wurden bereits Vorschläge zu einer Ausweitung preisbasierter Instrumente (Wassernutzungsabgaben) entwickelt. In diesem Zusammenhang wird ebenfalls diskutiert, inwiefern Wassernutzungsabgaben über die klassischen Anwendungsbereiche der „Wasserentnahmen“ und „Einleitungen“ hinaus auch hydro-morphologische Beeinträchtigungen durch Querbauwerke adressieren können.²⁶ Ein im Auftrag des Umweltbundesamtes erstelltes Gutachten zur Implementierung von Wassernutzungsabgaben kommt zu dem Ergebnis, dass Abgaben für die durchgängigkeitsrelevanten Gewässernutzungen Stromerzeugung aus Wasserkraft und Binnenschifffahrt aufgrund einer unzureichenden Lenkungswirkung nicht zweckmäßig sind.²⁷ Allerdings bewertet das Gutachten mit der Wassernutzungsabgabe nur eine spezifische Form der preislichen Steuerung, so dass hieraus noch kein abschließendes Urteil zur möglichen Vorteilhaftigkeit einer Preissteuerung gegenüber einer ordnungsrechtlichen Steuerung gebildet werden kann.²⁸

Als Alternative zu einer Preissteuerung ist zudem die Möglichkeit einer Mengensteuerung zu prüfen. Mengensteuerungen bieten das Potenzial, dass sowohl eine hohe ökologische Treffsicherheit als auch Kosteneffizienz mit geringeren Informationsanforderungen als bei einer Preislösung erreicht werden können.²⁹ Im Bereich des Gewässerschutzes beschränkt sich die konzeptionelle Diskussion und praktische Implementierung mengen-

²³ Vgl. Kap. 2.3 und Kap.6.

²⁴ Anhang VI, Teil B WRRL.

²⁵ Vgl. auch Tränckner/Krebs (2006), S. 1113. Für den spezifischen Bereich so genannter Wasserdienstleistungen wird zudem gem. Art. 9 WRRL eine kostendeckende und verursachergerechte Bepreisung unter Einbezug umwelt- und ressourcenbezogener Kosten gefordert, die ein nachfragerorientiertes Instrument der indirekten Verhaltenssteuerung darstellt, vgl. Kap. 5.5 sowie ausführlich Lange/Krull (2014).

²⁶ Vgl. Palm (2006a); Gawel et al. (2011) sowie Kap. 6.3.

²⁷ Vgl. Gawel et al. (2011), insb. S. 292f. und S. 308 sowie ausführlich Kap. 6.3.2.

²⁸ Vgl. Kap. 6.3.

²⁹ Vgl. allgemein Kap. 2.3.

basierter Instrumente bislang allerdings auf die klassischen Handlungsfelder „Wasserentnahmen“ und „Einleitungen“, wobei in der instrumentellen Diskussion dieser Ansätze der Sicherstellung einer hinreichenden ökologischen Äquivalenz alternativer Maßnahmen ein zentraler Stellenwert zukommt.³⁰ Anwendungen im Gewässerschutz bedingen insofern komplexere Systemdesigns mit erforderlichen Einschränkungen der dezentralen Handlungsflexibilität der Akteure. Hierdurch reduziert sich zwar der potenzielle Effizienzvorteil gegenüber einer starren ordnungsrechtlichen Steuerung. Dennoch können auch bei eingeschränkter Handlungsflexibilität signifikante Effizienzvorteile verbleiben. Obwohl der Anforderung der Kosteneffizienz bei der Umsetzung der WRRL ein zentraler Stellenwert zukommt und die kostenintensive Verringerung hydromorphologischer Defizite zunehmend zum limitierenden Faktor einer ökologieorientierten Gewässerqualität wird, wurde die Vorteilhaftigkeit einer Mengensteuerung für dieses Handlungsfeld bislang weder allgemein noch vor dem Hintergrund der spezifischen Anforderungen der WRRL geprüft.

Ausgehend von dem aus dem Kosteneffizienzgebot der WRRL abzuleitenden Prüfungsauftrag soll die vorliegende Untersuchung einen Beitrag zur Schließung der mit Blick auf die Preis- und Mengensteuerung identifizierten instrumentellen Kenntnislücken liefern, und damit im Hinblick auf die kommenden Bewirtschaftungszyklen der WRRL-Umsetzung eine Option für eine ökonomisch rationale Weiterentwicklung der gewässerschutzpolitischen Praxis aufzeigen.

Hiervon ausgehend lässt sich das Erkenntnisinteresse der vorliegenden Arbeit durch die folgenden Forschungsfragen fassen:

1. Welche ökologischen, technischen, rechtlichen und ökonomischen Rahmenbedingungen bestimmen wesentlich den Umfang sowie die Art und Weise der Allokation von querbauwerksbezogenen Maßnahmen an Fließgewässern? Wie lassen sich die ökologischen und ökonomischen Determinanten der Maßnahmenallokation mit Blick auf das spezifische Handlungsfeld konsistent konkretisieren und operationalisieren?
2. Welche konkreten Anknüpfungspunkte ergeben sich für eine Allokation querbauwerksbezogener Maßnahmen mittels marktorientierter Instrumente der Preis- o-

³⁰ Vgl. bspw. Mark/Gawel/Ewringmann (1992); Grobosch (2003); Lux (2005); Keudel (2007); Shortle/Horan (2008). Eine Implementierung mengenbasierter Ansätze im Gewässerschutz erfolgte bisher vornehmlich außerhalb Europas, insb. in den USA, vgl. Shortle/Horan (2008).

der Mengensteuerung? Wie sind solche Instrumente auszugestalten, um den spezifischen Besonderheiten dieses Handlungsfeldes Rechnung zu tragen? Unter welchen Bedingungen sind marktorientierte Instrumente einer rein ordnungsrechtlichen Regulierung vorzuziehen?

Ausgehend von der beschriebenen Motivation und den formulierten Forschungsfragen ist die vorliegende Themenstellung dem Bereich der angewandten Umweltökonomik zuzuordnen. Die intendierte Anwendungsorientierung erfordert jedoch über die Wirtschaftswissenschaften hinaus eine tragfähige Auseinandersetzung mit den multidisziplinären Grundlagen aus der Ökologie, den Ingenieurwissenschaften und den Rechtswissenschaften.³¹ Es ist aber bereits an dieser Stelle darauf hinzuweisen, dass multidisziplinäre Klärungs- und Entwicklungsbedarfe im Rahmen dieser wirtschaftswissenschaftlichen Arbeit zwar adressiert, aber nicht abschließend geklärt werden können.

1.2 Untersuchungsschritte

Die folgende Abbildung 1 verdeutlicht den Aufbau der Arbeit sowie die der Beantwortung der formulierten Forschungsfragen dienenden Untersuchungsschritte.

³¹ Hierdurch soll vermieden werden, dass die konzeptionellen Überlegungen aufgrund einer unzureichenden Erfassung der problemspezifischen Rahmenbedingungen keine Anwendungsrelevanz entfalten können. MICHAELIS warnt hierzu in seiner Untersuchung zu ökonomischen Instrumenten der Umweltpolitik: „Aber ein mindestens ebenso wichtiger Grund für die geringe Verbreitung ökonomischer Instrumente besteht darin, daß die von den Wirtschaftswissenschaften entwickelten Politikvorschläge zumeist auf extrem idealisierten Modellvorstellungen basieren, welche die tatsächlichen Rahmenbedingungen konkreter Umweltprobleme nur unzureichend erfassen.“, Michaelis (1996), S. 167.

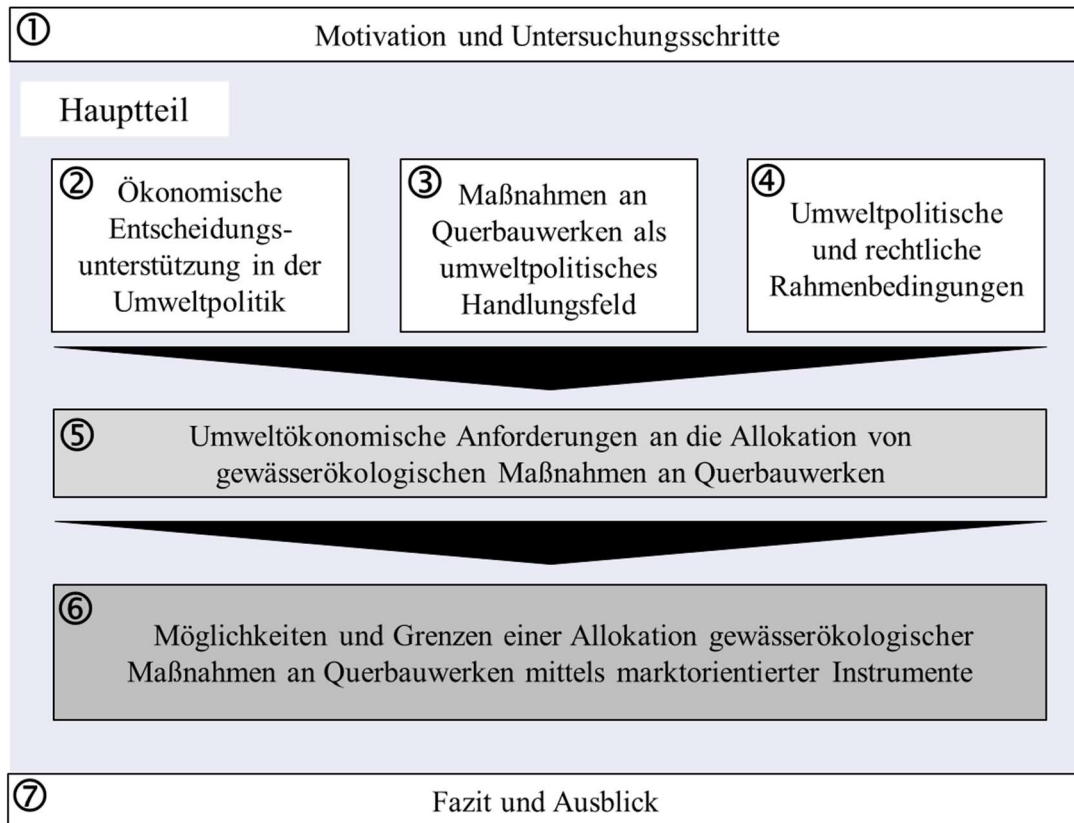


Abbildung 1: Aufbau der Arbeit

Im Anschluss an dieses einleitende Kapitel werden im zweiten Kapitel die grundlegenden Funktionen ökonomischer Entscheidungs- und Umsetzungsunterstützung im Rahmen umweltpolitischer Fragestellungen verdeutlicht. Der Fokus liegt dabei auf den Effizienzpotenzialen marktorientierter Instrumente im Rahmen einer (standardorientierten) umweltpolitischen Second-Best-Strategie. Ausgehend von einer überblicksartigen Darstellung der Nutzungskonkurrenzen an Fließgewässern, werden im dritten Kapitel das konkrete umweltpolitische Handlungsfeld, also die Beeinträchtigung von Fließgewässern durch Querbauwerke sowie die mögliche Handlungsoptionen, charakterisiert, wobei auf die Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit fokussiert wird. Im Rahmen des vierten Kapitels wird den zuvor erläuterten ökologischen Beeinträchtigungen der gewässerschutzpolitische Ordnungsrahmen gegenübergestellt. Den Schwerpunkt des Kapitels bildet die maßnahmenorientierte Operationalisierung konkreter Anforderungen an die Durchgängigkeit von Fließgewässern aus den qualitätsorientierten Zielsetzungen der Richtlinie. Darüber hinaus werden die wesentlichen Interdependenzen zu anderen Politikbereichen und deren spezifischen Zielsetzungen verdeutlicht.

Den konzeptionellen Schwerpunkt der Arbeit bilden die Kapitel Fünf und Sechs. Gegenstand des fünften Kapitels ist die Charakterisierung der wesentlichen umweltökonomischen Determinanten einer Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen. Hierzu werden die so genannten ökonomischen Elemente in der Regelungssystematik der WRRL analysiert und mit Blick auf das betrachtete Handlungsfeld konkretisiert. Dies umfasst sowohl die Anforderung der Kosteneffizienz von Maßnahmenprogrammen als auch die Implikationen, die sich aus einer Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern sowie der ökonomischen Begründung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen für den Umfang sowie die instrumentelle Institutionalisierung der Maßnahmenallokation ableiten lassen. Im sechsten Kapitel werden schließlich die Möglichkeiten einer Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen mittels marktorientierter Instrumente erörtert. Ausgehend vom derzeitigen ordnungsrechtlich geprägten Ansatz des deutschen Wasserrechts werden für querbauwerksbasierte Gewässernutzungen die grundsätzlichen Ansatzpunkte für eine Dezentralisierung der Maßnahmenallokation identifiziert, konkretisiert und bewertet. Hieran anknüpfend werden die Potenziale einer dezentralen Maßnahmenallokation sowohl für preisbasierte als auch für mengenbasierte Instrumente erörtert. Den Schwerpunkt dieses Kapitels bildet die Konzipierung eines mengenorientierten Kompensationsmechanismus auf Basis übertragbarer Querverbauungsrechte. Abschließend werden für das betrachtete Anwendungsfeld die Vor- und Nachteile der diskutierten marktorientierten Instrumente untereinander und gegenüber einer ordnungsrechtlichen Steuerung zusammenfassend abgewogen, Forschungs- und Entwicklungsbedarfe aufgezeigt und Handlungsempfehlungen für die weitere instrumentelle Umsetzung der WRRL in den folgenden Bewirtschaftungszyklen abgeleitet.

Die Arbeit schließt mit einer Zusammenfassung der zentralen Ergebnisse der Arbeit sowie einem Ausblick auf den weiteren Umsetzungsprozess der Richtlinie.

2 Umweltökonomische Entscheidungsunterstützung im Rahmen umweltpolitischer Fragestellungen

2.1 Einordnung

Im Fokus „umweltökonomischer“ oder sonstiger „umweltbezogener“ Fragestellungen steht üblicherweise die natürliche Umwelt als Gesamtheit der natürlichen Lebensgrundlagen des Menschen (ökologischer Umweltbegriff).³² In diesem Sinne lässt sich Umweltschutz als die „Gesamtheit der Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung der Umweltgefahren und -schäden.“³³ definieren. Dementsprechend sind die Hauptzielsetzungen des Umwelt-

³² Vgl. bspw. Lange (1978), S. 21; Wicke (1993), S. 6; Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 3f. Als Teilbereiche der ökologischen Umwelt werden traditionell die klassischen Umweltmedien Boden, Wasser und Luft unterschieden. Von diesen natürlichen Lebensgrundlagen kann wiederum die vom Menschen geschaffene, gegenständliche (Gebäude, Straßen etc.) sowie soziologische Umwelt abgegrenzt werden. Durch das Bindeglied Mensch besteht eine Wechselwirkung zwischen natürlicher und künstlicher Umwelt. Für bestimmte Fragestellungen des Umweltschutzes wird ein rein ökologischer Umweltbegriff als zu eng empfunden und – insb. im Kontext neuerer gesetzlicher Bestimmungen – explizit erweitert. Bspw. wird durch die Einbeziehung von Kultur- und sonstigen Sachgütern als Schutzgüter im Rahmen der so genannten Umweltverträglichkeitsprüfung solch ein erweiterter Umweltbegriff zugrunde gelegt, vgl. bspw. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 5. Darüber hinaus werden im modernen Umweltverständnis gerade auch die Wechselwirkungen zwischen natürlicher und künstlicher Umwelt als wesentlich erkannt und in den Umweltbegriff einbezogen (systemtheoretischer, anthropozentrischer Umweltbegriff: Umweltgüter, Mensch, Schutzgüter und Wechselwirkungen), vgl. Becker (2010), S. 33f. Im weitesten Sinne kann daher der Begriff Umwelt als die Gesamtheit der äußeren Lebensbedingungen, die auf ein Individuum oder eine Lebensgemeinschaft einwirken, definiert werden, vgl. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 3; Albrecht (2007), S. 39. Grundsätzlich können sowohl komplementäre als auch konfliktäre Beziehungen zwischen der ökologischen sowie der gegenständlichen und soziologischen Umwelt bestehen. Diese Ambivalenz lässt sich insb. dadurch charakterisieren, dass eine Beeinträchtigung der ökologischen Umwelt (in unterschiedlichem Ausmaß) Bestandteil des Aufbaus von Sach- und Kulturgütern darstellt, während im Zusammenhang mit der Beeinträchtigung der ökologischen Umwelt auch andere Sach- und Kulturgüter mittelbar beschädigt oder zerstört werden können. Andersherum kann ein Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen auch den Erhalt bestimmter Sach- und Kulturgüter befördern, während jedoch andere Sach- und Kulturgüter abgebaut werden müssen oder deren Aufbau beschränkt werden muss. Die wesentlichen Wechselwirkungen zwischen Mensch und künstlicher Umwelt einerseits und natürlicher Umwelt andererseits werden als Umweltwirkungen bezeichnet. Dabei werden Umwelteinwirkungen und Umweltauswirkungen unterschieden, vgl. UBA (1999), S. 1f. Unter Umwelteinwirkungen werden generell alle Wirkungen auf die ökologische Umwelt verstanden, die auf menschliche Tätigkeiten zurückzuführen sind. Umweltauswirkungen ergeben sich aus den Umwelteinwirkungen, sind also das beobachtbare Ergebnis der Reaktion der ökologischen Umwelt auf erfolgte Umwelteinwirkungen, vgl. UBA (1999), S. 1f. Im Fokus umweltbezogener Fragestellungen stehen insb. die „negativen“, d. h. nicht erwünschten Umweltwirkungen bzw. Umweltveränderungen. Zur sprachlichen Verdeutlichung soll hierfür im Folgenden der Begriff Umweltbeeinträchtigung verwendet werden. Aufgrund der beschriebenen Interdependenzbeziehung können Umweltbeeinträchtigungen wiederum auf den Menschen sowie die von ihm geschaffene gegenständliche Umwelt zurückwirken.

³³ Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 20. Als Umweltschaden kann jede direkt oder indirekt nachteilige Rückwirkung von Umweltbeeinträchtigungen auf den Menschen sowie die von ihm geschaffene gegen-

schutzes die Beseitigung vorhandener Umweltschäden, die Bekämpfung aktueller Umweltgefahren sowie die vorsorgende Vermeidung zukünftiger Umweltgefahren.³⁴ Gemeinsames Wesensmerkmal von Umweltschäden und -gefahren ist eine regionale oder globale, medienspezifische oder medienübergreifende Überlastung der natürlichen Absorptions- bzw. Regenerationsfähigkeit der Umwelt durch anthropogene Beeinträchtigungen.³⁵

Beim Schutz der Umwelt kommt der staatlichen Umweltpolitik die wesentliche Initiativ-, Koordinations- und Entscheidungsfunktion zu.³⁶ Sie muss zunächst gewährleisten, dass Umweltprobleme systematisch identifiziert, fachlich (d. h. naturwissenschaftlich und technisch) analysiert sowie die relevanten ökonomischen, rechtlichen, administrativen und gesellschaftlichen Zusammenhänge bestimmt werden.³⁷ Hierauf aufbauend bestehen die zentralen Aufgaben der staatlichen Umweltpolitik darin,

ständige Umwelt verstanden werden, vgl. auch Londong et al. (2006), S. 24f. Rechtlich wird der Begriff des Umweltschadens sowohl der Ursache als auch dem Ergebnis nach rein anthropozentrisch abgegrenzt. Ein Umweltschaden basiert demnach auf einem menschlichen Eingriff (Umwelteinwirkung), der zu einer unerwünschten Umweltveränderung (Umweltauswirkung) führt, vgl. bspw. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 5. Ein Umweltschaden wird als Resultat solch einer unerwünschten Umweltveränderung verstanden und als „nicht unerhebliche Beeinträchtigung eines rechtlich geschützten Gutes“, Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 6, definiert. Eine Umweltgefahr stellt in dem Sinne eine Vorstufe eines Umweltschadens dar, dass ein unbeeinflusstes Geschehen mit hinreichender Wahrscheinlichkeit zu einem Umweltschaden führt, vgl. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 6.

³⁴ Vgl. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 20. Es wird somit deutlich, dass der Umweltschutz sowohl eine reaktive Abwehr unmittelbarer Gefahren als auch eine planende Vorsorge einbezieht. In dieser allgemeinen Definition kann das Handlungsfeld Umweltschutz grundsätzlich alle menschlichen Akteure und Lebensbereiche (z. B. Mülltrennung in einem privaten Haushalt) einschließen. Maßnahmen entsprechend der allgemeinen Definition können bspw. auf Ebene der einzelnen Bürger vorliegen. Von großer Bedeutung ist der so genannte betriebliche Umweltschutz. Dieser bezeichnet den Schutz der unternehmensexternen ökologischen Umwelt vor Belastungen, die von der Herstellung und der Verwendung industrieller oder gewerblicher Produkte ausgehen, vgl. bspw. Lange (1978), S. 215.

³⁵ Vgl. Wicke (1993), S. 29 sowie S. 57-60. Die Absorptionsfähigkeit umfasst die Selbstreinigungs- bzw. Selbstregulierungs-, Aufnahme- und Ablagerungs- sowie Verdünnungskapazität der natürlichen Umwelt. Hieraus resultieren Beeinträchtigungen des ökologischen Gleichgewichts sowie die Übernutzung erneuerbarer und erschöpflicher Ressourcen sowie sonstiger natürlicher Lebensgrundlagen, vgl. Wicke (1993), S. 6.

³⁶ In der Bundesrepublik Deutschland wurde der Begriff der Umweltpolitik im ersten Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 geprägt, in welchem die Umweltpolitik erstmals als gleichrangige öffentliche Aufgabe anerkannt wurde, vgl. BMI (1971), S. 7 sowie Wicke (1993), S. 7; Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 20f.; Jänicke (2005), S. 52-55; Kappert (2006), S. 25f. Umweltpolitik wird allgemein definiert als „die Gesamtheit aller Maßnahmen, die notwendig sind, um dem Menschen eine Umwelt zu sichern, wie er sie für seine Gesundheit und für ein menschenwürdiges Dasein braucht, um Boden, Luft und Wasser, Pflanzen- und Tierwelt vor nachteiligen Wirkungen menschlicher Eingriffe zu schützen und um Schäden und Nachteile aus menschlichen Eingriffen zu beseitigen“, BMI (1971), S. 6 sowie auch Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 20f. Nach KÖSTERS ist Umweltpolitik „als Gesamtheit aller Handlungen anzusehen, die darauf abzielen, Umwelteingriffe zu vermeiden, zu vermindern und eingetretene Umweltschäden zu beseitigen.“ Kösters (2004), S. 13f. Zur Entwicklung der Umweltpolitik in der Bundesrepublik Deutschland vgl. bspw. Jänicke (2006), S. 406-415.

³⁷ Vgl. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 6. Der interdisziplinäre Charakter des Handlungsfeldes Umweltschutz bedingt einen intensiven Austausch von Erkenntnissen und Erfahrungen zwischen Verwaltungen, Wissenschaft und Wirtschaft (Kooperationsprinzip), vgl. BMI (1971), S. 8f. sowie S. 25; Wicke (1993),

- im Kontext des vorliegenden gesellschaftlichen Ziel- und Wertesystems umweltpolitische Zielsetzungen zu formulieren³⁸ sowie
- diejenigen Maßnahmen zu initiieren, die vor dem Hintergrund der ermittelten Zusammenhänge zum gesellschaftlich präferablen Ergebnis führen.³⁹

Zur Abwehr von Umweltgefahren und -schäden richten sich umweltpolitische Initiativen an bestimmte Produzenten- und/oder Konsumentengruppen, die durch ihr Verhalten zu den identifizierten Umweltproblemen beitragen (Adressaten der Umweltpolitik). Hierzu bedient sich die Umweltpolitik bestimmter Instrumente der direkten oder indirekten Verhaltenssteuerung, die auf Ebene der relevanten Produzenten und Konsumenten umweltbezogene Vermeidungs-, Verringerungs- oder Wiederherstellungshandlungen in gewünschtem

S. 3-5. Vor allem das Verständnis der relevanten Wirkungszusammenhänge und die Erarbeitung von Lösungen erfordern eine interdisziplinäre wissenschaftliche Beratung der Umweltpolitik, vgl. BMI (1971), S. 8, 12, 17-26. Eine wesentliche Bedeutung kommt in diesem Zusammenhang auch den staatlichen Fachbehörden wie dem Umweltbundesamt zu, welches 1974 eingerichtet wurde. Zentrale Aufgaben des Umweltbundesamtes sind die Erarbeitung naturwissenschaftlicher und technischer Erkenntnisse der relevanten Wirkungszusammenhänge, die Erforschung und Entwicklung geeigneter umweltbezogener wie politischer Maßnahmen, die Mitwirkung bei der Erarbeitung von Rechts- und Verwaltungsvorschriften sowie die Überprüfung von Verfahren und Einrichtungen. Die Erfüllung dieser Aufgaben erfolgt schwerpunktmäßig über die Koordinierung und Auswertung externer Forschungen, vgl. ausführlich Bruns (1998), S. 151-169.

³⁸ Vgl. Lange (1978), S. 215; Kemper (1993), S. 33f.; Kösters (2004), S. 200. Bestandteil des gesellschaftlichen Ziel- und Wertesystems sind die Ansprüche an den Zustand der natürlichen Umwelt als „Gesamtheit von Anforderungen [...], denen zu einem gegebenen jetzigen oder späteren Zeitpunkt eine Umwelt oder ein Teil einer bestimmten Umwelt nach Güte und Menge genügen muss.“, Albrecht (2007), S. 40. In diesem Zusammenhang kommt der in Gesellschaft und Politik vorherrschenden Umweltethik bzw. Umweltmoral eine wesentliche Bedeutung zu, vgl. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 21; Leist (2007), S. 15f. Der Erfolg von Umweltpolitik bleibt letztlich immer auf die Werthaltungen der Menschen gegenüber ihrer Umwelt angewiesen, vgl. Dieckmann (2008), S. 9.

³⁹ Vgl. Häder (1997), S. 93f.; Kösters (2004), S. 200. Grundlegende Ansatzpunkte umweltpolitischen Handelns ergeben sich also aus dem Beziehungsgeflecht zwischen den ökologischen und sozioökonomischen Systemen. Hauptansatzpunkte bilden demnach die Beschränkung der Entnahme natürlicher Ressourcen sowie der Abgabe unerwünschter Reststoffe an das ökologische System. Darüber hinaus kann Umweltpolitik darauf abzielen, die Regenerationsfähigkeit ökologischer Systeme zu verbessern sowie die Wiederverwertung zu fördern, vgl. Wicke (1993), S. 7f. Da viele Umweltprobleme nicht an administrativen Grenzen halt machen, wurde in den letzten Jahrzehnten verstärkt eine supra- und internationale Integration nationaler Umweltpolitiken angestrebt, vgl. Jänicke (2006), S. 417. Das Beispiel des Gewässerschutzes verdeutlicht, dass die deutsche Umweltpolitik mittlerweile zu einem wesentlichen Teil durch Initiativen und Rechtsätze der gemeinschaftlichen Umweltpolitik in der Europäischen Union vorgeprägt ist, vgl. Kap. 4.2.

Umfang induzieren.⁴⁰ Die zweckentsprechende Auswahl und Ausgestaltung umweltpolitischer Instrumente ist daher neben der Zielbestimmung das wesentliche gestaltende Element der Umweltpolitik.⁴¹

Damit umweltpolitische Zielsetzungen und Verhaltenssteuerungen gegenüber den Produzenten und Konsumenten verbindlich und durchsetzbar werden, ist eine rechtliche Verankerung erforderlich. Dies ist Aufgabe des so genannten Umweltrechts, welches nach HOPPE/BECKMANN/KAUCH allgemein alle Rechtssätze umfasst, „die dem Schutz der Umwelt zu dienen bestimmt sind.“⁴² Den Kernbereich des Umweltrechts bilden Gesetze mit ausdrücklich und spezifisch umweltschützender Funktion wie bspw. das Immissionschutzrecht.⁴³ Darüber hinaus existierenden jedoch auch Gesetze, die neben dem Umweltschutz weiteren Zielsetzungen dienen (z. B. Wasserhaushaltsgesetz, Energiewirtschaftsgesetz) oder nur abschnittsweise oder in Einzelbestimmungen umweltschutzspezifische Regelungen enthalten (z. B. Strafgesetzbuch).⁴⁴

Als übergeordneter, normativer Rahmen zur Koordinierung bzw. Abwägung umweltpolitischer und sonstiger gesellschaftlicher Zielsetzungen hat sich zunehmend das Konzept der „Nachhaltigen Entwicklung“ etabliert, welches v. a. durch den so genannten Brundtland-Bericht „Our Common Future“ geprägt wurde.⁴⁵ Innerhalb des Konzeptes der Nachhaltigen

⁴⁰ Vgl. bspw. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 21. Je nach fachlichem Betrachtungswinkel der jeweiligen Literatur werden umweltpolitische Instrumente auch als *umweltrechtliche* oder als *umweltökonomische* Instrumente bezeichnet. Im Folgenden wird der umfassendere Begriff des *umweltpolitischen* Instrumentariums verwendet, da der gestaltende Impuls letztlich von der Umweltpolitik ausgeht und diese auf das Umweltrecht sowie die Umweltökonomie als unterstützende Funktionen zur Ausgestaltung und Durchsetzung umweltpolitischer Rahmenbedingungen zurückgreift. Ein Überblick des umweltpolitischen Instrumentariums wird im nachfolgenden Kap. 2.3 gegeben. Bei der Betrachtung der Adressaten umweltpolitischer Instrumente ist allerdings zu beachten, dass auch der staatliche bzw. öffentliche Sektor in seinen diversen Ausprägungen die Eigenschaft eines Produzenten sowie eines Konsumenten aufweisen und insofern selbst möglicher Adressat umweltpolitischer Regelungen sein kann. Als Beispiel seien die öffentlich-rechtlichen Körperschaften im Bereich der Wasserwirtschaft angeführt, welche in Ausführung ihrer zugewiesenen Aufgaben zentrale Adressaten (übergeordneter) gewässerschutzpolitischer Regelungen darstellen.

⁴¹ Vgl. Wicke (1993), S. 4.

⁴² Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 32. Dabei ist eine trennscharfe Abgrenzung des Umweltrechts nicht unproblematisch, da eine allgemein anerkannte Definition des Begriffes Umweltrecht nicht existiert. Das Umweltrecht wird daher als Querschnittsrecht verstanden, vgl. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 32.

⁴³ Vgl. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 33f.

⁴⁴ Hier sind nicht die Gesetze als Ganzes, aber die enthaltenen umweltschützenden Regelungen dem Umweltrecht zuzuordnen, vgl. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 33. Des Weiteren gibt es allgemeine Rechtssätze, die ohne spezifisch umweltschützende Zielsetzung und Regelungen für den Umweltschutz von erheblicher Bedeutung sind. Hier sind insb. die im Grundgesetz der Bundesrepublik Deutschland verankerten Grundrechte zu nennen. Es ist jedoch strittig, inwiefern solche Rechtssätze zum Umweltrecht gezählt werden können, vgl. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 34.

⁴⁵ Vgl. United Nations (1987) sowie auch Endres/Holm-Müller (1998), S. 13-15; Lehn/Renn/Steiner (1999), S. 14; Bundesregierung (2002), S. 1; Steinberg et al. (2002), S. 175; UBA (2002), S. 1; Zumbroich

Entwicklung wird ein Ausgleich ökologischer, ökonomischer und sozialer Zielsetzungen verfolgt („3-Säulen-Modell“).⁴⁶ In diesem Zusammenhang wird insb. der Grundsatz inter- und intragenerationeller Verteilungsgerechtigkeit verfolgt.⁴⁷ Zur Gewährleistung einer nachhaltigen Entwicklung wurden grundlegende Regeln formuliert. Diese fordern u. a., Gefahren für die menschliche Gesundheit abzuwehren, bei der Nutzung natürlicher Ressourcen nicht die natürliche Regenerationsrate zu überschreiten und die Umwelt nicht über ihre Aufnahmekapazität hinaus zu belasten.⁴⁸ Das Leitbild der Nachhaltigen Entwicklung ist mittlerweile sowohl im Primärrecht der Europäischen Union also auch im deutschen Grundgesetz explizit oder implizit verankert.⁴⁹ Darüber hinaus wurden sowohl auf europäischer als auch deutscher Ebene Strategien entwickelt, um eine Nachhaltige Entwicklung voranzutreiben.⁵⁰ In Theorie und politischer Praxis bestehen allerdings im Detail deutlich

(2003), S. 85; Kappet (2006), S. 29-31; Albrecht (2007), S. 81-83; Kellermann (2012), S. 11 sowie S. 20-29; Endres (2013), S. 376-396. Die so genannte Agenda 21, welche auf der Konferenz von Rio als zentrales Aktionsprogramm verabschiedet wurde, enthält konkrete Handlungsaufträge zur nachhaltigen Nutzung natürlicher Ressourcen. Der Schutz der Güte und Menge der Süßwasserressourcen sowie der Ozeane sind Gegenstand der Kapitel 17 und 18 der Agenda 21. Ihrem Schutz als essentielle Ressourcen für die Existenz von Mensch und Umwelt wird eine zentrale Bedeutung zugewiesen, vgl. Lehn/Renn/Steiner (1999), S. 14-17; Brackemann et al. (2001), S. 105-108; Steinberg et al. (2002), S. 3-8; Grambow (2008), S. 11-29.

⁴⁶ Vgl. Steinberg et al. (2002), S. 175; Grobosch (2003), S. 12-36; Kappet (2006), S. 29f.; Albrecht (2007), S. 77-81; Kellermann (2012), S. 26-29.

⁴⁷ „[...] to ensure that it meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs“, United Nations (1987), *From One Earth to One World*, Nr. 27, Satz 1 sowie bspw. auch Endres/Holm-Müller (1998), S. 13-15; Rowe (2001a), S. 310f.; Grobosch (2003), S. 15; Endres (2013), S. 377f.

⁴⁸ Vgl. Lehn/Renn/Steiner (1999), S. 15; Bundesregierung (2002), S. 50f.; Grobosch (2003), S. 27; Kappet (2006), S. 29f.; Albrecht (2007), S. 77-81; Endres (2013), S. 390-392. Für die Nutzung der Wasserressourcen ergeben sich aus dem Leitbild der Nachhaltigkeit drei wesentliche Zielsetzungen: Langfristiger Schutz der Gewässer als Lebensraum, Sicherung der Wasserressourcen für nachfolgende Generationen, Erschließung von verträglichen Optionen im Kontext einer dauerhaften Entwicklung, vgl. Lehn/Renn/Steiner (1999), S. 15-17; Kappet (2006), S. 30.

⁴⁹ Vgl. auch Kellermann (2012), S. 26. Im Vertrag über die Arbeitsweise der Europäischen Union bestimmt Art. 11 (ex-Artikel 6 EGV): „Die Erfordernisse des Umweltschutzes müssen bei der Festlegung und Durchführung der Unionspolitiken und -maßnahmen insbesondere zur Förderung einer nachhaltigen Entwicklung einbezogen werden.“ Auch in Art. 20a GG (Umweltschutz als Staatszielbestimmung) wird auf die „Verantwortung für die künftigen Generationen“ verwiesen.

⁵⁰ Vgl. Bundesregierung (2002). Grundlegendes Ziel der Nachhaltigkeitsstrategie ist es, das Prinzip der Nachhaltigkeit als ressortübergreifendes Politikprinzip bzw. als Querschnittsaufgabe zu etablieren. Dazu werden wiederum vier Handlungsfelder – „Generationengerechtigkeit“, „Lebensqualität“, „sozialer Zusammenhalt“ und „internationale Verantwortung“ – definiert und durch insgesamt 21 Indikatoren und Ziele konkretisiert, vgl. Bundesregierung (2002), S. 89-130 sowie auch Staiß (2007), S. 265-267; Kellermann (2012), S. 24-26.

unterschiedliche Auffassungen einer Nachhaltigen Entwicklung.⁵¹ Insb. bestehen Schwierigkeiten, dieses allgemeine Leitbild in konkrete Handlungsziele zu operationalisieren, was eine nicht unerhebliche Hürde für die praktische Implementierung darstellt.⁵²

Neben dem eher politikübergreifenden Prinzip der Nachhaltigkeit sind bei der Ausgestaltung umweltpolitischer Initiativen und Aktivitäten weiterhin die seit den 1970er Jahren etablierten „klassischen“ Prinzipien der Umweltpolitik von Bedeutung, die innerhalb der Umweltpolitik themenübergreifend zu einer ordnungspolitischen Kohärenz und Kontinuität der umweltpolitischen Eingriffe beitragen. Als zentrale Prinzipien der europäischen sowie deutschen Umweltpolitik sind das Verursacherprinzip, das Vorsorgeprinzip⁵³, das Ursprungsprinzip sowie das Kooperationsprinzip zu nennen.⁵⁴

Für die Ausrichtung umweltpolitischer Eingriffe und damit für die Wahl und Ausgestaltung umweltpolitischer Instrumente ist das umweltpolitische Verursacherprinzip von zentraler ordnungspolitischer Bedeutung. Das in der Umweltpolitik vorherrschende normative Verständnis des Verursacherprinzips ist, dass grundsätzlich die physischen Urheber von Umwelteinwirkungen für die Vermeidung, Beseitigung oder Kompensation von Umweltschäden verantwortlich sind und die hierbei anfallenden Kosten tragen müssen.⁵⁵ Durch das

⁵¹ Vgl. Kellermann (2012), S. 11; Endres (2013), S. 377. Mit Blick auf die unterschiedlichen Nachhaltigkeitsverständnisse und deren Implikationen für umweltpolitisches Handeln sind v. a. die strikte bzw. starke sowie die schwache Nachhaltigkeit zu nennen. Diese unterscheiden sich insb. hinsichtlich ihrer Prämissen zum Grad der Substituierbarkeit von Umweltressourcen durch andere Ressourcen. Eine uneingeschränkte Verrechnung und Kompensation der Wohlfahrt aus Umweltgütern durch andere Güter bzw. Geld ist nur im Rahmen der schwachen Nachhaltigkeit zulässig, während die strikte Nachhaltigkeit dies nicht zulässt. Im Rahmen der kritischen Nachhaltigkeit wird eine eingeschränkte Verrechnung bzw. Kompensation der Wohlfahrt aus Umweltgütern durch sonstige Güter akzeptiert, wohingegen die Überschreitung kritischer Grenzen der Inanspruchnahme von Umweltgütern durch die Einhaltung so genannter „Safe Minimum Standards“ zu vermeiden ist, vgl. bspw. Endres (2013), S. 381-383 sowie auch Hansjürgens (2001a), S. 88f.; Grobosch (2003), S. 26-32; Cansier (2004), S. 152f.; Endres (2004), S. 94-96.

⁵² Vgl. Steinberg et al. (2002), S. 8 sowie S. 12f.; Endres (2013), S. 377.

⁵³ Das Vorsorgeprinzip richtet sich auf eine vorrangige Prävention von Umweltschäden. Vor diesem Hintergrund sind insb. Umwelteinwirkungen zu vermeiden, deren ökologische Auswirkungen aufgrund noch unzureichender Erkenntnisse der Wirkungszusammenhänge mit hoher Unsicherheit behaftet sind, vgl. auch Albrecht (2007), S. 120-123 sowie S. 143-146.

⁵⁴ Das Verursacher-, Vorsorge- und Ursprungsprinzip sind als allgemeine Prinzipien der europäischen Umweltpolitik sogar im gemeinschaftlichen Primärrecht verankert, vgl. Art. 191 Abs. 2 AEUV sowie auch bspw. Rowe (2001b), S. 399; Albrecht (2007), S. 120-123 sowie S. 143-146; Keudel (2007), S. 25-27.

⁵⁵ Das Verursacherprinzip wurde durch das Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 als grundlegendes Prinzip der Umweltpolitik in der Bundesrepublik Deutschland etabliert. Grundlegend „muß derjenige die Kosten einer Umweltbelastung tragen, der für ihre Entstehung verantwortlich ist.“, BMI (1971), S. 12 sowie auch Wicke (1993), S. 150; Rowe (2001b), S. 400f.; Londong et al. (2006), S. 157; Europäische Kommission (2006b), S. 15; Keudel (2007), S. 26; Desens (2008), S. 92-109; BMU (2010b), S. 52; Blankart (2011), S. 563f.

Verursacherprinzip wird also ordnungspolitisch klargestellt, dass Umweltschutz nicht primär als öffentliche Aufgabe und damit als Gemeinlast zu verstehen ist, sondern – wo immer möglich – die jeweiligen physischen Verursacher bei der Finanzierung von Umweltschutzmaßnahmen sowie der Kompensation von Umweltbelastungen und -schäden heranzuziehen sind.⁵⁶ Die normative Verpflichtung der Schädiger setzt allerdings in der umweltpolitischen Praxis i. d. R. nicht bei einer „Nulleinwirkung“ – welche einem unbegrenztem Recht der Geschädigten auf intakte Umwelt gleichkäme – sondern an gesellschaftlich bzw. politisch austarierten Ankerpunkten an, die einen Interessensausgleich zwischen Schädigern und Geschädigten anstreben.⁵⁷ In diesem Sinne dient das Verursacherprinzip als normatives Aufteilungsprinzip für die Kostenträgerschaft von Umweltschutzmaßnahmen, um

⁵⁶ Vgl. BMI (1971), S. 16f. sowie auch bspw. Lange (1978), S. 57-59; Hansjürgens (2001b), S. 385; Albrecht (2007), S. 125. Das Verursacherprinzip wird oft als ökonomisches Prinzip verstanden: bspw. wird es von der OECD als „background economic principle for environmental policy“, OECD (1994), S. 12 sowie S. 41-43, bezeichnet. Das Verursacherprinzip in seiner *umweltpolitischen* Verwendung ist jedoch kein originär ökonomisches Prinzip, da die Belastung des physischen Verursachers *nicht zwingende Voraussetzung für ökonomische Effizienz* ist, sondern die Anforderung der Effizienz die Belastung des physischen Verursachers lediglich erfordern kann, vgl. Feess (2007), S. 180-183. Ökonomische Effizienz setzt vielmehr allgemein voraus, dass jeder Entscheidungsträger, der knappe Ressourcen in Anspruch nimmt, im Rahmen des Marktmechanismus mit den von ihm bei anderen Nutzungsinteressenten verursachten Knappheitsfolgen konfrontiert wird, vgl. Endres (2007), S. 22 sowie auch Hansjürgens (2001b), S. 383; Rowe (2001b), S. 407. In diesem allgemeinen Sinne ist das Verursacherprinzip also ein „Wesensmerkmal des Marktmechanismus“, Endres (2013), S. 43. Da Knappheiten allerdings auf einen Interessengegensatz zurückzuführen sind, ist die Verursachung von Knappheitsfolgen aus ökonomischer Sicht reziproker Natur. Jeder Beteiligte, der durch seinen Nutzungsanspruch zur Knappheit beiträgt, kann also in diesem allgemeinen ökonomischen Sinne als „Verursacher“ bezeichnet werden. Verursacherschaft kann also gleichermaßen sowohl auf den physischen Urheber als auch auf den physischen Geschädigten einer Umweltwirkung bezogen werden, vgl. Häder (1997), S. 22; Hansjürgens (2001b), S. 385-390; Rowe (2001b), S. 407-409; Hecht/Werbeck (2006), S. 257f.; Feess (2007), S. 140f.; Blankart (2011), S. 564; Endres (2013), S. 57-59 sowie die Ausführungen zum Coase-Theorem in Kap. 2.2. Aus diesem Grund wurde das Verursacherprinzip vom Wirtschaftsjuristen ADAMS sogar als „Leerformel“, Adams (1989), S. 787, bezeichnet. Die Zuweisung der Verursachereigenschaft auf den physischen Urheber einer Umweltwirkung ist aus ökonomischer Sicht zwar oft zweckmäßig, aber nicht zwingend, vgl. Hansjürgens (2001b), S. 388f.; Feess (2007), S. 180-183. Die in der umweltpolitischen Praxis vorherrschende Ausrichtung auf den physischen Verursacher ist zum einen „letztlich eine Frage gesellschaftlicher Wertung“, Endres (2013), S. 59, und zum anderen eine Frage der (auch ökonomischen) Zweckmäßigkeit im Einzelfall, vgl. Hansjürgens (2001b), S. 388f.; Rowe (2001b), S. 407f.; Cansier (2004), S. 144-150; Hecht/Werbeck (2006), S. 258; Schmutzer (2006), S. 232; Feess (2007), S. 183; Desens (2008), S. 108-109. Das umweltpolitische Verursacherprinzip wendet sich damit normativ gegen das so genannte Geschädigten- oder Nutznießerprinzip, wonach die derzeit Geschädigten als Nutznießer die Kosten einer Verringerung von Umweltbelastungen zu tragen haben, vgl. Wicke (1993), S. 159-161 sowie auch Rowe (2001b), S. 416-419. Zur Diskussion des Verursacherprinzips aus Effizienz- und Gerechtigkeitsgesichtspunkten vgl. bspw. Hansjürgens (2001b), S. 381-393 sowie Rowe (2001b), S. 398-424; Rowe (2001a), S. 303-331; Unnerstall (2007a), S. 38-40; Desens (2008), S. 92-109; Kellermann (2012), S. 69f.

⁵⁷ Vgl. Cansier (2004), S. 144-150 sowie auch Lintz (1994), S. 64-71.

eine konsensfähige Verteilungsgerechtigkeit zwischen Schädigern und Geschädigten einerseits sowie auch andererseits innerhalb der Gruppe der Schädiger zu ermöglichen.⁵⁸ In der umweltpolitischen Praxis kann die Identifizierung physischer Verursacher bzw. die genaue Bestimmung der von ihnen ausgehenden Belastungen allerdings erheblichen Limitationen unterworfen sein, so dass die Zuweisung von Verursacherschaft im gewissen Grade dem politischen Ermessen unterliegt.⁵⁹

Eine rationale Umweltpolitik zeichnet sich durch ein systematisches und interdisziplinär abgestimmtes Abwägen der ökologischen und sonstigen gesellschaftlichen Zielsetzungen aus.⁶⁰ Hierbei gilt es zum einen, Konflikte zwischen unterschiedlichen ökologischen Zielsetzungen und damit einhergehende Belastungsverlagerungen zwischen Umweltbereichen (z. B. Luft und Wasser) zu vermeiden bzw. zu koordinieren. Die moderne Umweltpolitik folgt daher vielfach dem Grundsatz des medienübergreifenden Umweltschutzes, um über alle Umweltbereiche hinweg ein ganzheitlich hohes Schutzniveau zu sichern.⁶¹ Zum anderen sind ökologische Zielsetzungen – gerade im Interesse einer nachhaltigen Entwicklung – mit wirtschaftlichen und sozialen Zielsetzungen zu koordinieren. Hierzu sind die Wechselwirkungen zwischen Gesellschaft, Ökonomie und Umwelt sorgfältig zu analysieren und

⁵⁸ Vgl. Rowe (2001b), S. 402-405 sowie S. 409-419; Cansier (2004), S. 144-150. Werden in diesem Zusammenhang die Verursacher über die Einhaltung der politisch definierten ökologischen Standards auch für die Restbeeinträchtigung der Umwelt finanziell belastet, wird dies als starke Ausprägung des Verursacherprinzips bezeichnet, vgl. bspw. Endres (2013), S. 128. CANSIER schätzt die starke Ausprägung des Verursacherprinzips als übermäßige Belastung für Verursacher im gesellschaftlichen Interessenausgleich ein, da es einseitig ein faktisch unbegrenztes Recht auf saubere Umwelt verfolgt, vgl. Cansier (2004), S. 154f.

⁵⁹ Die Identifizierung von Verursachern gestaltet sich schwierig, wenn Ursache-Wirkungsbeziehungen nicht hinreichend bekannt sind, kumulative bzw. simultane Einwirkungen mehrerer Akteure vorliegen, Wechselwirkungen zwischen unterschiedlichen Umweltwirkungen bestehen oder Ursache und Wirkung zeitlich oder räumlich auseinanderfallen. Zu den praktischen Anwendungslimitationen des Verursacherprinzips vgl. bereits BMI (1971), S. 12 sowie bspw. Wicke (1993), S. 153-157; Schulz et al. (2001), S. 605; Klauer et al. (2007), S. 29; BMU (2010b), S. 52; Kellermann (2012), S. 82f. Wie genau die Umsetzung des Verursacherprinzips in der Praxis erfolgen kann (z. B. auf individueller oder sektoraler Ebene) oder inwieweit Durchschnittsbetrachtungen oder Schlüsselungen zur Anwendung kommen müssen, hängt von den Rahmenbedingungen des Einzelfalls ab. Neben technischen Restriktionen sind auch die Kosten einer verursachergerechten Zuordnung zu beachten (z. B. aufwändiges Monitoring vieler Kleinemittenten), vgl. bspw. Hansjürgens/Messner (2006), S. 415; Unnerstall (2006a), S. 466-471; Ewringmann (2006b), S. 82f.; Lange et al. (2007), S. 79; Desens (2008), S. 106f.; Meusel (2008), S. 62. Aus ökonomischer Sicht bestimmt sich der anzustrebende Genauigkeitsgrad bei der Ermittlung von Verursacheranteilen aus dem Effizienzgewinn einer präziseren Kostenzuordnung und dem damit verbundenen Ermittlungsaufwand, vgl. auch Palm (2006a), S. 47.

⁶⁰ Vgl. auch Wicke (1993), S. 3-6.

⁶¹ Es wurde zunehmend ersichtlich, dass der in Umweltpolitik und Umweltrecht traditionell fokussierte Schutz einzelner Umweltmedien wie Luft, Wasser, Boden modernen fachlichen Erkenntnissen, nach denen die Umwelt als komplexes ökologisches Gefüge umweltmedienübergreifend zu schützen ist, nicht gerecht wird. Insb. sind bei der Implementierung von Maßnahmen zum Schutze bestimmter Umweltmedien auch Wechselwirkungen zwischen den einzelnen Umweltmedien und mögliche Belastungsverlagerungen in andere Umweltmedien zu beachten, vgl. Berendes (2002), S. 200f.

die Vor- und Nachteile umweltpolitischer Entscheidungen mit Blick auf das gesellschaftliche Zielsystem systematisch zu reflektieren. Bei dieser systematischen Erfassung und Bewertung umweltpolitischer Handlungsfolgen kann die Umweltökonomie als ökonomische Teildisziplin⁶² über die naturwissenschaftlich-technischen Bewertung hinaus einen wesentlichen Beitrag leisten.⁶³ Sie liefert ökonomische Hilfestellung, „den gesellschaftlichen Wohlstand unter Berücksichtigung der wichtigen Wohlstandskomponente ‚hohe Umweltqualität‘ zu maximieren.“⁶⁴

Zunächst kann die Umweltökonomie einen Beitrag zur Erklärung der sozioökonomischen Ursachen von Umweltproblemen leisten (Erklärungsfunktion). Bei der Bewältigung von Umweltproblemen kann die Umweltökonomie die Umweltpolitik sowohl bei der Festlegung von Zielen (Zielfindungsfunktion) als auch bei Auswahl und Ausgestaltung zweckmäßiger umweltpolitischer Instrumente unterstützen (instrumentelle Unterstützungsfunktion).⁶⁵

Das grundlegende methodische Fundament der umweltökonomischen Politikberatung liefert nach wie vor die neoklassische Umweltökonomie, welche mit ihrem methodologischen

⁶² Die Umweltökonomie umfasst sowohl eine volks- als auch eine betriebswirtschaftliche Perspektive, vgl. Wicke (1993), S. 9 sowie Schulz et al. (2001), S. 480. Die volkswirtschaftliche Umweltökonomie fußt v. a. auf der Mikroökonomie, welche sich allgemein mit der optimalen Lösung von Knappheitsproblemen befasst. Zu den mikroökonomischen Grundlagen der Umweltökonomie vgl. bspw. Endres (2013), S. 21-45. Die so genannte *betriebliche* Umweltökonomie wird von WICKE ET AL. als diejenige „Teildisziplin der Betriebswirtschaftslehre [definiert], die die Beziehungen des Betriebes zu seiner natürlichen Umwelt und die Einwirkungen der Umwelt und ihrer Qualität sowie der Umweltpolitik auf den Betrieb darstellt und analysiert und die Möglichkeiten des Betriebes aufzeigt, wie er entsprechend seiner Zielsetzungen (z. B. der langfristigen Gewinnmaximierung und der Sicherung seiner Existenz) den umweltbezogenen Erfordernissen des Marktes, des Staates und der Gesellschaft am besten gerecht wird.“, Wicke et al. (1992), S. 19. Zentrale Ziele der betrieblichen Umweltökonomie sind hierbei die Aufdeckung von umweltbezogenen Risikopotenzialen für das Unternehmen, die Anpassungsmöglichkeiten und Handlungsprioritäten im Rahmen des betrieblichen Umweltschutzes, die Kostenminimierung unter Ausschöpfung von Kostensenkungspotenzialen sowie die Sicherung bzw. Verbesserung der Wettbewerbssituation. Während also die volkswirtschaftliche Umweltökonomie auf die Ableitung einer gesamtwirtschaftlich optimalen Umweltpolitik ausgerichtet ist, ist ein wesentlicher Untersuchungsgegenstand der betrieblichen Umweltökonomie die Optimierung der betrieblichen Anpassung an die Erfordernisse staatlicher Umweltpolitik, vgl. Schulz et al. (2001), S. 481 sowie Wicke (1993), S. 9-11. Die betriebliche Umweltökonomie weist dabei eine enge Verknüpfung zum so genannten (betrieblichen) Umweltmanagement auf, welches allgemein die Gesamtheit der umweltorientierten Unternehmensführungsinstrumente umfasst, vgl. bspw. Schulz et al. (2001), S. 477-480.

⁶³ Bereits im Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 wird die Unterstützungsfunktion der Umweltökonomie für die nationale Umweltpolitik hervorgehoben, vgl. BMI (1971), S. 25 sowie S. 88; Wicke (1993), S. 5; Feess (2007), S. 1-4.

⁶⁴ Wicke (1993), S. 12, vgl. ähnlich Wicke et al. (1992), S. 17; Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 31. Zur historischen Entwicklung der Umweltökonomie als Fachdisziplin vgl. Pearce/Turner (1990), S. 3-28.

⁶⁵ Vgl. Feess (2007), S. 2f. sowie Schulz et al. (2001), S. 480f.

Individualismus auf einem anthropozentrischen Weltbild fußt.⁶⁶ Aus dem grundlegenden Werturteil des methodologischen Individualismus wird der Grundsatz der Konsumentensouveränität abgeleitet, wonach bei der Bewertung von Zuständen allein die Präferenzen der Individuen ausschlaggebend sind, ohne dass eine exogene Diskriminierung bestimmter Präferenzen vorgenommen wird.⁶⁷ Dementsprechend resultiert der Wohlstand einer Gesellschaft aus der aggregierten Betrachtung der individuellen Bedürfniserfüllungen und wird daher als „Gesamtheit der materiellen und immateriellen für das subjektive Wohlfandempfinden bedeutsamen Bedürfniskategorien der Menschen“⁶⁸ verstanden.

Die Maximierung der gesellschaftlichen Wohlfahrt bedingt eine gesamtwirtschaftlich optimale Allokation der knappen Produktionsfaktoren und Güter auf alternative, individuellen Nutzen stiftende Verwendungsmöglichkeiten (Allokationseffizienz).⁶⁹ Nach dem so genannten Pareto-Kriterium wird die wohlfahrtsmaximierende Allokation aller Produktionsfaktoren und Güter als pareto-effizient bzw. pareto-optimal bezeichnet.⁷⁰ Das wesentliche Merkmal eines marktwirtschaftlichen Wirtschaftssystems ist, dass die gesamtwirtschaftli-

⁶⁶ Vgl. Häder (1997), S. 5-7; Weimann (1999), S. 21-32. Dagegen wendet sich die ökologische Ökonomik gegen eine rein allokationstheoretische Betrachtung von Umweltproblemen und betont stärker Leitplanken der Nachhaltigkeit inkl. der Verteilungsgerechtigkeit, vgl. bspw. Rogall (2008), insb. S. 102-118.

⁶⁷ Vgl. Häder (1997), S. 6f.; Endres/Holm-Müller (1998), S. 18-20; Weimann (1999), S. 21-24 sowie S. 39-41; Hansjürgens (2001a), S. 70f.; Londong et al. (2006), S. 50 sowie S. 157f.; Cvijanovic (2008), S. 109; Endres (2013), S. 46f. „In individualistisch und demokratisch geprägten Gesellschaftssystemen bilden die Präferenzen der Individuen eine wichtige, wenn nicht sogar die wichtigste Quelle aller Wertschätzungen.“, WBGU (1998), S. 317. Das dabei zugrunde gelegte Menschenbild ist der Homo Oeconomicus, dessen individuelle Rationalität nach einer möglichst guten Befriedigung seiner individuellen Bedürfnisse strebt, wodurch sein individueller Nutzen maximiert wird, vgl. bspw. Weimann (1999), S. 27f.; Gawel (2001), S. 27f.; Cvijanovic (2008), S. 109. Die neoklassische Theorie geht dabei davon aus, dass das Nutzenniveau ordinal objektiv zu messen ist und kein Vergleich der ordinalen Nutzenniveaus zwischen Individuen möglich ist, vgl. bspw. Endres (2013), S. 35f. Im Rahmen der ökonomischen Bewertung wird versucht, diese Problematik durch die Abfrage von Zahlungsbereitschaften als kardinalem Nutzenmaß zu umgehen, vgl. bspw. Endres/Holm-Müller (1998), S. 20f.; Cvijanovic (2008), S. 109; Endres (2013), S. 48f. sowie auch Kap. 5.4.2.2.

⁶⁸ Wicke (1993), S. 14.

⁶⁹ Vgl. Häder (1997), S. 5f.; Hansjürgens (2001a), S. 70; Feess (2007), S. 1; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 15; Endres (2013), S. 31-36.

⁷⁰ Vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 8; Häder (1997), S. 7f.; Weimann (1999), S. 28f.; Feess (2007), S. 3 sowie S. 9; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 24-27; Endres (2013), S. 34f. Ein pareto-effizienter Zustand ist dadurch charakterisiert, dass es nicht möglich ist, ein Individuum besser zu stellen, ohne ein anderes absolut schlechter zu stellen. Dies impliziert, dass alle Individuen für etwaige individuelle Wohlfahrts-einbußen vollständig kompensiert werden. In der Praxis ist das schwer umzusetzen. Daher wird zur Beurteilung von Maßnahmen auch das so genannte Kaldor-Hicks-Kriterium herangezogen. Im Unterschied zum Pareto-Kriterium wird hierbei eine Maßnahme bereits als gesamtwirtschaftlich vorteilhaft eingestuft, wenn eine Kompensation der Nutzenverluste der „Verlierer“ durch die „Gewinner“ einer Politikmaßnahme theoretisch möglich wäre, jedoch nicht zwingend (im vollen Umfang) auch erfolgt, vgl. bspw. Hansjürgens (2001a), S. 70; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 26; Hanusch (2011), S. 18-20.

che Allokation von Produktionsfaktoren und Gütern prinzipiell dezentral über den Marktmechanismus erfolgt.⁷¹ Kennzeichnend für die neoklassische Umweltökonomie ist nun, dass auch natürliche Umweltressourcen als Produktionsfaktoren⁷² und Umweltqualität als konsumierbares Gut betrachtet und dementsprechend Umweltprobleme allokationstheoretisch als Knappheitsprobleme verstanden werden.⁷³ Eine „Umweltproblematik“ liegt in dieser allokationstheoretischen Sichtweise immer dann vor, wenn die Allokation der natürlichen Ressourcen nicht zu einer optimalen Allokation der Produktionsfaktoren und Güter in der Volkswirtschaft führt.⁷⁴

Im Rahmen der umweltökonomischen Politikberatung wurde das neoklassische Fundament teilweise erweitert bzw. modifiziert, um reale Phänomene besser abbilden und adressieren zu können.⁷⁵ Eine wesentliche Erweiterung der Betrachtungsperspektive erfolgte durch die

⁷¹ Vgl. Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 6-17 sowie S. 77-81; Cvijanovic (2008), S. 33. Allgemein versteht man unter einem Markt „sämtliche *Austauschverhältnisse*, die aus dem Zusammentreffen von *Anbietern* und *Nachfragern* (Akteuren) erwachsen.“, Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 6. [Hervorhebungen im Original]. Die grundlegende Funktionsweise eines Marktes basiert dabei auf dem Bestreben der unterschiedlichen Akteure, vorhandene Freiheitsspielräume nach dem Prinzip Spezialisierung und Tausch zur Verbesserung der Erfüllung ihrer jeweiligen Ziele zu nutzen. Der sich bei den Austauschbeziehungen einstellende Gleichgewichtspreis zeigt basierend auf Angebot und Nachfrage die Knappheit des jeweiligen Gutes an, vgl. Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 6f. Auf diese Weise koordiniert der Marktmechanismus im Grundsatz alle wirtschaftlichen Aktivitäten einer Volkswirtschaft und sendet durch die Preise Knappheitssignale in Bezug auf alle gehandelten Produktionsfaktoren und Güter. Existieren vollständige und vollkommene Marktbeziehungen für alle Produktionsfaktoren und Güter und reflektieren die jeweiligen Preise deren tatsächliche Knappheit kann über die marktlichen Tauschprozesse eine pareto-optimale Allokation der Produktionsfaktoren und Güter erzielt werden, vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 13; Häder (1997), S. 9

⁷² Unter dem Begriff „Ressource“ können allgemein alle Mittel verstanden werden, die geeignet sind, zur Erfüllung einer bestimmten Aufgabe im Rahmen menschlicher Bedürfnisbefriedigung beizutragen. In der Ökonomie gelten die Faktoren Arbeit, Kapital und Boden als klassische Produktionsfaktoren. Letzterer kann als pars pro toto für die Gesamtheit der natürlichen Ressourcen (Rohstoffe, Energieträger und sonstige Umweltressourcen) interpretiert werden, vgl. auch Löhr (2008), S. 63; Rogall (2008), S. 57f.

⁷³ Vgl. bspw. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 8; Michaelis (1996), S. 5-7; Weimann (1999), S. 25-27; Gawel (2001), S. 11-18; Petschow et al. (2005), S. 144; Feess (2007), S. 1f.; Endres (2013), S. 38f. Die Produktion und der Konsum wirtschaftlicher Güter sind typischerweise mit einer Nutzung der Umwelt als Rohstoffquelle oder als Schadstoffsenke und insofern mit einem „Verbrauch“ natürlicher Ressourcen verbunden, die sich in Form von Umweltwirkungen (insb. Stoff- und Energieflüssen) in der Qualität der Umwelt niederschlagen, vgl. OECD (1994), S. 14. Dieser „Verbrauch“ natürlicher Ressourcen stiftet einerseits für bestimmte Wirtschaftssubjekte im Rahmen von Produktion oder Konsum einen (Netto-)Nutzen, für andere Wirtschaftssubjekte stellt er jedoch im Regelfall eine (Netto-)Nutzeneinbuße in Form von entgangenen Produktions- oder Konsummöglichkeiten und damit Opportunitätskosten dar, vgl. Londong et al. (2006), S. 16f. sowie S. 26. Opportunitätskosten sind definiert als „the value of opportunities forgone because of the commitment of resources to a specific project or policy“, Brouwer (2006a), S. 4f. Nutzen und Kosten verhalten sich dabei spiegelbildlich. Kosten können als entgangener Nutzen verstanden werden, wohingegen vermiedene Kosten einen Nutzen darstellen, vgl. Feess (2007), S. 40f.

⁷⁴ Vgl. Feess (2007), S. 1 sowie auch Kemper (1993), S. 3; Michaelis (1996), S. 7f.

⁷⁵ Es besteht also zunehmend eine Tendenz zu einem methodischen Pluralismus, vgl. Weimann (1999), S. 19f.

Neue Institutionenökonomik.⁷⁶ Im Rahmen einer institutionenökonomischen Betrachtung umweltpolitischer Fragestellungen werden bestimmte Prämissen der neoklassischen Theorie (insb. vollständige Rationalität durch vollständige Informationen, Transaktionskostenfreiheit) aufgehoben bzw. werden diese Faktoren explizit in den Analyserahmen einbezogen.⁷⁷ Im Kontext umweltpolitischer Fragestellungen sind insb. die Transaktionskosten und unvollständige bzw. asymmetrisch verteilte Informationen von Bedeutung, welche mit der Einrichtung, Modifikation und laufenden Vorhaltung von umweltpolitischen Instrumenten als Institutionen einhergehen.⁷⁸ Darüber hinaus werden zunehmend auch weitere Formen

⁷⁶ Die „Neue Institutionenökonomik“ ist ein Teilbereich der Informationsökonomie und richtet sich auf die Analyse und Gestaltung des institutionellen Rahmens von Handlungen. NORTH definiert Institutionen allgemein als „die Spielregeln einer Gesellschaft oder, förmlicher ausgedrückt, die von Menschen erdachten Beschränkungen menschlicher Interaktion. Dementsprechend gestalten sie die Anreize im zwischenmenschlichen Tausch, sei dieser politischer, gesellschaftlicher oder wirtschaftlicher Art.“, North (1992), S. 3. Zum Institutionsbegriff vgl. bspw. auch Häder (1997), S. 61-63; Hecht/Werbeck (2006), S. 85-89; Cvijanovic (2008), S. 124 sowie S. 129. Der Begriff „Institution“ wird allerdings nicht einheitlich definiert, vgl. Hecht/Werbeck (2006), S. 85. Institutionen dienen insb. dazu, die Unsicherheit bei der Interaktion von Individuen durch „verlässliche“ Regeln zu reduzieren, vgl. Häder (1997), S. 63; Cvijanovic (2008), S. 124. Unter der Sammelbezeichnung „Neue Institutionenökonomik“ werden v. a. vier Theorien zusammengefasst: die Property-Rights-Theorie, die Principal-Agent-Theorie, die Transaktionskostentheorie sowie die Theorie des institutionellen Wandels. Zur Property-Rights-Theorie vgl. überblicksartig bspw. Häder (1997), S. 63-65; Hecht/Werbeck (2006), S. 93-97; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S.8f. Zur Principal-Agent-Theorie vgl. überblicksartig Häder (1997), S. 66-69; Hecht/Werbeck (2006), S. 122-130; Dahlhaus (2009), 77-93; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 282-316. Zur Transaktionskostentheorie vgl. überblicksartig Häder (1997), S. 69-83; Hecht/Werbeck (2006), S. 110-120; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 10-12; Keudel (2007), S. 42-47. Zur Theorie des institutionellen Wandels vgl. überblicksartig bspw. Häder (1997), S. 83-92. Die genannten Theorien finden auch im Rahmen umweltökonomischer Fragestellungen vermehrt Anwendung, vgl. Häder (1997), S. 3 sowie S. 63-92; Hecht/Werbeck (2006), S. 85-130. Im Rahmen umweltpolitischer Fragestellungen sind neben den genannten Grundtheorien auch Spezialtheorien wie die Theorie der Bürokratie sowie die Theorie der Interessengruppen von Bedeutung, da diese einen Rahmen zur Untersuchung des Einflusses von Verwaltungen und Interessengruppen auf politische Entscheidungsprozesse bieten, vgl. bspw. Cvijanovic (2008), S. 113-118.

⁷⁷ Vgl. Häder (1997), S. 1f sowie S. 8-10.

⁷⁸ Vgl. Häder (1997), S. 8-10 sowie S. 69-83; WBGU (1998), S. 328; Hecht/Werbeck (2006), S. 110-120; Keudel (2007), S. 42-47; Feess (2007), S. 283-292; Endres (2013), S. 37 sowie S. 47. Bezugsobjekt der Transaktionskosten ist die Transaktion. Eine solche liegt allgemein vor, „when a good or service is transferred across a technologically separable interface“, Williamson (1985), S. 1 (zitiert nach Häder (1997), S. 70). Transaktionen lassen sich allgemein anhand der Kriterien Unsicherheit, Spezifität und Häufigkeit charakterisieren, vgl. bspw. Häder (1997), S. 71-76. Da umweltpolitische Eingriffe als Einrichtung oder Modifikation von Institutionen in der Realität nicht „auf der grünen Wiese“ stattfinden, sondern mit einem bestehenden Umfeld formeller und informeller Institutionen konfrontiert sind, kann im Rahmen umweltpolitischer Fragestellungen schließlich auch die Theorie des institutionellen Wandels einen wichtigen Beitrag leisten, vgl. Cvijanovic (2008), S. 124-152. In diesem Zusammenhang werden institutionelle Pfadabhängigkeiten als Hemmnisse institutioneller Weiterentwicklungen untersucht, die zu einer Persistenz inferiorer Institutionen führen können. So können bestehende Institutionen durch Lerneffekte, zunehmende Gewöhnung und Akzeptanz und davon ausgehende adaptive Erwartungen an ihren Fortbestand stabilisiert werden und einen institutionellen Pfadwechsel über die Errichtungskosten der neuen Institution hinaus erschweren, vgl. Häder (1997), S. 84-92 sowie S. 139-238; Bonus/Häder (1998), S. 41-43; Cvijanovic (2008), S. 126-128.

eingeschränkter Rationalität im Verhalten von wirtschaftlichen Akteuren in Betracht gezogen.⁷⁹

2.2 Erklärungs- und Zielfindungsfunktion

Im Zuge von Bevölkerungs- und Wirtschaftswachstum haben gerade auch sozioökonomische Ursachen zu einem ausufernden Rohstoff- und Energieverbrauch sowie zur Degradation aller Umweltmedien durch die Entnahme von Umweltressourcen und die Zuführung von Schadstoffen beigetragen.⁸⁰ Ein grundlegendes Verständnis dieser sozioökonomischen Ursachen ist daher von erheblicher Bedeutung für die Ausrichtung umweltpolitischen Handelns. Im Rahmen der umweltpolitischen Erklärungsfunktion der Umweltökonomie werden die sozioökonomischen Ursachen von Umweltproblemen analysiert und hieraus grundlegende Handlungsempfehlungen für die Umweltpolitik abgeleitet.⁸¹

Die wohlfahrtsmindernde Fehlallokation von knappen natürlichen Ressourcen und Umweltgütern lässt sich im Wesentlichen darauf zurückführen, dass der Markt als Koordinationsmechanismus Markt in Bezug auf deren Inanspruchnahme versagt.⁸² Dieses Marktversagen lässt sich sowohl durch die Klassifikation ökonomischer Güter als auch durch die Theorie der externen Effekte erklären.⁸³

In der ökonomischen Theorie werden Güter anhand der Kriterien Rivalität im Konsum bzw. Nutzungskonkurrenz sowie Anwendbarkeit des Ausschlussprinzips kategorisiert.⁸⁴

⁷⁹ In diesem Zusammenhang werden abweichend von der klassischen Verhaltensannahme der Nutzenmaximierung auch abweichende Niveaus der Bedürfnisbefriedigung wie z. B. die Satisfizierung betrachtet, vgl. bspw. Cvijanovic (2008), S. 109.

⁸⁰ Vgl. Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 12-14 sowie ausführlich Wicke (1993), S. 27-60.

⁸¹ Vgl. Wicke (1993), S. 28f. sowie ausführlich S. 41-53.

⁸² Vgl. bspw. Endres (2013), S. 36-42. Ein Gut wird allgemein als knapp bezeichnet, wenn die aggregierte Nachfrage das verfügbare Angebot hinsichtlich Menge, Ort, Zeit und/oder Qualität übersteigt, vgl. bspw. Londong et al. (2006), S. 27f. Die Eigenschaft der Knappheit von Gütern kann als Ursprung jeglichen ökonomischen Handelns bzw. Wirtschaftens betrachtet werden. Knappe Güter werden daher auch als ökonomische Güter bezeichnet, vgl. WBGU (1998), S. 315.

⁸³ Vgl. Feess (2007), S. 2; Michaelis (1996), S. 12-17. Der handlungsbezogene Erklärungsansatz der externen Effekte sowie der gutsorientierte Erklärungsansatz beleuchten das Phänomen des Marktversagens mit seinen Folgen der Fehlallokation bzw. Übernutzung von natürlichen Ressourcen und Umweltgütern aus verschiedenen ökonomischen Blickwinkeln, vgl. Kemper (1993), S. 6; Michaelis (1996), S. 16; Häder (1997), S. 11 (FN 20); Feess (2007), S. 37 sowie S. 41.

⁸⁴ Vgl. WBGU (1998), S. 315; Feess (2007), S. 38; Blankart (2011), S. 58-68; Hanusch (2011), S. 70-72. Rivalität im Konsum impliziert, dass der individuelle Nutzen beim Konsum eines bestimmten Gutes mit der Anzahl der Konsumenten sinkt, vgl. bspw. Blankart (2011), S. 59; Hanusch (2011), S. 70. Beispielfähig kann eine Flasche Wasser betrachtet werden. Wenn zwei durstige Individuen sich das Wasser der

Ausgehend von den beiden erläuterten Kriterien lassen sich vier Güterkategorien unterscheiden (vgl. Abbildung 2)

		Rivalität im Konsum	
		Ja	Nein
Ausschluss vom Konsum	Möglich	Private Güter	Mautgüter
	Nicht möglich	Allmendegüter	Reine öffentliche Güter

Abbildung 2: Kategorien ökonomischer Güter⁸⁵

Eine wohlfahrtsmindernde Fehlallokation von knappen natürlichen Ressourcen und Umweltgütern lässt sich im Wesentlichen darauf zurückführen, dass das Ausschlussprinzip nicht oder nur unzureichend angewendet werden kann.⁸⁶ Dabei sind reine öffentliche Güter zusätzlich dadurch gekennzeichnet, dass keine Rivalität im Konsum besteht und dass sie i. d. R. nicht portionierbar sind.⁸⁷ Als Beispiel hierfür kann ein Leuchtfeuer angeführt wer-

Flasche teilen müssen, ist der individuell erzielbare Nutzen geringer, als wenn das Wasser einem einzelnen Konsumenten zur Verfügung steht. Mit der Anwendbarkeit des Ausschlussprinzips wird darüber hinaus hinterfragt, ob bestimmte, d. h. insb. zahlungsunwillige Akteure, technisch und zu nicht prohibitiven Kosten vom Konsum eines betrachteten Gutes ausgeschlossen werden können, vgl. Michaelis (1996), S. 14; Häder (1997), S. 64f.; Blankart (2011), S. 59; Hanusch (2011), S. 70. Zudem kann bei bestimmten Gütern die Anwendung des Ausschlussprinzips zwar technisch und zu vertretbaren Kosten möglich, jedoch aus politischen oder rechtlichen Gründen nicht gewollt sein. Als Beispiel hierfür kann der Zugang zum staatlichen Bildungssystem angeführt werden. Die Einordnung eines Gutes (z. B. Wasser) kann i. d. R. nicht pauschal und trennungsscharf, sondern meistens nur im konkreten Kontext erfolgen.

⁸⁵ Quelle: in Anlehnung an Blankart (2011), S. 67. In dieser Systematik werden Maut- und Allmendegüter auch als Mischgüter bezeichnet, da sie jeweils einen Teil der Eigenschaften eines öffentlichen sowie eines privaten Gutes aufweisen, vgl. Blankart (2011), S. 67f.

⁸⁶ Vgl. Blankart (2011), S. 59-61 sowie S. 64-67. Die Anwendbarkeit des Ausschlussprinzips kennzeichnet die so genannten privaten Güter sowie Mautgüter. Während private Güter (z. B. Äpfel in einem Supermarkt) gleichzeitig einer Rivalität im Konsum unterliegen, ist bei Mautgütern (z. B. Pay-TV) der gleichzeitige Konsum durch mehrere Individuen ohne signifikante individuelle Nutzeneinbußen möglich. Aufgrund von Knappheit sowie der Möglichkeit, zahlungsunwillige Konsumenten technisch und zu vertretbaren Kosten vom Konsum auszuschließen, müssen Konsumentinteressenten zur Nutzung von privaten Gütern und Mautgütern ihre individuellen Zahlungsbereitschaften äußern, sodass die Voraussetzungen für eine Marktfähigkeit und Bereitstellung dieser Güter durch private Anbieter erfüllt sind, vgl. Kemper (1993), S. 4f.; Blankart (2011), S. 59 sowie S. 61-64; Hanusch (2011), S. 71.

⁸⁷ Vgl. Häder (1997), S. 64f.; Blankart (2011), S. 59-61; Hanusch (2011), S. 70.

den, das unter normalen Umständen von mehreren Schiffen zur Orientierung genutzt werden kann, ohne dass seine Sichtbarkeit und damit der individuelle Nutzen des Gutes abnimmt. Zudem kann das Leuchtfeuer vor keinem Schiff selektiv verborgen werden. Diese fehlende Ausschlussmöglichkeit verhindert, dass sich die nutzenbedingte individuelle Wertschätzung für das Leuchtfeuer auch in einer entsprechenden Zahlungsbereitschaft äußert. Es ist vielmehr individuell rational, weil nutzenmaximierend, keine Zahlungsbereitschaft für die Bereitstellung des Gutes zu äußern und stattdessen zu versuchen, eine Trittbrettfahrerposition einzunehmen.⁸⁸ Da dieses Kalkül für alle potenziellen Konsumenten des Gutes gilt, tendiert die Gesamtzahlungsbereitschaft für solch ein öffentliches Gut gegen Null. Dennoch müssen Leuchtfeuer durch wirtschaftliche Betätigung (hier: Bau eines Leuchtturms) bereitgestellt werden, die mit individuellen Kosten verbunden ist. Da ein potenzieller Anbieter eines solchen Gutes somit einerseits mit individuellen Kosten, aber andererseits mit einer fehlenden Zahlungsbereitschaft potenzieller Konsumenten konfrontiert ist, kann – individuelle Rationalität vorausgesetzt – kein privates Angebot für ein solches Gut entstehen.⁸⁹ Dementsprechend sind öffentliche Güter nicht marktfähig. Die Folge eines solchen Marktversagens wäre eine wohlfahrtsschädliche Unterversorgung (hier Schiffsunfälle aufgrund eines nicht bereitgestellten Leuchtfeuers) mit den betreffenden öffentlichen Gütern. In ähnlicher Weise hat die Bereitstellung von Umweltqualität die Eigenschaften eines öffentlichen Gutes, da sie mit individuellen Kosten (Verzicht auf die Inanspruchnahme oder Durchführung umweltqualitätsfördernder Maßnahmen) verbunden ist und sich gleichzeitig in einem Nutzen für alle niederschlägt.⁹⁰

Das Ausschlussprinzip greift ebenfalls nicht bei den so genannten Allmendegütern.⁹¹ Im Gegensatz zu öffentlichen Gütern besteht bei Allmendegütern zusätzlich eine Rivalität im

⁸⁸ Vgl. Michaelis (1996), S. 14; Blankart (2011), S. 60f.

⁸⁹ Die Knappheit eines öffentlichen Gutes begründet sich also insb. in der mit Kosten verbundenen Bereitstellung, vgl. Kemper (1993), S. 4f.; Blankart (2011), S. 60f.

⁹⁰ Vgl. Kemper (1993), S. 5; Michaelis (1996), S. 13f. Eine individuelle Nichtinanspruchnahme eines frei zugänglichen Umweltgutes impliziert einerseits einen individuellen Nutzenverzicht (Opportunitätskosten). Andererseits kann niemand von dem Nutzen eines solchen Verzichts (z. B. Sicherung der zukünftigen Nutzbarkeit) ausgeschlossen werden. Daher kann für den individuellen Verzicht auch keine entsprechende Gegenleistung im Sinne einer Marktbeziehung erwartet werden. Auf der anderen Seite kann die Verschlechterung der Umweltqualität als „negatives“ öffentliches Gut bzw. öffentliches Übel interpretiert werden, dem sich niemand (kostenlos) entziehen kann. Auch in diesem umgekehrten Sinne kann von einer Nichtanwendbarkeit des Ausschlussprinzips gesprochen werden.

⁹¹ Vgl. bspw. Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 104f.; Blankart (2011), S. 64-67; Hanusch (2011), S. 71. Das namensgebende Beispiel eines Allmendegutes ist die von einer mittelalterlichen Dorfgemeinschaft gemeinsam genutzte Weide („Allmende“), deren Nutzung jedem Gemeinschaftsmitglied kostenlos zusteht (faktisch nicht vorhandenes oder durchgesetztes Ausschlussprinzip), vgl. bspw. Hanusch (2011), S. 71.

Konsum, so dass der Konsum eines Individuums die Konsummöglichkeiten weiterer Individuen verringert. Aufgrund des drohenden Konsumnachteils entsteht für alle Gemeinschaftsmitglieder ein Anreiz, den eigenen Konsum des Allmendegutes zu forcieren, bevor die eigenen Konsummöglichkeiten durch den Konsum der anderen beschnitten werden. Dies führt wiederum zu einer Übernutzung des Allmendegutes, wodurch die Knappheit verstärkt und letztlich die (zukünftigen) Konsummöglichkeiten aller nachhaltig vermindert werden (Tragik der Allmende).⁹² Diese Rivalität im Konsum und die Schwierigkeit zur Anwendung des Ausschlussprinzips sind im Prinzip für alle knappen natürlichen Ressourcen und Umweltgüter kennzeichnend.⁹³

Aufgrund der beschriebenen Gutseigenschaften kann bei der Allokation von natürlichen Ressourcen und Umweltgütern der Markt als Koordinationsmechanismus im Regelfall nicht funktionieren. Die Folge ist im Regelfall eine wohlfahrtsschädigende Fehlallokation (Übernutzung) der natürlichen Ressourcen und Umweltgüter sowie damit einhergehend eine Verzerrung der Allokation aller Produktionsfaktoren und Güter in der Volkswirtschaft.⁹⁴

Das Versagen des Marktmechanismus in Bezug auf die Allokation natürlicher Ressourcen und Umweltgüter lässt sich ebenfalls durch die Theorie der externen Effekte erklären.⁹⁵ Ein externer Effekt liegt allgemein dann vor, wenn „Handlungen eines Akteurs den Nutzen

Hierbei wird der Regelfall vorausgesetzt, dass die gemeinschaftliche Weide nicht so groß ist, dass alle Beweidungen bis zur Sättigungsmenge erfolgen können.

⁹² Zur Tragik der Allmende vgl. grundlegend Hardin (1968), insb. S. 1244f. sowie auch Häder (1997), S. 64; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 104-106; Blankart (2011), S. 64-67; Hanusch (2011), S. 73f.

⁹³ Vgl. Kemper (1993), S. 5; Häder (1997), S. 64f.; Blankart (2011), S. 66f. Der Aspekt der Rivalität im Konsum tritt i. d. R. verstärkt im Falle unterschiedlicher Nutzungsmöglichkeiten eines Gutes auf. So kann zwischen zwei Abwassereinleitern im gewissen Rahmen eine Nicht-Rivalität bestehen in dem Sinne, dass die Einleitung des einen die Möglichkeiten des anderen zur Einleitung nicht einschränkt. Dahingegen besteht eine ausgeprägte Rivalität zu einigen andersartigen Nutzungsmöglichkeiten eines Gewässers, bspw. der Trinkwassergewinnung oder der Freizeitnutzung. Dagegen können natürliche Ressourcen sowie Umweltgüter, die weit unterhalb ihrer natürlichen Regenerations- bzw. Assimilationsfähigkeit in Anspruch genommen werden, den freien Gütern zugerechnet werden. Da historisch für viele natürliche Ressourcen und Umweltgüter eine solche Situation der natürlichen Bereitstellung im Überfluss vorlag, wurden natürliche Ressourcen und Umweltgüter (insb. die Atmosphäre als Schadstoffsenke) lange Zeit sowohl von privaten Nutzern als auch vom Staat als potenziellem Regulator als freie Güter wahrgenommen. Von kritischer Bedeutung im Hinblick auf das Entstehen einer Umweltproblematik ist daher der allmähliche Übergang einer natürlichen Ressource von einem freien Gut zu einem knappen Allmendegut bei allmählich steigender Nachfrage (z. B. durch Bevölkerungs- und/oder Wirtschaftswachstum). Wird dieser Übergang nicht rechtzeitig erkannt, ist eine wohlfahrtsschädigende Übernutzung der betreffenden Ressourcen bzw. Umweltgüter zu erwarten, vgl. auch Kemper (1993), S. 7f.

⁹⁴ Vgl. Kemper (1993), S. 9f.; Blankart (2011), S. 67.

⁹⁵ Vgl. bspw. Lange (1978), S. 25f.; Michaelis (1996), S. 16f.; Häder (1997), S. 11-13; Feess (2007), S. 41-46; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 90-98; Blankart (2011), S. 562f.; Hanusch (2011), S. 68-70; Endres (2013), S. 38f.

bzw. den Gewinn eines anderen Akteurs direkt beeinflussen, ohne dass dieser Zusammenhang durch den Marktmechanismus erfasst wird.⁹⁶ Das heißt also, dass bestimmte individuelle Nutzenveränderungen nicht über marktliche Austauschbeziehungen kompensiert werden. Entsteht dabei ein Nutzen für Dritte, wird dies als positiver externer Effekt bezeichnet. Wird dagegen der Nutzen Dritter gemindert, liegt ein negativer externer Effekt vor.⁹⁷ Wenn externe Effekte vorliegen, ist der Markt als Koordinationsmechanismus als unvollständig zu werten und kann die wohlfahrtstheoretisch optimale Allokation der Produktionsfaktoren und produzierten Güter nicht gewährleisten.⁹⁸ Die produktive oder konsumtive Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen bzw. Umweltgüter sind im Regelfall mit negativen externen Effekte behaftet, da die Konsequenzen der Inanspruchnahme nicht vollständig über eine Marktbeziehung abgebildet werden.⁹⁹ Die wesentliche Ursache hierfür ist

⁹⁶ Schulz et al. (2001), S. 93, vgl. auch Kemper (1993), S. 5; Häder (1997), S. 11f.; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 90-92; Feess (2007), S. 41-43; Cvijanovic (2008), S. 43; Blankart (2011), S. 562f.; Hanusch (2011), S. 68f. Dabei handelt es sich um so genannte technologische externe Effekte, vgl. bspw. Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 91. Zur sprachlichen Vereinfachung wird im weiteren Verlauf der Arbeit nur der Begriff „externe Effekte“ verwendet. Soweit nicht anderweitig bezeichnet, werden darunter ausschließlich „technologische externe Effekte“ verstanden. Diese können sowohl in der Produktion als auch im Konsum entstehen und sich gleichfalls sowohl auf den Konsum als auch die Produktion Dritter auswirken, vgl. Feess (2007), S. 41-43; Hanusch (2011), S. 68f. Ein wichtiger Aspekt ist dabei, dass über die Entstehung eines externen Effektes zwischen den Beteiligten im Gegensatz zu einer Markttransaktion, die auf Freiwilligkeit beruht, keine gegenseitige Übereinkunft vorliegt, vgl. auch Kemper (1993), S. 5.

⁹⁷ Vgl. Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 92-94; Blankart (2011), S. 562f. Bspw. können die verminderten Erträge von Fischern sowie der verminderte Erholungsnutzen von Badeinteressierten als negative externe Effekte im Zusammenhang mit der industriellen Einleitung von Schadstoffen interpretiert werden, vgl. auch Schulz et al. (2001), S. 94.

⁹⁸ Vgl. bspw. Kemper (1993), S. 8-10; Häder (1997), S. 12f.; Feess (2007), S. 44-46; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 92-98; Blankart (2011), S. 562f. Externe Effekte haben zur Folge, dass sich die einzelwirtschaftlichen Kosten bzw. Nutzen einer Aktivität von deren gesamtwirtschaftlichen Kosten bzw. Nutzen unterscheiden. Die Differenz der jeweiligen privaten und gesellschaftlichen Größe repräsentiert die externen Kosten bzw. den externen Nutzen, die nicht in das individuelle Entscheidungskalkül über die Durchführung der Aktivität einfließen, vgl. Kemper (1993), S. 5-7; Londong et al. (2006), S. 17; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 92-98; Blankart (2011), S. 562f.; Hanusch (2011), S. 68f. Insofern kann auch von gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten bzw. Zusatznutzen einer Handlung gesprochen werden, vgl. Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 92f. Dementsprechend ergibt sich eine Verzerrung der individuellen Handlungsanreize, so dass sich im Falle externer Nutzen ein wohlfahrtstheoretisch zu niedriges Aktivitätsniveau, im Falle externer Kosten dagegen ein zu hohes Aktivitätsniveau einstellt, vgl. bspw. Kemper (1993), S. 8-10; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 1. Externalitäten und daraus resultierende Umweltprobleme lassen sich somit als Versagen der Institution Markt verstehen, wodurch individuelles Verhalten zugelassen wird, das zu einer gesamtwirtschaftlichen Fehlallokation der Ressourcen führt, vgl. Häder (1997), S. 13; OECD (1994), S. 28.

⁹⁹ Vgl. bspw. Hanusch (2011), S. 2f. Demgegenüber sind Maßnahmen, die zu einer höheren Umweltqualität führen, durch positive externe Effekte gekennzeichnet. Hinsichtlich der Umweltqualität kann daher sogar von einem kumulierten Marktversagen gesprochen werden, da einerseits das Vorliegen negativer externer Effekte zu einer Überversorgung mit umweltschädigenden Aktivitäten führt, während gleichzeitig aus dem Vorliegen positiver externer Effekte eine Unterversorgung mit umweltqualitätsverbessernden Aktivitäten resultiert, vgl. auch Bunge et al (2001), S. 88; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 94-98.

wiederum die fehlende (rechtliche, technische oder wirtschaftliche) Ausschlussmöglichkeit in Bezug auf die vorgenommene Inanspruchnahme.¹⁰⁰

Da das Marktversagen bzgl. der Inanspruchnahme von natürlichen Ressourcen und Umweltgütern die gegenwärtige und/oder zukünftige gesamtwirtschaftliche Wohlfahrt in erheblichem Maße beeinträchtigen kann, ergibt sich eine Rechtfertigung umweltpolitischer Eingriffe durch den Staat.¹⁰¹ Aus Sicht der neoklassischen umweltökonomischen Theorie dienen umweltpolitische Eingriffe des Staates der Ergänzung oder Korrektur des unzureichend funktionierenden Marktmechanismus durch eine gezielte Veränderung von Marktpreisen oder der Rahmenbedingungen individueller Wahlhandlungen.¹⁰² Hierzu sind die mit den jeweiligen wirtschaftlichen Aktivitäten verbundenen externen Effekte in die entsprechenden Entscheidungskalküle einzubinden, d. h. zu internalisieren.¹⁰³ Dabei stellt sich dem umweltpolitischen Entscheider sowohl die Frage nach dem Ausmaß als auch nach der Art des vorzunehmenden Eingriffes in das Marktgeschehen.¹⁰⁴

Aus Sicht der neoklassischen umweltökonomischen Theorie wird der gesellschaftliche Wohlstand unter Berücksichtigung der Umweltqualität maximiert, wenn die Umweltwirkungen so weit reduziert werden, dass die (gesamtwirtschaftlichen) Grenzvermeidungskosten den (gesamtwirtschaftlichen) Grenzschadenskosten entsprechen.¹⁰⁵ Aus den Grenzschadens- und Grenzvermeidungskostenfunktionen wird also endogen ein „optimales“,

¹⁰⁰ Vgl. Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 101f.; Blankart (2011), S. 563. So kann ein durch die Inanspruchnahme eines Umweltgutes mit externen Kosten belasteter Akteur denjenigen, der das Umweltgut in Anspruch nimmt, nicht von dieser Möglichkeit ausschließen. Genauso kann derjenige, dessen Aktivität zu einem positiven externen Effekt führt, niemanden von diesem Nutzen ausschließen. Somit führt die unzureichende Anwendbarkeit des Ausschlussprinzips dazu, dass bestimmte Aktivitäten im Rahmen marktlich-wettbewerblicher Beziehungen nur unvollständig abgebildet werden können.

¹⁰¹ Vgl. Kemper (1993), S. 10; Feess (2007), S. 48; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 82f.; Blankart (2011), S. 68-71.

¹⁰² Vgl. auch OECD (1994), S. 31.

¹⁰³ Vgl. Feess (2007), S. 48; Blankart (2011), S. 563 sowie bereits Lange (1978), S. 28f.

¹⁰⁴ Vgl. Michaelis (1996), S. 7.

¹⁰⁵ Vgl. Kemper (1993), S. 10f.; Michaelis (1996), S. 7-12; Endres/Holm-Müller (1998), S. 2-4; Weimann (1999), S. 25-30; Gawel (2001), S. 15f.; Feess (2007), S. 2f.; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 98-100; Keudel (2007), S. 34f.; Endres (2013), S. 41. Grundsätzlich sind zwei gegenläufige Wohlfahrtseffekte zu berücksichtigen: die Inanspruchnahme von natürlichen Ressourcen und Umweltgütern ist zum einen mit externen Kosten für Dritte verbunden (Umweltschadenskosten), erbringt zum anderen aber einen individuellen (Netto-)Nutzen für denjenigen Akteur, der die natürlichen Ressource bzw. das Umweltgut in Anspruch nimmt, vgl. Michaelis (1996), S. 7-12; Gawel (2001), S. 15f.; Endres (2013), S. 39-42. Dementsprechend ist eine umweltpolitische Beschränkung der individuellen Inanspruchnahmen der Umwelt einerseits mit einem Rückgang der hiervon ausgehenden externen Kosten, aber auch mit dem (teilweisen) Verlust des jeweiligen individuellen Nutzens verbunden. Diese Nutzeneinbußen entsprechen den Opportunitätskosten einer Einschränkung und/oder Modifikation der zugrunde liegenden wirtschaftlichen Aktivität und werden gemeinhin als Vermeidungskosten bezeichnet, vgl. bspw. Endres/Holm-Müller (1998), S. 1f.; Brouwer (2006a), S. 4f.; Londong et al. (2006), S. 16f.; Hanusch (2011), S. 2; Endres (2013), S. 39f. sowie S. 48. Je nach Ausgangslage bestehen unterschiedliche Ansatzpunkte,

ökonomisch effizientes Umweltqualitätsniveau hergeleitet.¹⁰⁶ Dieses kann theoretisch durch eine pareto-optimale Korrektur des Marktversagens, also eine vollständige Internalisierung der mit den wirtschaftlichen Aktivitäten verbundenen externen Effekte, verwirklicht werden.¹⁰⁷ In der ökonomischen Theorie wurden mit der so genannten Pigou-

die Auswirkungen anthropogener Umweltbelastungen zu reduzieren. Im Wesentlichen können hierbei Vermeidungs-, Verminderungs-, Kompensations- sowie Restitutionsmaßnahmen unterschieden werden, vgl. Lange/Martensen (2004), S. 4f.; Meusel (2008), S. 74. Je nach Art der Maßnahme können beim jeweiligen Maßnahmenträger sowohl direkte Kosten (z. B. für Baumaßnahmen) als auch indirekte Kosten aus Nutzungseinbußen entstehen (z. B. Erlöseinbußen aufgrund einer verminderten Stromerzeugung), vgl. bspw. Nocker et al. (2007), S. 90-93 sowie Kap. 3.4. Es ist allerdings auch möglich, dass Vermeidungsleistungen mit negativen Vermeidungskosten einhergehen (z. B. Brennstoffersparnisse durch Effizienzsteigerungen in einem Produktionsprozess). Solche Vermeidungsleistungen können als No-regret-Maßnahmen bezeichnet werden. Über die einzelwirtschaftlichen Kosten eines Maßnahmenträgers hinaus können bestimmte Maßnahmen wiederum mit gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten, also Nutzeneinbußen bei Dritten im Sinne neu entstehender externer Kosten, einhergehen. Als Beispiel für gesamtwirtschaftliche Zusatzkosten können Nutzeneinbußen bei Dritten aufgrund von Belastungsverlagerungen in andere Umweltmedien angeführt werden. Schließlich sind im Zusammenhang mit Vermeidungshandlungen auch Transaktionskosten (z. B. Planungs- und Kontrollkosten bei Behörden, Informationskosten bei den Maßnahmenträgern) zu beachten, vgl. auch Kap. 5.2.1. Im Regelfall ist mit zunehmenden Vermeidungsanstrengungen und zunehmender Umweltqualität von steigenden Grenzvermeidungskosten und sinkenden Grenzvermeidungsnutzen (in Form vermiedener Grenzschadenskosten) auszugehen. Aufgrund der gegenläufigen Wohlfahrtseffekte ist es zur Maximierung der gesellschaftlichen Wohlfahrt nicht zielführend, die Inanspruchnahme der natürlichen Ressourcen und Umweltgüter zu minimieren, da der hieraus resultierende Nutzenverzicht die gesellschaftliche Wohlfahrt (sogar mit steigender Rate) über das Maß vermiedener Schadenskosten hinaus reduzieren würde, vgl. Feess (2007), S. 1. Das „Optimum“ bestimmt sich vielmehr endogen durch die Faktoren, die den Verlauf der Grenzschadenskosten- und Grenzvermeidungskostenkurven bestimmen und selbst im Zeitverlauf veränderlich sind (z. B. Präferenzen für die Umwelt, umwelttechnischer Fortschritt), vgl. bspw. Gawel (2001), S. 15f.; Endres (2013), S. 50-52. Zum Kosten- und Nutzenbegriff vgl. auch Kellermann (2012), S. 72-74.

¹⁰⁶ Vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 8-12.

¹⁰⁷ Vgl. Feess (2007), S. 1-3 sowie S. 48; Endres (2013), S. 40-45 Sowie bereits Lange (1978), S. 23f. sowie S. 215.

Steuer¹⁰⁸, der Verhandlungslösung nach Coase¹⁰⁹ und dem umweltbezogenem Haftungsrecht¹¹⁰ drei instrumentelle Internalisierungsstrategien entwickelt, mit denen theoretisch

¹⁰⁸ Bei der von Arthur C. Pigou vorgeschlagenen Steuer werden externe Kosten den physischen Verursachern in Form einer Steuer bzw. Abgabe so weit angelastet, dass sich ein optimales Umweltqualitätsniveau einstellt, vgl. bspw. Kemper (1993), S. 29-31; Michaelis (1996), S. 21f.; Häder (1997), S. 13-16; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 122-126; Blankart (2011), S. 567-569; Endres (2013), S. 115-122. Durch die Anlastung der Abgabe werden also die Kosten der Inanspruchnahme natürlicher Ressourcen bzw. Umweltgüter in das einzelwirtschaftliche Kalkül der Verursacher einbezogen, vgl. Kemper (1993), S. 30; Endres (2013), S. 115f. Der Abgabensatz, der zum gesamtwirtschaftlichen Optimum führt, entspricht dabei der Differenz der gesamtwirtschaftlichen und einzelwirtschaftlichen Kosten im gesamtwirtschaftlichen Optimum, vgl. Bonus (1990), S. 346; Kemper (1993), S. 29; Häder (1997), S. 14; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 123; Endres (2013), S. 116f. Eine präzise Festlegung eines gesamtwirtschaftlich optimalen Abgabensatzes bedingt somit die vollständige Kenntnis der Grenzschadens- und Grenzvermeidungskostenfunktionen, um das gesamtwirtschaftliche Optimum sowie die entsprechende Differenz der gesamtwirtschaftlichen und einzelwirtschaftlichen Kosten zu bestimmen, vgl. Michaelis (1996), S. 11; Häder (1997), S. 15f.; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 125; Blankart (2011), S. 568; Endres (2013), S. 119. Hierzu müssen letztlich eine vollständige Erfassung, monetäre Bewertung sowie Aggregation aller positiven und negativen Wohlfahrtswirkungen in Abhängigkeit von marginal unterschiedlichen Umweltqualitätsniveaus erfolgen, vgl. Häder (1997), S. 15f. Nach den Grundsätzen der klassischen Umweltökonomie basiert die monetäre Bewertung von Umweltschäden auf individuellen Präferenzen. Die Individuen müssen dazu in der Lage sein, sämtliche Folgen im Rahmen ihrer individuellen Bewertung (z. B. in Form einer geäußerten Zahlungsbereitschaft) einzubeziehen, vgl. hierzu Kap. 5.4.2.2. Aufgrund der umfassenden Informationsanforderungen können das gesamtwirtschaftliche Optimum und damit die zielführenden Abgabensätze in der umweltpolitischen Praxis i. d. R. nicht oder bestenfalls näherungsweise ermittelt werden, vgl. Kemper (1993), S. 31; Michaelis (1996), S. 11f.; Feess (2007), S. 78; Desens (2008), S. 102f. Neben der grundlegenden Problematik einer hinreichend exakten monetären Quantifizierung der Umweltschadenskosten verhindern im Regelfall auch unvollständige bzw. asymmetrische Informationen bzgl. der Grenzvermeidungskosten die Bestimmung der optimalen Umweltqualität sowie des optimalen Abgabensatzes. Dabei ist zu beachten, dass in der Praxis jede Informationsbeschaffung mit Kosten verbunden ist, wobei grundlegend von steigenden Grenzkosten in Abhängigkeit von Informationsumfang und -genauigkeit auszugehen ist, vgl. Endres (2013), S. 47. In diesem Zusammenhang ist auch die Problematik der umfassenden Identifizierung der physischen Verursacher zu berücksichtigen. Zu weiteren Problemen vgl. Kemper (1993), S. 31. Zur Internalisierung positiver externer Effekte schlägt PIGOU eine negative Abgabe (so genannte Pigou-Subvention) vor, vgl. bspw. Endres (2013), S. 120-122.

¹⁰⁹ Die Verhandlungslösung zielt darauf ab, umweltpolitische Probleme auf Basis freiwilliger, privatwirtschaftlicher Verhandlungen ohne kontinuierliche staatliche Eingriffe zu lösen und basiert auf dem so genannten Coase-Theorem. Das Theorem ist benannt nach Ronald H. Coase, der in seinem Aufsatz „The Problem of Social Cost“ (1960) grundlegende Überlegungen zu den Ursachen externer Effekte anstellte, vgl. Coase (1960), insb. S. 2-8. Eine wesentliche Grundlage der Verhandlungslösung stellt demnach die Erkenntnis der grundlegend reziproken Natur externer Effekte dar – während die Tätigkeit des physischen Schädigers zu Nutzeneinbußen bzw. Kosten beim Geschädigten führt, ist die Vermeidung bzw. Verminderung der Schädigung mit Nutzeneinbußen bzw. Kosten beim Schädiger verbunden. Hiervon ausgehend bedingt eine pareto-optimale Internalisierung externer Effekte „nur“ die eindeutige Zuweisung exklusiver Eigentums- bzw. Verfügungsrechte an den Umweltressourcen, vgl. Kemper (1993), S. 19; OECD (1994), S. 32f.; Michaelis (1996), S. 14f.; Häder (1997), S. 17-29; Feess (2007), S. 137-150; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 134-140; Blankart (2011), S. 565f.; Endres (2013), S. 57-63. Die optimale Allokation der Umweltressourcen kann dann mittels Verhandlungen zwischen den physischen Verursachern und den Geschädigten einer Umweltwirkung identifiziert und verwirklicht werden. Die wesentliche Aussage des Coase-Theorems liegt darin, dass sich die optimale Allokation unabhängig davon einstellt, ob dem Schädiger (so genannte Laissez-faire-Regel) oder dem Geschädigten (so genannte Haftungsregel) initial das Recht an der Umweltressource zugesprochen oder ob das Recht zwischen beiden aufgeteilt wird, vgl. Kemper (1993), S. 20-25; Häder (1997), S. 18-21; Feess (2007), S. 138-142; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 134-138; Endres (2013), S. 57-63. Der Wohlfahrtsgewinn wird allerdings unterschiedlich verteilt (distributive Wirkung), vgl. Kemper (1993), S. 24; Häder (1997), S. 19; Feess (2007), S. 141; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 139f.; Endres (2013), S. 63. Das Erreichen

eine „First-Best-Lösung“ der Umweltproblematik erreicht werden kann.¹¹¹ Die Implementierung dieser „First-Best“-Internalisierungsansätze und damit das „First-Best“-Internalisierungsideal der umweltökonomischen Theorie scheitern allerdings in der umweltpolitischen Praxis im Regelfall an den umfassenden Informationsanforderungen bzw. Bewertungsproblemen.¹¹² Unabhängig davon wird auch befürchtet, dass eine ausschließliche

dieses theoretischen Idealergebnisses bedingt allerdings die Abwesenheit von Transaktionskosten, vollständige Konkurrenz auf den Absatz- und Faktormärkten sowie eine vollkommene Information der Verhandlungspartner, vgl. Kemper (1993), S. 21 sowie S. 25-29; Häder (1997), S. 17f.; Blankart (2011), S. 565; Endres (2013), S. 59, S. 63-79 sowie S. 200-208. Zudem ist das Ergebnis von der Art der Verhandlungen (Spieltheorie) abhängig. So bestehen im Falle der Laissez-faire-Regel und einer Vielzahl von Geschädigten Anreize für die einzelnen Geschädigten, sich als Trittbrettfahrer aus den Verhandlungen herauszuhalten, so dass dies insgesamt eine Gefangenendilemmasituation impliziert, vgl. Kemper (1993), S. 26; Feess (2007), S. 144-149; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 102-104; Endres (2013), S. 69f. Auch unvollständige Informationen stehen einer dezentralen Koordinierung über Verhandlungen entgegen, vgl. Häder (1997), S. 25-29. Darüber hinaus resultiert die Umweltproblematik im Wesentlichen gerade daraus, dass die Zuweisung exklusiver privater Verfügungsrechte an natürlichen Ressourcen und Umweltgütern i. d. R. an prohibitiven Transaktionskosten scheitert, vgl. bspw. Michalis (1996), S. 15f.; Häder (1997), S. 24. Insb. aufgrund der im Regelfall vorliegenden Vielzahl von Schädigern und Geschädigten, der damit einhergehenden Transaktionskosten einer privaten Verhandlungslösung (insb. Kosten für Informationsbeschaffung, Verhandlung und Implementierung) sowie der distributiven Implikationen der Rechtezuweisung erscheint auch diese First-Best-Internalisierungsstrategie für die die meisten Umweltprobleme nicht praktikabel, vgl. Kemper (1993), S. 29; OECD (1994), S. 32f.; Feess (2007), S. 149f.; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 140; Endres (2013), S. 63-79. In einer alternativen Interpretation des Coase-Theorems wird argumentiert, dass Coase mit seinem Theorem verdeutlichen will, dass erst jenseits der idealen Modellwelt der Neoklassik (insb. keine Transaktionskosten) eine aussagekräftige Analyse alternativer Koordinationsmechanismen möglich ist, da ansonsten das Ergebnis letztlich beliebig ist, vgl. Häder (1997), S. 22-24. Zu einer Darstellung der Verhandlungslösung im Rahmen der Nutzung von Wasserressourcen vgl. Hecht/Werbeck (2006), S. 97-99.

¹¹⁰ Das Haftungsrecht hat nicht nur eine Schadensausgleichsfunktion, sondern dient auch der präventiven Abschreckung und kann somit grundsätzlich auch eine Allokationsfunktion wahrnehmen, vgl. Feess (2007), S. 151-179; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 143-149; Endres (2013), S. 79-115. Zu differenzieren sind zwei Ausprägungen des Haftungsrechts. Die so genannte Verschuldenshaftung definiert lediglich einen Verhaltensstandard, da Schadenersatz nur bei schuldhaftem Verhalten droht. Dagegen ist die Gefährdungshaftung unabhängig vom Verschulden. Der jeweilige Akteur trägt ein Haftungsrisiko für die gesellschaftliche Duldung einer (potenziell) schädigenden Tätigkeit, so dass die Akteure ihre wirtschaftliche Tätigkeit auf ein gesamtwirtschaftlich effizientes Niveau beschränken, vgl. bspw. Feess (2007), S. 151-153 sowie S. 179; Endres (2013), S. 84-90. Allerdings ist das Haftungsrecht im Hinblick auf eine pareto-effiziente Internalisierung von externen Effekten in der Praxis mit den gleichen grundlegenden Informations- bzw. Schadensbewertungsproblemen verbunden, so dass auch auf von diesem Instrument in der praktischen Umsetzung eine gesamtwirtschaftlich optimale Allokation i. S. e. First-Best-Lösung nicht zu erwarten ist, vgl. bspw. Endres (2013), S. 89-99. Dies verdeutlicht auch die Einschätzung des bestehenden Umwelthaftungsrechts in Deutschland, vgl. Endres (2013), S. 109-115.

¹¹¹ Vgl. bspw. Kemper (1993), S. 17-31; Michaelis (1996), S. 17-23; Endres/Holm-Müller (1998), S. 5-7; Endres (2013), S. 44.

¹¹² Vgl. Baumol/Oates (1971), S. 43f.; Lange (1978), S. 34f. sowie S. 37; Kemper (1993), S. 12f.; Michaelis (1996), S. 11f. sowie S. 17-23; Häder (1997), S. 37-40; Endres/Holm-Müller (1998), S. 7f.; Weimann (1999), S. 30f. sowie S. 41; Keudel (2007), S. 35; Feess (2007), S. 3; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 179; Desens (2008), S. 102f.; Endres (2013), S. 49-55. Neben methodischen Problemen wie der Aggregation der individuellen Präferenzen zu einer gesellschaftlichen Präferenzordnung bestehen auch moralische Vorbehalte gegenüber einer Umweltpolitik auf Basis einer Monetarisierung von Umweltschäden. Besonders problematisch stellt sich die Bewertung von Menschenleben dar. Nicht zuletzt hieraus resultieren auch grundsätzliche, v. a. moralische Akzeptanzprobleme gegenüber der umweltökonomischen

Ausrichtung der Umweltpolitik auf eine präferenzbasierte Abwägung von Kosten und Nutzen die Einhaltung grundlegender ökologischer Stabilitätsanforderungen („ökologisches Gleichgewicht“) nicht sicherstellen kann.¹¹³ So ist bereits zweifelhaft, ob die umweltbezogenen Präferenzen der derzeitigen Generationen die langfristige Sicherung der Lebensgrundlagen künftiger Generationen angemessen berücksichtigen. Insb. bei hoher Bewertungsunsicherheit besteht daher bei einer rein ökonomischen Kosten-Nutzen-Optimierung die Gefahr irreversibler Schädigungen der natürlichen Lebensgrundlagen.¹¹⁴ Folglich ist es wesentlicher Bestandteil der umweltpolitischen Entscheidungsfindung, ob und in welchem Umfang auf eine umweltökonomische „Fundierung“ ökologischer Zielsetzungen zurückgegriffen wird. So kann eine politische Festlegung ökologischer Zielsetzungen bzw. Standards vollkommen losgelöst von gesamtwirtschaftlichen Effizienzerwägungen, allein auf Basis des jeweiligen naturwissenschaftlichen Erkenntnisstandes (z. B. der Ökologie, Humantoxikologie) im Rahmen der jeweiligen politischen Entscheidungs- und Kompromissfindungsprozesse erfolgen.¹¹⁵ Daneben sind auch Mischlösungen denkbar. Hierbei kann auf Basis der jeweiligen naturwissenschaftlichen Erkenntnisse eine Sicherstellung grundlegender ökologischer Mindestanforderungen – insb. die Verhinderung gravierender irreversibler Schädigungen sowie die Sicherstellung eines allgemeinen „ökologischen Gleichgewichts“ sowie der Verhinderung von Gesundheitsschäden – über die Festlegung von so

Optimierung der Umweltqualität, vgl. Kellermann (2012), S. 92-97; Endres (2013), S. 49f. Zur ökonomischen Bewertung des Risikos von Gesundheitsschäden und Todesfällen vgl. bspw. auch Endres/Holm-Müller (1998), S. 156-160; OECD (2006), S. 194-220; Hanusch (2011), S. 96-98.

¹¹³ Vgl. Bonus (1990), S. 346f.; Kemper (1993), S. 12f.; Häder (1997), S. 31-36; Gawel (2001), S. 15f. Die Präferenzen der Individuen können bspw. aufgrund von unvollständigen Informationen verzerrt sein, vgl. Häder (1997), S. 32f.

¹¹⁴ Vgl. Kemper (1993), S. 13; Häder (1997), S. 32-34; Weimann (1999), S. 31; Gawel (2001), S. 15f.; Hansjürgens (2001a), S. 88f.; Feess (2007), S. 3. Darüber hinaus ist anzumerken, dass sich auch staatliche umweltpolitische Entscheider i. d. R. primär an ihrem jeweiligem „politischen Horizont“ als Systemgrenzen orientieren. Je nach politischer Entscheidungsebene kann es also das Ziel sein, die gesamtwirtschaftliche Wohlfahrt regional, national oder supranational zu maximieren, vgl. bspw. auch Endres (2013), S. 267-277. Da sowohl Umweltwirkungen als auch wirtschaftliche Aktivitäten diese Systemgrenzen grundsätzlich überschreiten können, kann das Ergebnis optimaler Strategien im Umweltbereich stark von der jeweiligen Festlegung der Systemgrenzen abhängen. Das heißt auch, dass die umweltpolitische Strategie zur Wohlfahrtsoptimierung in einer bestimmten Region mehr oder weniger stark zu Lasten des Wohlfahrtsniveaus anderer Regionen gehen kann, so dass global betrachtet sogar eine Verschlechterung der Wohlfahrt resultiert. Dies lässt sich bspw. am Phänomen des so genannten virtuellen Wassers verdeutlichen. Hierbei werden wasserressourcenzehrende Aktivitäten in andere Regionen/Länder verlagert und die entsprechenden Produkte importiert, wodurch die bei der Produktion entstehenden externen Kosten i. d. R. ausgelagert werden können. Zum Konzept des virtuellen Wassers vgl. auch Opp (2004a), S. 14; Leist (2007), S. 64f.

¹¹⁵ Vgl. Baumol/Oates (1971), S. 47f.; Kemper (1993), S. 13f.; Michaelis (1996), S. 23; Gawel (2001), S. 15f. sowie S. 19f. Aufgrund der Komplexität der ökologischen Wechselwirkungen sowie der Unsicherheit entsprechender Prognosen sind gewisse Revisionen umweltpolitischer Zielsetzungen im Zeitablauf unvermeidbar, vgl. Häder (1997), S. 106f.

genannten Safe Minimum Standards bzw. ökologischer und ggf. auch weiterer gesellschaftlicher Leitplanken erfolgen.¹¹⁶ Ebenfalls ist eine ökologische Standardsetzung mit ökonomischen Randbedingungen denkbar, bei der die in politischen Prozessen festgelegten ökologischen Standards der Bedingung unterliegen, dass kein grobes Missverhältnis von gesamtwirtschaftlichen Kosten und Nutzen entsteht.¹¹⁷ Aus Sicht der klassischen umweltökonomischen Theorie werden solche umweltpolitischen Strategien, die sich nicht konsequent am Kriterium der gesamtwirtschaftlichen allokativen Effizienz i. S. d. Pareto-Optimums ausrichten als „Second-Best-Strategien“ klassifiziert.¹¹⁸

Selbst im Falle einer vollständigen „Entökonomisierung“ der umweltpolitischen Zielfestlegung kann die Umweltökonomie im Rahmen der Umweltpolitik eine wesentliche Entscheidungsunterstützung leisten: „Die besondere Nützlichkeit der Umweltökonomie zur Bewältigung des Umweltproblems liegt aber weniger in der Verwendung des Pareto-Kriteriums zur Bestimmung optimaler Umweltqualitätsziele, sondern in der Antwort auf die Frage, mit *welchen Mitteln eine politisch vorgegebene Umweltqualität erreicht werden soll.*“¹¹⁹

2.3 Instrumentenauswahlfunktion im Rahmen einer standardorientierten Second-Best-Strategie

Auch wenn der Anspruch einer pareto-optimalen Internalisierung der externen Effekte aufgegeben wird, zielen Second-Best-Strategien ebenfalls darauf ab, die für externe Kosten ursächlichen Umweltwirkungen in das Entscheidungskalkül der verantwortlichen wirt-

¹¹⁶ Vgl. Kemper (1993), S. 13-15; Gawel (2001), S. 19f. Zum so genannten Leitplankenmodell im Kontext der Nutzung von Wasserressourcen vgl. WBGU (1997), insb. S. 281-284. Bei unzureichendem Kenntnisstand sind bei Zugrundelegung des umweltpolitischen Vorsichtsprinzips strengere Anforderungen bzw. Sicherheitsmargen anzulegen.

¹¹⁷ Vgl. Häder (1997), S. 39f.; Keudel (2007), S. 35; Endres (2009), S. 21f. sowie Endres (2013), S. 54 und S. 181f. Ein solcher Ansatz liegt der Umweltzielsystematik der WRRL zugrunde. Hierbei kann vom primären Umweltziel des guten ökologischen Zustands ausnahmsweise im Falle unverhältnismäßig hoher Kosten abgewichen werden, vgl. hierzu ausführlich Kap. 5.1, 5.3 und 5.4.

¹¹⁸ Vgl. bspw. Endres/Holm-Müller (1998), S. 7-9; Weimann (1999), S. 30 sowie S. 41; Gawel (2001), S. 19f.; Hecht/Werbeck (2006), S. 200; Feess (2007), S. 49; Desens (2008), S. 102f. Ausgehend von der Befürchtung, dass eine rein präferenzbasierte Internalisierungsstrategie kein langfristiges ökologisches Gleichgewicht sichern kann, lehnt HÄDER es ab, eine solche Internalisierungsstrategie als „First-Best“ und eine an ökologischen Anforderungen orientierte Politik als „Second-Best“ zu bezeichnen, vgl. Häder (1997), S. 36.

¹¹⁹ Feess (2007), S. 3 (Hervorhebungen im Original); ähnlich auch Häder (1997), S. 39f.; Endres (2013), S. 54f.

schaftlichen Akteure zu integrieren. Durch direkte oder indirekte Verhaltenssteuerung sollen die Akteure in ihren umweltrelevanten Handlungen so beeinflusst werden, dass die im Kontext des gesellschaftlichen Zielsystems politisch vorgegebenen ökologischen Zielsetzungen erreicht werden.¹²⁰

Da bei exogen vorgegebenen ökologischen Standards das im Rahmen der First-Best-Strategie zentrale ökonomische Kriterium der gesamtwirtschaftlichen (Pareto-)Effizienz nicht mehr sinnvoll zur Anwendung kommen kann, stellt sich die Frage nach zweckmäßigen Ersatz- bzw. Hilfskriterien zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit alternativer umweltpolitischer Instrumente im Rahmen einer Second-Best-Strategie.¹²¹ In der umweltökonomischen, aber auch umweltrechtlichen sowie allgemein umweltpolitischen Literatur hat eine intensive Diskussion möglicher Kriterien zur Beurteilung und Auswahl zweckmäßiger umweltpolitischer Instrumente stattgefunden.¹²² Als theorieorientierte Kernkriterien lassen sich dabei die ökologische Treffsicherheit sowie die statische und dynamische Kosteneffizienz identifizieren.¹²³ Darüber hinaus werden vielfach flankierende Kriterien im Hinblick auf die Gewährleistung der praktischen Umsetzbarkeit formuliert.¹²⁴

¹²⁰ Vgl. Kemper (1993), S. 17; Endres (2013), S. 123f. Der aufgrund externer Effekte unvollständige Marktmechanismus wird also durch die umweltpolitischen Instrumente der Verhaltenssteuerung flankiert, vgl. Lange (1978), S. 24f. sowie S. 215; OECD (1994), S. 14f. In diesem Sinne kann von einer Second-Best-Internalisierung externer Effekte durch umweltpolitische Instrumente gesprochen werden, vgl. auch OECD (1994), S. 15; Endres (2013), S. 43. Umweltpolitische Instrumente können insofern allgemein als „wirtschaftspolitische Maßnahmen des Staates zur Erreichung ökologischer Ziele“, Kemper (1993), S. 33, definiert werden. Aus Sicht der Property-Rights-Theorie stellen umweltpolitische Instrumente Mechanismen zur Allokation residualer, genau spezifizierter Nutzungsrechte (Property Rights) auf die unterschiedlichen wirtschaftlichen Akteure dar, vgl. Lintz (1994), S. 61; Häder (1997), S. 65.

¹²¹ Vgl. Feess (2007), S. 49f. Zur Gewährleistung eines systematischen und aussagekräftigen Instrumentenvergleichs sind alle entscheidungsrelevanten Aspekte der Auswahl eines Instruments in Form von Kriterien mit Blick auf den konkreten Anwendungsfall abzubilden und einheitlich zugrunde zu legen, vgl. Michaelis (1996), S. 34f.; Röckseisen (1998), S. 171; Endres (2013), S. 123. Wenn ein Instrument nicht bzgl. aller Kriterien überlegen und insofern nicht als dominante Lösung zu betrachten ist, stellt sich zudem die Frage nach der relativen Bedeutung, also der Gewichtung der Kriterien. In diesem Zusammenhang kann eine Unterscheidung von Ausschluss- und Optimierungskriterien hilfreich sein. Während die Erfüllung eines Ausschlusskriteriums eine notwendige Bedingung darstellt, ist die Erfüllung von Optimierungskriterien einer Abwägung zugänglich, vgl. Röckseisen (1998), S. 179f. Zur kriteriengeleiteten Auswahl von Instrumenten im spezifischen Anwendungskontext vgl. auch Michaelis (1996), S. 154-166.

¹²² Vgl. bspw. OECD (1994), S. 33-35; Michaelis (1996), S. 34-58; Röckseisen (1998), S. 171-183; Keudel (2005), S. 5f.; Feess (2007), S. 49f.; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 112f.; Endres (2013), S. 123-129.

¹²³ Vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 35f.; Häder (1997), S. 47; Keudel (2005), S. 6; Feess (2007), S. 49f.; Endres (2013), S. 128f.

¹²⁴ Vgl. bspw. Kösters (2004), S. 210, Keudel (2005), S. 6; Keudel (2007), S. 47-50. Die allgemein formulierten, theorieorientierten „Lehrbuchkriterien“ werden in Abhängigkeit vom zugrunde liegenden Zweck des vorzunehmenden Instrumentenvergleichs weiter ausdifferenziert und ergänzt. Die Ausdifferenzierung von Kriterien im Rahmen praxisbezogener, problemspezifischer Analysen ist vielfach von den konkreten Rahmenbedingungen abhängig, vgl. bspw. Keudel (2007), S. 25-53.

Das Kriterium der ökologischen Treffsicherheit leitet sich unmittelbar aus der exogenen Vorgabe ökologischer Zielsetzungen ab und bewertet die Effektivität des Instruments im Hinblick auf die ökologische Zielsetzung nach Inhalt, Ausmaß und Zeitbedarf.¹²⁵ Es dient also der Überprüfung, inwieweit alternative Instrumente bzw. alternative Ausgestaltungsoptionen eines Instruments unter angemessener Berücksichtigung von Unsicherheiten das angestrebte Umweltqualitätsniveau in welcher Geschwindigkeit erreichen können.¹²⁶ Der

¹²⁵ Vgl. Kemper (1993), S. 65f.; Michaelis (1996), S. 35f.; Häder (1997), S. 47; Röckseisen (1998), S. 173; Keudel (2007), S. 28; Feess (2007), S. 49; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 113; Endres (2013), S. 129. Im Rahmen der First-Best-Lösung ist das pareto-effiziente Umweltqualitätsniveau auch insofern ökologisch effektiv, als dass es die aggregierten Präferenzen und damit die ökologischen Zielvorstellungen der Individuen reflektiert. Erst durch den Verzicht auf eine pareto-effiziente Optimierung ergibt sich die Notwendigkeit zur Explizierung eines Effektivitätskriteriums in Form der ökologischen Treffsicherheit. Im Sinne des Ansatzes der ökologischen Standardsetzung muss eine ökologische Zielsetzung in Bezug auf Inhalt, Ausmaß und Zeitbezug formuliert und operationalisiert werden.

¹²⁶ Die erforderliche ökologische Treffsicherheit ist allerdings nicht in jedem Fall mit einem strikt einzuhaltenden Punktziel (z. B. als kontinuierlich einzuhaltender Grenzwert) gleichzusetzen. In Abhängigkeit von der jeweiligen Umweltbeeinträchtigung und der Empfindlichkeit des Umweltmediums kann bzgl. der ökologischen Treffsicherheit eines Instruments ein mehr oder weniger ausgeprägter Toleranzbereich unschädlich sein. So kann es zur Gewährleistung der gewünschten ökologischen Qualität ausreichend sein, dass der Grenzwert für einen Schadstoff lediglich im Durchschnitt über einen Zeitraum eingehalten wird, da von dem Schadstoff keine Akutschäden ausgehen, während absolute Grenzwerte ständig einzuhalten sind. Die jeweils erforderliche Striktheit bzw. notwendige Präzision der ökologischen Treffsicherheit ist also auf Basis naturwissenschaftlich-ökologischer Anforderungen für den jeweiligen Anwendungsfall zu bestimmen. Bei der Einschätzung der ökologischen Treffsicherheit sind auch die jeweiligen Zusammenhänge von Umwelteinwirkungen (Emissionsperspektive) und Umweltauswirkungen (Immissionsperspektive) zu beachten (zur Abgrenzung von Emissions- und Immissionsperspektive vgl. auch Kap. 4.2.4). Da umweltpolitische Instrumente auf eine Verhaltenssteuerung wirtschaftlicher Akteure abzielen, stellen zunächst die Umwelteinwirkungen den unmittelbaren Ansatzpunkt der umweltpolitischen Steuerung dar, vgl. auch Endres (2013), S. 124. Letztlich zielt die Umweltpolitik jedoch auf das resultierende ökologische Resultat dieser Umwelteinwirkungen, also die sich an bestimmten Orten zu bestimmten Zeitpunkten ergebenden Umweltauswirkungen (bspw. Gesundheitsschäden, Verlust von Arten etc.) ab. Die ökologische Treffsicherheit eines Instruments ist daher letztlich auf Ebene der Umweltauswirkungen zu beurteilen. In diesem Zusammenhang sind insb. lokal oder regional ungleichartige Auswirkungen bestimmter Umwelteinwirkungen zu beachten, die sich aus unterschiedlichen lokalen und temporären Rahmenbedingungen oder Interaktionen mit anderen Umwelteinwirkungen ergeben können. So kann es zu einer Ausbildung so genannter „Hot Spots“, also lokaler, immissionsbedingter Akutschäden kommen, obwohl die für den Gesamtanwendungsbereich des Instruments emissionsseitig formulierte ökologische Zielsetzung eingehalten wird. Diese Gefahr besteht insb. bei Schadstoffen, die sich ungleichmäßig in einem Umweltmedium ausbreiten. Besteht die Gefahr regionaler und/oder zeitlicher „Hot Spots“, wird eine räumlich und/oder zeitlich differenzierte Betrachtung des Kriteriums der ökologischen Treffsicherheit erforderlich, vgl. bspw. Bonus (1990), S. 344; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 40-44; Michaelis (1996), S. 128-131; Keudel (2007), S. 11-13 sowie S. 28-33. Darüber hinaus ist auch die formale von der faktischen ökologischen Treffsicherheit zu unterscheiden. In diesem Zusammenhang sind bspw. Vollzugsdefizite bei der Implementierung sowie Durchsetzung und Kontrolle gesetzter Grenzwerte sowie Leakage-Effekte durch Verlagerungen in die Betrachtung einzubeziehen. Bspw. kann die Einführung eines umweltpolitischen Instruments Produktionsverlagerungen zu Standorten außerhalb des Anwendungsgebietes induzieren. Dies kann dazu führen, dass die ökologische Zielerreichung im Anwendungsgebiet zwar erreicht wird, d. h. das Instrument im engeren Sinne treffsicher ist, jedoch außerhalb des Anwendungsgebietes eine Verschlechterung der Umweltqualität bewirkt. Im Falle global wirkender Umwelteinwirkungen (insb. bei Treibhausgasen wie CO₂) ist bei Emissionsverlagerungen sogar die ökologische Treffsicherheit im Anwendungsgebiet im Hinblick auf die betrachtete Umweltauswirkung (Klimawandel) nicht oder nur abgeschwächt gewährleistet. Dieses Phänomen wird hier in Anlehnung an die Diskussion der Treibhausgasproblematik als Leakage-

Gewährleistung einer problemspezifisch hinreichenden ökologischen Treffsicherheit kann im Rahmen einer Second-Best-Strategie ein zentraler Stellenwert i. S. e. Ausschlusskriteriums zugesprochen werden, da die potenziellen Wohlfahrtsverluste einer bestimmten Verfehlung der ökologischen Zielsetzung in ihrem Ausmaß unbewertet bzw. unbewertbar bleiben.¹²⁷

Demgegenüber stellt die gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz das zentrale ökonomische Optimierungskriterium der Instrumentenauswahl dar.¹²⁸ Ausgehend von einer spezifizierten ökologischen Zielerreichung ist es aus ökonomischer Sicht grundlegend das Ziel, die mit deren Verwirklichung verbundenen gesamtwirtschaftlichen Kosten zu minimieren.¹²⁹ Dies bedingt zunächst eine statische Effizienz der Allokation der Vermeidungsmaßnahmen im Anwendungsbereich des Instruments. Diese ist dann gegeben, wenn die Grenzvermeidungskosten der letzten zugewiesenen Vermeidungsleistung für alle Akteure und deren Vermeidungsoptionen gleich sind.¹³⁰ In diesem Fall kann durch „Umschichten“ einer marginalen Vermeidungsleistung von einem Akteur zu einem anderen oder durch das Ergreifen

Effekt bezeichnet, vgl. bspw. Meyer/Ströbele (2001), S. 87; Ströbele (2005), S. 333f.; Keudel (2007), S. 50; Feess (2007), S. 99; Blankart (2011), S. 577f. Schließlich sollte die Bewertung der ökologischen Treffsicherheit i. w. S. auch medienübergreifende Auswirkungen berücksichtigen, um eine im Saldo wohlfahrtsmindernde Verlagerung von Umweltwirkungen zwischen den Umweltmedien zu verhindern, vgl. auch Kap. 4.3 und 5.2.

¹²⁷ Vgl. Kemper (1993), S. 84; Löhr (2008), S. 64f. Ein hoher Stellenwert der ökologischen Treffsicherheit ist insb. im Falle nicht hinreichend abschätzbarer Schadenswirkungen auch Ausdruck des umweltpolitischen Vorsorge- und Vorsichtsprinzips.

¹²⁸ Vgl. Feess (2007), S. 49; Keudel (2007), S. 33.

¹²⁹ Vgl. Kemper (1993), S. 85f.; Michaelis (1996), S. 36; Häder (1997), S. 49f.; Weimann (1999), S. 30f. sowie S. 41; Gawel (2001), S. 16; Feess (2007), S. 2f., S. 49f. sowie S. 64; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 112; Keudel (2007), S. 35-40; Endres (2013), S. 128f. sowie S. 146. Das Kriterium der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz kann als „Rumpfkriterium“ des aufgegebenen, umfassenderen Kriteriums der gesamtwirtschaftlichen Pareto-Effizienz interpretiert werden vgl. Baumol/Oates (1971), S. 46f. sowie auch bspw. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 9; Weimann (1999), S. 30f.; Gawel (2001), S. 19-21. Letzteres impliziert das Kriterium der Kosteneffizienz, da ein gesamtwirtschaftlich effizientes Pareto-Optimum eine kosteneffiziente Vermeidungsstrategie bedingt. Ein umweltpolitisches Instrument wird daher als kosteneffizient bezeichnet, wenn es kein alternatives Instrument gibt, welches ein gegebenes Ziel zu geringeren gesamtwirtschaftlichen Kosten erreicht oder wenn es zu gegebenen gesamtwirtschaftlichen Kosten die weitreichendste ökologische Zielerreichung ermöglicht, vgl. Weimann (1999), S. 27 sowie S. 30f. Eine Beurteilung der relativen Vorteilhaftigkeit alternativer umweltpolitischer Instrumente kann demnach – je nach Ansatzpunkt – auf Basis einer Kosteneffizienzanalyse oder einer Kostenwirksamkeitsanalyse erfolgen. Die Kosteneffizienzanalyse dient dem Vergleich alternativer Instrumente mit gleicher ökologischer Wirksamkeit, d. h. gleichem Nutzen (fixed effectiveness approach). Demgegenüber erlaubt die Kostenwirksamkeitsanalyse den Vergleich der Instrumente anhand der ökologischen Wirksamkeit, die mit einem fixen Budget erzielt werden kann (fixed cost approach), vgl. auch Kap. 5.2.1.

¹³⁰ Vgl. Häder (1997), S. 49f.; Feess (2007), S. 66; Keudel (2007), S. 36. Die Grenzvermeidungskostenfunktion wird definiert durch die Gesamtheit der technisch durchführbaren Maßnahmenoptionen, welche nach aufsteigenden Grenzvermeidungskosten angeordnet sind. Hierbei wird zunächst ein statischer, also technologisch fixer Systemzustand betrachtet.

einer alternativen Vermeidungsoption aus gesamtwirtschaftlicher Sicht keine weitere Kostenersparnis bei der Zielerreichung erzielt werden.¹³¹

Mit dem Kriterium der dynamischen Effizienz wird über die Kostenminimierung innerhalb statischer Rahmenbedingungen hinausgeblickt. Hierzu bezieht es sich auf die Fähigkeit eines umweltpolitischen Instruments, bei den Akteuren einen kontinuierlichen umwelttechnischen Innovationsanreiz zu erzeugen.¹³² Dieser Anreiz wird grundsätzlich wirksam, wenn die Aussicht auf mögliche Vermeidungskostenersparnisse die entsprechenden Kosten der Akteure für umwelttechnische Forschung und Entwicklung übersteigt.¹³³ In Abhängigkeit vom induzierten umwelttechnischen Fortschritt kann eine Abflachung und/oder Verlagerung der Grenzvermeidungskostenkurve nach unten erzielt werden, so dass bspw. eine gegebene ökologische Zielsetzung zu geringeren Vermeidungskosten erreichbar wird bzw. zu gleichen Kosten ein weiterreichendes Ziel erreicht werden kann. Auf diese Weise kann umwelttechnische Innovationstätigkeit zu einer Verringerung der gesamtwirtschaftlichen Kosten führen bzw. die gesamtwirtschaftlichen Spielräume im Hinblick auf eine weitere Verbesserung der Umweltqualität erhöhen.¹³⁴

Bei der Beurteilung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz eines Instruments sind schließlich auch die Informations- und Transaktionskosten einzubeziehen, die bei den betroffenen Akteuren sowie bei den beteiligten staatlichen Instanzen im Zuge der erstmaligen Implementierung sowie der dauerhaften Anwendung eines Instruments anfallen.¹³⁵ Neben den Kosten der Implementierung notwendiger rechtlicher sowie administrativer Rahmen-

¹³¹ Vgl. Häder (1997), S. 49f.; Feess (2007), S. 64f. Aus gesamtwirtschaftlicher Perspektive sind hierbei nicht nur die einzelwirtschaftlichen Kosten der Akteure, sondern auch mit den Vermeidungsmaßnahmen verbundene externe Effekte zu beachten. Sind mit bestimmten Maßnahmen externe Effekte verbunden, besteht keine Kongruenz einzel- und gesamtwirtschaftlicher Kalküle.

¹³² Vgl. Kemper (1993), S. 92; Michaelis (1996), S. 120-123; Häder (1997), S. 52; Weimann (1999), S. 31; Keudel (2007), S. 40-42; Feess (2007), S. 50 sowie ausführlich S. 185-211; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 112f.; Endres (2013), S. 129 sowie 223-225.

¹³³ Vgl. bspw. Keudel (2007), S. 40; Endres (2013), S. 225-235. Forschung und Entwicklung können in diesem Zusammenhang sowohl bei den jeweiligen Akteuren als direkten Adressaten des umweltpolitischen Instruments, aber auch indirekt bei den Ausrüsterunternehmen, die auf entsprechende Nachfrageimpulse reagieren, induziert werden. In Bezug auf die Innovationsanreize ist schließlich von wesentlicher Bedeutung, inwieweit sich der Nutzen der Forschung zumindest temporär „privatisieren“ lässt (z. B. über Patentschutz), damit die Innovationstätigkeit nicht zum öffentlichen Gut bzw. positiven externen Effekt wird, vgl. hierzu auch Feess (2007), S. 186f.; Endres (2013), S. 235-245.

¹³⁴ Vgl. Kemper (1993), S. 161f.; Häder (1997), S. 52; Henrichs (2001), S. 107f.; Feess (2007), S. 185; Keudel (2007), S. 40-42; Endres (2013), S. 158-169 sowie 223-257.

¹³⁵ Vgl. Häder (1997), S. 59f. sowie S. 96f.; Bonus/Häder (1998), S. 36-38; Meyer/Ströbele (2001), S. 67; Feess (2007), S. 50; Keudel (2007), S. 42-47. Zum Begriff der Transaktionskosten und der Transaktionskostentheorie als Teil der neuen Institutionenökonomik vgl. bereits Kap. 2.1.

bedingungen können sich umweltpolitische Instrumente auch hinsichtlich der Such-, Verhandlungs- und Vertragskosten sowie Überwachungs-, Berichts- und Durchsetzungskosten unterscheiden.¹³⁶

Für die tatsächliche Anwendung eines Instruments in der umweltpolitischen Praxis sind weitere Faktoren von Bedeutung, die sich unter das Kriterium der Praktikabilität subsumieren lassen.¹³⁷ So bedingt die Implementierung eines bestimmten umweltpolitischen Instruments, dass es mit der Rechtsordnung des Gemeinwesens kompatibel ist.¹³⁸ Darüber hinaus muss ein Instrument politisch und gesellschaftlich durchsetzbar sein. Die Durchsetzbarkeit hängt von der Akzeptanz der betroffenen Anspruchsgruppen bzw. Stakeholder und ihrem jeweiligen Einfluss auf den politischen Entscheidungsprozess ab.¹³⁹ In diesem Zusammen-

¹³⁶ Vgl. Kemper (1993), S. 86f.; Häder (1997), S. 70f. sowie S. 97-102; Feess (2007), S. 50; Keudel (2007), S. 42-47. In diesem Zusammenhang können auch Informationsasymmetrien und darauf basierendes opportunistisches Verhalten sowie Unsicherheit eine wesentliche Rolle spielen. So ist die Annahme, der Staat sei über die Grenzvermeidungskosten aller relevanten Akteure vollständig informiert, i. d. R. realitätsfern. Die Informationen über die jeweiligen Vermeidungsoptionen und ihre Kosten sind also im Regelfall asymmetrisch verteilt. Zudem sind auch die Beschaffung und Verarbeitung entscheidungsrelevanter Informationen mit Kosten verbunden. Darüber hinaus kann es im Interesse der Akteure liegen, Informationen zurückzuhalten oder zu ihren Gunsten verzerrt weiterzugeben, vgl. bspw. Häder (1997), S. 50-52; S. 59f.; S. 71-73; S. 107f., S. 147f. sowie S. 155f.; Endres (2013), S. 47 sowie S. 203-208. Die Auswirkungen asymmetrischer Informationen sind ein wesentlicher Gegenstand der Principal-Agent-Theorie, vgl. bspw. Häder (1997), S. 66-69. In Abhängigkeit von der Strukturierung und Überwälzung von Verwaltungskosten kann sich zudem eine Beeinträchtigung der statischen Effizienz der Maßnahmenallokation ergeben, da Akteure möglicherweise gesamtwirtschaftlich effizienzfördernde Transaktionen unterlassen, vgl. bspw. Keudel (2007), S. 45.

¹³⁷ Vgl. bspw. Kemper (1993), S. 92-101; Feess (2007), S. 50; Keudel (2007), S. 47-50.

¹³⁸ So postuliert die Umweltrechtlerin RÖCKSEISEN: „Primär kommt es auf die Verwirklichung eines ökologischen Ziels mit rechtlich zulässigen Mitteln an. Wirtschaftliche Aspekte sind dabei lediglich relevant.“, Röckseisen (1998), S. 173, vgl. auch Michaelis (1996), S. 138-146; Häder (1997), S. 190-192; Keudel (2007), S. 49; Unnerstall/Scheidt (2008), S. 231. Allerdings ist zu beachten, dass auch die bestehende Rechtsordnung im Rahmen gesetzgeberischer Prozesse veränderlich ist. Aus ökonomischer Perspektive sollten daher bestehende Rahmenbedingungen überdacht werden, wenn sie der Umsetzung gesamtwirtschaftlich effizienter Lösungen entgegenstehen, vgl. auch Bonus (1990), S. 352. Eine Änderung rechtlicher Rahmenbedingungen ist jedoch wiederum mit Transaktionskosten verbunden, die den Implementierungskosten des betreffenden Instruments zuzurechnen und gegen mögliche gesamtwirtschaftliche Effizienzgewinne aus der Implementierung eines solchen Instruments abzuwägen sind. Je tiefgreifender ein Eingriff in die Rechtsordnung zur Implementierung eines bestimmten Instruments ausfallen muss, desto sorgfältiger sind neben möglichen Transaktionskosten auch die gesamtgesellschaftlichen Konsequenzen in Betracht zu ziehen. So sind der überwiegende Teil des nationalen Verfassungsrechts (insb. die Grundrechtsbestimmungen) als faktisch unveränderlich einzustufen. Das Beispiel der Föderalismusreform von 2006 zeigt jedoch, dass bestimmte umweltpolitisch relevante Strukturen des Verfassungsrechts – wenn auch mühsam – geändert werden können, vgl. hierzu auch Kap. 4.2.2.1.

¹³⁹ Vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 89-93; Häder (1997), S. 58f.; Gawel (1998), S. 115-117; Keudel (2007), S. 49f.; Blankart (2011), S. 588-591. Die Akzeptanz der Betroffenen wird zum Teil bereits durch die Anforderungen der rechtlichen Kompatibilität abgedeckt. In diesem Zusammenhang sind zahlreiche Schutzwirkungen der verfassungsmäßigen Ordnung für die Betroffenen identifizierbar (z. B. Recht auf Eigentum, Recht zur freien Berufsausübung, Rechtsstaats- und Verhältnismäßigkeitsprinzip, Bestands- und Vertrauensschutz), vgl. auch Kap. 6.2.2. Es bestehen weiterhin Interdependenzen zu den Kriterien

hang ist von wesentlicher Bedeutung, dass umweltpolitische Eingriffe immer auch mit distributiven Wirkungen verbunden sind.¹⁴⁰ Von wesentlicher Bedeutung für die Akzeptanz der Anspruchsgruppen ist somit die empfundene Verteilungsgerechtigkeit, in deren Beurteilung wiederum die (teils konfligierenden) Aspekte der Verursachergerechtigkeit sowie die wirtschaftliche Belastungsfähigkeit im Wettbewerb einfließen.¹⁴¹ Die Anforderung der Verursachergerechtigkeit bedingt eine Aufteilung der finanziellen Lasten entsprechend den Anteilen an der physischen Verursachung.¹⁴² Hierunter fällt auch die angemessene Berücksichtigung bisheriger Vermeidungsanstrengungen (so genannte „early action“).¹⁴³ Insb. auf

der ökologischen Treffsicherheit, der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz sowie der rechtlichen Kompatibilität, da deren Ausprägungen auf die Akzeptanz der einzelnen Anspruchsgruppen Einfluss nehmen. So erscheint es grundsätzlich plausibel, dass eine hohe gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz zur Verbesserung der gesellschaftlichen Akzeptanz eines Instruments beiträgt, weil damit die Eingriffe in Vermögens- und Einkommenspositionen begrenzt werden können, vgl. auch OECD (1994), S. 39f. Aus institutionenökonomischer Sicht stellen umweltpolitische Instrumente sekundäre Institutionen dar, die sich hinreichend harmonisch in den fundamentalen institutionellen Rahmen (insb. Rechtsempfinden) und die Institutionenhierarchie einer Gesellschaft einfügen müssen, damit eine hinreichende Akzeptanz hergestellt werden kann, vgl. Häder (1997), S. 190-197.

¹⁴⁰ Vgl. auch OECD (1994), S. 39f.; Lintz (1994), S. 65-70; Michaelis (1996), S. 89; Gawel (2001), S. 31-38; Rowe (2001a), S. 304-321; Blankart (2011), S. 588f. Durch die Beschränkung oder Belastung der Inanspruchnahme eines vormalig unbeschränkt bzw. kostenlos zur Verfügung stehenden Umweltgutes erfahren die betroffenen Akteure einen signifikanten Einkommens- und/oder Vermögensverlust gegenüber dem Status quo ante. In der Vergangenheit getätigte Investitionen werden durch eine Ex-post-Veränderung der Rahmenbedingungen (teilweise) entwertet, da die getätigte Investition nicht ohne Friktionen (Transaktionskosten) einer neuen Verwendung zugeführt werden kann. Das Ausmaß einer möglichen Entwertung ist insb. von der Spezifität der Investitionen abhängig, vgl. Häder (1997), S. 73-75 sowie S. 109-118; Gawel (2001), S. 26. In der klassischen allokativen Betrachtungsweise werden Allokations- und Verteilungsfragen separiert, vgl. bspw. Weimann (1999), S. 31f.

¹⁴¹ Vgl. Kemper (1993), S. 92f.; Lintz (1994), S. 65-67; Michaelis (1996), S. 36 sowie S. 55-57; Meyer/Ströbele (2001), S. 67; Rowe (2001a), S. 331f.; Rowe (2001b), S. 414-419; Feess (2007), S. 50. Der Aspekt der wirtschaftlichen Belastbarkeit umfasst im Bereich der Produzenten insb. die Auswirkungen auf die Wettbewerbsfähigkeit der Akteure, vgl. auch Keudel (2007), S. 47f. Dabei sind sowohl mögliche Wettbewerbsverzerrungen zwischen den direkt betroffenen Akteuren (durch Ungleichbehandlung) wie auch solche zu anderen Konkurrenten auf Faktor- und/oder Absatzmärkten, die nicht unter den Anwendungsbereich eines Instruments bzw. einer ökologischen Restriktion fallen, in Betracht zu ziehen. Im Rahmen der Wettbewerbswirkungen ist auch die Behandlung potenzieller neuer Produzenten zu diskutieren, vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 54f. Je nach instrumenteller Ausgestaltung können Markteintrittsbarrieren für neue Produzenten entstehen. Eine Bevorzugung von Bestandsproduzenten kann natürlich deren Akzeptanz erhöhen.

¹⁴² Vgl. auch RPA (2004), S. 17f. Im Hinblick auf die Akzeptanz der Betroffenen sind sowohl eine verursachergerechte Aufteilung innerhalb des Anwendungsbereiches eines Instruments als auch zwischen den Anwendungsbereichen, wenn im Falle einer umweltpolitischen Segmentierung mehrere Instrumente in Bezug auf unterschiedliche Verursachergruppen eines bestimmten ökologischen Defizites eingesetzt werden, von Bedeutung. Dabei ist die formale Verteilungsgerechtigkeit auch faktisch zu gewährleisten. Dazu bedarf es eines glaubwürdigen, einheitlich standardisierten und somit wirksamen Überwachungs- und Sanktionssystems, vgl. auch Michaelis (1996), S. 40f.; Meyer/Ströbele (2001), S. 78f.; Keudel (2007), S. 50. Allein der Verdacht, dass bestimmte Akteure z. B. durch oberflächliche Kontrollen oder durch falsche Angaben ungestraft die ökologischen Anforderungen eines Instruments unterlaufen können, kann das Vertrauen in das Instrument nachhaltig zerstören, vgl. auch Henrichs (2001), S. 118.

¹⁴³ Vgl. RPA (2004), S. 18.

Produzentenseite stellt darüber hinaus auch die Planungs- und Rechtssicherheit eine wesentliche Determinante der Akzeptanz dar.¹⁴⁴ Eine mangelnde Akzeptanz kann bei den betroffenen Akteuren politische und juristische Widerstände im Hinblick auf die Implementierung eines Instruments sowie u. U. evasives Verhalten (Standortverlagerungen, Mobilisierung krimineller Energie etc.) auslösen, die die Erreichung der intendierten ökologischen Zielsetzungen in Frage stellen können.¹⁴⁵ Umgekehrt kann eine weitgehende Akzeptanz der betroffenen Akteure notwendige rechtliche sowie administrative Umgestaltungen erleichtern, die Stabilität der Vereinbarungen und damit die Erwartungssicherheit aller Beteiligten erhöhen.¹⁴⁶ Problematisch ist jedoch in diesem Zusammenhang, dass die Akzeptanzanforderungen der unterschiedlichen Interessengruppen vielfach konfliktieren, da sie in unterschiedlichem Maße auf die oben genannten Anforderungen abstellen, um ihre Eigeninteressen zu befördern.¹⁴⁷ Letztlich müssen diese Interessenskonflikte im Rahmen eines politisch-gesellschaftlichen Kompromisses austariert werden.¹⁴⁸

¹⁴⁴ Vgl. bspw. Keudel (2007), S. 49. Planungs- und Rechtssicherheit beziehen sich auf die Vorhersehbarkeit bzw. Stabilität des umweltpolitischen Rechtsrahmens im Zeitablauf. Die Bedeutung der Planungssicherheit ist für betroffene Akteure umso größer, je länger der Planungshorizont und je höher die Spezifität unternehmerischer Investitionen einzuschätzen ist. Mangelnde Planungssicherheit kann ebenso wie das Vorliegen von Transaktionskosten die statische und dynamische Effizienz (Entwicklung und Marktdurchdringung neuer Technologien) eines Instruments beeinträchtigen, vgl. Gagelmann/Hansjürgens (2002), S. 232.

¹⁴⁵ Vgl. bspw. Keudel (2007), S. 50. Die Akzeptanz eines unternehmerischen Akteurs ist nicht zuletzt vom Stellenwert des Umweltschutzes im Zielsystem eines Unternehmens abhängig, vgl. bspw. Lange (1978), S. 100f. sowie ausführlich Wicke et al. (1992), S. 589-677.

¹⁴⁶ Vgl. WBGU (1998), S. 320.

¹⁴⁷ Vgl. bspw. Kemper (1993), S. 95-101; Michaelis (1996), S. 90-93. Während die Akzeptanz der physischen Verursacher im Produzentenbereich v. a. auf die Anforderungen der Wettbewerbsneutralität sowie die Vermeidung übermäßiger Belastungen ausgerichtet ist, ist zu erwarten, dass für die Akzeptanz von Umweltschutzvereinigungen vornehmlich die ökologische Treffsicherheit und die Durchsetzung des physischen Verursacherprinzips ausschlaggebend sind, vgl. auch Feess (2007), S. 50. Auch bei diesen weiteren Stakeholdergruppen kann sich eine unzureichende Akzeptanz in erheblichen politischen und juristischen Widerständen niederschlagen.

¹⁴⁸ Vgl. Kemper (1993), S. 101f. Interessenskonflikte sind Gegenstand der Konfliktforschung, vgl. bspw. Uhlendahl (2008), S. 31-38. In diesem Zusammenhang lassen sich Sachkonflikte als objektiv lösbare Meinungsverschiedenheiten, Beziehungskonflikte infolge unterschiedlicher Wahrnehmungen, Kommunikations- und Interaktionsprobleme, Wertekonflikte aus dem Aufeinandertreffen unterschiedlicher Werthaltungen sowie Verteilungskonflikte bei Konkurrenz um knappe Ressourcen unterscheiden. Bei Entscheidungssituationen im Umweltbereich liegt oft eine Kombination der genannten Konfliktgegenstände vor, wobei jedoch der Verteilungskonflikt im Fokus steht. Die „Lösung“ von Verteilungskonflikten kann dabei grundsätzlich zu so genannten „win-win“- , „win-lose“- und „lose-lose“-Situationen führen, vgl. Knierim (2001), S. 25f. und S. 46-49 sowie auch Uhlendahl (2008), S. 38. Im Rahmen realer Konsensfindungsprozesse besteht die Gefahr, dass Effizienzeinbußen (etwa in Form komplexer Sonderregelungen) hingenommen werden, wenn dadurch eine als gerechter empfundene Verteilung der Lasten erreicht werden kann, vgl. auch Kap. 5.2.2. Im Hinblick auf die Auswahl alternativer Instrumente ist schließlich auch zu hinterfragen, ob bzw. in welchem Umfang ein Akzeptanzdefizit einer bestimmten Stakeholdergruppe auf das Instrument als solches oder auf die Einführung einer umweltpolitischen Regulierung zurückzuführen ist.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Auswahl umweltpolitischer Instrumente im Rahmen einer Second-Best-Strategie sich grob durch die Zielfunktion der gesamtwirtschaftlichen Kostenminimierung unter Einhaltung der Nebenbedingungen einer hinreichenden ökologischen Treffsicherheit sowie rechtlicher Kompatibilität und politischer Durchsetzbarkeit charakterisieren lässt.¹⁴⁹ In diesem Zusammenhang muss ferner beachtet werden, dass umweltpolitische Instrumente i. d. R. nicht in ein (umwelt-)politisches Vakuum implementiert werden, sondern vielmehr im Rahmen eines „Policy Mix“ mit bereits bestehenden bzw. ggf. weiteren einzuführenden Instrumenten in Wechselwirkung treten können. Hieraus ergibt sich insb. im Hinblick auf die Kriterien der ökologischen Treffsicherheit sowie der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz die Gefahr nachteilhafter Instrumentüberlagerungen.¹⁵⁰

In der umweltpolitischen Praxis steht zur Umsetzung standardorientierter ökologischer Zielsetzungen ein breites Spektrum von Instrumenten zur Verfügung, das sich grob in ordnungsrechtliche und marktorientierte Instrumente unterteilen lässt.¹⁵¹

¹⁴⁹ Vgl. auch OECD (1994), S. 48. Eine wesentliche Aufgabe des ökonomischen Alternativenvergleichs ist daher die Konstruktion gleichwertiger Alternativen, die die Nebenbedingungen einhalten und sich eindeutig anhand der resultierenden gesamtwirtschaftlichen Kosten vergleichen lassen. Die Einhaltung der Nebenbedingungen lässt sich i. d. R. in die Kostenfunktion übersetzen, d. h. Modifikationen der Alternativen zur Einhaltung von Nebenbedingungen führen zu entsprechend erhöhten Kosten. Ist dies nicht möglich, führt dies zum Ausschluss der Alternative. In diesem Zusammenhang ist insb. im Hinblick auf die Nebenbedingung der ökologischen Treffsicherheit die Strenge der Restriktion bzw. deren genaue Definition von großer Bedeutung.

¹⁵⁰ Vgl. bspw. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 148f.; Kraemer/Kampa/Interwies (2003), S. 30-32; Keudel/Oelmann (2005/06), S. 219; Keudel (2007), S. 49; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 68. Aufgrund von Instrumentenüberlagerungen können bspw. die Zusammensetzung und Struktur der Grenzvermeidungskostenfunktion bzgl. eines Defizites verzerrt werden, so dass es zu Effizienzverlusten kommen kann, vgl. Löhr (2008), S. 58f.

¹⁵¹ Vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 25f. Neben den marktorientierten und ordnungsrechtlichen Instrumenten umfasst das Spektrum der umweltpolitischen Instrumente noch die so genannten suasorischen Instrumente. Diese zielen darauf ab, ein umweltgerechtes Verhalten von Produzenten und/oder Konsumenten durch Einsicht ohne Zwang herbeizuführen. Mittels Informationsbereitstellung und Aufklärung über umweltschutzbezogene Zusammenhänge sowie öffentliche Appelle zu entsprechenden umweltschonenden Verhaltensweisen versucht der Staat, umweltbezogene Wertvorstellungen der Produzenten und Konsumenten zu verändern, auf diese Weise ein Umweltbewusstsein zu erzeugen bzw. zu stärken, so dass es sich in einem entsprechenden Umwelthandeln niederschlägt, vgl. bspw. Lange (1978), S. 31-33 sowie S. 61-64; OECD (1994), S. 15; Michaelis (1996), S. 32-34; Loske (1997), S. 174; Kösters (2004), S. 210-212; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 114f. Im Idealfall kann auf diese Weise ein weitergehender umweltpolitischer Eingriff des Staates vermieden werden, indem schon über das moralisch motivierte Umwelthandeln der Konsumenten und Produzenten eine hinreichende Korrektur eines umweltbezogenen Marktversagens erreicht wird, vgl. Feess (2007), S. 46-48. Aufgrund der geringen Eingriffsintensität werden suasorische Instrumente als „weiche“ Instrumente charakterisiert, vgl. bspw. Loske (1997), S. 173. Eine ausschließliche Anwendung suasorischer Instrumente ist jedoch in der umweltpolitischen Praxis im Regelfall als unzureichend einzuschätzen, da die ökologische Treffsicherheit nicht hinreichend sichergestellt ist. So ist die Ergreifung freiwilliger Maßnahmen grundsätzlich mit der Problematik des Gefangenendilemmas konfrontiert. Auch sind bei einzelnen Produzenten die Möglichkeiten zur unila-

Durch ordnungsrechtliche Eingriffe wird umweltrelevantes Verhalten von Produzenten oder Konsumenten direkt durch gezielte Einschränkung individueller Handlungsmöglichkeiten in Form von Verboten, Auflagen (Geboten) oder sonstigen Normen gesteuert.¹⁵² Durch umweltwirkungsbezogene Auflagen wie Emissionsgrenzwerte kann das Ausmaß einer bestimmten Umwelteinwirkung direkt – absolut oder relativ – begrenzt werden (outputorientierte Auflagen). Alternativ können Auflagen indirekt an der Technologie- bzw. Verfahrenswahl oder den Einsatzstoffen ansetzen (inputorientierte Auflagen).¹⁵³ Oft orientieren sich Auflagen daran, was nach dem jeweiligen „Stand der Technik“ als realisierbar

teralen Transformation unternehmerischen Umweltbewusstseins in tatsächliches, mit zusätzlichen Kosten verbundenes Umwelthandeln je nach Intensität des Wettbewerbsumfelds eher begrenzt, vgl. auch Michaelis (1996), S. 33f.; Feess (2007), S. 46-48; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 114f.; Endres (2013), S. 126f. Für den Fall, dass befürchtete Wettbewerbsnachteile das wesentliche Hindernis individuellen Umwelthandelns im Produzentenbereich darstellen, können die Möglichkeiten für umweltqualitätsförderndes Handeln ggf. erweitert werden, wenn sich bedeutende Wettbewerber in einer Branche im Rahmen von freiwilligen Branchenselbstverpflichtungen, Umweltallianzen oder Ähnlichem gemeinsam zu umweltqualitätsverbessernden Maßnahmen bereit erklären und somit i. S. e. kooperativen Lösung einer Selbstregulierung unterwerfen, vgl. bspw. OECD (1994), S. 15; Henrichs (2001), S. 90-120. Die Selbstverpflichtung bietet den Akteuren den Vorteil einer hohen Flexibilität bei der inneren Organisation der umweltqualitätsverbessernden Maßnahmen. Eventuell können aus der Kommunikation des freiwilligen Engagements sogar noch Imagevorteile insb. bei umweltbewussten Kundensegmenten gewonnen werden. Für den Staat beschränkt sich der administrative Aufwand auf ein Mindestmaß im Bereich des Monitorings, um die Einhaltung der versprochenen Reduktion einer Umwelteinwirkung zu kontrollieren. Da sich beide Seiten Vorteile versprechen, sind Selbstverpflichtungen verglichen mit anderen Instrumenten auch politisch relativ leicht umzusetzen, vgl. Henrichs (2001), S. 120. In Deutschland haben freiwillige Selbstverpflichtungen seit den 1980er Jahren im Umweltschutz zunehmend Verbreitung gefunden, vgl. Henrichs (2001), S. 90-120. In jedem Fall können suavisierende Instrumente, insb. im Rahmen einer langfristigen Bewusstseinsbildung zur Akzeptanz umweltpolitischer Zielsetzungen sowie zur Flankierung anderer Instrumente beitragen, vgl. Kessler (2004), S. 136. Dies gilt insb. für den Bereich der Konsumentengruppen, die keinen akuten wirtschaftlichen Zwängen unterworfen sind (z. B. umweltschonendes Verhalten im Freizeitbereich). Umweltbewusstsein allein ist jedoch noch nicht ausreichend für eine Verhaltensänderung. So besteht trotz eines allgemein hoch ausgeprägten Umweltbewusstseins in manchen Bereichen nur geringe Bereitschaft wesentliche Konsummuster und Lebensweisen unter Nachhaltigkeitsaspekten zu verändern, vgl. Leist (2007), S. 12-18. Über die individuelle Verhaltensänderung hinaus ist Umweltbewusstsein aber auch für einen gesellschaftlichen Grundkonsens zum Umweltschutz erforderlich, vgl. bereits BMI (1971), S. 6 sowie S. 28f. Zu einem detaillierten Überblick des umweltpolitischen Instrumentariums vgl. bspw. Schulz et al. (2001), S. 481-483; Unnerstall/Scheidt (2008), S. 228-231. Neben den genannten, direkt akteursbezogenen Instrumentengruppen werden insb. in der umweltrechtlichen Literatur zudem planerische Instrumente der Umweltpolitik angeführt. Diese können als übergreifende Instrumente zur Koordination umweltpolitischer Ziele und Maßnahmen in einem bestimmten Handlungsfeld charakterisiert werden und richten sich vornehmlich an staatliche Instanzen. Im Rahmen der Umweltplanung können sowohl umweltbezogene Maßnahmen staatlicher Instanzen als auch der Einsatz akteursbezogener umweltpolitischer Instrumente koordiniert werden. Im Gewässerschutz bzw. der Bewirtschaftung von Wasserressourcen kommt planerischen Instrumenten insb. im Zuge der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie eine zentrale Bedeutung zu, vgl. ausführlich Kap. 5.2.1.

¹⁵² Vgl. bspw. Lange (1978), S. 42-44; Kemper (1993), S. 34f.; OECD (1994), S. 15; Häder (1997), S. 41f.; Feess (2007), S. 59-70; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 121; Blankart (2011), S. 573f.; Endres (2013), S. 129f. Aufgrund der hohen Eingriffsintensität werden die Instrumente des Ordnungsrechts als harte bzw. rigide umweltpolitische Eingriffsformen eingestuft, vgl. Loske (1997), S. 173.

¹⁵³ Vgl. Lange (1978), S. 64-70; Kemper (1993), S. 34; Michaelis (1996), S. 27f.; Häder (1997), S. 41f.; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 167; Blankart (2011), S. 573f.; Endres (2013), S. 130. Im Fall eines Verbotes wird eine bestimmte Umwelteinwirkung oder Handlungsweise sogar gänzlich untersagt, wobei

eingeschätzt wird.¹⁵⁴ Allen ordnungsrechtlichen Eingriffen ist gemeinsam, dass ein bestimmtes umweltqualitätsförderndes Verhalten mittels einer spezifischen Rechtsetzung vorgegeben und durch Kontrolle sowie Androhung spezifizierter Sanktionen (z. B. Geldstrafen, Entzug der Betriebsgenehmigung) im Falle einer Zuwiderhandlung durchgesetzt wird.¹⁵⁵ Eine ausreichend hohe Kontrolldichte zur Aufdeckung von Verstößen sowie hinreichend abschreckende Sanktionen vorausgesetzt, ist durch eine ordnungsrechtliche Steuerung auf absoluter Basis (z. B. absolute Emissionsnormen) eine sehr hohe ökologische Treffsicherheit auch im Sinne einer ökologischen Feinsteuerung möglich.¹⁵⁶ Allerdings ist die Vorgabe uniformer ordnungsrechtlicher Anforderungen für alle Akteure (bspw. die Reduktion eines Schadstoffes um x %) aus Effizienzgesichtspunkten als kritisch einzuschätzen, wenn – wie im Regelfall zu erwarten – die unterschiedlichen Akteure mit unterschiedlichen Grenzvermeidungskosten konfrontiert sind.¹⁵⁷ Eine gesamtwirtschaftlich kosteneffiziente Allokation der Vermeidungsleistungen mittels individuell differenzierter Auflagen

das Verbot jedoch räumlich und/oder zeitlich begrenzt sein kann. Ein vollständiges Verbot bestimmter Aktivitäten bzw. Umwelteinwirkungen ist aus umweltökonomischer Sicht jedoch nur dann gerechtfertigt, wenn selbst für geringste Aktivitätsniveaus der zu erwartende Grenzscha- den über den Grenzvermeidungskosten liegt. Dies kann bspw. bei besonders gefährlichen und in der Verwendung substituierbaren Schadstoffen der Fall sein (z. B. Fluorchlorkohlenwasserstoffe sowie das Insektizid DDT), vgl. auch Lange (1978), S. 69f.; Bonus (1990), S. 345. Als Beispiele für räumlich und zeitlich begrenzte Verbote können die Untersagung bestimmter wirtschaftlicher Aktivitäten in einem Wasserschutzgebiet oder die das Jagdverbot in der Schonzeit angeführt werden.

¹⁵⁴ Vgl. bspw. Lange (1978), S. 65f.; Michaelis (1996), S. 27; Häder (1997), S. 42; Feess (2007), S. 68; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 121; Blankart (2011), S. 574; Endres (2013), S. 130. Zur Definition und Bedeutung des Stands der Technik im spezifischen Handlungsfeld der ökologischen Durchgängigkeit vgl. ausführlich Kap. 3.4.

¹⁵⁵ Vgl. OECD (1994), S. 15; Feess (2007), S. 59.

¹⁵⁶ Vgl. Kemper (1993), S. 103; OECD (1994), S. 37; Michaelis (1996), S. 36; Häder (1997), S. 47; Feess (2007), S. 59-64; Endres (2013), S. 170. Demgegenüber ist bei relativen Auflagen (z. B. Menge Schadstoff je Einheit Abluft) keine Treffsicherheit bzgl. der absoluten Emissionsmenge gegeben, vgl. Häder (1997), S. 47f.; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 121 sowie S. 168f.; Endres (2013), S. 170. Zudem wird das ordnungsrechtliche Potenzial an ökologischer Treffsicherheit in der Praxis nicht immer konsequent ausgeschöpft. Viele ordnungsrechtliche Regelungen sind in ihrer theoretisch vorhandenen Effektivität durch so genannte Vollzugsdefizite gehemmt, so dass mit starken Verzögerungen bei der flächendeckenden Durchsetzung zu rechnen ist, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 17; Kemper (1993), S. 103-108; Michaelis (1996), S. 41f.; Häder (1997), S. 139f.; Kösters (2004), S. 205; Feess (2007), S. 60 sowie S. 70.

¹⁵⁷ In diesem Fall kann durch eine uniforme Auflage keine gesamtwirtschaftlich kosteneffiziente Allokation der Vermeidungsmaßnahmen erreicht werden, da Akteure unabhängig von ihren Grenzvermeidungskosten die gleiche (absolute oder relative) Vermeidungsleistung zu erbringen haben. Demgegenüber könnte durch eine geeignete Umverteilung von Vermeidungsleistungen eine gesamtwirtschaftliche Kostenersparnis realisiert werden, vgl. bspw. Bonus (1990), S. 345; Michaelis (1996), S. 43f.; Häder (1997), S. 50; Kösters (2004), S. 204f.; Feess (2007), S. 69f.; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 121f.; Blankart (2011), S. 573f.; Endres (2013), S. 149. Das zu erwartende Effizienzdefizit der ordnungsrechtlichen Auflagensteuerung ist demnach umso größer, je stärker die individuellen Grenzvermeidungskostenfunktionen differieren, vgl. Michaelis (1996), S. 48. Darüber hinaus übt auch die Wahl des Bezugsobjekts der ordnungsrechtlichen Steuerung einen wesentlichen Einfluss auf die nutzbaren Vermeidungsoptionen und damit die gesamtwirtschaftliche Effizienz aus. So schränken Auflagen zur Nutzung einer bestimm-

scheitert in der Praxis i. d. R. daran, dass die zuständige Behörde aufgrund einer asymmetrischen, dezentralen Informationsverteilung bzgl. der Vermeidungsoptionen und -kosten nicht über eine hinreichende Kenntnis der individuellen Grenzvermeidungskostenfunktionen verfügt.¹⁵⁸ Insgesamt ist eine umweltpolitische Steuerung auf Basis rein ordnungsrechtlicher Regelungen (unter der Voraussetzung eines konsequenten Vollzugs der Regelungen) zwar aus ökologischer Sicht als effektiv, jedoch ökonomisch eher als ineffizient einzuschätzen.¹⁵⁹ Die Ineffizienz ordnungsrechtlicher Steuerung kann sich wesentlich verschärfen, wenn durch bestimmte technologische Vorgaben (inputorientierte Steuerung) die Handlungsoptionen der Akteure unnötig – also nicht durch ökologische Erfordernisse gerechtfertigt – eingeschränkt werden.¹⁶⁰

Im Falle differierender, dem umweltpolitischen Entscheider nicht ausreichend bekannter, individueller Grenzvermeidungskosten kann die gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz durch den Einsatz so genannter marktorientierter Instrumente verbessert werden.¹⁶¹ Als

ten Technologie die individuellen Handlungsoptionen stärker ein als eine outputorientierte Emissionsbegrenzung. Eine solche Einschränkung der maßnahmenbezogenen Handlungsflexibilität eines Akteurs kann gesamtwirtschaftlich effizienzschädigend wirken, wenn die angestrebte ökologische Zielsetzung durch Vermeidungsoptionen, die durch die spezifische ordnungsrechtliche Vorgabe ausgeschlossen werden, zu geringeren Kosten umsetzbar wäre, vgl. Blankart (2011), S. 574 sowie auch Lange (1978), S. 220f. Eine Einschränkung der Handlungsoptionen kann jedoch gerechtfertigt sein, wenn bestimmte Handlungsoptionen mit (neuen) externen Effekten (z. B. Verlagerungen von Umweltwirkungen in andere Umweltmedien) verbunden sind, die die Effizienzeinbußen einer möglichen Handlungseinschränkung überwiegen. Zu betrieblichen Anpassungsoptionen infolge umweltpolitischer Eingriffe vgl. ausführlich Lange (1978), S. 99-214; Wicke et al. (1992), S. 155-211.

¹⁵⁸ Vgl. Michaelis (1996), S. 45; Häder (1997), S. 10, S. 50, S. 76-83 sowie S. 155f.; Rowe (2001b), S. 423f.; Feess (2007), S. 62f. sowie S. 69f.; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 121; Endres (2013), S. 149. Eine Zentralisierung dieser Informationen scheitert i. d. R. auch daran, dass keine Anreize für die dezentralen Informationsträger bestehen, ihre Informationen dem zentralen Entscheider (wahrheitsgemäß) zur Verfügung zu stellen, sondern stattdessen ihre Vermeidungskosten zu übertreiben, um eine geringere Auflage zugewiesen zu bekommen, vgl. Häder (1997), S. 50; Hecht/Werbeck (2006), S. 241f.; Feess (2007), S. 283f.; Endres (2013), S. 149. Zu opportunistischem Verhalten infolge von Informationsasymmetrien vgl. auch Hecht/Werbeck (2006), S. 113f. Grundsätzlich ist die Beschaffung bzw. die Überprüfung von Informationen durch den zentralen Entscheider in der Praxis mit Kosten verbunden, die mit dem Genauigkeitsgrad tendenziell ansteigen, vgl. Häder (1997), S. 59f.; Feess (2007), S. 283. Zu den wesentlichen Arten von Informationsmängeln (Nutzen- bzw. Qualitätsunkenntnis, Preisunkenntnis sowie Unsicherheit) vgl. allgemein Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 282-290 sowie S. 306-310.

¹⁵⁹ Vgl. bspw. Feess (2007), S. 64-70; Blankart (2011), S. 574.

¹⁶⁰ Vgl. Häder (1997), S. 42, S. 121f.; Blankart (2011), S. 574; Endres (2013), S. 147 sowie Kap. 6.2.4.

¹⁶¹ Vgl. Kösters (2004), S. 209; Europäische Kommission (2007a), S. 3f.; Feess (2007), S. 3f. sowie S. 48; Elgeti/Maskow (2009), S. 280; Endres (2013), S. 180f. In der deutschsprachigen Literatur findet man auch die Bezeichnungen „ökonomische Instrumente“, bspw. Michaelis (1996), S. 28; „marktwirtschaftliche Instrumente“, bspw. Bonus (1990), S. 353; Elgeti/Maskow (2009), S. 280; „marktanalogue Instrumente“, Rahmeyer (2002), S. 363 oder „[m]arktliche Instrumente“, Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 9. In der englischsprachigen Literatur findet sich gemeinhin die Bezeichnung „economic instruments“, vgl. bspw. OECD (1994). Dabei ist zu betonen, dass auch marktorientierte Instrumente zur Durchsetzung und Kontrolle eines ordnungsrechtlichen Unterbaus bedürfen, vgl. bspw. Bonus (1990), S. 344; Keudel (2007), S. 50.

marktorientierte Instrumente der Umweltpolitik werden allgemein solche Instrumente bezeichnet, die das wirtschaftliche Eigeninteresse der Akteure zur Erreichung umweltpolitischer Zielsetzungen mobilisieren.¹⁶² Anstelle direkter Verhaltensvorgaben erfolgt eine indirekte Verhaltenssteuerung der physischen Verursacher durch dezentrale wirtschaftliche Anreize, indem für ein bestimmtes Umweltgut ein Festpreis oder ein Markt mit begrenztem Angebot etabliert wird.¹⁶³ Hierdurch erhalten die Akteure einen Anreiz, ihre tatsächlichen individuellen Vermeidungsmöglichkeiten und -kosten im Rahmen von marktähnlichen Wahl- oder Tauschhandlungen zu offenbaren und durch die Ausschöpfung der sich ihnen bietenden individuellen Effizienzpotenziale eine dezentrale Angleichung der Grenzvermeidungskosten herbeizuführen.¹⁶⁴ Auf Basis von Marktsignalen kann also die Allokation von Vermeidungsleistungen dezentralisiert werden, so dass eine zentrale Kenntnis individueller Grenzvermeidungskostenverläufe beim umweltpolitischen Planer nicht mehr erforderlich ist.¹⁶⁵ Marktorientierte Instrumente können sowohl preis- als auch mengenorientiert ausgestaltet werden.¹⁶⁶

Im Rahmen einer Preissteuerung wird zur Verwirklichung einer ökologischen Zielsetzung (Standard) ein Festpreis für eine spezifizierte „Einheit“ der Inanspruchnahme des betrachteten Umweltgutes festgesetzt (Standard-Preis-Ansatz bzw. Preis-Standard-Ansatz).¹⁶⁷ Die Preissetzung erfolgt dabei durch eine befugte hoheitliche Instanz in Form einer öffentlich-

¹⁶² Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 9; OECD (1994), S. 15 sowie S. 17; Kessler (2004), S. 135; Jänicke (2005), S. 57; Feess (2007), S. 48f.

¹⁶³ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 9; Michaelis (1996), S. 28; Endres (2013), S. 131.

¹⁶⁴ Vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 28 sowie auch Häder (1997), S. 50; Elgeti/Maskow (2009), S. 280. „Economic instruments, in contrast to direct regulations, thus allow agents the freedom to respond to certain stimuli in a way they themselves think most beneficial.“, OECD (1994), S. 17. Aufgrund der diesen Wahl- und Tauschhandlungen inhärenten Flexibilität lassen sich die marktorientierten Instrumente bzgl. ihrer Eingriffsintensität zwischen den weichen suasorischen und kooperativen Instrumenten sowie der harten Ordnungspolitik einordnen, vgl. Loske (1997), S. 173.

¹⁶⁵ Vgl. Häder (1997), S. 155f.; OECD (1994), S. 17. Zum Effizienzvorteil dezentraler Entscheidungen bei der Inanspruchnahme von Umweltgütern vgl. auch Löhr (2008), S. 65.

¹⁶⁶ Vgl. Bonus (1990), S. 345f. Neben den im Folgenden skizzierten Preis- und Mengenlösungen werden auch Subventionen für umweltfreundliche Produkte oder bestimmte umweltqualitätsverbessernde Maßnahmen sowie Rücknahme- und Pfandpflichten den ökonomischen Instrumenten zugeordnet, vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 27; OECD (1994), S. 17-21. Diese werden im Folgenden nicht weiter betrachtet.

¹⁶⁷ Der Standard-Preis-Ansatz als Second-Best-Strategie wurde v. a. durch BAUMOL und OATES geprägt, vgl. Baumol/Oates (1971) sowie bspw. auch Bonus (1990), S. 345; Kemper (1993), S. 35f.; OECD (1994), S. 18f. und S. 33; Häder (1997), S. 43f.; Feess (2007), S. 71f.; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 126-134; Blankart (2011), S. 569f.; Endres (2013), S. 131f.

rechtlichen „Umweltlenkungsabgabe“.¹⁶⁸ Das abgabenbestimmende Maß der Inanspruchnahme des Umweltgutes wird durch die Bemessungsgrundlage definiert.¹⁶⁹ Die mit der Abgabe konfrontierten Akteure können dezentral anhand ihrer individuellen Grenzvermeidungskostenfunktionen entscheiden, inwieweit sie in Zukunft das Umweltgut zum festgesetzten Preis in Anspruch nehmen wollen (Anreiz- und Lenkungswirkung der Abgabe).¹⁷⁰ Bei einem einheitlichen Abgabensatz für alle Akteure führen die individuellen Kalküle somit zu einer Angleichung der Grenzvermeidungskosten über alle Akteure, so dass die Allokation der Vermeidungsleistungen gesamtwirtschaftlich kosteneffizient ist.¹⁷¹ Mit Blick auf die intendierte Lenkungswirkung stellt sich dem umweltpolitischen Entscheider allerdings die Frage nach der „richtigen“ Höhe des Abgabensatzes, der über die Gesamtheit der Akteure zur angestrebten ökologischen Zielerreichung führt. Die angestrebte ökologische Zielsetzung wird theoretisch genau dann erreicht, wenn der Abgabensatz in Höhe der

¹⁶⁸ Vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 29; Rahmeyer (2002), S. 363. Der Begriff der Abgabe wird an dieser Stelle finanzwissenschaftlich übergreifend verstanden und schließt somit alle spezifischen finanzwissenschaftlichen Ausprägungsformen (z. B. Steuern und Gebühren) mit ein, vgl. auch Kemper (1993), S. 35f.; OECD (1994), S. 18; Rahmeyer (2002), S. 363f.; Feess (2007), S. 90. Neben der intendierten Lenkungswirkung kann dem generierten Aufkommen in der umweltpolitischen Praxis eine erhebliche Bedeutung als Finanzierungsquelle für bestimmte umweltschutzbezogene Maßnahmen (oder sonstige Zwecke) zukommen, vgl. OECD (1994), S. 18f.; Michaelis (1996), S. 29; Elgeti/Maskow (2009), S. 281. Neben der Einführung einzelner Umweltabgaben wird in Rahmen von Preissteuerungen auch der ökologisch orientierte Umbau des gesamten Steuersystems diskutiert. Hierbei ist es das Ziel, allokatonsverzerrende Steuern (insb. auf den Faktor Arbeit) durch prinzipiell allokatonsverbessernde Steuern auf umweltbezogene Faktoren zu ersetzen, vgl. Bonus (1990), S. 348f.; Michaelis (1996), S. 30; Feess (2007), S. 102-112; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 130f.; Endres (2013), S. 208-223.

¹⁶⁹ Vgl. Kemper (1993), S. 38f.; Michaelis (1996), S. 29; Häder (1997), S. 43; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 126 sowie S. 170; Elgeti/Maskow (2009), S. 281; Endres (2013), S. 131. In Abhängigkeit von der Bemessungsgrundlage lassen sich unterschiedliche Arten von Abgaben unterscheiden (z. B. Produktabgaben, Inputabgaben, Emissionsabgaben), vgl. bspw. Lange (1978), S. 38f.; Kemper (1993), S. 37-39; OECD (1994), S. 19; Michaelis (1996), S. 29f.; Häder (1997), S. 43f.; Endres (2013), S. 131. Die Festlegung einer zweckentsprechenden Bemessungsgrundlage ist keineswegs trivial. Eine unzureichende Bemessungsgrundlage kann zu Effizienzverlusten und/oder zum Verfehlen der ökologischen Zielerreichung führen, vgl. auch Kap. 6.3.

¹⁷⁰ Vgl. Baumol/Oates (1971), S. 46f.; Michaelis (1996), S. 29 sowie S. 43f.; Häder (1997), S. 48 sowie S. 51; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 126f.; Blankart (2011), S. 570; Gawel et al. (2011), S. 69-86; Gawel (2012a), S. 382-384; Endres (2013), S. 131 sowie S. 147. Die durch den Verzicht auf eine bestimmte Inanspruchnahme des Umweltgutes eingesparte Abgabenzahlung stellt hierbei den Vermeidungsnutzen des Akteurs dar. Bei individuell rationalem, d. h. nutzen- bzw. gewinnmaximierendem Verhalten reduziert jeder Akteur seine Inanspruchnahme des Umweltgutes so weit, bis seine einzelwirtschaftlichen Grenzvermeidungskosten dem Grenzvermeidungsnutzen, also dem Abgabensatz, entsprechen. Dies setzt voraus, dass die Akteure die Abgabenzahlung über die Bemessungsgrundlage zielgerichtet beeinflussen können, vgl. auch Kemper (1993), S. 38. Zu betrieblichen Anpassungsoptionen infolge umweltpolitischer Eingriffe vgl. ausführlich Lange (1978), S. 99-214.

¹⁷¹ Vgl. Baumol/Oates (1971), S. 46f.; Bonus (1990), S. 348; Kemper (1993), S. 115; Häder (1997), S. 51; Feess (2007), S. 73-77; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 127-129; Blankart (2011), S. 570; Endres (2013), S. 149f. Wiederum bieten technologieoffene, outputorientierte Bemessungsgrundlagen die größte Handlungsflexibilität und damit die größten Kostenminimierungspotenziale, vgl. bspw. Endres (2013), S. 147 sowie Kap. 6.3. In diesem Zusammenhang ist jedoch auch die Gefahr externer Effekte im Zusammenhang mit den Handlungsoptionen zu beachten.

aggregierten Grenzvermeidungskosten der relevanten Akteure festgesetzt wird.¹⁷² Folglich ist eine punktuelle ökologische Treffsicherheit bei einer Preissteuerung nur dann gewährleistet, wenn der umweltpolitischen Entscheider über die aggregierten Grenzvermeidungskosten informiert ist.¹⁷³ Aus der Ex-post-Evaluation der realisierten Mengeneffekte kann eine sukzessive Annäherung an den richtigen Abgabensatz im Rahmen eines Trial-and-Error-Prozesses erfolgen.¹⁷⁴ Sofern das adressierte Umweltproblem eine gewisse Toleranz bei der ökologischen Treffsicherheit und damit Flexibilität auf dem Reduktionspfad erlaubt, kann durch Abgaben zumindest eine kosteneffiziente Tendenzsteuerung erreicht werden.¹⁷⁵ Aber auch dann ist in dynamischer Hinsicht zu beachten, dass relevante Veränderungen des Umfeldes (z. B. veränderte Nachfrage nach dem Umweltgut je nach Wirtschaftslage, Inflation) eine entsprechende Nachjustierung des Abgabensatzes erfordern.¹⁷⁶

Eine Mengensteuerung basiert demgegenüber auf einer direkten, von der ökologischen Zielsetzung determinierten Begrenzung der Gesamtinanspruchnahme eines spezifischen Umweltgutes in einem räumlich und zeitlich definierten System, wobei den Akteuren im Rahmen wettbewerblicher Transaktionen Flexibilität zur dezentralen Allokation der individuellen Vermeidungsleistungen gewährt wird.¹⁷⁷ Mengensteuerungen basieren auf der

¹⁷² Vgl. Kemper (1993), S. 40 sowie S. 108-111; Michaelis (1996), S. 38; Häder (1997), S. 48; Feess (2007), S. 76; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 132f.; Endres (2013), S. 131. Der zielführende Abgabensatz kann als Schattenpreis der institutionellen Restriktion interpretiert werden, vgl. Bonus (1990), S. 347.

¹⁷³ Vgl. Michaelis (1996), S. 38; Feess (2007), S. 78f. sowie S. 121f. Im Falle unvollständiger Informationen bzgl. der aggregierten Grenzvermeidungskosten ist die Verwirklichung der ökologischen Zielsetzung dagegen nicht sichergestellt, da der umweltpolitische Entscheider nicht genau abschätzen kann, welche Mengeneffekte bzgl. der Inanspruchnahme des Umweltgutes sich aus dem festgelegten Abgabensatz ergeben, vgl. Bonus (1990), S. 347; Häder (1997), S. 48; Endres (2013), S. 170f. Eine falsche Einschätzung der aggregierten Grenzkostenfunktion führt zu einer Preissetzung, bei der das ökologische Ziel mehr oder weniger verfehlt oder übererfüllt wird, vgl. bspw. Bonus (1990), S. 347f.; Feess (2007), S. 78; Endres (2013), S. 170f. In der Praxis lässt sich hinsichtlich vieler Anwendungen eine unzureichende Lenkungswirkung aufgrund zu niedriger Abgabensätze feststellen, vgl. OECD (1994), S. 36.

¹⁷⁴ Vgl. Baumol/Oates (1971), S. 45f.; Kemper (1993), S. 40; Michaelis (1996), S. 38f.; Häder (1997), S. 48; Feess (2007), S. 78f.; Blankart (2011), S. 570; Endres (2013), S. 171. Insb. wenn das spezifische Umweltproblem eine gewisse Toleranz bzgl. der ökologischen Treffsicherheit erlaubt, ist es möglich, dass in der Praxis eine hinreichend genaue Preissteuerung auf Basis von durchschnittlichen, bspw. durch Pilotprojekte oder Erfahrungswerte ermittelten Vermeidungskosten erfolgen kann, vgl. auch Feess (2007), S. 78; Endres (2013), S. 170. Es ist jedoch zu beachten, dass häufigere nachträgliche Anpassungen des Abgabensatzes sowohl mit Transaktionskosten als auch mit politisch-administrativen Hürden verbunden und daher in der Praxis problematisch sind, vgl. auch Bonus (1990), S. 347f.; Kemper (1993), S. 111; Häder (1997), S. 48; Endres (2013), S. 171. Darüber hinaus würden hierdurch auch der Vorteil der Planungssicherheit der betroffenen Akteure und damit die Akzeptanz beeinträchtigt.

¹⁷⁵ Vgl. Kemper (1993), S. 233; Michaelis (1996), S. 39; Häder (1997), S. 55 sowie S. 141-143; Rahmeyer (2002), S. 363; Feess (2007), S. 94 sowie S. 122; Unnerstall/Scheidt (2008), S. 229.

¹⁷⁶ Vgl. Bonus (1990), S. 347; Kemper (1993), S. 113 sowie S. 141-149; Michaelis (1996), S. 39; Häder (1997), S. 48f. sowie S. 140-143; Rowe (2001b), S. 423; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 132f.; Endres (2013), S. 171.

¹⁷⁷ Vgl. Häder (1997), S. 44; WBGU (1998), S. 321; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 140f.; Endres (2013), S. 132f. Das Prinzip der Mengensteuerung knüpft damit an die Verhandlungslösung nach COASE an. Erste

Erteilung spezifizierter Genehmigungen und Berechtigungen (Permits and Allowances), d. h. die adressierte Aktivität bedarf zum einen einer behördlichen Genehmigung und der Akteur muss zum anderen ein bestimmtes Kontingent (zugeteilter oder erworbener) Berechtigungen vorhalten, die die Inanspruchnahme eines Umweltgutes in einem spezifizierten Umfang i. S. e. Nutzungsrechtes gestatten.¹⁷⁸

Können die Berechtigungen zur Inanspruchnahme des Umweltgutes in Form von standardisierten und verbrieften Zertifikaten gestückelt werden, repräsentiert ein solches Zertifikat das räumlich und zeitlich spezifizierte Recht auf die Inanspruchnahme einer standardisierten Einheit des betreffenden Umweltgutes.¹⁷⁹ Beim so genannten „Cap-and-Trade-Ansatz“ wird das Gesamtausmaß der Inanspruchnahme des Umweltgutes (Cap) unterhalb des aktuellen Niveaus der Inanspruchnahme limitiert, so dass insgesamt eine Knappheitssituation

Ansätze für eine Mengensteuerung wurden von CROCKER und DALES erarbeitet, vgl. Crocker (1966), insb. S. 80-85; Dales (1968), insb. S. 93-100 sowie bspw. Kemper (1993), S. 41f.; Keudel (2007), S. 54; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 61f.

¹⁷⁸ Vgl. Kemper (1993), S. 42-44; Häder (1997), S. 45f.; Feess (2007), S. 123f.; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 61f.; Endres (2013), S. 132f. Mengensteuerungen lassen sich insofern als marktorientierte Flexibilisierung des zugrunde liegenden Ordnungsrechtes interpretieren, vgl. auch Kap. 6.4.2. Dabei treten die Akteure unter Einhaltung bestimmter, vorgegebener Spielregeln in den Wettbewerb um knappe Umweltgüter. Konstitutiv ist hierfür die Vergabe fungibler, d. h. abgrenzbarer, durchsetzbarer und übertragbarer Nutzungsrechte (Property Rights), vgl. WBGU (1998), S. 321. Property Rights sind allgemein sanktionierte Verfügungsrechte an einem Gut, welche ihrem Ausmaß nach spezifiziert sind (Recht auf Nutzung, Recht auf Erträge, Recht zur Veränderung und Veräußerung etc.), vgl. bspw. Häder (1997), S. 63f.

¹⁷⁹ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 10; Michaelis (1996), S. 31; Häder (1997), S. 44; Blankart (2011), S. 571f.; Endres (2013), S. 133. Es können hierbei grob zwei wesentliche Zuteilungsarten für die Anfangsausstattung bzw. Primärallokation unterschieden werden. Zum einen kann die individuelle Zuteilung kostenlos auf Basis der historischen Inanspruchnahme erfolgen, die mittels eines Minderungsfaktors zur Erreichung der ökologischen Zielsetzung abgewertet wird (so genanntes Grandfathering). Eine Variante der kostenlosen Zuteilung stellt das Benchmarkingprinzip dar, bei der sich die kostenlose Zuteilung an der Umwelteinwirkung bei Anwendung eines fortschrittlichen Verfahrens (Benchmark) orientiert, vgl. bspw. Kemper (1993), S. 46-55; Graichen/Requate (2003), S. 17-19; Feess (2007), S. 124f.; Blankart (2011), S. 572; Endres (2013), S. 135-137. Zum anderen kann die ökologisch maximal zulässige Gesamtmenge kostenpflichtig im Rahmen einer Auktion durch Versteigerung auf die Akteure verteilt werden. Im Zuge einer Auktion legen die Teilnehmer bei geeignetem Auktionsdesign durch ihr Auktionsverhalten bereits ihre Grenzvermeidungskosten offen, vgl. bspw. Kemper (1993), S. 44f.; Häder (1997), S. 44f.; Feess (2007), S. 124f.; Endres (2013), S. 133-137. Im Idealfall ist bei einer Auktionierung der Rechte bereits die Primärverteilung statisch effizient, vgl. Feess (2007), S. 125; Endres (2013), S. 133. Ein abrupter Übergang von einer Auflagenpolitik zu einem Zertifikatesystem mit Vollauktionierung ist allerdings rechtlich nicht unproblematisch, da im Nachhinein drastisch in laufende Betriebsgenehmigungen eingegriffen wird. Als „sanfte“ Übergangslösung wird daher eine zunächst freie Vergabe von Zertifikaten nach dem Grandfatheringprinzip sowie nach dem Benchmarkingprinzip favorisiert, vgl. auch Cansier (1998), S. 111; Feess (2007), S. 124f.; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 68f.; Blankart (2011), S. 572; Endres (2013), S. 135-137. Zur Gefahr effizienz einschränkenden Verhaltens bei der (periodisch wiederholten) kostenlosen Zuteilung vgl. Endres (2013), S. 156-158. Eine Ausgabe von Zertifikaten zu einem Festpreis entspricht im Prinzip einer Preissteuerung, vgl. Kemper (1993), S. 45f.

und ein Vermeidungsdruck resultieren.¹⁸⁰ Die im Rahmen der Primärallokation als Anfangsausstattung individuell zugeteilten Zertifikate können unter den Akteuren entweder frei oder unter bestimmten Restriktionen gehandelt werden (Trade).¹⁸¹ Grundlegende Anforderungen an einen (idealen) Cap-and-Trade-Ansatz sind eine hinreichend genaue Messbarkeit der individuellen Inanspruchnahme, die zielgerichtete Beeinflussbarkeit der Inanspruchnahme durch die jeweiligen Verursacher sowie die ökologische Äquivalenz von Inanspruchnahmen an verschiedenen Orten (homogenes Handelsgut).¹⁸² Bei der Entscheidung über die Durchführung von eigenen Vermeidungsmaßnahmen oder den Zukauf von Berechtigungen orientieren sich die einzelnen Akteure wiederum an ihren jeweiligen Grenzvermeidungskosten.¹⁸³ Unter der Voraussetzung eines liquiden Zertifikatemarktes mit vollständiger Konkurrenz (d. h. keine Marktmacht einzelner Akteure) führen die Handelsaktivitäten – unabhängig von der Primärallokation – zu einer Angleichung der Grenzvermeidungskosten aller Akteure und damit zu einer kosteneffizienten Sekundärallokation der Vermeidungsleistungen.¹⁸⁴ Der sich dabei einstellende Gleichgewichtspreis eines Zer-

¹⁸⁰ Vgl. Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 63f.; Elgeti/Maskow (2009), S. 280. Im Rahmen einer standardorientierten Second-Best-Strategie orientiert sich das Cap an politischen Zielsetzungen, wobei aber eine Orientierung an den Grenzschadenskosten zumindest implizit angestrebt werden sollte, vgl. Löhr (2008), S. 51. Um ein umweltpolitisches Ziel schrittweise zu verwirklichen, sind die Nutzungsrechte entlang eines entsprechenden Reduktionspfades weiter zu verknappen. Dies kann bspw. durch zeitliche Befristung der Rechte (z. B. auf ein Jahr) und Verknappung der Neuausgaben erfolgen. Alternativ können unbefristete Lizenzen im Zeitablauf „abgewertet“ werden, vgl. bspw. Häder (1997), S. 46.

¹⁸¹ Als prominentes Beispiel für einen Cap-and-Trade-Ansatz kann das Europäische Treibhausgasemissionshandelssystem angeführt werden, vgl. bspw. Feess (2007), S. 241-243; Endres (2013), S. 340-355. Neben dem Cap-and-Trade-Ansatz existiert der so genannte Baseline-and-Credit-Ansatz, vgl. bspw. Kluge/Michel (2006), S. 474; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 63; Elgeti/Maskow (2009), S. 280. Ein Beispiel hierfür sind die projektbezogenen Mechanismen Clean Development und Joint Implementation im Rahmen des Kyoto-Protokolls für den internationalen Klimaschutz, vgl. bspw. Endres (2013), S. 314f. Auf die Gründe für eine Beschränkung der Austauschbarkeit von Zertifikaten wird im Verlauf dieses Kapitels noch eingegangen.

¹⁸² Vgl. bspw. Huckestein (1989), S. 6f.; Kraemer/Kampa/Interwies (2003), S. 27; Shortle/Horan (2008), S. 103; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 66f.

¹⁸³ Vgl. bspw. Kemper (1993), S. 43f.; Michaelis (1996), S. 44; Häder (1997), S. 51; Feess (2007), S. 123; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 141; Blankart (2011), S. 571. Die Abgabe eines gehaltenen Zertifikates an den Markt ist demnach einzelwirtschaftlich vorteilhaft, wenn der erzielbare Preis über den Grenzkosten der entsprechenden Verminderung der Inanspruchnahme des Umweltgutes liegt, die die Freisetzung eines Zertifikates ermöglicht. Andersherum ist es einzelwirtschaftlich vorteilhaft, ein Zertifikat am Markt zu erwerben, wenn die eigenen Grenzkosten zur Verminderung der Inanspruchnahme des Umweltgutes den Preis eines angebotenen Zertifikates übersteigen, vgl. Löhr (2008), S. 51f.; Endres (2013), S. 136.

¹⁸⁴ Vgl. Kemper (1993), S. 115; Häder (1997), S. 51; Feess (2007), S. 125f.; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 141f.; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 62; Blankart (2011), S. 571; Endres (2013), S. 150. Dabei erfolgt von denjenigen Akteuren mit relativ günstigen Vermeidungsoptionen eine „Übererfüllung“ der sich aus ihrer individuellen Primärzuteilung ergebenden Vermeidungsanforderungen, die sie im Rahmen des Handels an Akteure mit relativ teuren Vermeidungsoptionen veräußern können.

tifikates reflektiert die aggregierte Knappheit des Umweltgutes in einem statischen Systemzustand.¹⁸⁵ Durch die explizite Begrenzung der Gesamtinanspruchnahme ist die ökologische Treffsicherheit einer Mengensteuerung auch dann gewährleistet, wenn dem umweltpolitischen Entscheider keine oder nur unvollständige Informationen bzgl. der aggregierten Grenzvermeidungskosten der Akteure vorliegen.¹⁸⁶ In Abhängigkeit von der Knappheit geht von Mengelösungen ein Anreiz zu technischem Fortschritt aus, da die Verwendung von Nutzungsrechten zumindest mit Opportunitätskosten einhergeht.¹⁸⁷

Im Rahmen einer Mengensteuerung ist die akteursübergreifende Fungibilität der Berechtigungen v. a. von der Möglichkeit zur Bildung standardisierter Einheiten (Zertifikate) sowie etwaiger Handelsrestriktionen abhängig. Lassen sich keine standardisierten Zertifikate bilden, ist eine Mengensteuerung zumindest in Form von Kompensationslösungen möglich.¹⁸⁸ Der zugrunde liegende Kompensationsgedanke zielt im Wesentlichen darauf ab, individuelle ordnungsrechtliche Umweltauflagen in einem definierten Rahmen zu flexibilisieren und damit den dezentralen ökonomischen Kalkülen der Auflagenadressaten zugänglich zu machen.¹⁸⁹ Das heißt, die ökologischen Verbesserungsleistungen, die einem Akteur ordnungsrechtlich zunächst auferlegt wurden, können ganz oder teilweise auch dadurch erfüllt werden, dass im definierten ökologischen System ein weiterer Akteur eine überobligatorische Verbesserungsleistung durchführt, die insgesamt zum gleichen ökologischen Ergebnis führt (ökologische Äquivalenz).¹⁹⁰ Die ökonomische Rationalität eines solchen Verpflichtungstransfers liegt darin, dass der zweite Akteur die Verpflichtung zu geringeren Kosten als der erste Akteur erfüllen kann, so dass eine gesamtwirtschaftliche Kostenersparnis bei

¹⁸⁵ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 10; Häder (1997), S. 51; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 141; Endres (2013), S. 172.

¹⁸⁶ Vgl. Kemper (1993), S. 112f.; Loske (1997), S. 175; Häder (1997), S. 49; Feess (2007), S. 126; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 142f.; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 61-63; Endres (2013), S. 171f. Dies gilt auch bei nachträglichen Veränderungen des wirtschaftlichen Umfelds (z. B. Wirtschaftswachstum, Inflation), vgl. Kemper (1993), S. 141-149.

¹⁸⁷ Vgl. bspw. Keudel (2007), S. 40-42; Feess (2007), S. 195 sowie S. 196-198; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 142. Der dynamische Anreiz ist allerdings davon abhängig, inwiefern der Zertifikatspreis durch die Innovationen sinkt, vgl. Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 142.

¹⁸⁸ Vgl. bspw. Huckestein (1989), S. 1-4; Gawel/Mark (1991), S. 52-54; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 12-18; Kemper (1993), S. 60-63; Endres (2013), S. 139f. Kompensationslösungen wurden sowohl für den Bereich der Luftreinhaltung als auch den Gewässerschutz konzipiert, vgl. bspw. Huckestein (1989), S. 12-23; Gawel/Mark/Ewringmann (1992), S. 30-185; Kemper (1993), S. 239-265 sowie S. 294-315; Michaelis (1996), S. 70f.; Endres (2013), S. 139-145 sowie Kap. 6.4.

¹⁸⁹ Vgl. Huckestein (1989), S. 6f.; Gawel/Mark (1991), S. 52f.; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 12.

¹⁹⁰ Vgl. Gawel/Mark (1991), S. 52f.; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 12, S. 21-25 sowie S. 40-48.

der Verwirklichung der ökologischen Zielsetzung resultiert.¹⁹¹ Der Kompensationsansatz stellt konzeptionell eine Vorstufe eines vollständig ausgeprägten Rechtehandels auf Basis standardisierter Zertifikate dar und kann zudem als „kontrollierter“ Rechtehandel bezeichnet werden, da die marktähnlichen Transaktionen in einem engeren ordnungsrechtlichen Korsett (insb. bei behördlichen Genehmigungsvorbehalten für Transaktionen) eingebunden bleiben.¹⁹²

Die Forschung hat mittlerweile eine Reihe von Zertifikate- und Kompensationslösungen für die Umweltmedien Luft und Wasser hervorgebracht, die sich anhand der Fungibilität der definierten Rechte in folgende Subtypen unterscheiden lassen:¹⁹³

- Ambient Permit System,¹⁹⁴
- Pollution Offset System,¹⁹⁵
- Exchange Rate System,¹⁹⁶

¹⁹¹ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 12f. sowie S. 19-25. Akteur 1 kann Akteur 2 aus seiner individuellen Ersparnis für seine zusätzlichen Kosten finanziell kompensieren. Wie sich dabei der durch Zusammenarbeit realisierbare Effizienzgewinn auf die Akteure aufteilt, ist von der jeweiligen Verhandlungsposition abhängig.

¹⁹² Vgl. Endres (2013), S. 139 sowie auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 11-18.

¹⁹³ Die Subtypen Ambient Permit System, Pollution Offset System and Exchange Rate System wurden ursprünglich für die Luftreinhaltungspolitik entwickelt, vgl. Kemper (1993), S. 61f.; Keudel (2007), S. 54f. Des Weiteren werden Mengenlösungen auch im Flächenmanagement diskutiert, vgl. bspw. Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 71-77; Bizer/Gubaydullina/Henger/Stephenson (2008).

¹⁹⁴ Das Ambient Permit System ist ein immissionsbasierter Ansatz für sich nicht gleichförmig ausbreitende Schadstoffe, bei dem die ökologische Zielsetzung durch die Immissionsniveaus an verschiedenen Messpunkten definiert ist. Die Auswirkung von Emissionen aus bestimmten Quellen wird über eine Diffusionsmatrix bestimmt. Entsprechend dieser Matrix muss jeder Emittent für jeden Messpunkt eine ausreichende Anzahl von Immissionsrechten vorhalten. Aus den unterschiedlichen Diffusionsbeziehungen werden ebenfalls die ökologisch äquivalenten Tauschverhältnisse (Trading Ratios) für Transaktionen zwischen unterschiedlichen Emittenten exogen abgeleitet, wobei ein Verschlechterungsverbot für einzelne Messpunkte besteht. Jeder Emittent hält also ein Portfolio von Immissionsrechten für die einzelnen Messpunkte, wobei jeder immissionsseitige Messpunkt einen homogenen Teilmarkt konstituiert, vgl. Kemper (1993), S. 211-218; Keudel (2007), S. 55f. Zur Evaluierung dieses Ansatzes für Einleitungen in Fließgewässer vgl. Keudel (2007), S. 56-64.

¹⁹⁵ Das Pollution Offset System ist ebenfalls ein immissionsbasierter Ansatz für sich nicht gleichförmig ausbreitende Schadstoffe, bei dem die ökologische Zielsetzung durch die Immissionsniveaus an verschiedenen Messpunkten definiert ist. Die Akteure erhalten kostenlose Rechte, solange die ökologische Restriktion eines Messpunkts nicht bindend ist. Die Austauschverhältnisse für Transaktionen zwischen Emittenten werden endogen und fortlaufend aus einem Simulationsmodell bestimmt, welches die Auswirkungen der Emissionen auf die einzelnen Messpunkte abbildet. Dabei besteht kein Verschlechterungsverbot für Messpunkte mit nicht bindender Restriktion im Status quo, vgl. Kemper (1993), S. 61f. sowie S. 240-256; Keudel (2007), S. 65f. Zur Evaluierung dieses Ansatzes für Einleitungen in Fließgewässer vgl. Keudel (2007), S. 66-72.

¹⁹⁶ Das Exchange Rate System ist ein teilweise immissionsbasierter Ansatz. Wiederum werden immissionsseitige Restriktionen an unterschiedlichen Messpunkten angenommen. Transaktionen zwischen Emittenten müssen einer festgelegten Austauschrate (Exchange Rate) folgen, die die jeweiligen Auswirkungen von Emissionen über das Verhältnis der Grenzvermeidungskosten im Kostenoptimum reflektiert, ohne dass die Einhaltung der ökologischen Restriktionen ex ante simuliert wird. Daher ist die ökologische Treffsicherheit immissionsseitig unzureichend, vgl. Keudel (2007), S. 73-76.

- Trading Ratio System,¹⁹⁷
- Integrated Water Quantity and Quality System.¹⁹⁸

Darüber hinaus haben Zertifikate- und Kompensationslösungen auch zunehmend Resonanz in der umweltpolitischen Praxis gefunden.¹⁹⁹

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass aus Sicht der umweltökonomischen Theorie marktorientierte Instrumente einer Auflagenpolitik in Bezug auf die gesamtwirtschaftliche Effizienz überlegen sind, wenn der umweltpolitische Entscheider gegenüber den entsprechenden Verursachern einen Informationsnachteil bzgl. ihrer individuellen Vermeidungsoptionen und -kosten hat.²⁰⁰ Die Dezentralisierung der Vermeidungskalküle ermög-

¹⁹⁷ Das Trading Ratio System ist ein Ansatz, der speziell für Anwendungen in Fließgewässern mit einseitiger, flussabwärts gerichteter Ausbreitung von Schadstoffen entwickelt wurde. Er basiert auf einer Einteilung des Fließgewässers in Zonen, für die jeweils eine hinreichende Homogenität der Emissionen bzgl. ihrer Ausbreitung im Gewässer angenommen werden kann. Aus den immissionsseitigen Zielsetzungen werden sukzessive für jede Zone die maximal zulässigen Gesamtemissionen unter Berücksichtigung der bereits zufließenden Schadstoffe aus den Oberliegerzonen abgeleitet. Transaktionen zwischen Zonen müssen dann einem Austauschverhältnis (Trading Ratio) folgen, das sich aus den Ausbreitungskoeffizienten der beteiligten Quellen ableitet, vgl. Keudel (2007), S. 82-84. Zur Evaluierung dieses Ansatzes für Einleitungen in Fließgewässer vgl. Keudel (2007), S. 84-89.

¹⁹⁸ Das Integrated Water Quantity and Quality System ist ebenfalls ein immissionsbasierter Ansatz, der aber explizit den Einfluss der Wassermenge auf die Wasserqualität einbezieht (Konzentrationseffekt). Hierzu wird der Handel von Emissionsberechtigungen mit dem Handel von Entnahmeberechtigungen endogen verknüpft, während exogene, stochastische Faktoren (v. a. Niederschlag) zunächst nicht einbezogen werden, aber könnten, vgl. Keudel (2007), S. 90-92. Zur Evaluierung dieses Ansatzes für Einleitungen in Fließgewässer vgl. Keudel (2007), S. 92-100.

¹⁹⁹ Neben den in diesem Abschnitt noch zu thematisierenden Anwendungen im Gewässerschutz sind v. a. in den USA Ansätze im Bereich der Luftreinhaltung entwickelt und implementiert worden (insb. das „Acid Rain Program“ sowie das „RECLAIM Program“ für SO₂, NO_x), vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 11f.; Kemper (1993), S. 240-256; Michaelis (1996), S. 80-85; Häder (1997), S. 222-229; Feess (2007), S. 127-132; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 175-177; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 64f.; Shortle/Horan (2008), S. 104f.; Endres (2013), S. 137-145. In Europa führten mengenbasierte Ansätze zunächst ein eher akademisches Schattendasein mit geringem Einfluss auf die umweltpolitische Praxis. In Deutschland wurde Mitte der 1980er Jahre zwar ein Kompensationsansatz im Immissionschutzrecht verankert. Aufgrund sehr restriktiver Rahmenbedingungen wurde der Mechanismus allerdings kaum genutzt, vgl. Huckestein (1989), S. 14f.; Gawel/Mark (1991), S. 53; Kemper (1993), S. 257-263; Michaelis (1996), S. 70f.; Häder (1997), S. 217-219. Als marktorientierte Erweiterungen der Umweltpolitik wurde vielmehr auf Abgabenlösungen gesetzt, vgl. bspw. Bonus (1990), S. 343f. Der entscheidende Impuls zum praktischen Einsatz von Mengensteuerungen in Europa ging schließlich von der internationalen Klimaschutzpolitik aus, vgl. auch Häder (1997), S. 230-235. Zur Umsetzung der Reduktionsverpflichtungen aus dem Kyoto-Protokoll wurde in der EU ein Emissionshandel für das Treibhausgas CO₂ implementiert, vgl. hierzu bspw. Feess (2007), S. 241-243; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 177f.; Hesselbarth (2008), S. 30-34; Monopolkommission (2011), S. 227-231; Endres (2013), S. 340-355. Zu den Vereinbarungen des Kyoto-Protokolls vgl. bspw. Endres (2013), S. 312-320.

²⁰⁰ Vgl. Feess (2007), S. 3f. Darüber hinaus entsprechen marktorientierte Instrumente in einem höheren Maße dem Verursacherprinzip: Auflagen genügen nur dem schwachen Verursacherprinzip, da sie zwar die Vermeidungskosten eines Standards anlasten, die Restinanspruchnahme eines Umweltgutes aber weiterhin kostenlos gestattet wird. Demgegenüber befördern Abgaben und kostenpflichtige Zertifikate das starke Verursacherprinzip, da auch die Restinanspruchnahme des Umweltgutes belastet wird und somit kontinuierliche Anreize zur Verringerung der Restinanspruchnahme ausgehen, vgl. Endres (2013), S.

licht eine kosteneffiziente Allokation der Vermeidungsleistungen ohne die zentrale Kenntnis aller individuellen Grenzvermeidungskostenfunktionen.²⁰¹ Die Effizienzpotenziale einer dezentralen Flexibilisierung der Vermeidungsleistungen sind gegenüber einer uniformen Auflagensteuerung umso größer einzuschätzen, je unterschiedlicher die Grenzvermeidungskostenverläufe der relevanten Verursacher sind und je umfassender die technologische und akteursbezogene Handlungsflexibilität²⁰² in Bezug auf die angestrebte ökologische Zielsetzung gewährt werden kann.²⁰³ Darüber hinaus liefern marktorientierte Instrumente auch einen permanenten Anreiz zur Entwicklung umweltschonender Technologien (dynamische Effizienz), während ordnungsrechtliche Regelungen, etwa die Vorgabe eines sich nur periodisch weiterentwickelnden „Standes der Technik“, als weniger innovationsfördernd gelten.²⁰⁴

128. Kostenlose Zertifikate genügen dem starken Verursacherprinzip zumindest teilweise, da jede Verwendung kostenloser Zertifikate mit Opportunitätskosten einhergeht.

²⁰¹ Vgl. Kemper (1993), S. 126f.; Michaelis (1996), S. 44; Häder (1997), S. 29f., S. 51 sowie S. 183-189; WBGU (1998), S. 11 sowie S. 369; Feess (2007), S. 121f. sowie S. 133f.; Endres (2013), S. 148-156 sowie S. 180f. Dabei stellen Preis- und Mengelösung im Idealfall (vollständige Konkurrenz auf dem Zertifikatemarkt und vollständige Information des umweltpolitischen Entscheiders bzgl. der aggregierten Grenzvermeidungskosten) spiegelbildliche Ansätze mit einem äquivalenten Ergebnis dar (gleiche ökologische Treffsicherheit, wobei der Gleichgewichtszertifikatspreis dem Abgabensatz entspricht), vgl. Bonus (1990), S. 346; Feess (2007), S. 123; Endres (2013), S. 153f.

²⁰² Vgl. bspw. Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 67f. Als technologische bzw. maßnahmenbezogene Handlungsflexibilität wird hier die Freiheit eines bestimmten Akteurs bei der Auswahl und technischen Ausgestaltung ökologisch zielführender Maßnahmen an seinem Standort verstanden. Für eine kosteneffiziente Regulierung ist es essentiell, dass ökologisch nicht gerechtfertigte Einschränkungen der technologischen Flexibilität vermieden werden, vgl. Shortle/Horan (2008), S. 109. Dabei ist zu beachten, dass diese Flexibilität nicht nur durch einschränkende ordnungsrechtliche Vorschriften, z. B. Vorgabe eines bestimmten Produktionsverfahrens, sondern auch durch falsche ökonomische Anreizsetzung beschränkt werden kann. Als Beispiel hierfür kann angeführt werden, dass bestimmte ökologisch wirksame Maßnahmen nicht in der Bemessungsgrundlage einer Abgabe abgebildet werden können. Dies ist insb. dann der Fall, wenn sich die Bemessungsgrundlage nicht unmittelbar auf das eigentliche Umweltschadensdefizit, sondern auf mittelbare Hilfsparameter bezieht, vgl. hierzu auch Kap. 6.3. Eine Einschränkung der Handlungsflexibilität kann implizit auch die Folge von Wechselwirkungen mit anderen Instrumenten sein, wenn bestimmte Handlungsoptionen unterschiedliche umweltpolitische Handlungsbereiche tangieren. Eine Einschränkung der technologischen Handlungsflexibilität kann jedoch durch die Gefahr der Verursachung neuer externer Effekte, z. B. durch Belastungsverlagerungen in andere Umweltmedien, gerechtfertigt sein. Demgegenüber wird unter der akteursbezogenen Handlungsflexibilität die Möglichkeit zur Umverteilung von Vermeidungsleistungen zwischen unterschiedlichen Akteuren verstanden. Sie stellt das funktionale Kernelement flexibler marktorientierter Instrumente dar, vgl. auch Kap. 6.2.4.

²⁰³ Vgl. Michaelis (1996), S. 48 sowie S. 109-120; Bonus (1990), S. 346; Shortle/Horan (2008), S. 102.

²⁰⁴ Vgl. Kemper (1993), S. 162-182; OECD (1994), S. 33-35; Michaelis (1996), S. 48-53; Loske (1997), S. 176. Häder (1997), S. 52-54; Feess (2007), S. 70 sowie S. 192-198; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 122, S. 129 sowie S. 142; Blankart (2011), S. 574; Endres (2013), S. 158-169 sowie auch S. 223-257. In der Literatur wird bzgl. der geringen Innovationsanreize eines ordnungsrechtlichen Standes der Technik oft von einem „Schweigekartell der Oberingenieure“ gesprochen, Bonus (1990), S. 356, vgl. auch Michaelis (1996), S. 49f.; Häder (1997), S. 53; Endres (2013), S. 159f. Auch befördern ordnungsrechtliche Auflagen eine Konservierung der bestehenden Wirtschaftsstruktur, vgl. Häder (1997), S. 54f. Aber auch bei marktorientierten Ansätzen können sich die dynamischen Innovationsanreize vermindern. Bspw. kann die Einbringung günstigerer Vermeidungspotenziale durch langfristige Vergabe stabiler, d. h. nicht

In der umweltpolitischen Praxis lassen sich die Effizienzvorteile marktorientierter Instrumente allerdings bei vielen Anwendungsfeldern nur eingeschränkt realisieren. So wird bei vielen ökologischen Problemfeldern eine räumliche und/oder zeitliche Differenzierung der ökologischen Treffsicherheit erforderlich, um ökologische Akutschäden (Hot Spots) zu vermeiden.²⁰⁵ In diesen Fällen muss zur Sicherstellung der ökologischen Äquivalenz der Vermeidungsmaßnahmen die akteursbezogene Handlungsflexibilität entsprechend beschränkt werden, wodurch sowohl bei einer Preis- als auch einer Mengenlösung die Effizienzvorteile gegenüber einer starren ordnungsrechtlichen Steuerung tendenziell verringert werden.²⁰⁶ Im Rahmen einer Preislösung kann bereits eine unzureichende Informationsbasis bzgl. der aggregierten Grenzvermeidungskosten zu einer Verletzung der geforderten ökologischen Treffsicherheit führen.²⁰⁷ Im Rahmen von Mengenlösungen können dagegen

im Zeitablauf abgewerteter Rechte an die Altemittenten gehemmt werden, vgl. auch Bonus (1990), S. 356; Häder (1997), S. 53f. Die dynamische Effizienz kann zudem durch hohe Unsicherheit über den Nutzen von Vermeidungsstrategien (unsichere Wirksamkeit von Maßnahmen sowie – im Falle einer Mengensteuerung – unsicherer Marktpreis im Zeitablauf) vermindert werden, vgl. auch Löhr (2008), S. 63. Schließlich nimmt der dynamische Anreiz einer im Zeitablauf nominal konstanten Abgabe real kontinuierlich ab, vgl. Bonus (1990), S. 356.

²⁰⁵ Vgl. ausführlich Kemper (1993), S. 70-84 sowie auch Huckestein (1989), S. 6f.; Gawel/Mark (1991), S. 57-60; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 26; Häder (1997), S. 152; Keudel (2005), S. 7 sowie S. 11f.; Feess (2007), S. 80-84 sowie S. 126; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 157-159; Keudel (2007), S. 28-33; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 67; Endres (2013), S. 173 sowie S. 178f.

²⁰⁶ Vgl. Kemper (1993), S. 88-92, S. 183-218 sowie S. 237f.; Michaelis (1996), S. 128-131; Häder (1997), S. 52 sowie S. 152. Die Sicherstellung der ökologischen Äquivalenz von Vermeidungsleistungen ist Voraussetzung zur Gewährleistung der immissionsseitigen ökologischen Treffsicherheit, vgl. Bonus (1990), S. 352f. sowie S. 355; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 26; Endres (2013), S. 178f. Bspw. können so genannte Trading Ratios für den Austausch zwischen unterschiedlichen Verursacherquellen definiert werden, um die ökologische Äquivalenz des Austausches von Rechten sicherzustellen. Aus ökonomischer Sicht handelt es dabei somit um eine zielkonforme Strukturierung von Marktanzügen, vgl. bspw. Keudel (2007), S. 22-24. Hierzu ist neben einer Definition ökologisch tragfähiger Umweltqualitätsziele auch eine hinreichende Kenntnis der Emissions-Diffusions-Immissions-Zusammenhänge sowie relevanter Interdependenzen mit den wechselnden Rahmenbedingungen (z. B. Temperatur) erforderlich, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 24f. sowie S. 40-48; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 157f.; Keudel (2007), S. 10-13. Allerdings sind Schätzungen von Immissionsniveaus auf Basis modellierter Emissionen i. d. R. mit Unsicherheiten behaftet, vgl. Shortle/Horan (2008), S. 111. In diesem Zusammenhang sind schließlich auch die Wirkungsunsicherheiten der Maßnahmen zu berücksichtigen, vgl. Kraemer/Kampa/Interwies (2003), S. 28; Keudel/Oelmann (2005/06), S. 213. Die erforderliche ökologische Effektivitätssicherung bewirkt im Gegenzug eine entsprechende Verringerung potenzieller Transaktionspartner und damit eine Marktverengung, vgl. auch Michaelis (1996), S. 110f.; Löhr (2008), S. 58. Darüber hinaus sind die zusätzlichen instrumentellen Randbedingungen (insb. Differenzierung von Abgabensätzen sowie beschränkende Handelsregeln) mit zusätzlichen, komplexitätsbedingten Transaktionskosten verbunden, vgl. Keudel (2007), S. 44-47. LÖHR kritisiert in diesem Zusammenhang, dass die Randbedingungen von Cap-and-Trade-Ansätzen tendenziell zu weitläufig gesteckt werden, um möglichst viele Grenzvermeidungskostenunterschiede in den Handel einzubeziehen. Hierbei besteht die Gefahr einer Aufweichung der ökologischen Äquivalenz und damit der geforderten ökologischen Treffsicherheit von Cap-and-Trade-Systemen, vgl. Löhr (2008), S. 52 sowie S. 55-59. In diesem Zusammenhang sind auch Interaktionen von unterschiedlichen umweltpolitischen Zielsetzungen (z. B. verschiedene Schadstoffe) zu beachten, die zu einer höheren Komplexität führen, vgl. bspw. Endres (2013), S. 183-192 sowie auch Michaelis (1996), S. 134-137.

²⁰⁷ Vgl. Michaelis (1996), S. 38f.; Shortle/Horan (2008), S. 102.

Markmacht und/oder illiquide Märkte die Realisierung von Effizienzvorteilen mehr oder weniger stark beeinträchtigen.²⁰⁸

Es lässt sich also feststellen, dass sich die Vorzugswürdigkeit marktorientierter Instrumente gegenüber ordnungsrechtlichen Instrumenten aufgrund problemspezifischer Restriktionen in der Praxis nicht verallgemeinern lässt und sich in ihrem Ausmaß deutlich unterscheiden kann.²⁰⁹ Die letztlich erzielbaren Effizienzvorteile gegenüber einer ordnungsrechtlichen Steuerung lassen sich nur durch eine sorgfältige Analyse des konkreten umweltpolitischen Anwendungskontextes – auch unter Einbeziehung der instrumentspezifischen Transaktionskosten – beurteilen.²¹⁰ Sofern aber die Rahmenbedingungen des Anwendungskontextes hinreichend geeignet erscheinen und eine zweckmäßige instrumentelle Ausgestaltung vorgenommen wird, sind durch den Einsatz marktorientierter Instrumente wesentliche gesamtwirtschaftliche Effizienzvorteile gegenüber einer (rein) ordnungsrechtlichen Steuerung realisierbar.²¹¹ Umgekehrt gibt es umweltpolitische Anwendungsbereiche, in denen die Voraussetzungen für den Einsatz marktorientierter Instrumente nicht oder nur unzureichend gegeben sind und daher ordnungsrechtliche Instrumente diesen gleichwertig oder gar vorzuziehen sind.²¹² Auch können Instrumentenmixe der Anwendung eines einzelnen Instruments überlegen sein.²¹³

²⁰⁸ Vgl. Kemper (1993), S. 237f.; OECD (1994), S. 36; Michaelis (1996), S. 111-113; Häder (1997), S. 51f.; Feess (2007), S. 133f.; Keudel (2007), S. 47f. Zudem stellen kontinuierliche Grenzvermeidungskostenkurven in der Realität in den meisten Fällen eine Fiktion dar. Aufgrund von Unteilbarkeiten bzgl. der Vermeidungsverläufe sind eher diskrete bzw. sprungweise Verläufe zu erwarten, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 22f. sowie S. 127-146; OECD (1994), S. 36; Michaelis (1996), S. 115-120.

²⁰⁹ Vgl. auch Bonus (1990), S. 345; Häder (1997), S. 56f.

²¹⁰ Vgl. Bonus (1990), S. 345; Michaelis (1996), S. 2, S. 47f.; S. 57f. sowie S. 107f.; Häder (1997), S. 56-60; Rowe (2001b), S. 420; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 153f.; Unnerstall/Scheidt (2008), S. 231. Mit Blick auf die Transaktionskosten sind marktnahe Lösungen dann aussichtsreich, wenn sich die adressierten Umweltwirkungen ohne übermäßige Transaktionskosten als Güter „privatisieren“ lassen, vgl. WBGU (1998), S. 322. In diesem Zusammenhang stellt sich nicht nur die Frage nach dem grundsätzlichen Instrumententyp, sondern auch nach der konkreten funktionalen sowie rechtlich-institutionellen Ausgestaltung des Instrumententyps, vgl. auch Röckseisen (1998), S. 183. Zur Instrumentenauswahl aus Sicht der Transaktionskostentheorie vgl. ausführlich Häder (1997), S. 134-189 sowie auch OECD (1994), S. 37-39; Michaelis (1996), S. 47f. Zu einer Gegenüberstellung der beim Verursacher und der Behörde kontinuierlich anfallenden Transaktionskosten im Falle unterschiedlicher Instrumente (Aufgabe, Preislösung und Mengelösung) vgl. Häder (1997), S. 99.

²¹¹ Vgl. Häder (1997), S. 55f.; WBGU (1998), S. 11 sowie S. 369; Endres (2013), S. 180f.

²¹² Vgl. OECD (1994), S. 35; Rowe (2001b), S. 421; Feess (2007), S. 5 sowie S. 63f. Ordnungsrechtliche Lösungen sind v. a. dann vorzugswürdig, wenn es sich um die Abwehr akuter Umweltgefahren handelt, vgl. Häder (1997), S. 150-155. Mit Bezug auf die Problematik ökologisch nicht homogener Flexibilisierungen kommt LÖHR sogar zu einer sehr kritischen Einschätzung der Effektivität und Effizienz marktorientierter Instrumente und fordert folglich eine Rehabilitierung des Ordnungsrechts „als dem einzigen zur differenzierten und flexiblen Steuerung einer Struktur [von Umweltwirkungen – Anmerkung des Verfassers] geeigneten Instrumentarium“, Löhr (2008), S. 59.

²¹³ Vgl. Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 154; Shortle/Horan (2008), S. 129 sowie auch Jänicke (2005), S. 57.

Darüber hinaus lässt sich auch die relative Vorzugswürdigkeit von Mengen- und Preissteuerung untereinander nicht pauschal beurteilen.²¹⁴ Zwar hat die Mengensteuerung im Gegensatz zur Preissteuerung den wesentlichen Vorzug, dass sie auch im Falle einer unvollständigen Kenntnis der aggregierten Grenzvermeidungskosten eine hohe ökologische Treffsicherheit ermöglicht.²¹⁵ Demgegenüber kann die Effizienz einer Mengensteuerung durch Marktmacht und die mit dem Austausch von Nutzungsrechten verbundenen Transaktionskosten signifikant beeinträchtigt werden.²¹⁶ Auch sind sowohl die kostenlose als

²¹⁴ Vgl. Bonus (1990), S. 357f.; OECD (1994), S. 34; Feess (2007), S. 134f.; Blankart (2011), S. 572f.

²¹⁵ Vgl. Shortle/Horan (2008), S. 102 sowie auch Michaelis (1996), S. 42-45.

²¹⁶ So kann die Einführung einer Abgabe einem System handelbarer Zertifikate überlegen sein, wenn auf dem Zertifikatemarkt Marktmacht vorliegt und erwartet werden muss, dass aus strategischen Gründen nicht alle effizienzfördernden Transaktionen durchgeführt werden. In diesem Fall käme es nicht zu einer Angleichung der Grenzvermeidungskosten und folglich würde auch keine gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz erreicht. Ein mögliches Motiv für die Zurückhaltung von Transaktionen bei Marktmacht ist das Bestreben, Konkurrenten durch vorübergehendes Vorenthalten von produktionsnotwendigen Nutzungsrechten dauerhaft aus dem Markt zu drängen. BONUS argumentiert jedoch, dass eine solche Verdrängungsstrategie für den betreffenden Akteur extrem ineffizient wäre, wenn nicht nur direkte Branchenkongurrenten um den knappen Produktionsfaktor konkurrieren, vgl. Bonus (1990), S. 353f. sowie auch Kemper (1993), S. 152-161; Michaelis (1996), S. 56f.; Feess (2007), S. 134. Allerdings kann eine zu geringe Anzahl von teilnehmenden Akteuren auch zu einem illiquiden Markt führen, so dass keine passenden Handelspartner gefunden werden. Demgegenüber ist eine Abgabenslösung unabhängig von einer Marktstruktur und bedarf keiner funktionierenden Handelsplattform, vgl. Feess (2007), S. 134; Gagelmann/Hansjürgens (2002), S. 229f.; Meyer/Ströbele (2001), S. 60f. Darüber hinaus führen alle dynamischen Änderungen der Systembedingungen zu Änderungen von Angebot und Nachfrage und somit zu (potenziell starken) Preisschwankungen auf dem Zertifikatemarkt. Diese verursachen Planungsunsicherheit bei den betroffenen Akteuren, was die Akzeptanz von Mengensteuerungen gegenüber Preissteuerungen, aber auch – aufgrund der Unsicherheit des Nutzens potenzieller Vermeidungsmaßnahmen – die Effizienzvorteile schmälern kann, vgl. Michaelis (1996), S. 46; Löhr (2008), S. 53-55; Blankart (2011), S. 572f. Dabei ist jedoch zu bedenken, dass eine kontinuierliche Anpassung der Abgabensätze zur Sicherstellung einer vergleichbaren ökologischen Treffsicherheit die gleichen Preisschwankungen implizieren müsste, vgl. Bonus (1990), S. 350. Zudem stellt die Mengensteuerung bei kostenloser Vergabe der Nutzungsrechte einen geringeren Eingriff in die Vermögens- und Einkommenspositionen der Akteure als eine Preissteuerung dar, da letztere in jedem Fall die gesamte Inanspruchnahme mit einem Preis belegt. Bei der Preissteuerung sowie im Falle einer nicht kostenlosen Erstzuteilung von Nutzungsrechten ergibt sich aus volkswirtschaftlicher Sicht die Problematik der gesamtwirtschaftlich zweckmäßigen Verwendung der erzielten öffentlichen Einnahmen. Andernfalls drohen ein systematischer Kaufkraftverlust des privaten Sektors sowie eine Erhöhung der Staatsquote, vgl. bspw. Bonus (1990), S. 348f.; Feess (2007), S. 134f. Zu den relativen Vor- und Nachteilen von Preis- und Mengensteuerungen vgl. ausführlich Bonus (1990), S. 346-358. Eine Einschätzung der relativen Vorteilhaftigkeit einer Preis- oder Mengensteuerung im konkreten Anwendungsfall der Querverbauung von Fließgewässern erfolgt in Kap. 6.

auch die kostenpflichtige Primärallokation von Nutzungsrechten mit spezifischen Problemen behaftet.²¹⁷ Schließlich sind marktwirtschaftliche Instrumente teilweise auch mit Akzeptanzproblemen konfrontiert, die sich nicht nur auf Seiten der Behörden und gesellschaftlicher Interessengruppen, sondern auch auf Seiten der Verursacher niederschlagen.²¹⁸

Insgesamt kann die sorgfältige und einzelfallbezogene Prüfung der Vorteilhaftigkeit marktorientierter Instrumente im konkreten umweltpolitischen Kontext als eine wesentliche Aufgabe der umweltökonomischen Politikberatung zur Etablierung einer ökonomisch-rationalen Umweltpolitik bezeichnet werden.²¹⁹ Ausgehend von den theoretischen Effizienzpotenzialen marktorientierter Instrumente ist also für jeden Anwendungskontext zu prüfen, ob durch den Einsatz marktorientierter Instrumente eine gesamtwirtschaftliche Kostenersparnis bei der Realisierung von ökologischen Zielsetzungen erreicht werden kann.

Im Bereich des Gewässerschutzes stehen sowohl die spezifischen Eigenschaften der natürlichen Ressource Wasser als auch die Spezifika der Nutzungsansprüche und Belastungen einer „idealtypischen“ Anwendung flexibler, marktwirtschaftlicher Instrumente entgegen.²²⁰ Da sich stoffliche oder thermische Emissionen im Gewässer ungleichförmig ausbreiten, können immissionsseitig lokale Belastungs-Hot-Spots entstehen, die jenseits des

²¹⁷ Bei der kostenlosen Vergabe von Nutzungsrechten auf Basis der historischen Inanspruchnahme des Umweltgutes ergeben sich typischerweise Gerechtigkeits- und damit Akzeptanzprobleme. So werden die im Vorfeld des Referenzzeitpunktes durchgeführten Verbesserungsmaßnahmen (early action) entwertet, vgl. Feess (2007), S. 124f. Zudem entstehen Markteintrittsbarrieren für Neuinteressenten, vgl. Kemper (1993), S. 159f. Beide Probleme können durch Sonderregelungen (z. B. Zurückhaltung einer Reserve für Neuinteressenten) gelindert werden, wobei jedoch Effizienzverluste zu erwarten sind. Im Falle einer kostenpflichtigen Vergabe in Form einer Auktion können die genannten Probleme zwar vermieden werden, da jeder Akteur für seine zukünftige Inanspruchnahme Rechte erwerben muss. Allerdings kann die kostenpflichtige Primärallokation (ähnlich wie bei der Preissteuerung) einen wesentlichen, auch rechtlich möglicherweise nicht unproblematischen Eingriff in die Vermögens- bzw. Einkommenspositionen der Betroffenen darstellen, so dass hier mit massiven Akzeptanzproblemen zu rechnen ist, vgl. Bonus (1990), S. 350-352; Gagelmann/Hansjürgens (2002), S. 228. Grundsätzlich sind auch Mischformen, z. B. eine Teilauktionierung sowie ein schrittweiser Übergang zu einer kostenpflichtigen Zuteilung im Falle zeitlich begrenzter und somit in regelmäßigen Abständen neu zuzuteilender Nutzungsrechte möglich.

²¹⁸ Vgl. Häder (1997), S. 57f. sowie S. 194-197; Blankart (2011), S. 591. Auf Seiten der Behörden ist hierzu der relative Einflussverlust im Vergleich zu ordnungsrechtlichen Lösungen mit Einzelfallermessen anzuführen, vgl. bspw. Häder (1997), S. 194f.; Blankart (2011), S. 591. Als wesentliche Gründe der Präferenz ordnungsrechtlicher Lösungen durch die Verursacher können die langjährige Adaption an ordnungsrechtliche Steuerung (Berechen- und Beherrschbarkeit durch Erfahrung) sowie die fehlende Belastung der Restbeeinträchtigungen der Umwelt angeführt werden, vgl. Häder (1997), S. 84-92, S. 194f.; S. 203-207 sowie auch Cansier (2004), S. 154f.

²¹⁹ Vgl. Häder (1997), S. 58-60; WBGU (1998), S. 320. Zu den Voraussetzungen für einen erfolgreichen Einsatz ökonomischer Instrumente vgl. allgemein auch Michaelis (1996), S. 107-151. Zur Instrumentenwahl als umweltpolitisches Entscheidungsproblem vgl. Michaelis (1996), S. 154-166.

²²⁰ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 40-48; Shortle/Horan (2008), S. 101. Zu den Spezifika von Fließgewässern, der Nutzungsansprüche und Belastungen vgl. ausführlicher das anschließende Kap. 3.1.

ökologisch-politisch tolerablen Niveaus liegen.²²¹ Zur Gewährleistung einer räumlich und zeitlich differenzierten ökologischen Treffsicherheit sind daher problemspezifische Beschränkungen der akteursbezogenen Handlungsflexibilität erforderlich, die die gesamtwirtschaftlichen Effizienzvorteile gegenüber einer alternativen ordnungsrechtlichen Regulierung prinzipiell reduzieren oder gar vollständig aufzehren.²²²

Diese spezifischen Herausforderungen einer Anwendung im Gewässerschutz haben sicherlich dazu beigetragen, dass in der Gewässerschutzpolitik der Bundesrepublik Deutschland nach wie vor das traditionelle Ordnungsrecht vorherrschend ist.²²³ Lediglich ergänzend wurden Abgabenlösungen implementiert, um die Umsetzung ordnungsrechtlicher Vorschriften durch ökonomische Anreize zu unterstützen.²²⁴ So wurde bereits in den 1970er Jahren mit der Abwasserabgabe eine bundesweite „Umweltlenkungsabgabe“ zur Flankierung des Ordnungsrechtes im Bereich stofflicher Einleitungen in Gewässer etabliert.²²⁵ Ab

²²¹ Vgl. bspw. Gawel/Mark (1991), S. 57-60; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 24f. sowie S. 40-48; Michaelis (1996), S. 46; Karl (1998), S. 82-84; Keudel (2007), S. 11f.; Shortle/Horan (2008), S. 111. Die ökologische Aufnahmekapazität eines Gewässers und damit die Gefahr von „Hot Spots“ werden auch von zeitlich differierenden biologischen Prozessen sowie veränderten Fließgeschwindigkeiten und Wassertemperaturen infolge von Hoch- und Niedrigwasserführungen beeinflusst. Insgesamt kann sich die ökologische Wirksamkeit einer bestimmten Emission in Abhängigkeit von Ort und Zeit dieser Emission erheblich unterscheiden, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 44. Die gleiche Problematik trifft grundsätzlich auf das Umweltmedium Luft und eine Vielzahl von zugehörigen Belastungen (z. B. Emission von Schwefeldioxyden, SO₂, sowie Stickoxyden, NO_x) zu. Hier sind die Diffusionswirkungen der Schadstoffe sogar tendenziell komplexer als in Gewässern, vgl. Kemper (1993), S. 265 sowie S. 294f. Demgegenüber werden dem Emissionshandel im Bereich der Treibhausgase besonders große Effizienzpotenziale zugeschrieben, da es sich bei den Treibhausgasen wie CO₂ um globale Schadstoffe ohne Hot-Spot-Problematik handelt, vgl. bspw. Gawel/Mark (1991), S. 53; Feess (2007), S. 64f.; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 76.

²²² Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 24f.; Kemper (1993), S. 307-310; Michaelis (1996), S. 46; Karl (1998), S. 85-96. Es ist bspw. zu beachten, dass bei jeder akteursübergreifenden Transaktion, also der Reallokation von Emissionen zwischen zwei Akteuren, die Auswirkungen der Emissionsreallokation auf die Immissionsniveaus an allen relevanten Rezeptorstellen modelliert werden müssen, während dies bei einer einmaligen ordnungsrechtlichen Festlegung nur einmal der Fall ist, vgl. auch Kemper (1993), S. 240-245.

²²³ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 1f.; Kessler (2004), S. 135; Reinhardt (2006b), S. 207; Durner (2009), S. 79; Durner (2010), S. 462; BMU (2010b), S. 45 sowie Kap. 6.2.

²²⁴ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 5; OECD (1994), S. 12f.; Michaelis (1996), S. 60-70; Berendes (2002), S. 201; Kessler (2004), S. 134f. Der verstärkte Einsatz marktorientierter bzw. ökonomischer Instrumente wurde auch im Rahmen der Rio-Erklärung sowie der Agenda 21 gefordert. So heißt es in der Rio-Erklärung: „National authorities should endeavour to promote the internalization of environmental costs and the use of economic instruments, taking into account the approach that the polluter should, in principle, bear the cost of pollution [...]“, UNCED (1992), Principle 16. Zu einer Übersicht möglicher marktorientierte Instrumente für Wasserentnahmen und Einleitungen vgl. Kraemer/Kampa/Interwies (2003), S. 6-14. Dass dennoch das Ordnungsrecht in weiten Teilen der Umweltpolitik weiterhin eine dominante Stellung einnimmt, lässt sich auch auf Pfadabhängigkeiten zurückführen, die im Rahmen der Theorie des institutionellen Wandels untersucht werden, vgl. ausführlich Häder (1997), S. 56-60, S. 84-92 sowie S. 189-238; Keudel (2007), S. 50.

²²⁵ Vgl. bspw. Kemper (1993), S. 271-274; Michaelis (1996), S. 63-65; Rudolph/Block (2001), S. 18f.; Rahmeyer (2002), S. 374f.; Feess (2007), S. 84-89; Kolcu (2008), S. 151-155; Elgeti/Maskow (2009), S.

den 1990er Jahren wurden zusätzlich in der Mehrzahl der Bundesländer hoheitliche Entgelte auf Wasserentnahmen erhoben.²²⁶ Im Zuge der Umsetzung der WRRL wird zudem

282; Gawel (2012a), S. 379. Es handelt sich hierbei um eine Sonderabgabe, die nach bundesweit einheitlichen Maßstäben von den Direkteinleitern von Schadstoffen in die Gewässer erhoben wird. Die Abgabe richtet sich nach Menge und Schädlichkeit des eingeleiteten Abwassers (gemessen in Schadeinheiten) und dient als Umweltlenkungsabgabe zur Flankierung der entsprechenden ordnungsrechtlichen Auflagen und damit als Vollzugshilfe. Das Abgabebefolgen ist zweckgebunden für den Bereich des Gewässerschutzes einzusetzen, vgl. bspw. Rudolph/Block (2001), S. 18f.; BMU (1998), S. 16f.; Zumbroich (2003), S. 90; Nisipeanu (2007), S. 149-151; Palm (2006a), S. 13f., S. 46f. und S. 53-58; Kolcu (2008), S. 151-155; Ammermüller (2011), S. 299-301. Die Abwasserabgabe ist allerdings seit längerer Zeit Gegenstand einer Debatte um die Wirksamkeit von Umweltlenkungsabgaben in der Praxis, vgl. bspw. Kemper (1993), S. 274-294; Michaelis (1996), S. 65; Nisipeanu (1997), S. 270-281; Häder (1997), S. 219-221; Rahmeyer (2002), S. 366-369; Palm (2006a), S. 108; Feess (2007), S. 85-89; Leist (2007), S. 80f.; Gawel et al. (2011), S. 90-102. Zur Revitalisierung der Lenkungswirkung wurden mehrfach Vorschläge zu einer Weiterentwicklung der Abgabe vorgebracht. Diese umfassen insb. die Einbeziehung von Indirekteinleitern, Verbesserungen im Bereich von Niederschlagswassereinleitungen, die Implementierung einer Messlösung, die Streichung von Verrechnungsmöglichkeiten sowie Regionalisierungsansätze, vgl. bspw. Kemper (1993), S. 287-294; Palm (2006a), S. 57f.; Feess (2007), S. 88f.; Gawel et al. (2011), S. 168-196.

²²⁶ Wasserentnahmeentgelte werden in einigen Bundesländern seit dem Ende der achtziger Jahre des letzten Jahrhunderts mengenabhängig auf bestimmte Entnahmen von Wasser aus Oberflächen- und/oder Grundwässern erhoben. Neben der Bezeichnung „Wasserentnahmeentgelt“ finden sich die Bezeichnungen „Wasserpfeennig“, „Wassercent“, „Wassernutzungsentgelt“, „Wasserentnahmegebühr“, „Wasserentnahmeabgabe“ sowie „Wasserzins, -steuer oder -abgabe“, vgl. Michaelis (1996), S. 65-67; Sander/Lersner (2001), S. 385; Kolcu (2008), S. 156; Elgeti/Maskow (2009), S. 282; Gawel et al. (2011), S. 103-119. Die Entgelte richten sich insb. an die öffentliche Wasserversorgung sowie die industrielle Eigenversorgung, um in Ergänzung zu den ordnungsrechtlichen Rahmenbedingungen der Wasserentnahme (insb. Genehmigungsvorbehalt), einen ökonomischen Anreiz zum sparsamen Umgang mit den Wasserressourcen zu generieren. Über die Gebührenbemessung fließen die Wasserentnahmeentgelte auch in die Wasserpreise für die Endverbraucher ein, vgl. bspw. Gawel et al. (2011), S. 103-119. Die Lenkungswirkungen zu einem sparsamen Umgang der Endverbraucher mit Wasser hängen von der jeweiligen Preiselastizität der Nachfrage in den adressierten Sektoren ab, vgl. Gawel et al. (2011), S. 89 sowie S. 125-129; Gawel/Fälsch (2012a), S. 37-39; Gawel/Fälsch (2012b), S. 136-138. Zur Lenkungswirkung der Wasserentnahmeentgelte vgl. ausführlich Gawel et al. (2011), S. 119-137. Weitere Motive der Erhebung von Wasserentnahmeentgelten sind die Einnahmengenerierung für die öffentliche Hand sowie die Abschöpfung eines Sondervorteils. Die knappen Wasserressourcen gehören originär der Allgemeinheit; wenn einzelnen Entnehmern ein individuelles Nutzungsrecht gewährt wird, erlangen sie einen wirtschaftlichen Sondervorteil gegenüber potenziellen anderen Nutzungsinteressenten. Daher sind Abgaben auf Wasserentnahmen nach Auffassung des Bundesverfassungsgerichts aus rechtlicher Sicht bereits zur Vorteilsabschöpfung zulässig, vgl. bspw. Kraemer/Jäger (1997), S. 64-68; Sander/Lersner (2001), S. 385; Leist (2007), S. 78-80; Hecht/Werbeck (2006), S. 262-269; Palm (2006a), S. 58. Die Regelungen unterscheiden sich hinsichtlich der Höhe der Abgabe, der Verwendung sowie der einbezogenen Wasserentnehmer und Gewässer von Bundesland zu Bundesland teils erheblich, vgl. Interwies et al. (2004), S. 224; Palm (2006a), S. 16; Hecht/Werbeck (2006), S. 262-269; Gawel et al. (2011), S. 103-119; Gawel/Fälsch (2012a), S. 39. Da auch das Fehlen einer bundeseinheitlichen Lösung teilweise kritisiert wird, gibt es seit einiger Zeit Überlegungen zu einem bundesweit einheitlichen Wasserentnahmeentgelt in Analogie zur Abwasserabgabe, die ggf. in ein umfassendes System einer Wasserbenutzungsabgabe eingebettet sein kann, vgl. bspw. Palm (2006a), S. 59; Kolcu (2008), S. 155-169; Nisipeanu (2008), S. 96f.; Ludwig (2009), S. 704; Gawel et al. (2011), S. 206f. In diesem Zusammenhang wird u. a. diskutiert, inwiefern Entgelte auf Wasserentnahmen in Deutschland aufgrund von Knappheitsgründen gerechtfertigt sind bzw. ob sie nicht konsequenterweise an regionalen Knappheiten ausgerichtet werden müssen, vgl. bspw. Interwies et al. (2004), S. 223f.; Hecht/Werbeck (2006), S. 263f.; Gawel et al. (2011), S. 164f. sowie S. 201-209.

die Ausweitung von Abgabelösungen sowohl auf weitere Verursachergruppen (z. B. diffuse Quellen²²⁷ aus der Landwirtschaft) als auch auf weitere gewässerbezogene Defizitbereiche wie hydromorphologische Beeinträchtigungen diskutiert.²²⁸ Mengenlösungen wurden demgegenüber – trotz einer Anzahl internationaler Vorbilder – in der Bundesrepublik Deutschland bislang nicht implementiert.²²⁹ Bisherige Anwendungen und Studien des Einsatzes von Mengenlösungen beschränkten sich zudem auf die klassischen Anwendungsfelder der stofflicher Einleitungen und Wasserentnahmen aus Oberflächengewässern und Grundwasser.²³⁰ Für den spezifischen Anwendungsbereich hydromorphologischer Defizite

²²⁷ Im Unterschied zu punktuellen Einträgen (z. B. aus dem Ablauf von Kläranlagen) werden unter diffusen Einträgen diejenigen Nähr- und Schadstoffeinträge verstanden, die nicht punktuell, sondern linien- oder flächenhaft in oberirdische Gewässer oder in das Grundwasser gelangen. Hauptquellen solcher Einträge sind neben der Landwirtschaft Abschwemmungen von Verkehrs- und Siedlungsflächen sowie atmosphärische Dispositionen, vgl. Palm (2006a), S. 89; LAWA (1996), S. 5-7; Leist (2007), S. 55-58; WBGU (1998), S. 86-95. Bei diffusen Einträgen ist es kaum möglich, einen belastbaren Zusammenhang zwischen einer Gewässerbelastung und bestimmten Belastungsursprüngen (z. B. Ackerflächen eines bestimmten Landwirts) herzustellen, vgl. Kraemer/Kampa/Interwies (2003), S. 26; Hecht/Werbeck (2006), S. 46f.

²²⁸ Vgl. ausführlich Kap. 6.3.

²²⁹ Allgemein ist eine Mengensteuerung stofflicher Emissionen im Medium Wasser wegen der unterschiedlichen medialen, räumlichen und zeitlichen Wirkungen von Emissionen sehr herausfordernd. Eine hinreichende ökologische Äquivalenz besteht grundsätzlich nur bzgl. der Fernwirkungen von Emissionen, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 50f., S. 55f., S. 60f., S. 70f. sowie S. 176; Rehbinder (1994), S. 223f. Demnach sind die grundlegenden instrumentellen Herausforderungen die Definition eines ökologisch homogenen, also fernwirkungsbezogenen Handelsgutes für Punktquellen und ggf. diffuse Quellen, die Begrenzung der Gesamtemissionsmengen (Caps) entsprechend den Anforderungen der immissionsseitig differenzierten ökologischen Treffsicherheit sowie die Festlegung von geeigneten Restriktionen für den Handel, so dass die sich einstellende Sekundärallokation die ökologischen Zielsetzungen nicht gefährdet, vgl. Shortle/Horan (2008), S. 101-103 und S. 108-121 sowie auch Gawel/Mark (1991), S. 57-60; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 26 sowie S. 62; Kemper (1993), S. 297f.; Keudel (2005), S. 11f.; Keudel (2007), S. 20-24. Zu den Spezifika von Emissionen und Immissionen in Fließgewässern vgl. Keudel (2007), S. 5-20. Die Einbeziehung so genannter diffuser Quellen (z. B. flächige Einträge aus der Landwirtschaft), die bei einigen Gewässerbelastungen (z. B. Nitrat) einen großen Anteil der Gesamtemissionen ausmachen, ist dabei besonders herausfordernd, da der konkrete Beitrag einzelner Quellen aufgrund der komplexen Eintragspfade schwer zu quantifizieren und zu kontrollieren ist, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 48f.; Grobosch (2003), S. 196f.; Kraemer/Kampa/Interwies (2003), S. 26; Keudel (2005), S. 8f.; Keudel (2007), S. 7f.; Shortle/Horan (2008), S. 129. Erfahrungen aus großräumigen Emissionshandelssystemen mit ökologisch homogenen Transaktionsbeziehungen wie dem Handel mit CO₂-Emissionsrechten sind daher auf Fragestellungen mit Hot-Spot-Problematik nicht unmittelbar übertragbar, vgl. auch Horan/Shortle (2008), S. 103. Dennoch werden die instrumentellen Herausforderungen auch für das Umweltmedium Wasser in bestimmten Fällen als hinreichend beherrschbar und die noch realisierbaren Effizienzpotenziale als so signifikant eingeschätzt, dass zahlreiche Ansätze konzipiert und in der Praxis implementiert wurden, vgl. Kluge/Michel (2006), S. 474; Shortle/Horan (2008), S. 102-104.

²³⁰ In den USA wurden seit den 1980er Jahren bereits Dutzende lokale bzw. regionale Anwendungen handelbarer Verschmutzungsrechte zur Steuerung des Eintrages von Nähr- und Schadstoffen sowie auch Wärme in Gewässer implementiert, vgl. Shortle/Horan (2008), S. 104f. sowie auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 30-36; *Environomics* (1999); Keudel (2005), S. 12-20; Keudel/Oelmann (2005/06), S. 210-217; Keudel (2007), S. 109-129; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 65. Einen Überblick über 46 Anwendungen bis zum Jahr 2004 sowie deren Beschreibungen und Evaluationen bzgl. Handelsaktivitäten, Transaktionskosten und Abschätzung von gesamtwirtschaftlichen Kostensparnissen liefert eine Erhebung von BREETZ ET AL., vgl. Breetz et al. (2004) sowie darauf aufbauend Morgan/Wolverton (2005). Einige Anwendungen – insb. mit Einbeziehung von diffusen Quellen –

allgemein sowie speziell für das Problemfeld der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern sind dem Autor noch keine mengenbasierten Steuerungsansätze bekannt.

Die erörterten ökonomischen Grundüberlegungen zur Beurteilung umweltpolitischer Instrumente im Rahmen einer Second-Best-Strategie bilden den Ausgangspunkt für eine problemspezifische Entwicklung und Beurteilung marktorientierter Instrumente zur Allokation gewässerökologischer Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerken in Kap. 6. Im nächsten Kapitel werden hierzu zunächst die ökologischen und technischen Spezifika der querbauwerksbezogenen Beeinträchtigungen des Gewässerlebensraums sowie der wesentlichen Maßnahmenoptionen charakterisiert.

konnten aufgrund niedriger Handelsaktivität die Effizienzerwartungen nicht erfüllen, wobei die Gründe jedoch weniger grundsätzlicher Natur sind, sondern auf ein fehlerhaftes Design der Instrumente in den betreffenden Anwendungsfällen zurückgeführt werden können, vgl. Shortle/Horan (2008), S. 103-108. Die Umweltschutzbehörde der USA hat einen Leitfaden zur Ausgestaltung handelbarer Verschmutzungsrechte im Gewässerschutz herausgegeben, vgl. U. S. EPA (2007). Neben den zahlreichen Anwendungen in den USA existieren weitere Anwendungen und Studien in Australien, Kanada, Chile, China, den Niederlanden sowie Skandinavien, vgl. Kraemer/Kampa/Interwies (2003), S. 14-25; Keudel (2005), S. 20-25; Shortle/Horan (2008), S. 102. Ein bekanntes und als erfolgreich eingeschätztes Beispiel ist das Hunter River Salinity Trading Scheme in Australien, durch das seit 1995 Salzeinleitungen von Minen und Kraftwerken in den Hunter River auf Basis von flussabwärts bewegenden Blöcken der Wassersäule koordiniert werden, wobei die Handelsaktivitäten zwischen den Akteuren über eine Online-Plattform abgewickelt werden, vgl. Kraemer/Kampa/Interwies (2003), S. 16f.; Keudel (2007), S. 130-146; Shortle/Horan (2008), S. 107f. Zu Beginn der 1990er Jahre haben GAWEL/MARK/EWRINGMANN die Potenziale von Kompensationslösungen für stoffliche Einleitungen auch für eine Anwendung in Deutschland untersucht, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 30-185. Sie kommen einerseits zu dem Ergebnis, dass die Anforderung der ökologischen Äquivalenz von Kompensationen bei Direktleitungen von Schadstoffen aufgrund der ungleichmäßigen Ausbreitung und der daraus resultierenden Nahwirkungen schwierig zu gewährleisten ist. Gewisse Potenziale werden für den Bereich der Indirektleitungen innerhalb eines Abwassersammel- und Kläranlagensystems mit weitgehender Quellenindifferenz sowie bei Nährstoffeinleitungen mit geringen Akutschäden festgestellt, vgl. Gawel/Mark/Ewringmann (1992), S. 70-72 sowie S. 176-185. Vor dem Hintergrund des damaligen Wasserrechtes stellen sie zudem eine unzureichende rechtliche Absicherung von Kompensationspotenzialen für Einleitungen (u. a. durch fehlende qualitätsorientierte Bewirtschaftungspläne) fest, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 74-113, S. 121-123 sowie S. 176-185. Die Umsetzung der WRRL lieferte einen Impuls für weitere Untersuchungen der Einsatzmöglichkeiten von Mengensteuerungen für stoffliche Einleitungen (z. B. eine Studie für die Flussgebietseinheit Donau), vgl. Keudel (2005), S. 3-5 sowie S. 26-39; Keudel/Oelmann (2005/06), S. 217-222; Keudel (2007), S. 166-170; Elgeti/Maskow (2009), S. 284. Zur gesamtwirtschaftlich effizienten Koordinierung von Wasserentnahmen wird von verschiedenen Autoren und Institutionen die Etablierung von Wassermärkten durch hoheitliche Definition und Zuteilung exklusiver und handelbarer Wasserentnahmelizenzen vorgeschlagen, vgl. bspw. WBGU (1998), S. 322-326; Stuchtey (2002), S. 55f.; Lux (2005). Zur Anwendung von Wasserentnahmerechten im Grundwasserbereich vgl. bspw. Grobosch (2003), S. 184-206 sowie S. 224-227. Praktische Anwendungen handelbarer Wasserentnahmerechte existieren bspw. in Chile, Australien, Kalifornien und Pakistan, vgl. Grobosch (2003), S. 206-212; Malz/Scheele (2005), S. 11-30. LÖHR beurteilt die Effizienz von Wassermärkten allerdings kritisch und führt das auf ein Vorhandensein exklusiver Realoptionen unter monopolistischen Rahmenbedingungen zurück, vgl. Löhr (2008), S. 62f. Darüber hinaus werden Konflikte mit den Daseinsgrundfunktionen (z. B. Trinkwasserversorgung) sowie nicht vermeidbare Schäden an Ökosystemen problematisiert, vgl. Grambow (2008), S. 200f.

3 Gewässerökologische Maßnahmen an Querbauwerken als umweltpolitisches Handlungsfeld

3.1 Konkurrierende Nutzungsansprüche an Fließgewässern

Ein Fließgewässer wird allgemein als „[o]berirdisches Gewässer [...] mit ständig oder zeitweise fließendem Wasser“²³¹ definiert. Fließgewässer bilden damit den Oberbegriff für Bäche, Flüsse und Ströme, aber auch Kanäle als künstliche Ausprägung.²³² Sie stellen kein hydrologisch geschlossenes System dar, sondern sind fortwährend in die dynamischen Austauschbeziehungen des Wasserkreislaufes eingebunden.²³³ Vor allem bilden sie den oberirdischen Abfluss desjenigen Niederschlagswassers, das nicht verdunstet oder (zeitweise) versickert.²³⁴ Wichtigster hydrologischer Bezugsraum eines Fließgewässers ist daher das so genannte Einzugsgebiet. Dieses bezeichnet allgemein ein geografisches Gebiet, aus dem Wasser oberirdisch oder unterirdisch einem bestimmten Fließgewässer oder Bezugspunkt zufließt.²³⁵

²³¹ DIN 4049-3, S. 19, Nr. 2.1.4. Als Gewässer wird allgemein „[f]ließendes oder stehendes Wasser [bezeichnet], das im Zusammenhang mit dem Wasserkreislauf [...] steht, einschließlich Gewässerbett bzw. Grundwasserleiter“, DIN 4049-1, S. 3, Nr. 1.11. Das Gewässerbett umfasst die Gewässersohle und die Ufer, vgl. Rössert (1984), S. 71. Einem Gewässer können i. w. S. zusätzlich angrenzende Ökosysteme des Talraums zugerechnet werden, soweit sie vom eigentlichen Gewässer entscheidend geprägt sind bzw. im funktionalen Zusammenhang zu diesem stehen, vgl. LAWA (1996), S. 2. Zur Abgrenzung von Oberflächengewässern vgl. auch Erdmann/Schell (2003), S. 4; Lecher/Kressner (2001), S. 54f.

²³² Vgl. DIN 4049-3, S. 19, Nr. 2.1.4 sowie auch Rössert (1984), S. 67f. Ein oberirdisch fließendes, auch zeitweise versiegenderes Gewässer wird auch als Wasserlauf bezeichnet. Ströme stellen bedeutende Wasserläufe mit Zuflüssen, die ins Meer münden, dar. Zur Systematik sowie Typisierung der Fließgewässer vgl. auch Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 86-94. Demgegenüber werden Seen, Teiche, Tümpel u. ä. den stehenden Gewässern zugeordnet. Zu den hydraulischen, hydrologischen sowie ökologischen Unterschieden zwischen Still- und Fließgewässern vgl. bspw. Rössert (1984), S. 67-182; Maniak (2005), S. 507-510. Neben diesen Oberflächengewässern existieren auch Wasservorkommen unterhalb der festen Erdoberfläche. Diese unterirdischen Gewässer umfassen im Wesentlichen das so genannte Grundwasser. Neben Grundwasser zählen zu den unterirdischen Gewässern u. a. auch unterirdische Wasserläufe und Karstwasser. Zu unterirdischen Gewässern vgl. ausführlich Rössert (1984), S. 183-200.

²³³ Der Wasserkreislauf bildet die Gesamtheit der natürlichen Vorkommensformen des Umweltmediums Wasser sowie seiner natürlichen Zustands- und Ortsänderungen ab. Er umfasst die „[s]tändige Folge der Zustands- und Ortsänderungen des Wassers mit den Hauptkomponenten Niederschlag, Abfluß [...], Verdunstung und atmosphärischer Wasserdampftransport“, DIN 4049-1, S. 5, Nr. 1.22. Zum Wasserkreislauf bzw. hydrologischen Kreislauf und seinen Komponenten vgl. auch bspw. Rössert (1984), S. 26f.; Briechele (1996), S. 2-5; Erdmann/Schell (2003), S. 5f.; Lattermann (2005), S. 2-8; Quaschnig (2008), S. 214-216. Zu den einzelnen natürlichen Parametern des Wasserkreislaufes bzw. den Bestimmungsfaktoren der Wasserbilanz eines Einzugsgebietes vgl. bspw. Rössert (1984), S. 28-66; WBGU (1998), S. 58-67; Lecher/Kressner (2001), S. 49-54; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 171-178.

²³⁴ Vgl. Savenije/van der Zaag (2002), S. 98f.; Lattermann (2005), S. 6-8. Zum Einfluss der Landnutzung auf den regionalen Wasserhaushalt vgl. Frede (2002), S. 200-205.

²³⁵ Vgl. DIN 4049-1, S. 4, Nr. 1.20 sowie Lecher/Kressner (2001), S. 55; Lattermann (2005), S. 3; MUNLV NRW (2005), S. 14f. Dabei ergibt sich eine weitestgehende Übereinstimmung zwischen ober- und

Zum Verständnis der Nutzungskonkurrenzen an Fließgewässern ist es zunächst hilfreich, sich den ökonomischen Charakter von Fließgewässern als spezifisches Vorkommen der Ressource Wasser zu verdeutlichen.²³⁶

Wasser in seinen verschiedenen natürlichen Vorkommensformen lässt sich allgemein als natürliche Ressource bzw. Umweltgut charakterisieren.²³⁷ Die Ressource Wasser in Fließgewässern kann grundsätzlich als erneuerbar eingestuft werden, da ein natürliches Wasservorkommen über den skizzierten Wasserkreislauf prinzipiell fortlaufend erneuert wird.²³⁸ Diese im Grundsatz fortlaufende Erneuerung der Ressource ist jedoch von der jeweiligen Ausprägung und Entwicklung der hydrologischen Bestimmungsfaktoren (insb. dem Niederschlag) im jeweiligen Einzugsgebiet des Fließgewässers abhängig.²³⁹ Dementsprechend ist Wasser in einem Fließgewässer als zeitlich variable sowie regionale

unterirdischem Einzugsgebiet. Die Grenzen eines Einzugsgebietes werden als Wasserscheide bezeichnet. Es ist zu beachten, dass der Begriff des Einzugsgebietes im Rahmen der WRRL etwas anders definiert ist, vgl. FN 608.

²³⁶ Die Charakterisierung von Wasser als Ressource sowie als Gut im ökonomischen Sinne kann nicht allgemeingültig erfolgen, sondern ist im jeweiligen Kontext auf die vielfältigen natürlichen oder anthropogen geprägten Erscheinungsformen des Wassers zu beziehen, vgl. auch WBGU (1998), S. 287f. sowie S. 314-317; Leist (2007), S. 21. Dementsprechend kann Wasser im Laufe seiner Nutzbarmachung für verschiedene Zwecke auch unterschiedliche Gutseigenschaften annehmen, vgl. WBGU (1998), S. 314 sowie S. 316. Zu den besonderen Gutseigenschaften des leitungsgebundenen Trinkwassers vgl. bspw. Stuchtey (2002), S. 17-20. Zudem ist zu beachten, dass unter der Ressource Wasser in den meisten Fällen die Ressource „Süßwasser“ verstanden wird. Zu den Besonderheiten der Ressource Wasser vgl. ausführlich WBGU (1998), S. 308-320.

²³⁷ Vgl. bspw. Ammermüller (2011), S. 63f. sowie auch Savenije/van der Zaag (2002), S. 98f.

²³⁸ Vgl. Lehn/Renn/Steiner (1999), S. 16; Brackemann et al. (2001), S. 106; Hecht/Werbeck (2006), S. 23-27; Ammermüller (2011), S. 61. Demgegenüber können so genannte fossile, d. h. vom aktuellen Wasserkreislauf abgekoppelte Grundwasserressourcen (z. B. Aquifere im Wüstenboden) als nicht-erneuerbare Vorkommen angeführt werden, vgl. bspw. WBGU (1998), S. 74; Hecht/Werbeck (2006), S. 26f. Zur Unterscheidung nicht-erneuerbarer und erneuerbarer Ressourcen, vgl. auch Leist (2007), S. 41.

²³⁹ Während global gesehen die Gesamtmenge des Wasser im hydrologischen Zyklus weitgehend konstant bleibt, gilt dies nicht zwangsläufig für regionale Betrachtungsgebiete wie ein bestimmtes Einzugsgebiet oder Teileinzugsgebiete, vgl. Briechle (1996), S. 2; Opp (2004a), S. 10f.; Leist (2007), S. 20f. Hier sind vielmehr die konkrete Entwicklung und zeitliche Variabilität der natürlichen Wasserbilanz und das hieraus im Zeitablauf resultierende Wasserdargebot bzw. die Abflusscharakteristik von Fließgewässern zu betrachten, vgl. Briechle (1996), S. 5-7; Maniak (2005), S. 1-5; Hecht/Werbeck (2006), S. 52; Ammermüller (2011), S. 63f. Der Abfluss (Q) bezeichnet das „Wasservolumen, das einen bestimmten Querschnitt in der Zeiteinheit durchfließt und einem Einzugsgebiet [...] zugeordnet ist“, DIN 4049-1, S. 4, Nr. 1.17. Wichtige Ausprägungen des Abflusses in einer Periode (Hauptwerte) sind der mittlere Abfluss (MQ), der Niedrigwasserabfluss (NQ), der mittlere Niedrigwasserabfluss (MNQ) sowie der Hochwasserabfluss (HQ), vgl. DIN 4049-3, S. 39, Nr. 2.5.4 bis 2.5.6 sowie MUNLV NRW (2005), S. 14f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 182-184. Der zeitliche Verlauf der Abflüsse an einem Gewässer wird über die Jahresganglinie bzw. geordnet über die Jahresdauerlinie abgebildet, vgl. bspw. MUNLV NRW (2005), S. 14f. Ohne Bezug zum Einzugsgebiet eines Gewässers wird Q als Durchfluss bezeichnet (z. B. in Bezug auf das genutzte Wasser in Wasserkraftanlagen), vgl. DIN 4049-3, S. 24, Nr. 2.2.14. Da Wasser i. d. R. abfließt, verdunstet oder versickert, ist es als Ressource beweglich und flüchtig, vgl. Opp (2004a), S. 10. Somit kommt regionalen Wasserbilanzen bei der Beurteilung der Verfügbarkeit der Ressource Wasser eine große Bedeutung zu, vgl. Briechle (1996), S. 11-21; Kraemer/Jäger (1997), S. 74-78.

Ressource zu betrachten.²⁴⁰ Dem natürlichen Wasserdargebot in einem Fließgewässer sind die natürlichen Bedarfe sowie die anthropogenen Nutzungsinteressen²⁴¹ gegenüberzustellen. Auch in der natürlichen Vorkommensform „Fließgewässer“ zeichnet sich die Ressource Wasser durch eine besondere Multifunktionalität aus.²⁴² DOETSCH/ PÖPPINGHAUS verdeutlichen die Multifunktionalität des Wassers in Gewässern mittels Nutzungs- bzw. Funktionskategorisierungen, wobei neben anthropogenen Nutzungskategorien auch Naturfunktionen einbezogen werden (vgl. Abbildung 3).²⁴³

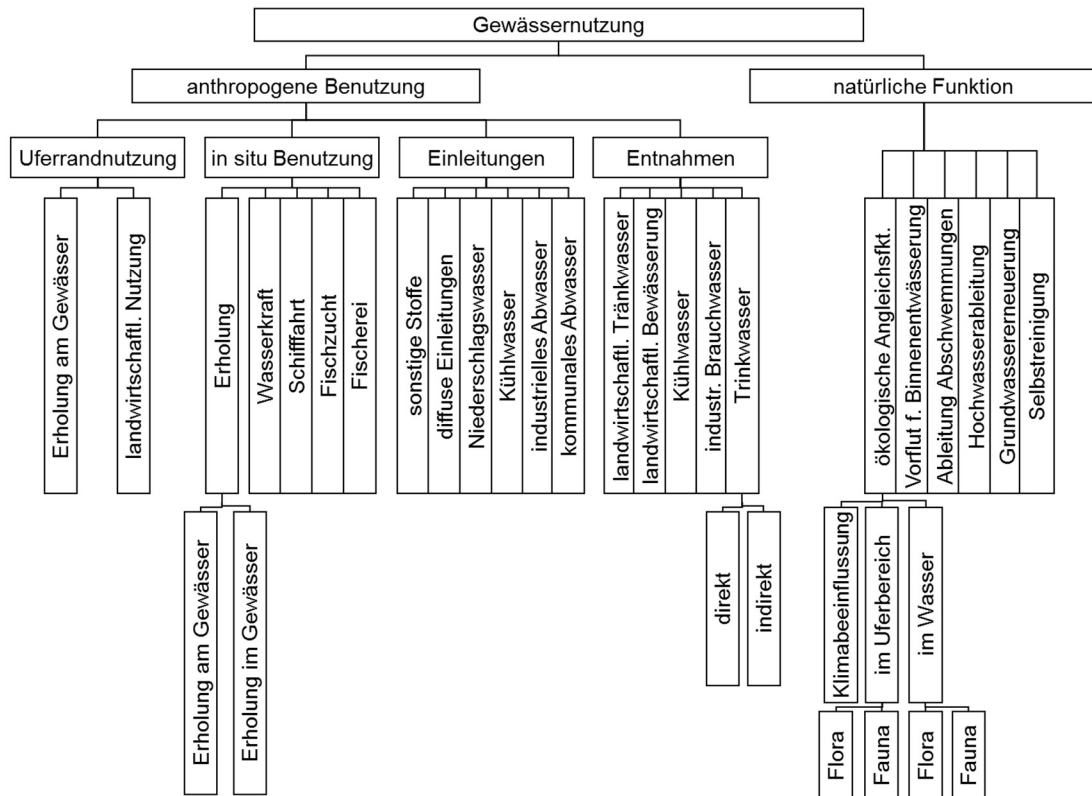


Abbildung 3: Systematisierung der natürlichen Funktionen und anthropogenen Gewässernutzungen²⁴⁴

²⁴⁰ Vgl. Lehn/Renn/Steiner (1999), S. 16f.; WBGU (1998), S. 125-128 sowie S. 317f.; Leist (2007), S. 19f.; Ammermüller (2011), S. 61.

²⁴¹ Unter einer Gewässernutzung wird allgemein die „[z]ielgerichtete Inanspruchnahme eines Gewässers [...] durch den Menschen [...] z. B. für: Trink- und Betriebswassergewinnung, Erhaltung und Entwicklung naturnaher Lebensräume, Fischerei, Freizeit und Erholung, Bewässerung, Schifffahrt, Energiegewinnung, Abwasserableitung“, DIN 4049-1, S. 4, Nr. 1.12, verstanden. Nutzungen sind i. d. R. mit mehr oder weniger umfangreichen flussbaulichen Maßnahmen verbunden (Gewässerausbau), vgl. Baumgart et al. (2005), S. 69f.

²⁴² Vgl. auch WBGU (1998), S. 308-314; Erdmann/Schell (2003), S. 7; Grobosch (2003), S. 18; Kappet (2006), S. 19f.; Albrecht (2007), S. 26.

²⁴³ Vgl. Doetsch/Pöppinghaus (1985), S. 297. Der Wissenschaftliche Beirat für globale Umweltfragen (WBGU) systematisiert die Multifunktionalität der Ressource Wasser anhand von Naturfunktionen und Kulturfunktionen, vgl. WBGU (1998), S. 48. Zu den verschiedenen Funktionen des Wassers und Gewässernutzungen vgl. auch Erdmann/Schell (2003), S. 7; Hecht/Werbeck (2006), S. 23 sowie Kramer/Jäger (1997), S. 85-103.

²⁴⁴ Quelle: Doetsch/Pöppinghaus (1985), S. 297.

Die Vielfalt und das Ausmaß der natürlichen und anthropogenen Funktionen sind allerdings im hohen Maß von den Rahmenbedingungen des jeweiligen Gewässers abhängig.²⁴⁵

In seiner nicht substituierbaren Bedeutung als Trinkwasser sowie für die Produktion aller weiteren Grundnahrungsmittel im Rahmen der Landwirtschaft bildet die Ressource Wasser neben der Atemluft die zentrale natürliche Existenzgrundlage für den Menschen.²⁴⁶ Neben dem Grundwasser stellen Fließgewässer die wesentliche Quelle des Trinkwassers dar, das für das Gemeinwohl eine zentrale Stellung einnimmt.²⁴⁷ Darüber hinaus kommt den Fließgewässern eine besondere wirtschaftliche Bedeutung (insb. auch in Industrie und Tourismus) zu. Neben der Versorgung mit Brauch-, Prozess und Kühlwasser sowie zur Aufnahme von Einleitungen²⁴⁸, dienen die Oberflächengewässer als Verkehrswege, zur Energiegewinnung sowie zu Freizeit Zwecken.²⁴⁹ Das besondere Wesensmerkmal eines Fließgewässers ist, dass es die Ressource Wasser in einer von Natur aus bewegten Form bereitstellt, wodurch bestimmte Nutzungen (wie die Verdünnung und Ableitung von Schadstoffen) erst ermöglicht bzw. wesentlich befördert werden.

²⁴⁵ Vgl. Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 588f.

²⁴⁶ Vgl. WBGU (1998), S. 19; Lehn/Renn/Steiner (1999), S. 16; Lanz/Scheuer (2001), S. 2; Brackemann et al. (2001), S. 105; Savenije/van der Zaag (2002), S. 98f.; Grobosch (2003), S. 1f.; Rau (2003), S. 11; Bardt (2006), S. 5; Brouwer et al. (2009), S. 11; Ammermüller (2011), S. 61f. sowie bereits Europarat (1968), Grundsatz I. Vor diesem Hintergrund wird daher insb. auch auf internationaler Ebene ein Menschenrecht auf Wasser gefordert, vgl. bspw. WBGU (1998), S. 230; Grambow (2008), S. 51-55. Zur sozialen Dimension der Ressource Wasser vgl. bspw. Ammermüller (2011), S. 64-66 und die dort referenzierte Literatur.

²⁴⁷ Vgl. Hiessl (2001), S. 44 sowie Palm (2006a), S. 3; Klauer et al. (2008b), S. 17. Dementsprechend kommt der Ressource Wasser in den meisten Gesellschaften auch in kultureller und teilweise auch in religiöser Hinsicht ein hoher Stellenwert zu, vgl. bspw. Opp (2004a), S. 16.

²⁴⁸ Aufgrund der Lösungseigenschaften und der besonderen Mobilität weist die Ressource Wasser in Fließgewässern eine besondere Eignung als Aufnahme- und Abführmedium für flüssige und feste Abfallstoffe sowie Wärme auf, vgl. WBGU (1998), S. 49 sowie S. 145f.

²⁴⁹ Vgl. hier sowie zu Folgendem LAWA (1996), S. 3f. sowie auch Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 587-589. Zur Freizeit- und Erholungsfunktion von Gewässern vgl. Sommerwerk (2006), S. 321-329. Im Hinblick auf die Nutzung der Ressource Wasser kann grundlegend zwischen Gebrauch und Verbrauch der Ressource unterschieden werden, vgl. WBGU (1998), S. 49; Leist (2007), S. 43. Demnach kann von Wasserverbrauch gesprochen werden, wenn flüssiges Wasser verdunstet oder chemisch gebunden wird. Beim Gebrauch bleibt das Wasser als Flüssigkeit im Wesentlichen erhalten, wird jedoch i. d. R. in seinen ursprünglichen Eigenschaften teilweise verändert und damit seiner weiteren Nutzbarkeit, z. B. durch Vermengung mit Schadstoffen, beeinträchtigt. Neben den genannten direkten Nutzungen der Ressource Wasser werden Fließgewässer auch durch sicherheitsorientierte Maßnahmen des technischen Hochwasserschutzes beansprucht. Zur sicherheits- sowie nutzungsbedingten anthropogenen Beeinflussung von Fließgewässern vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 76-85. Zum technischen Hochwasserschutz vgl. auch Kap. 4.3.5. Nicht zuletzt kommt Fließgewässern eine wesentliche Bedeutung bei der Entwässerung von landwirtschaftlichen Flächen und Siedlungsgebieten (so genanntes Fremdwasser) zu, vgl. Leist (2007), S. 53f.

Der Ressource Wasser kommt jedoch auch für die Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts und dessen Ökosysteme²⁵⁰ eine eminente Bedeutung zu.²⁵¹ Gerade Fließgewässer sowie die zugehörigen Ufer, Auen und Altarme bilden hochkomplexe Lebensräume für Flora und Fauna und sind damit integrale Bestandteile des Naturhaushalts.²⁵² Natürliche Fließgewässer werden als „Lebensadern der Landschaft“²⁵³ bezeichnet und bilden in Mitteleuropa mit ihren Auen sogar die artenreichsten Ökosysteme überhaupt.²⁵⁴ Die Lebensgemeinschaften (Biozönosen) eines natürlichen Fließgewässers werden wiederum grundlegend von den jeweiligen physikalischen Bedingungen (insb. der Gewässerdynamik), chemischen Faktoren, den Nährstoffverhältnissen sowie den Interaktionen innerhalb der Lebensgemeinschaft (z. B. Konkurrenz, Fraß, Symbiosen) geprägt.²⁵⁵ Die Beschaffenheit eines Fließgewässers und die damit einhergehenden ökologischen Funktionen konstituieren

²⁵⁰ Ein Ökosystem bildet die „[f]unktionelle Einheit aus Biozönose [...] und Biotop[...], gekennzeichnet durch stoffliche, energetische und informatorische Wechselwirkungen zwischen den Organismen untereinander und mit ihrer Umwelt“, DIN 4049-2, S. 9, Nr. 3.2. Dabei gilt als Biozönose die „Lebensgemeinschaft verschiedenartiger Pflanzen und Tiere in einem Biotop [...], die durch gegenseitige Abhängigkeit und Beeinflussung bedingt ist“, DIN 4049-2, S. 9, Nr. 3.3. Gemäß DIN 4049-2, S. 9, Nr. 3.4 und 3.5 stellt ein Biotop eine Zusammenfassung verschiedener Habitats (Lebensraum einer Tier- oder Pflanzenart) zum Lebensraum einer Biozönose dar. Zu den grundlegenden Wechselwirkungen in Ökosystemen vgl. bspw. Klötzli (1996), S. 73-77. Die „Wissenschaft von den Wechselbeziehungen der Organismen untereinander mit ihrer Umwelt“ wird als Ökologie bezeichnet, DIN 4049-2, S. 9, Nr. 3.1, wobei die Umwelt die Gesamtheit der abiotischen und biotischen Lebensbedingungen umfasst. Mit der Ökologie der Binnengewässer befasst sich die Limnologie, vgl. DIN 4049-2, S. 12, Nr. 4.1.

²⁵¹ Vgl. bspw. WBGU (1998), S. 48; Erdmann/Schell (2003), S. 3; VDG (2004), S. 3-5; Ammermüller (2011), S. 61. Wasser wird daher oft als die essentielle oder elementare Ressource sowie als „Blut des Planeten Erde“ bezeichnet, VDG (2004), S. 4. Nicht zuletzt durch solche Attribute wird offensichtlich, dass der Ressource Wasser eine herausgehobene – insb. auch ideelle und emotionale – Wahrnehmung zukommt, vgl. Leist (2007), S. 10-12 sowie S. 34-37. Dementsprechend wird der Ressource Wasser auch in kultureller und teilweise auch in religiöser Hinsicht ein hoher Stellenwert zugewiesen, vgl. bspw. Opp (2004a), S. 16. Nach Ansicht des WBGU ist der menschliche Umgang mit der Ressource Wasser grundsätzlich vom jeweiligen soziokulturellen Wertekontext einer Gesellschaft abhängig. Die gesellschaftlichen Einstellungen bzgl. der Ressource Wasser werden vom WBGU als Wasserkultur bezeichnet, vgl. WBGU (1998), S. 284 sowie Leist (2007), S. 9.

²⁵² Vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 85; Lanz/Scheuer (2001), S. 2; Steinberg et al. (2001), S. 99; Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 411; Erdmann/Schell (2003), S. 4; VDG (2004), S. 20. Dabei sind die Gewässer, ihre Auen sowie das Gewässerumfeld als funktionale Einheit zu betrachten, vgl. WBGU (1998), S. 308; Diehl (2004b), S. 208; MUNLV NRW (2005), S. 21f.; BMU (2006a), S. 29; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 99f.

²⁵³ VDG (2004), S. 20 sowie auch DWA (2010), S. 27.

²⁵⁴ Vgl. BMU (1998), S. 107; WBGU (1998), S. 50-57, insb. S. 54f.; Diehl (2004b), S. 206; Kappert (2006), S. 21-23. Zum Lebensraum Fließgewässer vgl. ausführlich Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 99-128. Die Vielfalt der Arten, deren genetische Vielfalt sowie die Diversität ökologischer Funktionen und Verknüpfungen innerhalb und zwischen Lebensgemeinschaften (ökologische Vielfalt) werden unter dem Begriff der Biodiversität zusammengefasst, vgl. WBGU (1998), S. 54. Je höher die biologische Vielfalt, desto stärker wird die Resilienz des Ökosystems gegen Funktionsstörungen eingeschätzt, vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 67f.

²⁵⁵ Vgl. Steinberg et al. (2001), S. 99; Bunge et al. (2001), S. 73f.; DWA (2010), S. 27-30. Zu den einzelnen Bestimmungsfaktoren vgl. ausführlich Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 102-114. Insb. besteht eine hohe Abhängigkeit der aquatischen Ökosysteme von der lokalen Wasserbilanz, vgl. WBGU (1998), S. 128.

ren sich somit aus der Gesamtheit seiner physikalisch-chemischen sowie hydromorphologischen Merkmale.²⁵⁶ Von entscheidender Bedeutung für die Lebensgemeinschaften ist dabei auch die ökologische Vernetzungsfunktion von Fließgewässern.²⁵⁷

Gerade die ökosystemaren Funktionen sowie die Nutzbarkeit als Trinkwasser für den Menschen sind allerdings sehr von den qualitativen Eigenschaften des Fließgewässers (insb. der Lösung von bzw. der Vermischung mit bestimmten Feststoffen und weiteren Flüssigkeiten, der Temperatur sowie der Fließdynamik) abhängig.²⁵⁸ Diese werden wiederum von diversen anthropogenen Nutzungsinteressen (z. B. Einleitung von Abwässern, Veränderung der natürlichen Hydromorphologie zur Schiffbarmachung) beeinflusst.²⁵⁹ Mit Blick auf die Multifunktionalität der Ressource Wasser in Fließgewässern ist daher festzustellen, dass die unterschiedlichen Funktionen bzw. Nutzenkategorien sich zwar teilweise ergänzen oder neutral zueinander verhalten, oftmals jedoch konfliktieren, d. h. sich gegenseitig beeinträchtigen oder sogar ausschließen.²⁶⁰ Je nach Intensität und Zusammenwirken der jeweiligen Nutzungsansprüche kann somit an Fließgewässern eine mehr oder weniger ausgeprägte Nutzungskonkurrenz sowohl in quantitativer als auch in qualitativer Hinsicht vorliegen.²⁶¹ Solche Konflikte bestehen nicht nur zwischen menschlichen Nutzungsinteressen und den Naturfunktionen der Fließgewässer, sondern auch

²⁵⁶ Vgl. BMU (1998), S. 101 und S. 107. Die Gewässerbeschaffenheit wird gemäß DIN 4049-2, S. 3, Nr. 1.1 als „[d]urch physikalische, chemische und biologische Kenngrößen sowie beschreibende Begriffe wertneutral angegebene Eigenschaften eines Gewässers“ definiert. Die nach vorgegebenen Kriterien (z. B. Schutzziele, Nutzungsansprüche) bewertete Gewässerbeschaffenheit wird als „Gewässergüte“ bezeichnet, vgl. DIN 4049-2, S. 3, Nr. 1.2. Zur Definition und Beurteilung der Gewässergüte vgl. auch Patt/Jürjing/Kraus (2009), S. 147-154. Unter dem Begriff „Hydromorphologie“ wird die Gesamtheit der hydrologischen und morphologischen Eigenschaften eines Gewässers mit den daraus in dynamischen Prozessen resultierenden groß- und kleinräumigen Gewässerstrukturen zusammengefasst. Wesentliche Parameter sind die Strömungscharakteristika sowie die Beschaffenheit der Gewässersohle und Ufer, vgl. bspw. MUNLV NRW (2005), S. 16f. Die Gewässerstruktur umfasst alle räumlichen und materiellen Differenzierungen und Ausformungen der Gewässersohle, des Ufers und der Aue, die sich hydraulisch, morphologisch und hydrobiologisch auswirken, vgl. Reiss/Opp (2004), S. 155. Zu den natürlichen Bestimmungsfaktoren der Struktur von Fließgewässern vgl. ausführlich Patt/Jürjing/Kraus (2009), S. 55-75 sowie zur Bewertung der Gewässerstruktur Patt/Jürjing/Kraus (2009), S. 154-167.

²⁵⁷ Vgl. Patt/Jürjing/Kraus (2009), S. 114. Insb. der Aspekt der Längsvernetzung bzw. der ökologischen Durchgängigkeit ist von zentraler Bedeutung für die vorliegende Untersuchung und wird daher in Kap. 3.3 vertieft.

²⁵⁸ Vgl. auch Hentschel (2005), S. 20-23.

²⁵⁹ So kann auch die natürliche Regenerationsfähigkeit der Ressource durch menschliche Eingriffe in den Naturhaushalt nachhaltig beeinflusst werden, vgl. Leist (2007), S. 42; Klauer et al. (2008b), S. 17. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die aus menschlichen Nutzungen resultierenden nachteiligen Veränderungen häufig erst mittel- bis langfristig erkennbar und zudem häufig persistent sind, vgl. LAWA (1996), S. 2 sowie auch Patt/Jürjing/Kraus (2009), S. 86.

²⁶⁰ Vgl. Erdmann/Schell (2003), S. 7; VDG (2004), S. 28; WBGU (1998), S. 308; Brouwer et al. (2009), S. 11-13.

²⁶¹ Vgl. Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 587-589; Hentschel (2005), S. 20-23; Kappert (2006), S. 19f.; Hecht/Werbeck (2006), S. 51-53; Grünebaum et al. (2006), S. 1; Leist (2007), S. 58-61; Klauer et al. (2008b), S. 17; Brouwer et al. (2009), S. 11-13; Schmidt (2010), S. 189 sowie auch Ammermüller

zwischen unterschiedlichen menschlichen Nutzungsinteressen.²⁶² Dabei liegt i. d. R. eine Asymmetrie der Nutzungskonkurrenz zugunsten qualitätsverschlechternder Aktivitäten, die selber keine oder geringe Ansprüche an die Umweltqualität stellen, vor (z. B. Einleitung von Abwässern).²⁶³ Aufgrund der Fließrichtung von Fließgewässern wird die Nutzungskonkurrenz zudem durch eine Unter- und Oberliegerbeziehung geprägt, wobei vielfach ein „natürlicher“ Nutzungsvorteil für den Oberlieger besteht.²⁶⁴

Die intensive anthropogene Inanspruchnahme aller Gewässer in den dichtbesiedelten und industrialisierten Regionen Mitteleuropas hat an vielen Fließgewässern zu einer wesentlichen Beeinträchtigung der Naturfunktionen geführt.²⁶⁵ Die Verschmutzung von Fließgewässern durch Einleitungen und diffuse Einträge stellt eine wesentliche Ursache für eine nicht ausreichende Verfügbarkeit der Ressource Wasser in der notwendigen Qualität dar.²⁶⁶ Die ökosystemaren Funktionen von Fließgewässern werden darüber hinaus durch

(2011), S. 70-72. Aufgrund der Verbundenheit im Rahmen des Wasserkreislaufs kann auch eine indirekte Konkurrenz zwischen Nutzungsansprüchen an Fließgewässern und an das Grundwasser bestehen, vgl. auch Hecht/Werbeck (2006), S. 26f.

²⁶² Zur Konkurrenz von Nutzungsansprüchen und ökologischen Ansprüchen bei Wasserentnahmen vgl. bspw. Briechele (1996), S. 26-29. Gegen das Verständnis einer Nutzungskonkurrenz der natürlichen Funktionen gegenüber menschlichen Nutzungsinteressen wenden LANZ/SCHEUER ein, dass das Funktionieren der Ökosysteme die notwendige Basis einer nachhaltigen Nutzbarkeit von Wasserressourcen darstellt, vgl. Lanz/Scheuer (2001), S. 19 sowie ähnlich bereits Meyerhoff/Petschow (1998), S. 9f.

²⁶³ Vgl. auch Michaelis (1996), S. 15f.

²⁶⁴ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 58f.; Keudel (2007), S. 15-19; Hecht/Werbeck (2006), S. 30f. sowie S. 178; Klauer et al. (2008b), S. 23. Die Oberlieger-Unterlieger-Beziehung ist in Bezug auf Verschmutzungen und Wasserentnahmen als einseitig gerichtete Externalität ausgeprägt, vgl. OECD (1994), S. 29; Keudel (2007), S. 15-19.

²⁶⁵ Vgl. LAWA (1996), S. 3f.; Hoppe/Beckmann/Kauch (2000), S. 15; Steinberg et al. (2001), S. 99; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 76-85.

²⁶⁶ Vgl. auch Opp (2004a), S. 11; Hecht/Werbeck (2006), S. 31f. Allerdings führt nicht jeder Eintrag von Stoffen oder Wärme zu einer ökologischen Beeinträchtigung. So ist auch eine pauschale Klassifizierung eines natürlichen Stoffes als Belastungsstoff i. d. R. nicht möglich. Viele Stoffe sind zunächst notwendige Bestandteile eines natürlichen Systems und entfalten erst unter bestimmten Bedingungen (z. B. Akkumulation wegen übermäßigen Eintrages, Reaktion mit anderen Stoffen) eine schädigende Wirkung, vgl. auch DIN 4049-2, S. 4, Nr. 1.10. Typisches Beispiel ist die Stoffklasse der Nährstoffe. Hierunter fallen Stickstoff- und Phosphorverbindungen, die als Nährstoffe in einem ökologischen System lebensnotwendig sind. Kommt es jedoch zu einer übermäßigen Akkumulation, führt dies zu einer Überdüngung bzw. Eutrophierung eines Gewässers. Im Extremfall „kippt“ das Gewässer und es kommt zu einem Zusammenbruch des Ökosystems, vgl. bspw. Hecht/Werbeck (2006), S. 46. Als eigentliche Schadstoffe gelten daher gemäß DIN 4049-2, S. 4, Nr. 1.11 diejenigen Belastungsstoffe, die bereits in geringer Konzentration unmittelbar oder mittelbar schädlich wirken. Die Wirkungen stofflicher Einträge sind Bestandteil eines vielschichtig komplexen Systems, wobei die Wirkungen durch die jeweiligen Rahmenbedingungen (insb. Wassermenge, Gewässertemperatur) wesentlich beeinflusst werden, vgl. auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 44; Hecht/Werbeck (2006), S. 32. Diese Rahmenbedingungen bestimmen auch die so genannte Selbstreinigungskraft von Gewässern. Selbstreinigung bezeichnet den „Vorgang, bei dem Wasserinhaltsstoffe [...] durch biologische, chemische oder physikalische Vorgänge aus dem Wasserkörper abgeschieden oder so verändert werden, daß ihre nachteilige Einwirkung auf die Gewässergüte [...] vermindert ist“, DIN 4049-2, S. 5, Nr. 1.17. Zur biologischen Selbstreinigung vgl. auch Maniak (2005), S. 586-588. Die Selbstreinigungskraft ist jedoch begrenzt und kann bspw. durch eine Erwärmung der Gewässer aufgrund von Kühlwassereinleitungen beeinträchtigt sein, vgl. BMI (1971), S. 48 sowie Hecht/Werbeck (2006), S. 27.

sicherheits- oder nutzungsorientierte Veränderungen ihrer natürlichen Dynamik und Strukturvielfalt beeinträchtigt.²⁶⁷

Aus ökonomischer Sicht implizieren die beschriebenen Nutzungskonkurrenzen Knappheit.²⁶⁸ Der Einsatz eines knappen Gutes in einer bestimmten Verwendung führt i. d. R. zum Verzicht einer sachlich, räumlich oder zeitlich alternativen Verwendung und damit zu Opportunitätskosten.²⁶⁹ Es stellt sich also die Frage, wer die Ressource Wasser in einem Fließgewässer wann, wo, wie, für welchen Zweck und in welchem Umfang nutzen sollte.²⁷⁰ Aus Sicht der ökonomischen Wohlfahrtstheorie hat diese Ressourcenallokation derart zu erfolgen, dass die gesamtwirtschaftliche Wohlfahrt maximiert wird. Dies wird theoretisch erreicht, wenn marginale Einheiten der Ressource jeweils in die Verwendung mit den größten Nettogrenznutzen gelenkt werden.²⁷¹ In Bezug auf die Nutzung von Fließgewässern versagt jedoch im Regelfall die klassische Marktkoordination, da sich aufgrund der Nichtanwendbarkeit des Ausschlussprinzips bzw. unvollständiger Verfügungsrechte keine vollständigen Marktbeziehungen bzgl. der Nutzung von Fließgewässern herausbilden können und folglich externe Effekte vorliegen.²⁷² Ebenfalls kann es bei konkurrierenden Wasserentnahmen zu einem Nutzungswettlauf und einer systematischen Übernutzung der Ressource jenseits der natürlichen Regenerationsrate kommen.²⁷³ Natürliche Wasservorkommen wie Fließgewässer lassen sich somit ab dem Überschreiten

²⁶⁷ Vgl. Lanz/Scheuer (2001), S. 2; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 129. Bei Fließgewässern ist nicht zuletzt die Isolierung vom Umland (z. B. amphibische Zone) problematisch, vgl. Steinberg et al. (2001), S. 99.

²⁶⁸ Vgl. bspw. Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 587. Lassen sich in einem Betrachtungsgebiet nicht mehr alle Nutzungsinteressen im gewünschten Umfang und der gewünschten Qualität befriedigen, wandelt sich die Ressource Wasser in diesem Betrachtungsgebiet von einem freien Umweltgut in ein knappes Umweltgut und nimmt damit grundlegend den Charakter eines ökonomischen Gutes an, vgl. bspw. WBGU (1998), S. 287 und S. 314-316; Meyerhoff/Petschow (1998), S. 58; Rogers/Bhatia/Huber (1998); Grobosch (2003), S. 9f. sowie S. 97-101; Malz/Scheele (2005), S. 5-7, Londong et al. (2006), S. 16; Brouwer et al. (2009), S. 11; Ammermüller (2011), S. 66-69. Ein ökonomisches Gut ist nicht unmittelbar gleichzusetzen mit einem Gut, das auf Märkten unreguliert bzw. frei gehandelt wird. Die Einstufung der Ressource Wasser als ökonomisches Gut besagt zunächst nur, dass das Gut knapp ist und daher die Notwendigkeit des „Wirtschaftens“ besteht. Die Frage, inwieweit Wasser ein wirtschaftlicher Wert zugemessen werden sollte, ist jedoch immer wieder umstritten, vgl. auch Brackemann et al. (2001), S. 106.

²⁶⁹ Vgl. bspw. Londong et al. (2006), S. 16; Brouwer et al. (2009), S. 11; Hanusch (2011), S. 2.

²⁷⁰ Vgl. WBGU (1998), S. 320; Brouwer et al. (2009), S. 12f.

²⁷¹ Vgl. WBGU (1998), S. 308f.; Brouwer et al. (2009), S. 12-16 sowie ausführlich Hecht/Werbeck (2006), S. 54-71.

²⁷² Vgl. Hecht/Werbeck (2006), S. 77f.; Brouwer et al. (2009), S. 13-16 sowie auch Ammermüller (2011), S. 69-72. Als Beispiel kann die Beeinträchtigung der Fangerträge eines Fischers im Unterlauf eines Gewässers durch die Einleitung von Abwässern im Oberlauf angeführt werden. Die typischen Unterlieger-Oberlieger-Beziehungen bewirken eine weitgehend einseitig gerichtete Struktur externer Effekte in Fließgewässersystemen. Durch die einfache und weiträumige Entsorgungsmöglichkeit von Abwässern in Fließgewässern wird das Entstehen negativer externer Effekte besonders begünstigt, da der Einleiter als Oberlieger selbst kaum geschädigt wird, vgl. auch WBGU (1998), S. 296.

²⁷³ Vgl. auch Cvijanovic (2008), S. 43; WBGU (1998), S. 287f. sowie S. 314-316.

der natürlichen Assimilations- sowie Regenerationsfähigkeit als Allmendegut charakterisieren.²⁷⁴ Demgegenüber lässt sich der Gewässerschutz²⁷⁵, also die Bewahrung der Ressource und ihrer ökologischen Funktionen durch qualitätsverbessernde Maßnahmen oder durch individuelle Nutzungseinschränkung als öffentliches Gut charakterisieren.²⁷⁶

Theoretisch könnten externe Effekte im Bereich der Gewässernutzungen durch vollständige und eindeutige Zuweisung von privaten Verfügungs- und Nutzungsrechten und darauf basierende Verhandlungen auf Ebene privater Akteure internalisiert werden.²⁷⁷ In der Praxis ist dies aufgrund der Vielzahl der betroffenen Akteure sowie der damit einhergehenden prohibitiven Transaktionskosten der Verhandlung und Durchsetzung i. d. R. jedoch nicht möglich.²⁷⁸ Daher ist die Koordination konkurrierender Nutzungsinteressen zur quantitativen wie qualitativen Sicherung der Nutzbarkeit der Wasserressourcen sowie auch ihrer ökologischen Funktionen auf eine regulatorische Intervention einer übergeordneten Instanz des Gemeinwesens – also des Staates – angewiesen, durch die die Möglichkeiten bestimmter Inanspruchnahmen der Ressource gezielt begrenzt werden.²⁷⁹ Dementsprechend ist es in vielen Staaten eine öffentliche bzw. staatliche Aufgabe, eine allgemeinwohlorientierte Balance zwischen Schutz und Nutzung der natürlichen Wasserressourcen herbeizuführen und sicherzustellen.²⁸⁰ Aus umweltökonomischer Sicht ist hierbei

²⁷⁴ Vgl. Grobosch (2003), S. 99-101. Zur Abgrenzung unterschiedlicher Güterkategorien vgl. bereits Kap. 2.2.

²⁷⁵ Gewässerschutz ist allgemein definiert als „Schutz der Gewässer [...] vor nachteiligen Einwirkungen“, DIN 4045, S. 22, Nr. 1.15.

²⁷⁶ Vgl. WBGU (1998), S. 316. Da eine solche Verhaltensweise mit individuellen Opportunitätskosten verbunden ist, jedoch niemand vom Nutzen einer solchen Qualitätsverbesserung ausgeschlossen werden kann, ist es individuell rational, nicht zu einer Verbesserung beizutragen und stattdessen eine Trittbrettfahrerposition einzunehmen, vgl. WBGU (1998), S. 315f.; Stuchtey (2002), S. 53f.; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 102-104; Cvijanovic (2008), S. 44f. Da alle Akteure diesem Kalkül unterliegen, entsteht eine klassische Gefangenendilemmasituation, welche zu einem gesamtwirtschaftlich unvorteilhaften Ergebnis (Wohlfahrtsverlust) führt. Zum Gefangenendilemma im Rahmen der Umweltproblematik vgl. bspw. Feess (2007), S. 44f. Besonders ausgeprägt ist diese Problematik bei grenzüberschreitenden, internationalen Umweltproblemen, vgl. hierzu bspw. Feess (2007), S. 213-224.

²⁷⁷ Vgl. Cvijanovic (2008), S. 44.

²⁷⁸ Vgl. Häder (1997), S. 64f.; WBGU (1998), S. 316; Stuchtey (2002), S. 53; Hecht/Werbeck (2006), S. 85; Cvijanovic (2008), S. 44. Die Zuweisung von Verfügungsrechten an einer bestimmten Einheit Wasser scheitert i. d. R. schon an der charakteristischen Mobilität der Ressource Wasser (z. B. Verdunstung). Demnach ist eine wohlfahrtsoptimierende Internalisierung der externen Effekte der Gewässernutzung im Rahmen einer Coase'schen Verhandlungslösung in der Praxis nicht umsetzbar. Auch wäre hierdurch nicht zwingend ein stabiler Schutz der Ökosysteme gewährleistet, vgl. Kap. 2.2.

²⁷⁹ Vgl. Häder (1997), S. 65; Stuchtey (2002), S. 54; Hecht/Werbeck (2006), S. 99f.; Kappert (2006), S. 19-21.; Grambow (2008), S. 145-147; Schmidt (2010), S. 189; Ammermüller (2011), S. 70f. Zu den regulatorischen Rahmenbedingungen der Nutzung natürlicher Wasserressourcen in der Bundesrepublik Deutschland vgl. Kap. 6.2.

²⁸⁰ Vgl. WBGU (1998), S. 316; Erdmann/Schell (2003), S. 8; Kappert (2006), S. 19-21; Hecht/Werbeck (2006), S. 295; Reinhardt (2009), S. 433. In Deutschland hat sich als Oberbegriff für die „[z]ielbewusste Ordnung aller menschlichen Eingriffe auf das oberirdische und unterirdische Wasser“ der Begriff der Wasserwirtschaft etabliert, DIN 4046, S. 4 Nr. 1.2 sowie DIN 4049-1, S. 3, Nr. 1.9 sowie auch Wyer (2002), S. 86. Wasserwirtschaftliches Handeln umfasst sowohl die Wassermengen- als

eine regulative Korrektur bzw. Ergänzung des Marktmechanismus in Bezug auf die alternativen Gewässernutzungen anzustreben, die an der Zielsetzung der Wohlfahrtsmaximierung auszurichten ist.²⁸¹

Nachdem die Nutzungskonkurrenzen der Ressource Wasser in Fließgewässern überblicksartig und allgemein skizziert wurden, werden in den nächsten beiden Teilkapiteln

auch die Wassergütwirtschaft, vgl. BMU (2001), S. 10. Hinzu kommt die Abwehr von wasserbedingten Gefahren (Hochwasserschutz), vgl. LAWA (1996), S. 1. Traditionell war das Verständnis der Wasserwirtschaft eher technisch und nutzungsorientiert geprägt; d. h., die Schutzinteressen bzgl. der Ressource gingen primär von der Aufrechterhaltung der Nutzbarkeit für den Menschen aus. Seit Mitte der 1980er Jahre rückte der Aspekt des ökologisch orientierten Ressourcenschutzes, also insb. die Bedeutung der Ressource Wasser als Lebensgrundlage für Flora und Fauna, immer stärker in den Fokus der Betrachtung, vgl. auch Diehl (2004b), S. 205f. Mittlerweile wird wasserwirtschaftliches Handeln ausdrücklich auch als „Teilstrategie eines umfassend verstandenen Natur- und Ressourcenschutzes“ verstanden, LAWA (1996). S. 1. Dieses moderne Verständnis der Wasserwirtschaft mündete Ende der 1990er Jahre in dem umfassenden Ansatz einer nachhaltigen Wasserwirtschaft, dessen Grundsätze, Ressourcennutzungsregeln und Prinzipien ein Entwicklungskonzept mit ökologischen, wirtschaftlichen und sozialen Aspekten abbilden, vgl. ausführlich Kahlenborn/Kraemer (1999) sowie bspw. Brackemann et al. (2001), S. 105-134; BMU (2001), S. 14-17; Rudolph/Block (2001), S. 16f.; Steinberg et al. (2002), S. 8-13; BMU (2006a), S. 3-5; Palm (2006a), S. 35f.; Leist (2007), S. 46. Zur Operationalisierung des Leitbildes der Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft vgl. auch Steinberg et al. (2002), S. 14-20. Zu möglichen Indikatoren zur Beurteilung einer nachhaltigen Entwicklung in der Wasserwirtschaft vgl. Steinberg et al. (2002), S. 49-74. In Deutschland werden zentrale Aufgaben der Wasserwirtschaft von öffentlich-rechtlichen Körperschaften wahrgenommen. Der Schutz der Gewässer sowie die Regulierung der Nutzungsinteressen werden durch das so genannte Wasserrecht normiert und durch die Wasserwirtschaftsverwaltungen umgesetzt, vgl. hierzu Kap. 6.2. Ebenfalls meist unmittelbar in öffentlicher, d. h. kommunaler Verantwortung sind die zentralen Nutzungsbereiche der öffentlichen Trink- und Brauchwasserversorgung (kurz: Wasserversorgung) sowie der Abwasserbeseitigung, die aufgrund ihrer herausragenden Bedeutung für die Daseinsvorsorge des Menschen als Kern der Wasserwirtschaft bezeichnet werden können, vgl. auch WBGU (1998), S. 328; BMU (2001), S. 10; Grünewald (2001), S. 1125f.; Grambow (2008), S. 154-157. Als Daseinsvorsorge bezeichnet man die staatliche Aufgabe zur Bereitstellung einer Grundversorgung mit Gütern (inkl. Dienstleistungen), die für ein sinnvolles menschliches Dasein notwendig erachtet werden. In der Bundesrepublik Deutschland fällt die öffentliche Daseinsvorsorge vornehmlich in den Bereich der kommunalen Selbstverwaltung gem. Art. 28 Abs. 2 GG, vgl. BMU (2006a), S. 18-20; Palm (2006a), S. 7; Cvijanovic (2008), S. 166; Kolcu (2008), S. 135f.; Ammermüller (2011), S. 236-238. Zur Wasserversorgung vgl. bspw. VDG (2004), S. 32-41; BMU (2006a), S. 60-67. Zur Abwasserbeseitigung (Abwasserableitung und Abwasserreinigung) vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 85-92; Brackemann et al. (2001), S. 47f.; Laskowski (2003), S. 1-8; VDG (2004), S. 45-48; BMU (2006a), S. 70-80; Bardt (2006), S. 6f.; ATT et al. (2008), S. 15-19. Soweit sie ebenfalls einen zielgerichteten und nicht unerheblichen Eingriff in den Wasserhaushalt darstellen, können neben der öffentlichen sowie gewerblichen Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung auch weitere, insb. wasserbaulich geprägte Gewässernutzungen der Wasserwirtschaft zugerechnet werden. Hierzu zählen die gewerbliche Binnenschifffahrt sowie die Freizeitschifffahrt, die Stromerzeugung mittels Wasserkraft sowie (in Teilen) die Landwirtschaft, vgl. Rössert (1984), S. 13-15; Kraemer/Jäger (1997), S. 85-103; BMU (2001), S. 10; Maniak (2005), S. 6. Aufgrund der Multifunktionalität der Ressource Wasser und der daraus resultierenden Vielfalt unterschiedlicher Nutzungsansprüche und Einzelaktivitäten ist es jedoch schwierig, ganze Branchen und Wirtschaftsbereiche der Wasserwirtschaft zuzuordnen, vgl. Steinberg et al. (2002), S. 9. In der Literatur zu wasserwirtschaftlichen Fragestellungen, insb. zu Fragen der Organisation und Regulierung, wird der Begriff Wasserwirtschaft oft auf die Bereiche der Wasserver- und/oder Abwasserentsorgung reduziert, vgl. bspw. Laskowski (2003); Bardt (2006); Wackerbauer (2007), S. 14; ATT et al. (2008); Cvijanovic (2008), S. 19; Lux (2009). Vereinzelt findet sich eine inhaltliche Einschränkung des Begriffes Wasserwirtschaft auf den Bereich der Wasserwirtschaftsverwaltung, vgl. Schmelas (1991). Von der Wasserwirtschaft abzugrenzen ist der „Wasserbau“ als Technik zur Nutzbarmachung des natürlichen Wasserschatzes, vgl. Rössert (1984), S. 15.

²⁸¹ Vgl. auch Ewringmann/Cichorowski/Bizer (2004), S. 5; Ewringmann (2006a), S. 25; Cvijanovic (2008), S. 49.

die querbauwerksbasierten Gewässernutzungen und ihre Konflikte mit den ökologischen Funktionen von Fließgewässern charakterisiert.

3.2 Wasserwirtschaftliche Funktionen von Querbauwerken

Viele Nutzungen von Fließgewässern bedingen teils erhebliche bauliche Eingriffe in die natürlichen Gewässerstrukturen und deren Dynamik.²⁸² Die Errichtung von Querbauwerken stellt eine spezifische Form der baulichen Veränderung von Fließgewässerstrukturen dar. Unter dem Begriff Querbauwerke werden allgemein „[...] sämtliche künstliche in das Gewässer eingebrachten, quer durch das Gewässer verlaufenden baulichen Strukturen verstanden, die die natürlichen Strömungsverhältnisse und damit auch die Sohl- und Uferstruktur des Gewässers beeinflussen“.²⁸³

Die grundlegende Funktionalität eines Querbauwerkes besteht in einer zielgerichteten Hebung des Wasserspiegels sowie einer Veränderung der natürlichen Strömungsverhältnisse bzw. des Abflussregimes²⁸⁴ in einem Fließgewässer.²⁸⁵ Die zielgerichtete Änderung des Abflussregimes (Abflussregulierung) ist mit einem streckenweisen Aufstau des Gewässers²⁸⁶ verbunden und kann wiederum unterschiedlichen wasserwirtschaftlichen Funktionen und zugehörigen Nutzungsinteressen dienen (vgl. Tabelle 1).²⁸⁷

²⁸² Vgl. bspw. MUNLV NRW (2005), S. 36f.

²⁸³ MUNLV NRW (2005), S. 38.

²⁸⁴ „Charakteristischer Gang des Abflusses [...] eines Gewässers bedingt durch die maßgebenden Regimefaktoren“, DIN 4049-3, S. 24, Nr. 2.2.18. Wesentliche Regimefaktoren sind die klimatischen und topografischen Bedingungen, vgl. DIN 4049-3, S. 24, Nr. 2.2.19.

²⁸⁵ Vgl. auch Döring (2001), S. 575; Kaczynski (1994), S. 3-5. Zur Gewässerregelung vgl. ausführlich Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 411-478.

²⁸⁶ Mit Abflussregulierung durch Querbauwerke ist ein mehr oder weniger ausgeprägter (künstlicher) Rückstau bzw. eine Durchflussverzögerung im Gewässer verbunden, vgl. auch DIN 4049-3, S. 26, Nr. 2.2.49; DIN 4049-3, S. 27, Nr. 2.2.51.

²⁸⁷ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 38 sowie auch DWA (2005), S. 54; Müller/Bleck (2005), S. 22; Baumgart et al. (2005), S. 68f.

Gewässernutzung bzw. Gewässerunterhaltung	Wasserwirtschaftliche Funktion von Querbauwerken
Stromerzeugung (Wasserkraft)	Aufstau des Gewässers zur lokalen Konzentration des natürlichen Wasserspiegelgefälles
Bewässerung	Aufstau zur Ausleitung auf dem Niveau benachbarter Flächen oder zur lokalen Anhebung des Grundwasserspiegels
Wasserversorgung (Trink- und Brauchwassergewinnung)	Aufstau zur direkten Ausleitung von Rohwasser oder zur Hebung des Grundwasserspiegels
Schifffahrt	Vergrößerung der Wassertiefe, Verstetigung des Abflusses oder Niedrigwasseraufhöhung
Freizeit und Erholung	Schaffung seenähnlicher Gewässer, Vergrößerung der nutzbaren Wasserfläche
Hochwasserschutz und Niedrigwasseranreicherung	Beeinflussung des Abflussregimes, Retention
Flößerei	Temporäre Erhöhung des Abflusses
Abwasserreinigung/Gewässerreinigung	Biologische Feinklärung
Gewässerunterhaltung (Vermeidung von Tiefenerosion im Gewässerbett)	Sohlenstabilisierung durch Änderung der Strömungsverhältnisse

Tabelle 1: Wasserwirtschaftliche Funktionen von Querbauwerken in Zusammenhang mit bestimmten Nutzungsinteressen²⁸⁸

²⁸⁸ Zusammengestellt aus MUNLV NRW (2005), S. 38 sowie DIN 19700-10, S. 11; Kaczynski (1994), S. 2; Döring (2001), S. 576; VDG (2004), S. 24; BMU (2005a), S. 31f.; BMU (2006b), S. 29; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 13f. Einige der aufgeführten Nutzungen von Stauhaltungen an Fließgewässern sind eher von historischer Bedeutung. Hierzu können die Flößerei (vgl. bspw. Konold (2005), S. 50-53), aber auch zunehmend die Unterstützung von Abwasserbeseitigung/Gewässerreinigung durch biologische Feinklärung im Gewässer gezählt werden, vgl. bspw. Nisipeanu (1997), S. 173-177. Als Beispiel für die Gewässerreinigungsfunktion von künstlich aufgestauten Gewässern können die Aufstauungen der Ruhr (Ruhrseen) angeführt werden. Mit den technischen Fortschritten und dem Ausbau der Reinigungskapazitäten in der technischen Abwasserentsorgung verliert diese wasserwirtschaftliche Funktion zunehmend an Bedeutung, obwohl in bestimmten Fällen weiterhin ein positiver Einfluss der Aufstauungen auf die Gewässerqualität angenommen werden kann, vgl. Nusch (2006), S. 191; Podraza (2006), S. 309. Die Auswirkungen von Querbauwerken bzw. Stauhaltungen auf die Gewässerqualität sind jedoch nicht eindeutig, vgl. bspw. BMU (1998), S. 177; Lattermann (2005), S. 81 sowie die Ausführungen im folgenden Abschnitt. Schließlich kann auch der Funktion

Insb. an den Strömen sowie großen und mittleren Flüssen stellt die Schiffbarmachung bzw. die anschließende Sicherstellung der Schiffbarkeit eine wesentliche Funktion von Querbauwerken bzw. Stauhaltungen dar.²⁸⁹ In diesem Zusammenhang dienen sie einer Vergrößerung der Wassertiefe und der Verstetigung des Abflusses.²⁹⁰ Die Gesamtlänge der Binnenschifffahrtswege in der Bundesrepublik Deutschland beträgt ca. 7.300 km.²⁹¹ Die gewerbliche Binnenschiffahrt ist hierzulande als Gütertransportsystem aufgrund ihres spezifischen Leistungsprofils²⁹² nach wie vor von großer gesamtwirtschaftlicher Bedeutung.²⁹³ Insb. beim Transport von Massengütern wie Kohle, Erzen und Mineralölprodukten ergeben sich deutliche Kostenvorteile gegenüber anderen Transportsystemen.²⁹⁴ Zudem ist der Gütertransport auf dem Wasser v. a. im Vergleich zum Transport auf der Straße mit niedrigerem Energieeinsatz je transportierter Einheit und entsprechend verminderten energiebedingten Umweltwirkungen (z. B. CO₂-Emissionen) verbunden.²⁹⁵ Im

von Querbauwerken für landwirtschaftliche Bewässerungszwecke in Deutschland eine lediglich untergeordnete Bedeutung zugesprochen werden. Zum Einsatz von Wehranlagen für Bewässerungszwecke vgl. Widmoser (2001), S. 507. Allerdings kann die Stauregulierung auch der landwirtschaftlichen Entwässerung dienen, vgl. Kollatsch et al. (2005), S. 56f.

²⁸⁹ Vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 96-98; BMU (1998), S. 176f.; Baumgart et al. (2005), S. 74-77; Stamm (2006), S. 1-4. Der Anteil der staugeregelten Strecken an Bundeswasserstraßen beträgt dabei etwa 40 %, vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 96 sowie auch BMU (2006b), S. 31. Die Nutzung für die Güter- und Personenschiffahrt bedingt zudem die Errichtung von Schleusen an den Staustufen, vgl. Lattermann (2005), S. 82f. Zur historischen Entwicklung der Binnenschiffahrt vgl. auch Konold (2005), S. 49f.

²⁹⁰ Vgl. Baumgart et al. (2005), S. 75f.; Stamm (2006), S. 4-8 sowie S. 14-16; Kirchesch/Bergfeld/Müller (2006), S. 76. Zu den nautischen Aspekten einer Stauhaltung vgl. Stamm (2006), S. 11-14.

²⁹¹ Vgl. Planco (2007), S. 3; BMU (2010b), S. 61; Schmidt (2010), S. 189. Davon entfallen ca. drei Viertel auf natürliche Fließgewässer und ein Viertel auf Kanäle.

²⁹² Aus dem spezifischen Leistungsprofil eines Verkehrsträgers lässt sich im Wesentlichen anhand der Kriterien Transportkosten, Transportsicherheit, Transportdauer, Transportberechenbarkeit, Disponierbarkeit sowie Mengen- und Flächenleistungsfähigkeit dessen Verkehrswertigkeit ableiten, vgl. Petschow/Wlodarski (2009), S. 40f. sowie S. 50-63 sowie auch Zelewski/Saur (2009), S. 2-7.

²⁹³ Vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 96; BMU (2006a), S. 97f.; Winter (2009), S. 687-696; Petschow/Wlodarski (2009), S. 205f.; BMU (2010b), S. 61; Gawel et al. (2011), S. 294f. sowie ausführlich Planco (2007). Dabei verfügt Deutschland im europäischen Vergleich über das umfangreichste Binnenwasserstraßennetz mit den höchsten Verkehrsleistungen, vgl. BMU (2006a), S. 96. Zur Entwicklung des Güterverkehrsmarktes in Deutschland sowie zur Bedeutung der einzelnen Verkehrsträger vgl. bspw. Petschow/Wlodarski (2009), S. 37-73. Im Jahr 2011 wurden insgesamt knapp 222 Mio. t befördert, vgl. Statistisches Bundesamt (2012), S. 589.

²⁹⁴ Vgl. Planco (2007), S. 29-41; Petschow/Wlodarski (2009), S. 48 sowie S. 55-57. Allerdings nimmt die relative Bedeutung von Massengütern gegenüber so genannten Stückgütern ab, bei denen diese Kostenvorteile gegenüber anderen Logistikanforderungen wie Flexibilität bzw. Netzbildungsfähigkeit in der kombinierten Verkehrslogistik nur von sekundärer Bedeutung sind, vgl. Petschow/Wlodarski (2009), S. 48f. sowie auch S. 60-63. Zu den Kostenstrukturen der Verkehrsträger für den Gütertransport vgl. Klumpp/Kowalski/ Zelewski (2011), S. 546-553.

²⁹⁵ Vgl. Lattermann (2005), S. 82; Jürging/Patt (2005), S. 134f.; Petschow/Wlodarski (2009), S. 85; BMU (2010b), S. 61. Die Vorteilhaftigkeit des Verkehrsträgers hängt aber von der konkret betrachteten Transportstrecke ab. Gegenüber dem Transport auf der Schiene ist eine grundsätzliche Vorteilhaftigkeit aber nicht gegeben, vgl. ausführlich Petschow/Wlodarski (2009), S. 121-150 sowie auch Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 591f.

Bereich von Schwer- und Spezialtransporten bestehen teilweise keine technischen Alternativen.²⁹⁶ Dennoch war der Anteil der Binnenschifffahrt an der Güterbeförderungsleistung in den letzten Jahren leicht rückläufig (2011: ca. 8,5 %). Verkehrspolitisch wird jedoch für das Jahr 2015 wieder eine Erhöhung des Anteils auf 14 % angestrebt.²⁹⁷ Neben der gewerblichen Binnenschifffahrt kommt auch der so genannten Freizeitschifffahrt eine zunehmende wirtschaftliche Bedeutung zu.²⁹⁸ Wird ein Gewässer zu einer Wasserstraße ausgebaut²⁹⁹, stellt die Gewährleistung der Schiffbarkeit i. d. R. die dominante Funktion der Querbauwerke und Stauhaltungen dar.³⁰⁰

Eine weitere wesentliche Funktion von Querbauwerken liegt in der Ermöglichung der Stromerzeugung aus Wasserkraft, welche an Fließgewässern aller Größenklassen anzutreffen ist.³⁰¹ Aufgrund des Reliefprofils findet sich in Deutschland eine geografische Konzentration der Stromerzeugung mittels Wasserkraft an Gewässern der Mittelgebirge

²⁹⁶ Vgl. BMU (1998), S. 43.

²⁹⁷ Vgl. Statistisches Bundesamt (2008), S. 34f.; Statistisches Bundesamt (2012), S. 589. Zur Verkehrspolitik in Deutschland vgl. bspw. Petschow/Wlodarski (2009), S. 74-92 sowie auch Kap. 4.3.4.

²⁹⁸ Vgl. auch Kraemer/Jäger (1997), S. 98; BMU (2006a), S. 97; Sommerwerk (2006), S. 324f.

²⁹⁹ Neben den Aufstau durch Querbauwerke ist der Ausbau zu einer Wasserstraße i. d. R. mit weiteren Eingriffen in die Gewässerstruktur verbunden. Hierzu zählen insb. Uferbefestigungen und Laufbegradigungen, vgl. auch Reiss/Opp (2004), S. 156.

³⁰⁰ Vgl. auch BMU (1998), S. 174. Diese Dominanz äußert sich darin, dass sich die technischen Vorkehrungen wie die genaue Einhaltung von Stauzielen insb. auf die Sicherung der Schiffbarkeit ausrichten und weitere Nutzungsfunktionen dieser Hauptfunktion untergeordnet sind. Der Vorrang der Schifffahrtsfunktion an Wasserstraßen schlägt sich in spezifischen gesetzlichen und verwaltungsrechtlichen Rahmenbedingungen nieder. Die bedeutenden Wasserstraßen befinden sich als Bundeswasserstraßen im Eigentum des Bundes und werden auf Grundlage des Bundeswasserstraßengesetzes (WaStrG) durch die Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen des Bundes hoheitlich verwaltet. Die Verkehrsfunktion der Wasserstraßen, also die Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs, ist dabei als vorrangiger Nutzungszweck verankert, vgl. Kap. 4.3.4.

³⁰¹ Vgl. LAWA (1996), S. 9.

und des Alpenraums.³⁰² Die energetische Nutzung der Wasserkräfte in einer Wasserkraftanlage³⁰³ zielt auf die Ausnutzung der Gesamtenergie des Wassers in einer Gewässerstrecke ab.³⁰⁴ Die nutzbare elektrische Leistung³⁰⁵ einer Wasserkraftanlage und die daraus gewinnbare Jahresarbeit bestimmen sich aus den standortspezifischen Parametern Fallhöhe, Durchfluss³⁰⁶ sowie dem Gesamtwirkungsgrad der Anlage.³⁰⁷

³⁰² Vgl. Anderer et al. (2010c), S. 12f. sowie auch Kraemer/Jäger (1997), S. 95f.; BMU (2006a), S. 106; Kaltschmitt/Jorde (2006), S. 391; BMU (2007), S. 3. Die Nutzung der Wasserkräfte blickt in Deutschland bereits auf eine jahrhundertelange Tradition zurück, vgl. bspw. BMU (1998), S. 173-175; Heimann (2004), S. 118; Quaschnig (2007), S. 268f.; Staiß (2007), S. 88. Zur Entwicklung der Wasserkraftnutzung vgl. ausführlich Giesecke/Mosonyi (2009), S. 1-12. Zur historischen Nutzung der Wasserkräfte in Mühlen vgl. Konold (2005), S. 48f. Bis zur Entwicklung von Turbinen und Generatoren in der 2. Hälfte des 19. Jh. war diese jedoch auf die Bereitstellung mechanischer Energie in Mühlen beschränkt, vgl. BMU (1998), S. 173 sowie Heimann (2004), S. 118. Die Nutzung der Wasserkraft zur Elektrizitätserzeugung über eine rein stationäre Verwendung hinaus konnte erst an Bedeutung gewinnen, nachdem die Fernübertragung von elektrischer Energie einen ortsfernen Verbrauch auch größerer Erzeugungsmengen ermöglichte, vgl. Kaltschmitt/Jorde (2006b), S. 390; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 8f.

³⁰³ Eine Wasserkraftanlage bzw. ein Wasserkraftwerk umfasst neben den Bauwerken zur Zu- und Ableitung des Wassers das Krafthaus sowie Betriebsgebäude, vgl. DIN 4048-2, S. 4, Nr. 1.

³⁰⁴ Als Erscheinungsformen mechanischer Energie lassen sich zum einen die potenzielle Energie bzw. Lageenergie des Wassers im ruhenden Zustand in Relation zu einem Bezugsniveau (vereinfacht: Wasserspiegeldifferenz) sowie die kinetische oder Bewegungsenergie, die bewegtem Wasser aufgrund seiner Geschwindigkeit innewohnt, unterscheiden, vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 27-33 sowie auch Kaltschmitt (2006a), S. 2-4. Für die wirtschaftliche Nutzung wesentlich ist die potenzielle Energie, die durch Abarbeitung des Gefälles eines Wasserlaufes nutzbar gemacht wird, vgl. Kaczynski (1994), S. 63; Lattermann (2005), S. 175. Die potenzielle Energie kann durch Wasserkraftanlagen in einer Aneinanderreihung mehrerer Stauwerke bzw. Talsperren (Kaskadenstrecke) oder durch eine einzelne Konzentration der Fallhöhe mittels Verkürzung der Fließstrecke nutzbar gemacht werden, vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 27f. Die potenzielle Energie wird dabei in kinetische Energie umgewandelt, die über den Einsatz von Turbinen als Antrieb für einen Generator nutzbar gemacht werden kann, welcher schließlich die mechanische Energie der Turbine in elektrische Energie umwandelt, vgl. Jorde/Kaltschmitt (2006b), S. 351f.; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 29-33.

³⁰⁵ Unter der elektrischen Leistung versteht man die in einer Sekunde bereitgestellte Energie. Die physikalische Grundeinheit lautet Watt (W). Die über einen bestimmten Zeitraum (z. B. ein Jahr) bereitstellbare Energie wird als Arbeitsvermögen bezeichnet und bspw. in Kilo- oder Megawattstunden (kWh bzw. MWh) gemessen, vgl. auch Quaschnig (2007), S. 13-15; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 31-33.

³⁰⁶ In diesem Zusammenhang wird der „Volumenstrom, für den ein Wasserkraftwerk [...] oder eine Gewässerstrecke ausgelegt ist“ als Ausbaudurchfluss (Q_a) bezeichnet, DIN 4048-2, S. 10, Nr. 70; DWA (2005), S. 70. Zu den Methoden der Abfluss- und Durchflussmessung vgl. Kaltschmitt/Jorde (2006a), S. 86f.

³⁰⁷ Vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 29-33 sowie auch Radler/Döring (2001), S. 630-632; Heimann (2004), S. 119f.; Dumont (2005), S. 30-32; Lattermann (2005), S. 177f.; MUNLV NRW (2005), S. 49; Kaltschmitt/Jorde (2006a), S. 83-85; Jorde/Kaltschmitt (2006a), S. 347-351; Quaschnig (2007), S. 272-274. Der anlagenspezifische Wirkungsgrad wird u. a. durch den Wirkungsgrad der Turbine bestimmt. Dieser variiert je nach Turbinenart und -größe zwischen 85 % und 93 % bei Nennleistung. Der im Betrieb realisierte Wirkungsgrad der Turbine ergibt sich in Abhängigkeit vom verfügbaren Durchfluss zur Beaufschlagung, vgl. Jorde/Kaltschmitt (2006b), S. 362f.; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 523f. Der stark anlagen- und standortabhängige Gesamtwirkungsgrad ergibt sich unter Berücksichtigung aller Verluste in der gesamten Energiewandlungskette und liegt bei modernen Anlagen im Jahresdurchschnitt zwischen 70 % und 90 %, vgl. Jorde/Kaltschmitt (2006b), S. 370-372; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 32.

Anhand technischer und flussbaulicher Kriterien lassen sich verschiedene Arten von Wasserkraftwerken unterscheiden.³⁰⁸ So genannte Fluss- und Ausleitungskraftwerke besitzen keine nennenswerte Speicherkapazität. Sie nutzen also nur den jeweils verfügbaren Abfluss und werden daher als Laufwasserkraftwerke bezeichnet.³⁰⁹ Hiervon werden Speicherkraftwerke (i. d. R. Talsperrenkraftwerke) abgegrenzt, die gespeichertes Wasser unabhängig vom jeweiligen Zufluss abarbeiten können.³¹⁰ Diese Differenzierung ist v. a. energiewirtschaftlich von Bedeutung. So werden Laufwasserkraftwerke vor allem in der so genannten Grundlast eingesetzt, während das Speichervermögen von Speicher- und Pumpspeicherkraftwerken ein gezieltes und flexibles Abarbeiten des gespeicherten Wassers bei Lastspitzen des Energiebedarfs ermöglicht.³¹¹ Je nach genutzter Fallhöhe (Differenz zwischen Ober- und Unterwasserspiegel)³¹² werden zudem Niederdruckkraftwerke (relativ geringe Fallhöhe, i. d. R. Kaplanturbinen) von Mittel- und Hochdruckkraftwerken (größere Fallhöhen, i. d. R. Francis- und Peltonturbinen) unterschieden.³¹³ Schließlich werden Wasserkraftwerke – international allerdings nicht einheitlich – entsprechend ihrer installierten Ausbauleistung in Größenklassen eingestuft: In Deutschland werden

³⁰⁸ Zur Klassifizierung und Abgrenzung von Wasserkraftanlagen vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 99-101; DWA (2005), S. 64-69; Jorde/Kaltschmitt (2006b), S. 352-358; Heimann (2004), S. 124-126; Kaczynski (1994), S. 67-98; MUNLV NRW (2005), S. 48f.; Lattermann (2005), S. 193-199. Im Folgenden wird nur auf die Nutzung der Wasserkraft an Binnengewässern abgestellt. Darüber hinaus existieren weitere Anlagen zur Wasserkraftnutzung (insb. Gezeiten-, Wellen- und Meeresströmungskraftwerke zur Nutzung von Meeresenergie), die hier nicht betrachtet werden, vgl. hierzu bspw. Quaschnig (2008), S. 224-226; Heimann (2004), S. 126-129; Staiß (2007), S. 393-398; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 123-142.

³⁰⁹ Vgl. DIN 4048-2, S. 4, Nr. 7 und 8; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 101 sowie Heimann (2004), S. 124; Quaschnig (2007), S. 274; Wagner/Rindelhardt (2007), S. 52. Zu verschiedenen Ausprägungen und Betriebsweisen von Flusskraftwerken vgl. DIN 4048-2, S. 4, Nr. 2-5; MUNLV NRW (2005), S. 48f.; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 101-109; Jorde/Kaltschmitt (2006b), S. 352-358. Im Unterschied zu Flusskraftwerken werden Ausleitungskraftwerke nicht im Flusslauf errichtet. Stattdessen werden sie abseits vom Flusslauf durch künstliche Zu- und Abläufe mit ausgeleitetem Wasser versorgt. Dies dient insb. der energetischen Optimierung (Gefällekonzentration), vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 109f.; DWA (2005), S. 68f.; Jorde/Kaltschmitt (2006b), S. 353. Gründe für die Errichtung von Ausleitungskraftwerken können auch große Schwankungen der Hochwasserabflüsse sowie hohe Geschiebefrachten sein, die eine Errichtung von festen Bauwerken im Flussbett nicht erlauben, vgl. z. B. Binder (2005), S. 417f.

³¹⁰ Vgl. DIN 4048-2, S. 4, Nr. 14; Wagner/Rindelhardt (2007), S. 52. Eine besondere Form von Speicherkraftwerken stellen die Pumpspeicherkraftwerke dar, bei denen ein Oberbecken zumindest teilweise durch Pumpenbetrieb gefüllt und durch Turbinenbetrieb wieder entleert wird, vgl. DIN 4048-2, S. 4, Nr. 15; Heimann (2004), S. 124f.; Quaschnig (2007), S. 275-278. Zur Funktionsweise von Pumpspeicherkraftwerken vgl. auch Kaczynski (1994), S. 81-95; Radler/Döring (2001), S. 638.

³¹¹ Vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 55 sowie auch DWA (2005), S. 64f.; Lattermann (2005), S. 173f.

³¹² Zu den verschiedenen Fallhöhenabgrenzungen vgl. ausführlich DIN 4048-2, S. 10, Nr. 71 bis 88.

³¹³ Vgl. DIN 4048-2, S. 5, Nr. 16 und 17; Kaczynski (1994), S. 71-80; MUNLV NRW (2005), S. 47-56; DWA (2005), S. 69-76. Zu den unterschiedlichen Turbinenarten vgl. Kaczynski (1994), S. 128-144; Radler/Döring (2001), S. 645-649; Heimann (2004), S. 120-123; Jorde/Kaltschmitt (2006b), S. 361-367; Quaschnig (2007), S. 278-282. Für Flusskraftwerke mit geringer Fallhöhe und großen Durchfluss eignet sich insb. der Einsatz von Kaplanturbinen, vgl. bspw. Lattermann (2005), S. 182; Quaschnig (2007), S. 279.

Wasserkraftwerke mit einer Ausbauleistung von weniger als 1 Megawatt (MW) als Kleinwasserkraftwerke klassifiziert.³¹⁴

Wesentliche Vorteile der Stromerzeugung aus Wasserkraft sind eine ausgereifte Technik, eine hohe Verfügbarkeit, eine – gerade im Vergleich zur Wind- und Solarenergie – vergleichsweise stetige Produktion in Abhängigkeit vom Wasserdargebot sowie eine – insb. bei Speicher- und Pumpspeicherkraftwerken – große Anpassungsfähigkeit an den schwankenden Lastbedarf im Verbundnetz.³¹⁵ Da im Gegensatz zu thermischen Kraftwerken keine fossilen Brennstoffe verbraucht werden, sind mit der Stromerzeugung mittels Wasserkraft sehr geringe Emissionen von Kohlendioxid (CO₂) oder sonstigen Luftschadstoffen wie Schwefeldioxid (SO₂) verbunden.³¹⁶ Da im Betrieb keine fossilen Ressourcen verbraucht werden, ist die Stromerzeugung aus Wasserkraftanlagen den erneuerbaren bzw. regenerativen Energiequellen zuzurechnen.³¹⁷ Nicht zuletzt aufgrund der langen Lebensdauer der Anlagen sind die durchschnittlichen Kosten der Stromerzeugung

³¹⁴ Vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 39; MUNLV NRW (2005), S. 47; DWA (2005), S. 64; Jorde/Kaltschmitt (2006b), S. 352.; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 117f. Als mittelgroße Anlagen gelten Wasserkraftwerke bis 100 MW, darüber spricht man von Großwasserkraftanlagen, vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 100. LATTERMANN bezeichnet alle Wasserkraftanlagen unter 15 MW Ausbauleistung als Kleinwasserkraftwerke, vgl. Lattermann (2005), S. 198.

³¹⁵ Vgl. Heimerl (2005), S. 1/17; BMU (2006a), S. 105; Kaltschmitt/Streicher (2006), S. 534-536; Heimerl/Held/Krull (2008), S. 131f.; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 19-23 sowie auch Kaczynski (1994), S. 69; Lattermann (2005), S. 176. Die Laufwasserkraft weist (insb. im Tagesablauf) ein sehr gleichmäßiges Einspeiseprofil auf, vgl. Klobasa/Sensfuß/Ragwitz (2009), S. 7 sowie S. 10f. Zum Einfluss von Abflussschwankungen auf das nutzbare Wasserkraftpotenzial vgl. auch Quaschnig (2007), S. 270f. Die technische Verfügbarkeit beträgt teilweise über 99 %, vgl. Kaltschmitt/Streicher (2006), S. 542. Insgesamt können auf Basis der relativ gleichmäßigen Abflüsse und hohen technischen Verfügbarkeit vielfach 4.500 Volllaststunden erreicht (und bei größeren Anlagen sogar übertroffen) werden, womit Windkraft und Solarenergie vom Ausnutzungsgrad deutlich übertroffen werden, vgl. Kaltschmitt/Streicher (2006), S. 543f. sowie Dumont (2005), S. 32; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 18f. sowie S. 45.

³¹⁶ Vgl. Wenzel (2009), S. 8f.; BMU (2010b), S. 64. Für das Jahr 2008 wurde für die Stromerzeugung mittels Wasserkraft ein spezifischer Vermeidungsfaktor von 850 g CO₂/kWh ermittelt, vgl. BMU (2009b), S. 16; UBA (2009a), S. 51. Der spezifische Vermeidungsfaktor variiert in Abhängigkeit vom jeweils tatsächlich substituierten Strommix. Zu den methodischen Grundlagen der Ermittlung spezifischer Vermeidungsfaktoren BMU (2009b), S. 25f. sowie ausführlich Klobasa/Sensfuß/Ragwitz (2009), S. 3-22. Neben CO₂ werden gegenüber einer thermischen Erzeugung auch weitere Emissionen von Treibhausgasen und sonstigen Luftschadstoffen wie NO_x, SO₂ oder Staub vermieden, vgl. bspw. BMU (2009a), S. 21-24; UBA (2009a), Anhang 2 sowie auch Lattermann (2005), S. 82 sowie S. 87; Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 379-381; Kaltschmitt/Streicher (2006), S. 553-557; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 707-709. Zur klimaschädigenden Wirkung der so genannten Treibhausgase (Treibhauseffekt) vgl. bspw. Bunge et al. (2001), S. 4-9. Durch die Einsparung fossiler Brennstoffe wird zudem ein wesentlicher Beitrag zur Ressourcenschonung geleistet. Auch ist die Stromerzeugung mittels Wasserkraft mit nur geringen Störfallrisiken verbunden. Zu den positiven und negativen Umweltwirkungen im Zusammenhang mit der Errichtung, dem Betrieb und dem Rückbau von Wasserkraftanlagen vgl. ausführlich Giesecke/Mosonyi (2009), S. 705-747. Die wesentlichen gewässerökologischen Umweltwirkungen von Querbauwerken und damit verbundenen Wasserkraftanlagen werden im Folgekapitel vertieft betrachtet.

³¹⁷ Vgl. bspw. Lattermann (2005), S. 174f.; BMU (2006a), S. 105f. Unter erneuerbaren oder regenerativen Energien werden solche Energiequellen subsummiert, die in menschlichen Zeithorizonten unerschöpflich sind. Originäre erneuerbare Energiequellen sind die Strahlung der Sonne, die Kraft der Gezeiten sowie die Wärme des Erdinneren, vgl. bspw. BMU (2005b), S. 6; Kaltschmitt (2006a), S. 4;

(Stromgestehungskosten³¹⁸) gerade in mittleren und größeren Wasserkraftanlagen im Vergleich zu anderen regenerativen Energieerzeugungsarten gering, unterscheiden sich allerdings beträchtlich in Abhängigkeit von der Anlagengröße und den jeweiligen Standortverhältnissen (Wasserdargebot und Fallhöhe).³¹⁹

Derzeit existieren an deutschen Gewässern ca. 7.300 (meist kleine) Laufwasserkraftanlagen.³²⁰ Bei einer installierten Leistung von ca. 4.500 MW betrug der Anteil der Wasserkraft an der gesamten Bruttostromerzeugung³²¹ in der Bundesrepublik Deutschland im Jahre 2013 mit gut 20,5 Terawattstunden (TWh) ca. 3,2 %; bezogen auf die Bruttostromerzeugung aus Erneuerbaren Energien betrug der Anteil der Wasserkraft ca. 13 %.³²² Das

Quaschnig (2007), S. 34. Zur Stromerzeugung können als regenerative Erzeugungsarten neben der Wasserkraft die Windkraft, die Biomasse, die Fotovoltaik sowie die Geothermie genutzt werden. Die energetische Nutzung der Wasserkraft stellt in diesem Zusammenhang eine indirekte Nutzungsform der Solarenergie als treibende Kraft des Wasserkreislaufes dar, vgl. Kaltschmitt (2006b), S. 11-13; Quaschnig (2007), S. 39. Bezüglich der Zuordnung der Nutzung der Wasserkraft zu den erneuerbaren Energien werden jedoch insb. im Hinblick auf die Förderung im Rahmen der Energie- und Klimapolitik weitere, z. T. nicht einheitliche Differenzierungen vorgenommen. Allgemein wird die nicht originäre Stromerzeugung aus Pumpspeicherkraftwerken nicht der regenerativen Stromerzeugung zugerechnet, vgl. BMU (2006a), S. 105; Wagner/Rindelhardt (2007), S. 52f.

³¹⁸ Die so genannten Stromgestehungskosten gelten in der Energiewirtschaft als wichtiger Indikator für die Wirtschaftlichkeit und ergeben sich als Quotient von Jahreskosten und jährlicher Erzeugungsmenge, vgl. Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 378f.; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 69; Groscurth/Bode (2009), S. 4-7. Die jährliche Erzeugung und die damit realisierbaren Volllaststunden sind vornehmlich vom jeweiligen Wasserdargebot am Standort des Wasserkraftwerkes abhängig, vgl. Heimerl (2005), S. 1/17f.; Kaltschmitt/Jorde (2006a), S. 79-92; Wagner/Rindelhardt (2007), S. 53; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 38f.

³¹⁹ Vgl. Kaczynski (1994), S. 70; Radler/Döring (2001), S. 653f.; Heimann (2004), S. 130f.; Lattermann (2005), S. 175f.; Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 376f.; Staiß (2007), S. 91-95; Quaschnig (2008), S. 228f. Bei Neubauten in Deutschland rangieren die Stromgestehungskosten zwischen ca. 6 ct/kWh bei Großanlagen ab 20 MW bis über 20 ct/kWh bei Kleinstanlagen unter 100 kW, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 46 sowie auch Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 374; Kaltschmitt/Streicher (2006), S. 547-553. Zur Bandbreite der standort- und anlagengrößenspezifischen Investitionskosten, Betriebskosten und der resultierenden Stromgestehungskosten vgl. Dumont (2005), S. 32f.; Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 374-379; Staiß (2007), S. 44; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 56; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 39-50. Die spezifischen Investitionskosten nehmen mit zunehmender Anlagengröße tendenziell ab. Auch liegen die spezifischen Kosten bei Reaktivierungen und Modernisierungen niedriger als beim Neubau, vgl. Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 376f.; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 40-42. So liegen die Stromgestehungskosten aus Modernisierungen bis 5 MW je nach Anlagengröße bei unter 1 ct/kWh bis zu 6 ct/kWh, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 48. Aufgrund des ausgereiften Entwicklungsstandes der Wasserkraft sind in Zukunft kaum technologische Kostendegressionen zu erwarten. Im Gegenteil werden die Kosten aufgrund höherer gewässerökologischer Anforderungen eher steigen, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 50 sowie auch Kap. 3.4.

³²⁰ Vgl. Staiß (2007), S. 88-90; Wagner/Rindelhardt (2007), S. 56; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 37f.; Anderer et al. (2010b), S. 12. Dabei sind ca. 95 % der Anlagen kleine Anlagen der Leistungsklasse <1 MW. Diese repräsentieren jedoch nur 9 % des Regelarbeitsvermögens (typische Jahreserzeugung). Nahezu die Hälfte des Regelarbeitsvermögens entfällt dagegen auf diejenigen 0,5 % der Gesamtanzahl von Wasserkraftanlagen mit einer Leistung von >20 MW, vgl. BMU (2006a), S. 106; BMU (2010b), S. 63f.; sowie auch Heimerl (2005), S. 5/17f.; CIS (2011b), S. 15-19.

³²¹ Die Nettostromerzeugung ergibt sich nach Abzug des Eigenverbrauches der Erzeugungsanlagen, vgl. bspw. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 41.

³²² Vgl. BDEW (2014), S. 14-16. Zur Bedeutung der Stromerzeugung aus Wasserkraft in der Europäischen Union sowie weltweit vgl. bspw. Staiß (2007), S. 390-393.

technisch und wirtschaftlich nutzbare Wasserkraftpotenzial³²³ gilt in Deutschland als weitgehend ausgeschöpft.³²⁴ Unter Berücksichtigung der Wirtschaftlichkeit sowie ökologischer Restriktionen beschränkt sich eine Ausweitung der Stromerzeugung mittels Wasserkraft im Wesentlichen auf Modernisierungs- und Erweiterungsmaßnahmen bestehender Anlagen, Neuanlagen an Querbauwerkstandorten ohne Wasserkraftnutzung sowie Kleinwasserkraftanlagen an Nebengewässern.³²⁵ Der Zubau von Erzeugungskapazität im Bereich der Wasserkraft war daher in den letzten Jahren mit durchschnittlich ca. 20 MW p. a. vergleichsweise gering.³²⁶ Da gleichzeitig ein stetiger Ausbau der sonstigen regenerativen Stromerzeugung insb. aus Windkraft, Biomasse und Fotovoltaik stattfindet, ist hinsichtlich der Stromeinspeisung ein kontinuierlicher Rückgang der relativen Bedeutung der Wasserkraft im regenerativen Stromerzeugungsportfolio zu erwarten.³²⁷ Dennoch wird die Stromerzeugung aus Wasserkraft auf absehbare Zeit – nicht zuletzt aufgrund ihrer vergleichsweise regelmäßigen Verfügbarkeit – als bedeutende und unverzichtbare Komponente im deutschen Stromerzeugungsportfolio eingeschätzt.³²⁸

³²³ Zu den unterschiedlichen Abgrenzungen des Wasserkraftpotenzials (Linienpotenzial, technisches und wirtschaftliches Potenzial) vgl. Lattermann (2005), S. 176f.; Heimerl (2005), S. 3/17f.; Kaltschmitt/Jorde (2006b), S. 387-390; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 33f.; Anderer et al. (2010c), S. 19; Anderer et al. (2010d), S. 39-90. Das technische Wasserkraftpotenzial wird in neueren Untersuchungen mit einer Spannweite von ca. 33 bis ca. 42 TWh eingeschätzt und ist regional unterschiedlich verteilt, vgl. Anderer et al. (2010b), S. 15; Anderer et al. (2010c), S. 22.

³²⁴ Vgl. BMU (2010a), S. 108 sowie S. 114f.; UBA (2010a), S. 70f. sowie auch bereits Heimann (2004), S. 129f.; Kaltschmitt/Jorde (2006b), S. 390; Wagner/Rindelhardt (2008), S. 81; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 36f. sowie Zu noch erschließbaren Standorten in Deutschland vgl. Kaltschmitt/Jorde (2006b), S. 392f.; Anderer et al. (2010c), S. 13-16; Bauer/Ruprecht/Heimerl (2010), S. 23-26. Das wirtschaftliche Potenzial wird sowohl durch die standortbezogenen Investitions- und Betriebskosten als auch durch die Erlösseite und damit durch die Entwicklungen des allgemeinen Strompreinsniveaus bestimmt. Hierbei ist zu beachten, dass die Stromerzeugung aus Wasserkraftanlagen in Deutschland unter bestimmten Voraussetzungen gemäß dem Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (EEG) vergütet werden kann, vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 73-75 sowie Kap. 4.3.3.

³²⁵ Vgl. bspw. Anderer et al. (2010c), S. 13-16. Aus gewässerökologischer Sicht ergeben sich weitere Restriktionen im Hinblick auf die Ausweitung der Stromerzeugung mittels Wasserkraft, so dass eine vollständige Ausnutzung des technisch-wirtschaftlichen Potenzials nicht anzustreben ist, vgl. bspw. BMU (1998), S. 175; Keitz/Kraemer (2006), S. 310. Zu den gewässerökologischen Auswirkungen der Wasserkraft vgl. das folgende Kap. 3.3. Das BMU sieht daher ein „langfristiges, nachhaltiges Nutzungspotenzial“ von jährlich 25 TWh bei einer installierten Leistung von 5.200 MW. Dieses war 2008 bezogen auf die Jahreserzeugung zu gut 83 % ausgenutzt, vgl. BMU (2009b), S. 23. Auch ANDERER ET AL. (2010c) sehen unter wirtschaftlichen und ökologischen Restriktionen nur ein begrenzt realisierbares Ausbaupotenzial von ca. 4 TWh an größeren sowie 0,6 TWh an mittleren und kleineren Gewässern, welches wiederum wesentlich auf den Ausbau sowie Modernisierungen bestehender Standorte (z. B. Austausch alter Komponenten wie Laufräder, Getriebe und Generatoren oder Erhöhung des Ausbaudurchflusses) zurückzuführen ist, vgl. Anderer et al. (2010c), S. 15f.; Bauer/Ruprecht/Heimerl (2010), S. 23-26; Anderer et al. (2010d), S. 104-121; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 58-73.

³²⁶ Vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 38; BMU (2009b), S. 12; BDEW (2014), S. 14. Das BMU spricht von einer insgesamt stagnierenden Entwicklung, erwartet jedoch signifikante Kapazitätsausweitungen durch Modernisierungen von größeren Anlagen, vgl. BMU (2009b), S. 6 sowie S. 8.

³²⁷ Dieser Trend lässt sich bereits an der Entwicklung der vergangenen Jahre deutlich ablesen, vgl. BDEW (2014), S. 14.

³²⁸ Vgl. Heimerl (2005), S. 1/17; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 39f.

Neben der Ermöglichung oder Erleichterung von Schifffahrt und Wasserkraftgewinnung können Querbauwerke weiterhin eine wichtige Funktion im Bereich der Wasserversorgung einnehmen. Vielfach wurden Gewässer durch Wehre und Talsperren aufgestaut, um die Versorgung mit Trink- und Brauch- oder auch Kühlwasser zu ermöglichen oder zu erleichtern.³²⁹ Als Beispiele lassen sich hierzu die Trinkwassertalsperren im Umfeld von Ballungsgebieten wie dem Ruhrgebiet anführen.³³⁰

Darüber hinaus bilden Talsperren und Hochwasserrückhaltebecken³³¹, aber auch Flussstauungen wichtige Elemente der (technischen) Hochwasserregulierung bzw. des Hochwasserschutzes. Insb. durch die Bereitstellung eines künstlichen Speicherraumes können Hochwasserabflüsse in bestimmtem Umfang zurückgehalten bzw. kontrolliert abgegeben werden.³³² Als Pendant zu Hochwasserregulierung lässt sich die wasserwirtschaftliche Funktion der Niedrigwasserregelung bezeichnen. Hierbei werden geringe natürliche Abflüsse aus Speichern (insb. Talsperren) angereichert, um v. a. eine kontinuierliche Schifffahrt zu gewährleisten.³³³

Von zunehmender Bedeutung ist schließlich auch der Freizeit- und Erholungswert der Gewässer.³³⁴ Einige z. T. stark nachgefragte Nutzungsmöglichkeiten sind auf eine infrastrukturelle Erschließung von Gewässern angewiesen. Hierzu kann auch die Schaffung

³²⁹ Zur Bedeutung von Speicherbecken und Talsperren im Rahmen der Wasserversorgung vgl. Maeckelburg (1996), S. 557-580; VDG (2004), S. 25f.; DWA (2005), S. 61f.; Lattermann (2005), S. 116. Neben der direkten Entnahme von Rohwasser aus dem Gewässer dienen Querbauwerke auch der Anhebung des Grundwasserspiegels, da sich durch Aufstau des Gewässers und Abdichtung des Stauraumes die Vorflutverhältnisse für das Grundwasser ändern, vgl. DIN 19700-13, S. 10. Unter Vorflut wird die Möglichkeit des Wassers verstanden, mit natürlichem Gefälle oder durch künstliche Hebung abzufließen, vgl. Rössert (1984), S. 67. Ein der Vorflut dienendes Gewässer wird dementsprechend als Vorfluter bezeichnet.

³³⁰ Vgl. bspw. Staffel-Schierhoff/Albrecht (2001), S. 120f.; Maniak (2005), S. 7-9; Nisipeanu (2010), S. 162f.

³³¹ Zur Bedeutung und Funktionsweise von Hochwasserrückhaltebecken im Rahmen des Hochwasserschutzes vgl. Kaczynski (1994), S. 56f.; Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 477-479. Hochwasserrückhaltebecken können als „grüne Talsperren“ bezeichnet werden, deren Becken im Normalfall trocken sind und im Hochwasserfall rasch geflutet werden, vgl. Lattermann (2005), S. 73.

³³² Vgl. BMU (1998), S. 171; Kampa/Hansen (2004), S. 79; Uhrendahl (2008), S. 436; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 13 sowie eher kritisch Meyerhoff/Petschow (1998), S. 19f. Der Hochwasserschutz gehört immer zu den wasserwirtschaftlichen Funktionen einer Talsperre, oft stellt er sogar die Hauptfunktion dar, vgl. Lattermann (2005), S. 73.

³³³ Vgl. Lattermann (2005), S. 75f. sowie S. 116. Eine Abflussvergrößerung durch Zuschusswasser kann aber auch gleichzeitig eine Schädigung von Flora und Fauna durch unzureichende Wasserführung sowie Konzentrationseffekte von Schadstofffrachten verhindern sowie positive Effekte für Landwirtschaft und Wasserversorgung mit sich bringen. Eine weitere Möglichkeit zur Niedrigwassererhöhung stellen Uferverbauungen wie Buhnen, Leit- und Deckwerke sowie Leitdämme dar, vgl. Lattermann (2005), S. 76-81.

³³⁴ Zur Freizeitnutzung der Gewässer vgl. bspw. Kraemer/Jäger (1997), S. 100f.; BMU (1998), S. 70-72; BMU (2006a), S. 109f.; Sommerwerk (2006), S. 321-329.

bzw. Ausweitung nutzbarer Wasserflächen durch den Aufstau von Fließgewässern mittels Querbauwerken zählen.³³⁵ Die Freizeit- und Erholungsnutzung kann insb. bei Talsperren und größeren Stauhaltungen eine wesentliche (Zusatz-)Nutzung darstellen.³³⁶

Kennzeichnend für den Aufstau von Gewässern durch Querbauwerke ist, dass dieser in vielen Fällen synergetisch mehreren der beschriebenen wasserwirtschaftlichen Funktionen und Nutzungsinteressen dient (Mehrfachnutzungscharakter).³³⁷ Die konkrete Zusammensetzung und relative Bedeutung der Querbauwerksfunktionen ist insb. von den jeweiligen Nutzungsinteressen und naturräumlichen Gegebenheiten des Standortes abhängig.³³⁸ An großen Strömen werden Stauhaltungen v. a. aus Gründen der Schiffbarkeit und der Nutzung der Wasserkraft errichtet.³³⁹

Die vielfältigen wasserwirtschaftlichen Funktionen von Querbauwerken und ihre Bedeutung für wesentliche anthropogene Gewässernutzungen haben an den deutschen Fließgewässern zu einer allgemein hohen Querbauwerksdichte geführt. Im Rahmen einer vom Umweltbundesamt beauftragten Bestandsaufnahme wurde eine Gesamtanzahl von ca. 55.000 Querbauwerken ermittelt.³⁴⁰

³³⁵ Zu den Voraussetzungen einzelner Freizeitnutzungen vgl. Patt/Schackers/Wieprecht (2005), S. 284-288.

³³⁶ Vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 23; Lattermann (2005), S. 116.

³³⁷ Vgl. BMU (2004a), S. 78f.; VDG (2004), S. 24; MUNLV NRW (2005), S. 38; Nisipeanu (2010), S. 162f. Zur Funktionsvielfalt aufgestauter Wasserstraßen vgl. auch Schmidt (2010), S. 189; zur Mehrfachzwecksetzung von Talsperren und deren Abstimmung vgl. DIN 19700-11, S. 14f.; Döring (2001), S. 587f. Zu den Mehrfachzwecken des Dauerstauraums von Hochwasserrückhaltebecken vgl. DIN 19700-12, S. 7, zu den Mehrfachzwecken von Staustufen mit Wehren vgl. DIN 19700-13, S. 3, zu den wasserbaulichen, energiewirtschaftlichen, naturpflegenden und städtebaulichen Mehrfachzwecken von Querbauwerken mit Wasserkraftnutzung vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 13f.

³³⁸ Vgl. auch Giesecke/Mosonyi (2009), S. 13.

³³⁹ Vgl. VDG (2004), S. 24; Lattermann (2005), S. 81f.; BMU (2007), S. 3f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 89f. Durch eine Anhebung bzw. Stabilisierung des Grundwasserspiegels ergeben sich gleichzeitig positive Effekte für Landwirtschaft und Wasserversorgung. Darüber hinaus wird der Sohlenerosion entgegengewirkt. An größeren Flüssen kann die dominierende Nutzung variieren. An Flüssen wie Isar, Lech und Inn dienen die Staustufen primär der Wasserkraftnutzung, während an Flachlandflüssen wie Havel und Spree die Stauhaltungen vornehmlich die Schiffbarkeit gewährleisten, vgl. Lattermann (2005), S. 82. Zur synergetischen Nutzung von Flusstaustrufen zur Schifffahrt und Stromerzeugung vgl. auch Lattermann (2005), S. 85 sowie Maniak (2005), S. 13f. In kleinen und mittleren Gewässern der Mittelgebirge dominieren die Zwecke Wasserkraftnutzung, Sohlstabilisierung und Hochwasserschutz, während Querbauwerke an kleinen und mittleren Gewässern im Tiefland vornehmlich Be- und Entwässerungszwecken sowie der Grundwasserregulierung dienen, vgl. BMU (1998), S. 175 sowie auch Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 129f.

³⁴⁰ Vgl. BMU (2007), S. 2 sowie auch Müller/Bleck (2005), S. 109-154; Anonymus (2008), S. 11. Dabei konnte – vorbehaltlich genauerer Kartierungsergebnisse – ein mittlerer Abstand zwischen zwei benachbarten Querbauwerken zwischen 1,8 und 4,7 km ermittelt werden, vgl. BMU (2006b), S. 30; BMU (2007), S. 2.

Je nachdem, welche konkreten Funktionen ein Querbauwerk erfüllen soll, kommen unterschiedliche Typen bzw. technische Ausprägungen von Querbauwerken zur Anwendung.³⁴¹ Der technische Oberbegriff der Stauanlage³⁴² umfasst als Ausprägungsformen neben Staustufen und Talsperren auch Hochwasserrückhaltebecken, Pumpspeicherbecken, Sedimentationsbecken, Stauteiche und Geschiebesperren.³⁴³ Der Aufstau des Gewässers an Stauanlagen erfolgt jeweils durch ein Absperrbauwerk, welches als Staumauer, Staumauer oder Wehr ausgestaltet sein kann. Die Regulierung des Abflusses an Fließgewässerstaustufen erfolgt i. d. R. mittels eines Wehres.³⁴⁴ Die staubeeinflusste Gewässerstrecke wird Stauhaltung bzw. Staubereich genannt.³⁴⁵ Wird ein Gewässer durch eine Anordnung mehrerer angrenzender Staustufen ausgebaut, gilt es als staugeregelt.³⁴⁶

³⁴¹ Zu den unterschiedlichen Querbauwerkstypen in Abhängigkeit von ihrer Funktion sowie ihren hydraulischen und morphologischen Merkmalen vgl. MUNLV NRW (2005), S. 39-45; DWA (2005), S. 56-62 sowie Nisipeanu (2010), S. 164f.

³⁴² Der Begriff der Stauanlage umfasst „Absperrbauwerke [...] mit zugehörigem Staubecken [...] oder Speicherbecken“, DIN 4048-1, S. 4, Nr. 1.1, vgl. zu Stauanlagen auch DIN 19700-10 bis DIN 19700-15.

³⁴³ Vgl. DIN 4048-1, S. 4, Nr. 1.1 bis 1.8. Zu den unterschiedlichen Ausführungsarten von Stauanlagen vgl. auch ausführlich Kaczynski (1994), S. 2-60; Döring (2001), S. 575-628 sowie Lattermann (2005), S. 96-171. Das Kennzeichen einer Talsperre ist, dass über den Querschnitt des Wasserlaufes hinaus der gesamte Talquerschnitt abgesperrt wird, vgl. DIN 4048-1, S. 4 Nr. 1.4 sowie DIN 19700-11; DWA (2005), S. 61f. Demgegenüber wird bei einer Staustufe oder Flusssperrung im Wesentlichen nur der Flussquerschnitt abgesperrt. Als Absperrbauwerk dient ein Wehr mit Stauhaltungsdämmen und ggf. Kraftwerk und/oder Schiffsschleuse, vgl. DIN 4048-1, S. 4 Nr. 1.4 sowie DIN 19700-13. Man unterscheidet feste und bewegliche Wehre, wobei der bewegliche Wehrteil als Wehrverschluss bezeichnet wird, vgl. DIN 4048-1, S. 14, Nr. 3.19, 3.24, 3.26. Zu den technischen Anforderungen an die Errichtung und den Betrieb von Wehren vgl. DIN 19700-13, S. 5-10. Zu den Arten und Funktionsweisen von Wehren vgl. auch ausführlich Kaczynski (1994), S. 5-30; Döring (2001), S. 575-587; DWA (2005), S. 56-60.

³⁴⁴ Vgl. DIN 4048-1, S. 5, Nr. 1.14; DIN 19700-13, S. 3; DWA (2005), S. 56-60; Jorde/Kaltschmitt (2006b), S. 358f.; Lattermann (2005), S. 82. Die nach der Zweckbestimmung der Stauanlage im Regelbetrieb zulässige Wasserspiegelhöhe wird als Stauziel bezeichnet, vgl. DIN 4048-1, S. 11, Nr. 2.36. Die im Regelbetrieb nicht zu unterschreitende Wasserspiegelhöhe wird Absenkziel genannt, vgl. DIN 4048-1, S. 11, Nr. 2.38. Allerdings werden nur Querbauwerke mit einer Fallhöhe von mindestens 30 cm bei mittlerem Abfluss (MQ) technisch der Kategorie Wehr zugerechnet, vgl. DIN 19700-13, S. 3. Zur Vermeidung von Tiefenerosion und teilweise auch Seitenerosion im Gewässerbett können als weitere Querbauwerkstypen Sohlschwellen (in größeren Fließgewässern), Sohlengleiten und Absturztreppe (in kleinen Fließgewässern) sowie Sohl- oder Blockrampen bei Fließgewässern mit größerem Gefälle zum Einsatz kommen, vgl. Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 438-445; Lattermann (2005), S. 47-52; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 301-307. Hierbei geht es nicht nur um die Verringerung natürlicher Erosion, sondern insb. auch um die Verminderung von Folgewirkungen anderer gewässerbaulicher Eingriffe (insb. Begradigung), vgl. BMU (2006b), S. 30. Zur Sohlstabilisierung von Wildbächen werden auch Geröllsperrungen eingesetzt, vgl. Lattermann (2005), S. 58. Zur Verbauung von Wildbächen vgl. auch ausführlich Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 459-470.

³⁴⁵ Vgl. DIN 4048-1, S. 12, Nr. 3.2 sowie Kaczynski (1994), S. 3. Der Übergang vom Staubereich zum unbeeinflussten Gewässer im Oberlauf wird als Stauwurzel bezeichnet.

³⁴⁶ Vgl. DIN 4048-1, S. 12, Nr. 3.1.

Es wurde verdeutlicht, dass sich die intensiven und vielfältigen Nutzungsansprüche an Fließgewässer in Deutschland auch in einer hohen Dichte von Querbauwerken niederschlagen. Im folgenden Abschnitt wird dargelegt, wie die Naturfunktionen von Fließgewässern durch Querbauwerke und zugehörige Nutzungen beeinträchtigt werden.

3.3 Ökologische Beeinträchtigungen der Fließgewässer durch Querbauwerke und querbauwerksbasierte Nutzungen

Die Errichtung von Querbauwerken stellt ebenso wie die Begradigung, die Uferverbauung³⁴⁷, die Eindeichung von Gewässern sowie der Ausbau von Gewässerbetten einen erheblichen Eingriff in die natürliche Dynamik und Vielgestaltigkeit der betroffenen Gewässer und deren Naturhaushalt dar, der „gravierende Auswirkungen auf die Fischbestände und nachhaltige Störungen der Lebensraumfunktion der Gewässer“³⁴⁸ verursachen kann.³⁴⁹ Im Zusammenhang mit der Errichtung und dem Betrieb von Querbauwerken können zwei Hauptkategorien ökologischer Beeinträchtigungen differenziert werden.³⁵⁰

Die erste Hauptkategorie bildet die Unterbrechung bzw. Beeinträchtigung der so genannten ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen durch die Barrierewirkung unterschiedlicher Querbauwerke.³⁵¹

Fließgewässer erfüllen aus ökosystemarer Sicht eine wesentliche Verbindungs- und Vernetzungsfunktion unterschiedlicher (Teil-)Lebensräume für Flora und Fauna und werden daher auch als „ökologisches Rückgrat“³⁵² einer Naturlandschaft bezeichnet.³⁵³ Innerhalb

³⁴⁷ Zu den verschiedenen wasserbaulichen Ansätzen zur Ufersicherung vgl. bspw. Lattermann (2005), S. 52-55.

³⁴⁸ LAWA (1996), S. 9.

³⁴⁹ Vgl. auch BMU (1998), S. 107; Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 411; Erdmann/Schell (2003), S. 6; Kampa/Hansen (2004), S. 62f. sowie S. 75-79; VDG (2004), S. 24f.; Lattermann (2005), S. 93; MUNLV NRW (2005), S. 10 sowie S. 37; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 79; BMU (2006b), S. 2 sowie S. 29f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 85; DWA (2010), S. 63f.; DIN 19700-10, S. 7. Zur Gewährleistung der Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs sind neben der Gewährleistung einer ausreichenden Fahrwassertiefe durch die Stauregulierung auch ein möglichst begradigter Verlauf der Gewässer, ausreichende Gewässerquerschnitte sowie eine harte Uferbefestigung zur Vermeidung von Schäden an Schiffen erforderlich. Der anthropogen umgeformte Gewässerzustand bedarf einer laufenden Überwachung, Sicherung und Unterhaltung, vgl. Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 411. Zu Unterhaltungsmaßnahmen vgl. Jürging/Podraza/Schackers (2005), S. 111-116; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 347-364.

³⁵⁰ Vgl. auch BMU (1998), S. 174.

³⁵¹ Vgl. bspw. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 15-17; Bunge et al. (2001), S. 76f.; Kampa/Hansen (2004), S. 76; DWA (2010), S. 63f.

³⁵² Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 114.

³⁵³ Ein bedeutendes Element der Vernetzung in Fließgewässersystemen stellt in diesem Zusammenhang die möglichst naturnahe Anbindung der Seitengewässer dar, vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 272.

eines Fließgewässersystems besteht i. d. R. eine charakteristische Abfolge von aquatischen Lebensräumen und Lebensgemeinschaften im Ober-, Mittel- und Unterlauf (so genannte Längsgliederung).³⁵⁴ Aufgrund unterschiedlicher charakteristischer Rahmenbedingungen wie Gefälle, Temperatur (z. B. durch abnehmende Beschattung), Strömung, Turbulenz und Sauerstoffgehalt, Substratverhältnisse und Nährstoffangebot, bilden sich spezifische Biozönosen aus.³⁵⁵ So sind die größeren Fließgewässersysteme der gemäßigten Klimazone Mitteleuropas auch durch eine charakteristische Abfolge von Fischregionen bzw. Fischzonen geprägt, die je nach der vorherrschenden Leitfischart benannt werden.³⁵⁶ Man unterscheidet demnach von der Quelle ausgehend Forellenregion, Äschenregion, Barbenregion, Bleiregion sowie die Kaulbarsch-Flunder-Region im Mündungsbereich zum Meer.³⁵⁷ Die Zugehörigkeit eines Fließgewässerabschnitts zu einer Fischregion prägt das jeweilige potenzielle Arteninventar.³⁵⁸

Im natürlichen Zustand sind im Prinzip alle Lebensräume von der Quelle bis zur Mündung einschließlich aller Nebengewässer miteinander verbunden (River Continuum Concept).³⁵⁹ Viele Fischarten sind in ihrem natürlichen Lebenszyklus auf unterschiedliche Teillebensräume (Habitats) angewiesen, die sie über mehr oder weniger ausgedehnte Wanderungen im Fließgewässersystem (und teilweise darüber hinaus) erreichen.³⁶⁰ Bezüglich ihres Wanderverhaltens können grob drei Kategorien von Fischen unterschieden

³⁵⁴ Vgl. WBGU (1998), S. 51f.; Steinberg et al. (2001), S. 101; Jürging (2005), S. 27f. sowie S. 33-46; MUNLV NRW (2005), S. 24-30; Wieprecht (2006), S. 35-37; DWA (2010), S. 30-35.

³⁵⁵ Vgl. Steinberg et al. (2001), S. 101-103; Maniak (2005), S. 626f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 114-128 sowie grundlegend Vannote et al. (1980), S. 131-137. Zu den ökosystembestimmenden Faktoren und ihre Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften vgl. auch Jürging (2005), S. 6-26. Zu den ökosystemaren Zusammenhängen, z. B. Nahrungsketten, vgl. Jürging (2005), S. 26-33. Aufgrund der auch lokal vielschichtigen und dynamischen Umgebungsbedingungen findet sich in jedem Teilsystem ein hochspezialisiertes Artenspektrum, vgl. Jürging (2005), S. 33f.

³⁵⁶ Als Fischregion gilt ein „Abschnitt eines Fließgewässers, benannt nach dem Vorkommen bestimmter Fischarten als Leitorganismen“, DIN 4049-2, S. 13, Nr. 4.9; vgl. auch Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 33-38; DWA (2005), S. 29-32; Maniak (2005), S. 626f.; MUNLV NRW (2005), S. 28-30; Breuer (2006), S. 27-32; Albert/Langer (2007), S. 49f.; MUNLV NRW (2007), S. 67-74; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 782; DWA (2010), S. 30-35.

³⁵⁷ Vgl. DIN 4049-2, S. 13, Nr. 4.10 bis 4.16 sowie bspw. MUNLV NRW (2005), S. 28-30; DWA (2010), S. 30-35. Jede Fischregion ist durch spezifische Umweltbedingungen geprägt. Bspw. sind die Fließgewässer der Forellenregion typischerweise durch schnell fließendes, kaltes und sauerstoffreiches Wasser und ein steiniges bzw. kiesiges Gewässerbett gekennzeichnet. Daher herrschen dort Arten wie die Bachforelle vor, die speziell an das Leben im Strömungsbereich angepasst sind (reophile Arten), vgl. DIN 4049-2, S. 13, Nr. 4.17. Davon abzugrenzen sind stagnophile (z. B. Karpfen) sowie strömungsindifferente Arten (z. B. Aal), vgl. Maniak (2005), S. 626. Zum Schwimmverhalten und zur Orientierung von Fischen in Gewässern vgl. auch DWA (2010), S. 53-63.

³⁵⁸ Vgl. Maniak (2005), S. 626 sowie ausführlich Kap. 4.2.6.

³⁵⁹ Vgl. Jürging (2005), S. 28; MUNLV NRW (2005), S. 24-27; MUNLV NRW (2007), S. 67-70.

³⁶⁰ Vgl. ausführlich DWA (2010), S. 39-53 sowie auch Schwevers (1998), S. 3-21; Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 10-16; DWA (2005), S. 24-29; MUNLV NRW (2005), S. 32-35; Breuer (2006), S. 35-37; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 720f. sowie S. 781f.; Gaumert (2010), S. 180f.; BfG (2010a), S. 10-16. So kann etwa die Fortpflanzung spezifische Umweltbedingungen bzgl. Strömung, Temperatur

werden.³⁶¹ Arten mit reproduktionsnotwendigen Wechseln zwischen Süß- und Salzwasserhabitaten werden übergreifend als diadrome Arten bezeichnet. Man unterscheidet anadrome Arten (z. B. Lachse und Störe), die zur Fortpflanzung aus dem Meer flussaufwärts zu ihren Laichhabitaten in den Oberläufen von Fließgewässern wandern, von katadromen Arten wie dem Aal, die zur Eiablage von ihren Süßwasserhabitaten ins Meer ziehen.³⁶² Die Wanderungen diadromer Arten stellen i. d. R. Langdistanzwanderungen von teilweise mehreren Tausend Kilometern Länge dar.³⁶³ Arten, die ausschließlich innerhalb von Binnengewässersystemen wandern, werden dagegen als potamodrom bezeichnet.³⁶⁴ Auch potamodrome Wanderungen, z. B. der Fischarten Barbe und Nase, können sich teilweise über mehrere Hundert Kilometer erstrecken und werden dann als Mitteldistanzwanderungen bezeichnet. Sogar so genannte „standorttreue“ Arten wie Äsche und Bachforelle legen in der Laichzeit vielfach Kurzdistanzwanderungen mit Entfernungen von 5-10 km zurück.³⁶⁵ Das Wanderverhalten bestimmter Arten ist sowohl mit flussaufwärts- als auch flussabwärtsgerichteten Bewegungen verbunden.³⁶⁶ In diesem Zusammenhang können ganzjährige und saisonal eingeschränkte Wanderungsbewegungen mit entsprechenden Auf- und Abwanderrhythmen unterschieden werden.³⁶⁷

und Substrat erfordern. Wiederum andere Bedingungen können für Aufwuchs oder Winterruhe erforderlich sein. Nicht zuletzt muss ein ausreichend großes Gebiet zur Nahrungssuche erreichbar sein. Hierbei werden oft Tageswanderungen von mehreren Kilometern unternommen, vgl. Adam/Schwevers (2001), S. 8f.; Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 10f.; DWA (2005), S. 24-26; Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 8-11; BMU (2007), S. 1; DWA (2010), S. 39-46; Gaumert (2010), S. 180f. Neben diesen Fresswanderungen sind auch so genannte flussaufwärtsgerichtete Kompensationswanderungen zum Ausgleich der natürlichen Abdriftung zu nennen, vgl. DWA (2005), S. 26; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 81. Diese Wanderungen sind essentiell, um die dauerhafte Besiedlung von Habitaten sicherzustellen bzw. (wieder) auszudehnen, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 137f.; Breuer (2006), S. 35-37. Über die Fischfauna hinaus sind Wanderungen innerhalb des Fließgewässersystems auch für den Bestand wirbelloser Benthosorganismen (Makrozoobenthos) von Bedeutung, vgl. Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 82; Breuer (2006), S. 36; DWA (2010), S. 39f. Als Benthos wird der Lebensraum im Bereich des Gewässergrundes bezeichnet, vgl. bspw. Steinberg et al. (2001), S. 99.

³⁶¹ Vgl. hier sowie zu Folgendem Adam/Schwevers (2001), S. 8f.; Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 12-15; DWA (2005), S. 26-29; MUNLV NRW (2005), S. 32-35; Albert/Langer (2007), S. 64; FGG Weser (2008), S. 16f.; DWA (2010), S. 42-46; BfG (2010a), S. 10-16.

³⁶² Vgl. Müller et al. (2006), S. 333f.; DWA (2005), S. 26-28; DWA (2010), S. 42-44.

³⁶³ Vgl. Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 82; DWA (2010), S. 46f.

³⁶⁴ Vgl. DWA (2005), S. 28f.; Müller et al. (2006), S. 336.

³⁶⁵ Vgl. Stohmeier (1998), S. 13; DWA (2005), S. 28; Fröhlich (2005a), S. 138; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 82; Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 7; LAWA (2007), S. 2; DWA (2010), S. 46f.

³⁶⁶ Vgl. Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 8-11. Die gegenläufigen Wanderungen müssen nicht zwingend durch die gleichen Individuen erfolgen. Dies gilt insb. für die diadromen Arten, bei deren Wanderverhalten sich adulte Individuen zum Ablachen in die eine Richtung bewegen, während die Jungfische anschließend entgegengesetzt wandern.

³⁶⁷ Vgl. Schwevers (1998), S. 22-34 sowie S. 42-48; Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 17-33; Göhl (2004), S. 4-15; DWA (2005), S. 26-28 sowie S. 32-35; Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 8-11. So kehren adulte Lachse aus dem Meer in ihre jeweiligen Laichhabitats in den Oberläufen inländischer Fließgewässersysteme zurück, während ihre Jungfische (Smolts) anschließend in das Meer abwandern, bis sie selbst wieder zum Laichen zurückkehren. Von den adulten Lachsen kehren dagegen nach dem Ablachen nur wenige Überlebende in das Meer zurück, vgl. DWA (2010), S. 42-44 sowie S. 48-

Die natürliche Längsvernetzung der Teillebensräume aquatischer Organismen wird durch die lineare ökologische Durchgängigkeit des Fließgewässersystems bestimmt.³⁶⁸ Sie kann als ungestört bezeichnet werden, wenn sich alle aquatischen Organismen wie Fische, Amphibien und wirbellose Kleintiere ihrem natürlichen Lebenszyklus und Bedürfnissen entsprechend sowohl flussaufwärts als auch flussabwärts bewegen und verbreiten können.³⁶⁹ Aufgrund des reproduktionsnotwendigen Wechsels zwischen Süß- und Salzwasserhabitaten ist die lineare Durchgängigkeit eines Gewässersystems für den Bestand diadromer Populationen als essentiell einzustufen, während eine Unterbrechung der Durchgängigkeit für potamodrome Arten „nicht unmittelbar bedrohlich für die Population sein muss“.³⁷⁰

Die natürliche ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern und damit die Vernetzung von Lebensräumen wird durch die Barrierewirkung von Querbauwerken zumindest stark eingeschränkt oder – insb. im Fall von Talsperren – gänzlich unterbrochen.³⁷¹ Bei der Beurteilung der Barrierewirkung von Querbauwerken ist es grundsätzlich sinnvoll,

51; Keuneke/Dumont (2011), S. 78-85. Insb. die saisonalen Wanderungen werden i. d. R. durch bestimmte Rahmenbedingungen (z. B. Gewässertemperatur, Abfluss, Mondphase) ausgelöst, so dass die Abwanderungsbewegungen der Individuen vielfach synchronisiert werden, vgl. Schwevers (1998), S. 35-41; Göhl (2004), S. 13f.; DWA (2005), S. 25-40; Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 10; DWA (2010), S. 51. So konzentriert sich der Abstieg von Salmonidensmolts auf die Monate April und Mai, während der Abstieg von Blankaalen sich über einen etwas längeren Zeitraum (insb. von September bis Januar) hinzieht, vgl. DWA (2005), S. 39f. In vielen Fällen konzentrieren sich die Wanderungsbewegungen zudem auf bestimmte Tages- oder Nachtphasen, vgl. Göhl (2004), S. 13f.; DWA (2005), S. 40f.; Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 8; Breuer (2006), S. 35f.; DWA (2010), S. 49f.

³⁶⁸ Vgl. Diehl (2004a), S. 145; MUNLV NRW (2005), S. 32. Als naturnaher Zustand eines Fließgewässers gilt eine quasinatürliche Ausprägung, die in allen wesentlichen Aspekten nur geringfügig vom natürlichen, naturraumtypischen Gewässerzustand abweicht, vgl. Diehl (2004b), S. 205f.

³⁶⁹ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 68; RPNO (2007), S. 32; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 114 sowie S. 307. Zu den verschiedenen Elementen der ökologischen Durchgängigkeit vgl. auch Kampa/Hansen (2004), S. 83f. Dabei umfasst die ökologische Durchgängigkeit nicht nur das Wasser selbst, sondern auch die Gewässersohle, die Ufer und die Auen, vgl. Jürging/Patt (2005), S. 144. Von der linearen Vernetzung ist die Quervernetzung von freiem Fließgewässer und Gewässerumfeld abzugrenzen, vgl. auch Jürging (2005), S. 27f.; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 82. Diese laterale Vernetzung kann in einem umfassenden Sinne mit der linearen Vernetzung unter den Aspekt der ökologischen Durchgängigkeit zusammengefasst werden, vgl. Seifert (2008), S. 5. Im Rahmen dieser Untersuchung steht jedoch der Aspekt der linearen Vernetzung im Vordergrund, so dass im Folgenden der Begriff ökologische Durchgängigkeit als lineare ökologische Durchgängigkeit zu verstehen ist.

³⁷⁰ MUNLV NRW (2005), S. 35. Die Anforderungen an die Durchgängigkeit der Gewässer sind also von den jeweiligen Wanderungsbedürfnissen und deren ökologischen Funktionen (z. B. Reproduktion) abhängig, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 137-141; Breuer (2006), S. 35-37. Dies gilt insb. mit Hinblick auf die flussabwärtsgerichtete Durchgängigkeit, vgl. DWA (2005), S. 89.

³⁷¹ Vgl. Bunge et al. (2001), S. 76f.; Kampa/Hansen (2004), S. 76; Diehl (2004b), S. 210f.; Lattermann (2005), S. 87; Breuer (2006), S. 35; Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 384f.; RPNO (2007), S. 32; FGG Weser (2008), S. 16; DWA (2010), S. 63-65. Hiervon sind insb. die Hauptflüsse der Stromgebiete und deren als Schifffahrtsstraße sowie zur Energieerzeugung genutzte Nebenflüsse in erheblichem Umfang betroffen, vgl. BMU (2006b), S. 31. Ebenso können Hochwasserrückhaltebecken mit Dauerstau das Gewässer in morphologischer, physikalischer, chemischer und biologischer Hinsicht beeinträchtigen, vgl. DIN 19700-12, S. 8. Es ist jedoch zu beachten, dass eine Unterbrechung der ökologischen Durchgängigkeit auch natürliche Ursachen wie Wasserfälle haben kann, vgl. Jürging (2005), S. 27f.; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 82.

zwischen der flussaufwärts- sowie flussabwärtsgerichteten Durchgängigkeit eines Fließgewässers zu unterscheiden.

Die flussaufwärtsgerichtete Durchgängigkeit gilt an einem Querbauwerk schon als signifikant beeinträchtigt, wenn eine zu überwindende Höhendifferenz von mehr als 30 cm vorliegt. Ab dieser Höhe stellen Querbauwerke somit ein erhebliches Wanderungshindernis für eine Vielzahl von Fischarten und andere Organismen dar.³⁷² Insb. senkrechte Wehre mit mittleren oder größeren Fallhöhen stellen somit i. d. R. unüberwindliche Hindernisse für die flussaufwärts wandernde Gewässerfauna dar.³⁷³ Dadurch werden populationsrelevante, saisonale oder lebenszyklusbezogene Wanderungen (insb. Laichwanderungen), aber auch Nahrungs-, Ausbreitungs- und Kompensationswanderungen von Organismen erschwert oder ganz unterbunden.³⁷⁴ Dies führt in den abgeschnittenen Gewässerstrecken zu einer entsprechenden Verarmung der Artenvielfalt und gefährdet insb. die natürliche Reproduktion von diadromen Wanderfischarten.³⁷⁵

Hinsichtlich der flussabwärtsgerichteten Barrierewirkung von Querbauwerkstandorten sind i. d. R. mehrere potenzielle Abstiegswege zu beachten. Grundsätzlich wird die Abwärtspassage von der Strömungsrichtung unterstützt, wobei die abstiegswilligen Individuen in etwa proportional zum jeweiligen Abflussanteil zu den jeweiligen Abstiegswegen gelangen.³⁷⁶ Mit dem Wehrüberfall können viele Organismen selbst Fallhöhen von

³⁷² Vgl. Diehl (2004b), S. 211; BMU (2005a), S. 31f.; Dumont (2005), S. 6f. sowie MUNLV NRW (2005), S. 66-68.

³⁷³ Vgl. Döring (2001), S. 587; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 81. Dagegen führen geneigte Sohl- oder Blockrampen zu keiner signifikanten Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit, wenn sie so ausgestaltet werden, dass für die wandernden Gewässerorganismen zwischen den Steinen ausreichend große Räume mit geringerer Fließgeschwindigkeit verbleiben, vgl. Lattermann (2005), S. 49 sowie auch Patt/Jüring/Kraus (2009), S. 301-307. Für Benthosorganismen sind die Wanderungshindernisse insb. in den Oberläufen der Gewässer problematisch, vgl. Döring (2001), S. 587.

³⁷⁴ Vgl. Bunge et al. (2001), S. 76f.; Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 8f.; Kaltschmitt/Nil/Jorde (2006), S. 384; RPNO (2007), S. 32; DWA (2010), S. 63f.

³⁷⁵ Vgl. WBGU (1998), S. 261; MUNLV NRW (2005), S. 67f.; Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 8f.; Kaltschmitt/Nil/Jorde (2006), S. 384f. sowie Palm (2006a), S. 96. Die flussaufwärtsgerichtete Durchgängigkeit der Fließgewässer ist somit ein entscheidender Faktor sowohl für die Zusammensetzung als auch die Abundanz der Fischfauna, vgl. Adam/Schwevers (2001), S. 7f.; Palm (2006a), S. 96. Schließlich birgt eine weitgehende Separierung von Teillebensräumen auch bei der standorttreuen Fischfauna die Gefahr einer genetischen Verarmung und damit einer langfristig schleichenden Degradation der Populationsdynamik, vgl. BMU (1998), S. 174; Bunge et al. (2001), S. 77; MUNLV NRW (2005), S. 68; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 81; FGG Weser (2008), S. 19; Patt/Jüring/Kraus (2009), S. 139.

³⁷⁶ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 83 sowie S. 88; DWA (2005), S. 41. Die flussabwärtsgerichtete Bewegung der Fische kann dabei sowohl aktiv also auch passiv (Drift) erfolgen, vgl. DWA (2005), S. 41-44. Die flussabwärtsgerichtete Passierbarkeit eines Querbauwerksstandortes lässt sich in der Zusammenschau aller möglichen Abwanderungswege (insb. Turbinenpassage und Wehrüberfall) beurteilen. Hierbei sind an Schifffahrtsstraßen als zusätzlicher Faktor auch die Schleusen in die Betrachtung einzubeziehen. Diese ermöglichen im Rahmen von Boots- oder Schifffschleusungen eine gewisse Passierbarkeit des Querbauwerkes in beide Richtungen, vgl. DWA (2005), S. 164.

mehreren Metern schadlos überwinden, sofern ein ausreichendes Wasserpolster im Unterwasser vorhanden ist.³⁷⁷ Folglich ist die flussabwärtsgerichtete Wanderung an zumindest teilweise überströmten Querbauwerken mit Wehrüberfall weniger beeinträchtigt. Mit zunehmender Absturzhöhe ist jedoch mit steigenden Schädigungs- bzw. Mortalitätsraten zu rechnen.³⁷⁸ Die flussabwärtsgerichtete Passierbarkeit des Querbauwerkes kann allerdings deutlich stärker beeinträchtigt sein, wenn es auch zur Stromerzeugung genutzt wird. In diesem Fall wird typischerweise ein Großteil des natürlichen Abflusses der Turbine oder den Turbinen zugeführt. Der Hauptströmung folgend gelangt daher ein Großteil der abwandernden Organismen ebenfalls zum Einlauf der Turbinen.³⁷⁹ Bei hoher Anströmgeschwindigkeit können Fische bereits am Einlaufrechen durch Anpressen an die Gitterstäbe geschädigt werden. Anschließend wird ein Teil der in den Turbinenschacht gelangenden Fische durch das Zusammentreffen mit Turbinenflügeln sowie durch abrupte Veränderungen von Wasserdruck und Strömungsgeschwindigkeit zum Teil letal geschädigt.³⁸⁰ Das turbinenbedingte Mortalitätsrisiko für passierende Fische ist im Wesentlichen von der Fischart (insb. der Körperlänge), dem Turbinentyp, der Turbinengröße und dem jeweiligen Betriebszustand der Turbine (z. B. Umdrehungsgeschwindigkeit und Stellung der Turbinenschaufeln) abhängig und kann daher auch standortabhängig stark variieren.³⁸¹

In Abhängigkeit von ihren jeweiligen Wanderungsbewegungen sowie der jeweiligen Querbauwerksdichte in einem Fließgewässersystem müssen aquatische Organismen in

³⁷⁷ Vgl. Schwevers (1998), S. 60f.; Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 201; Dumont (2005), S. 7; MUNLV NRW (2005), S. 69; DWA (2005), S. 78 sowie S. 161; LAWA (2007), S. 3; FGG Weser (2008), S. 18.

³⁷⁸ Vgl. Schwevers (1998), S. 60f.; DWA (2005), S. 78f., MUNLV NRW (2005), S. 69 sowie S. 88. Nicht zu vernachlässigen ist bei Stauanlagen, dass der Staubereich mit geringen Strömungsgeschwindigkeiten i. d. R. durch einen erhöhten Prädationsdruck durch Raubfische gekennzeichnet ist, vgl. DWA (2005), S. 78.

³⁷⁹ Vgl. bspw. MUNLV NRW (2005), S. 69; DWA (2005), S. 41; Keuneke/Dumont (2011), S. 63 sowie auch Kap. 4.2.6.

³⁸⁰ Vgl. BMU (1998), S. 174; Schwevers (1998), S. 62-70; Meyerhoff/Petschow (1998), S. 23; Bunge et Al. (2001), S. 78; Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 200f.; Kampa/Hansen (2004), S. 76; DWA (2005), S. 77-85; Patt/Schackers/Wieprecht (2005), S. 273; Dumont (2005), S. 7; Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 10; Quaschnig (2008), S. 229f.; BMU (2010b), S. 64.

³⁸¹ Vgl. Dumont (2005), S. 7; DWA (2005), S. 81-85 sowie S. 89; Fröhlich (2005a), S. 138f.; MUNLV NRW (2005), S. 71 sowie S. 147f.; Breuer (2006), S. 39-42; Anonymus (2008), S. 11f.; Keuneke/Dumont (2010), S. 39; Keuneke/Dumont (2011), S. 62f. Das mittlere Mortalitätsrisiko an Wasserkraftanlagen lässt sich grundsätzlich über Vor-Ort-Untersuchungen und deren regressionsbasierte Abbildung in empirischen Modellen sowie durch physikalische Prognosemodelle abschätzen, vgl. Keuneke/Dumont (2010); Keuneke/Dumont (2011), S. 60-78. Bei umfangreichen Vor-Ort-Untersuchungen an der Mainstufe Dettelbach wurden im Jahr 1999 für den Wasserkraftbetrieb ohne Schutzmaßnahmen artbezogene Mortalitätsraten von 6 % für den Wels bis 48 % für die Brachse ermittelt. Der katadrome Wanderfisch Aal war mit 27 % betroffen. Dies liegt ungefähr auf dem Niveau, das für die Moselstufe Fankel ermittelt wurde (23 %), vgl. DWA (2005), S. 77f.

vielen Fällen mehrere Querbauwerkstandorte flussaufwärts oder flussabwärts passieren. Dies gilt insb. für die diadromen Langdistanzwanderfische, die teilweise das gesamte Fließgewässersystem von der Meeresmündung bis in weit entfernte Oberläufe durchqueren müssen.³⁸² In diesen Fällen kumulieren sich die wanderungshemmenden Wirkungen der auf der Wanderstrecke liegenden Querbauwerke.³⁸³ Dementsprechend wirken sich Stauhaltungsketten an vernetzungsrelevanten Flussläufen besonders gravierend auf die Populationen von Wanderfischen – insb. diadromen Langdistanzwanderfischen – aus.³⁸⁴ Dabei ist zu beachten, dass bereits eine flussaufwärts gänzlich unpassierbare Stauanlage die vollständige Isolierung des oberhalb gelegenen Fließgewässerteilsystems für aufwärtsgerichtete Wanderungen impliziert, während flussabwärtsgerichtet – abgesehen von Querbauwerken mit hohen Fallhöhen – auch ohne unterstützende Maßnahmen zumindest eine Teilpassierbarkeit gegeben ist.³⁸⁵ Die insgesamt resultierende Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit bzw. Lebensraumvernetzung in einem Fließgewässersystem (bzw. einem Teilsystem) ist demnach von der Anzahl, Art und Lage der Querbauwerke in Bezug zu den jeweiligen Wanderungsbewegungen abhängig.³⁸⁶ Insoweit sich die Wirkung eines Querbauwerkes nicht nur auf die lokale Gewässerökologie auswirkt und umgekehrt die Ökologie eines bestimmten Gewässerabschnittes durch mehrere Querbauwerke beeinflusst wird, kann die flussaufwärts- wie flussabwärtsgerichtete Barrierewirkung von Querbauwerken als Fernwirkung charakterisiert werden.³⁸⁷

Die zweite Hauptkategorie der Beeinträchtigung der Gewässerökologie durch Querbauwerke bezieht sich auf die Lebensraumveränderung in deren Ober- und Unterwasser. Die Lebensraumveränderung resultiert aus der Schaffung künstlicher Stillwasserzonen und

³⁸² Vgl. Fröhlich (2005a), S. 138f. Bei einer hohen Querbauwerksdichte können aber auch Mittel- und im Extremfall sogar Kurzdistanzwanderungen von mehrere Querbauwerken beeinträchtigt werden.

³⁸³ Vgl. Dumont (2005), S. 7f.; MUNLV NRW (2005), S. 71; FGG Weser (2008), S. 18f.; BMU (2010b), S. 64; Gaumert (2010), S. 182 sowie auch Kap. 4.2.6.

³⁸⁴ Vgl. WBGU (1998), S. 8 sowie S. 261f.; Patt/Schackers/Wieprecht (2005), S. 272; MUNLV NRW (2005), S. 35; Dumont (2005), S. 6f.; FGG Weser (2008), S. 16f.; BMU (2010b), S. 64. Im Hinblick auf die flussabwärtsgerichtete Migration wird die Ausprägung der Kettenwirkung im wesentlichen Maße von den mit bestimmten Querbauwerken in funktionalem Zusammenhang stehenden Wasserkraftanlagen bestimmt, da hier i. d. R. der wesentliche Abfluss und damit auch die Hauptströmung für aquatische Organismen über die Turbineneinläufe erfolgt. Zu den populationsdynamischen Auswirkungen vgl. Kap. 4.2.6.

³⁸⁵ Vgl. DWA (2005), S. 87; LAWA (2007), S. 3. Die Verbesserung des Fischeaufstiegs stellt also im Regelfall in einem stärkeren Maß den limitierenden Faktor der Durchgängigkeit eines Gewässersystems als der Fischabstieg dar. Hieraus ergeben sich wesentliche Implikationen für den Handlungsbedarf und die dabei bestehenden standortübergreifenden Flexibilitäten, vgl. Kap. 6.2.5 und 6.4.2.2.

³⁸⁶ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 149; DWA (2005), S. 87; LAWA (2007), S. 2 sowie FGG Weser (2008), S. 16.

³⁸⁷ Vgl. auch BfG (2010a), S. 11. Zur allgemeinen Abgrenzung von Nah- und Fernwirkungen vgl. bereits Kap. 2.3.

Uferbefestigung und den damit einhergehenden Veränderungen der hydromorphologischen und der chemisch-physikalischen Charakteristika des Fließgewässers.³⁸⁸ Insb. bei geringem Fließgefälle können sich lange Rückstau mit untypischen Lebensraumbedingungen ergeben.³⁸⁹ Durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit werden insb. in abflussarmen Fließgewässern der Sauerstoffhaushalt beeinflusst, die Eutrophierung³⁹⁰ befördert sowie der Geschiebehaushalt³⁹¹ und die Sedimentationsprozesse im Gewässerbett verändert.³⁹² So kommt es i. d. R. zu einer verstärkten Feinsedimentierung im Staubebereich, wodurch der Lebensraum benthischer Organismen beeinträchtigt sowie – insb. in den Oberläufen von Fließgewässersystemen – der aufgestaute Bereich als Laichhabitat für strömungsliebende, auf Kies- oder Schotterflächen ablaichende Arten disqualifiziert wird.³⁹³ Die gestauten Gewässerstrecken erfahren somit insgesamt eine Monotonisierung der Gewässerdynamik und -struktur sowie der fließgewässertypischen Lebensraumbedingungen.³⁹⁴ Dies führt in der Tendenz zu einer Verarmung der Artenvielfalt sowie einer

³⁸⁸ Vgl. hier sowie zu Folgendem Meyerhoff/Petschow (1998), S. 17-21; Bunge et al. (2001), S. 74-76; Kampa/Hansen (2004), S. 62f.; Dumont (2005), S. 9; MUNLV NRW (2005), S. 72-77; Breuer (2006), S. 32-35; Kaltschmitt/Nil/Jorde (2006), S. 383f.; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 81.; Palm (2006a), S. 96; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 710-719; DWA (2010), S. 64f.; DIN 19700-10, S. 9. Der Aufstau eines Fließgewässers lässt sich vor dem Hintergrund des skizzierten River Continuum Concepts als „Flussalterung“ interpretieren. So werden bei einem Aufstau im Oberlauf durch die Herabsetzung der Fließgeschwindigkeit unterlaufentypische Lebensraumbedingungen hervorgerufen, vgl. Steinberg et al. (2001), S. 103 sowie auch Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 137f.

³⁸⁹ Bei massiver Reduzierung der Fließgeschwindigkeit in den Stauräumen kann das typische Strömungsmuster eines Fließgewässers sogar vollständig verloren gehen, vgl. Baumgart et al. (2005), S. 69; Jürging/Podraza/Schackers (2005), S. 92; DWA (2010), S. 64f. Im Falle einer Hintereinanderschaltung mehrerer Stauhaltungen kann es zu einem Verlust der ursprünglichen Fließgewässercharakteristik über längere Strecken kommen, vgl. Kaltschmitt/Nil/Jorde (2006), S. 384.

³⁹⁰ Unter Eutrophierung versteht man einen erhöhten Nährstoffgehalt in Gewässern, vgl. Staffel-Schierhoff (2001), S. 91; Steinberg et al. (2001), S. 100. Zur Eutrophierung in Stillgewässern vgl. auch Maniak (2005), S. 551-564.

³⁹¹ Als Geschiebe bezeichnet man „Feststoffe [...], die nur im Bereich der Gewässersohle [...] bewegt werden, DIN 4049-3, S. 47, Nr. 2.8.23 sowie Lattermann (2005), S. 16 sowie S. 43; Rössert (1984), S. 160. Zum Geschiebe- und sonstigen Feststofftransport im Gewässer vgl. Rössert (1984), S. 160-176. Durch Querbauwerke wird der natürliche Geschiebetransport im Gewässer unterbrochen.

³⁹² Vgl. hier sowie zu Folgendem BMU (1998), S. 174; Kampa/Hansen (2004), S. 81-83; Kirchesch/Bergfeld/Müller (2006), S. 59-78; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 83f.; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 725-730; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 134f.; DWA (2010), S. 64f. Zu den Bestimmungsfaktoren des Sauerstoffhaushalts in Fließgewässern vgl. bspw. Maniak (2005), S. 589-593. Darüber hinaus kann es zu einer Erwärmung, zu pH-Wert-Schwankungen und insgesamt zu einer Abnahme der Selbstreinigungskraft des Gewässers kommen, vgl. BMU (2006b), S. 29. Zur Funktionsweise und den Einflussfaktoren der Selbstreinigung vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 135f. Mögliche Folgen von Eutrophierung und Sauerstoffmangel sind Fischsterben sowie die Beeinträchtigung der anthropogenen Nutzbarkeit (z. B. Trinkwassergewinnung), vgl. Staffel-Schierhoff (2001), S. 91; Jürging/Podraza/Schackers (2005), S. 93f.

³⁹³ Vgl. Bunge et al. (2001), S. 75; Kaltschmitt/Nil/Jorde (2006), S. 383; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 83.

³⁹⁴ Vgl. Wieprecht (2006), S. 38; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 81; Albrecht/Langer (2007), S. 45.

Verschiebung des Artenspektrums, wobei insb. die strömungsangepassten Arten verdrängt werden.³⁹⁵

Von Querbauwerken können zudem substantielle Beeinträchtigungen des Lebensraums im Unterlauf einhergehen. Die Veränderung des Feststoffhaushalts verursacht grundsätzlich einen Geschiebemangel im Unterlauf, der die Tiefenerosion im Gewässerbett befördert.³⁹⁶ An Standorten mit Wasserkraftnutzung kann es zudem zu erheblichen hydraulischen Belastungen des Unterlaufs durch die so genannte Schwellbetriebsweise kommen.³⁹⁷ Positiv wirkt sich dagegen die Anreicherung des Wassers im Unterlauf mit Sauerstoff beim Wehrüberfall sowie durch Turbinen im Falle einer Wasserkraftnutzung aus.³⁹⁸ Sowohl die genannten Beeinträchtigungen im Oberwasser (Staubereich) als auch

³⁹⁵ Vgl. Bunge et al. (2001), S. 75; MUNLV NRW (2005), S. 74-76; Lattermann (2005), S. 175; BMU (2006b), S. 29; RPNO (2007), S. 32; Quaschnig (2008), S. 229; DWA (2010), S. 65. Die Vielfalt der meist hoch spezialisierten Artengemeinschaften ist dagegen in hohem Maße von einer entsprechenden Diversität der Strömungsverhältnisse und Strukturen von Flussbett und Ufer abhängig, vgl. BMU (1998), S. 168. Natürliche, dynamische Fließgewässer weisen i. d. R. eine solche Habitatdiversität auf. Bedeutende Elemente der Habitatdiversität in Fließgewässern sind u. a. Kolke (Vertiefungen der Gewässersohle), überhängende Vegetation, unterspülte Böschungen, Prall- und Gleitufer, Kaskaden, Stromschnellen, Wurzelstöcke, Totholz, Steinblöcke, vgl. Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 457; Jüring/Patt (2005), S. 138. Der konkrete Grad der Lebensraumveränderung an Stauhaltungen ist allerdings auch von den weiteren flussbaulichen Veränderungen im Oberwasser abhängig (bspw. Uferverbau und Laufbegradigung zur Sicherung der Schifffahrt sowie flussbauliche Umgestaltungen zur Gewährleistung einer optimalen Anströmung der Wasserkraftanlagen), vgl. Baumgart et al. (2005), S. 77. Durch solche Veränderungen kann es an den Stauhaltungen auch zu einer Abtrennung des Fließgewässers von der Aue und dem Verlust der natürlichen Auendynamik kommen, vgl. MUNLV NRW (2005), S. 77; Patt/Jüring/Kraus (2009), S. 130 sowie DIN 19700-10, S. 9. Im Extremfall kann eine vollständige Umwandlung des Ökosystems im Bereich des Rückstaus resultieren, vgl. WBGU (1998), S. 128; Kampa/Hansen (2004), S. 76. Andererseits ist eine Lebensraumveränderung nicht pauschal mit einer Lebensraumzerstörung gleichzusetzen. Durch die veränderten Lebensraumcharakteristika können auch neue, z. T. hochwertige Stillgewässerlebensräume entstehen. Darüber hinaus können durch die Anhebung des Grundwasserspiegels auch Feuchtgebiete in der Flussaue entstehen, vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 32; Kampa/Hansen (2004), S. 62; Kaltschmitt/Nil/Jorde (2006), S. 384. Die Qualität der Sekundärbiotope ist jedoch von vielfältigen Faktoren (z. B. Wasserspiegelschwankungen, Wasserqualität, Uferformen) abhängig. Zur Schaffung von hochwertigen Seen- und Auenlandschaften als Sekundärbiotope in aufgestauten Gewässern vgl. auch Heimann (2004), S. 131; Lattermann (2005), S. 175; Jüring/Patt (2005), S. 148-151. sowie DIN 19700-10, S. 7. Die Wertung von Sekundärbiotopen als positive Wirkung von Stauhaltungen wird allerdings teilweise kritisch gesehen, vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 32; Bunge et al. (2001), S. 81. Zu den besonderen ökologischen Beeinträchtigungen durch große Staudämme vgl. bspw. WBGU (1998), S. 179-181; Jüring/Podraza/Schackers (2005), S. 98; Quaschnig (2008), S. 230.

³⁹⁶ Vgl. Bunge et al. (2001), S. 76; Lattermann (2005), S. 175; Wieprecht (2006), S. 38-43; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 82f. Durch Tiefenerosion und eine Absenkung des Grundwasserspiegels können zudem flussabwärts gelegene Flussaunen beeinträchtigt werden, vgl. BMU (1998), S. 174 sowie BMU (2006b), S. 29. Demgegenüber können Lebensräume im Unterlauf des Staubereichs schockartig durch Staurationsspülungen beeinträchtigt werden, vgl. Kaltschmitt/Nil/Jorde (2006), S. 383f.; Patt/Jüring/Kraus (2009), S. 85.

³⁹⁷ Vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 24; Bunge et al. (2001), S. 79; Breuer (2006), S. 32f. Auch bei Laufwasserkraftwerken kann der Stauration im begrenzten Umfang als Speicher zur Anpassung an den zeitlichen Energiebedarf genutzt werden, vgl. DIN 4048-2, S. 4, Nr. 9-13.

³⁹⁸ Vgl. Heimann (2004), S. 131 und Lattermann (2005), S. 81.

diejenigen im Unterlauf sind im Gegensatz zur Barrierewirkung eher lokaler Natur und können insofern als Nahwirkung von Querbauwerken klassifiziert werden.

Eine spezifische Lebensraumproblematik ergibt sich, wenn Querbauwerke der streckenweisen Ausleitung eines Großteils des natürlichen Abflusses dienen.³⁹⁹ Solche Ausleitungen dienen – insb. an kleineren und mittleren Fließgewässern – i. d. R. der Konzentration des Fließgefälles zur Wasserkraftnutzung.⁴⁰⁰ Je nach Umfang der Ausleitung kann sich in der so genannten Restwasserstrecke eine massive Veränderung des Abflussregimes bis zum vollständigen Trockenfallen ergeben.⁴⁰¹ Da die Abflussmenge und -dynamik einen wesentlichen Einfluss auf die Wassertiefen, die Strömungsgeschwindigkeiten, die Wassertemperatur, den Sauerstoffhaushalt, die Fluss- und Gerinnemorphologie, den Feststofftransport, die Substratverteilung und somit die gesamte Habitatdiversität ausüben, kommt ihnen eine zentrale Bedeutung für die ökologische Integrität einer Fließgewässerstrecke zu.⁴⁰² Daher ist bei substantiellen Ausleitungen grundsätzlich eine Abnahme der Besiedlungsdichte sowie eine Verminderung der aquatischen Artenvielfalt in der Restwasserstrecke zu erwarten, wengleich die konkreten Auswirkungen auch von den jeweiligen ökologischen Gegebenheiten der Restwasserstrecke abhängig sind.⁴⁰³ Darüber hinaus stellen unzureichend von Wasser durchflossene Restwasserstrecken ebenfalls ein Wanderungshindernis für aquatische Organismen und damit eine Beeinträchtigung der

³⁹⁹ Vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 21-23; Dumont (2005), S. 9f.; Breuer (2006), S. 33f.; Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 385f.; DWA (2010), S. 65.

⁴⁰⁰ Daneben kann aber auch die Laufverkürzung durch Abtrennung von Flussschlingen zur Beschleunigung des Gütertransports als streckenweise Ausleitung interpretiert werden. Als prominentes Beispiel kann der Ausbau des Oberrheins angeführt werden. Dort wird ein Großteil des Abflusses vorübergehend in den Rheinseitenkanal ausgeleitet, vgl. bspw. IKS (2006), S. 36.

⁴⁰¹ Vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 21f.; Bunge et al. (2001), S. 77; LAWA (2001a), S. 8; MUNLV NRW (2005), S. 77f.; Dumont (2005), S. 9f. Der Restwasserabfluss in einer Ausleitungsstrecke setzt sich aus dem geplant in der Restwasserstrecke belassenen Dotierwasser, dem Überschusswasser (nicht nutzbarer Abfluss bei hohen Abflussspitzen) sowie dem in der Restwasserstrecke hinzukommenden Abfluss des Zwischeneinzugsgebiets (z. B. Zufluss von Regenwasser) zusammen, vgl. Radler/Döring (2001), S. 629. Nach erfolgter Nutzung wird der ausgeleitete Abfluss dem Mutterbett räumlich versetzt wieder zugeführt.

⁴⁰² Vgl. LAWA (2001a), S. 8; Bunge et al. (2001), S. 77; Steinberg et al. (2002), S. 129f.; MUNLV NRW (2005), S. 77f.; Dumont (2005), S. 9f.; Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 385f.; DWA (2010), S. 65.

⁴⁰³ Vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 22; Steinberg et al. (2002), S. 130; MUNLV NRW (2005), S. 78; Dumont (2005), S. 10; Lattermann (2005), S. 175; Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 385; DWA (2010), S. 65. So ist vielfach eine Verschiebung des Artenspektrums zu weniger spezialisierten Arten (Ubiquisten) zu beobachten, vgl. Steinberg et al. (2002), S. 130; Patt/Jürjing/Kraus (2009), S. 139. Wiederum kann die Abnahme der benetzten Fläche wertvolle Sekundärlebensräume für terrestrische Arten (z. B. Kiesbrüter, Reptilien, Insekten) entstehen lassen, vgl. bspw. Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 385f. Durch die Reduktion der Wasserführung vermindert sich auch die Verdünnung von in der Restwasserstrecke eingetragenen Schad- und Nährstoffen, so dass sie eine entsprechend stärkere Wirkung auf die Ökologie entfalten, vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 22f.

ökologischen Durchgängigkeit des Gewässers dar.⁴⁰⁴ Die lokale Lebensraumveränderung in der Ausleitungsstrecke kann wiederum als Nahwirkung eines Querbauwerkes klassifiziert werden. Insoweit die Ausleitungsstrecke auch ein Wanderungshindernis darstellt, geht von der Ausleitung auch eine Barrierewirkung mit Fernwirkungscharakter aus.

Aus ökonomischer Sicht stellen die beschriebenen ökologischen Beeinträchtigungen von Fließgewässern durch querbauwerksbasierte Gewässernutzungen negative externe Effekte dar.⁴⁰⁵ Im Hinblick auf eine gezielte umweltpolitische Adressierung dieser negativen externen Effekte ist zunächst zu klären, in welchem Ausmaß welche ökologischen Beeinträchtigungen eines Fließgewässers (Umweltauswirkungen) auf den Einfluss eines Querbauwerkes bzw. der jeweiligen querbauwerksbasierten Nutzungen zurückzuführen sind.⁴⁰⁶ Im Kontext von Querbauwerken mit Mehrfachnutzung erscheint es mit Blick auf eine zielgerichtete umweltpolitische Steuerung zweckmäßig, explizit zwischen den spezifischen ökologischen Beeinträchtigungen eines Querbauwerkes sowie den damit in Verbindung stehenden Nutzungen (Stromerzeugung mittels Wasserkraft, Binnenschifffahrt etc.) zu differenzieren. Um im Rahmen einer umweltpolitischen Regulierung gesamtwirtschaftliche Wohlfahrtsverluste zu vermeiden, sind darüber hinaus nicht nur die negativen externen Effekte, sondern auch positive externe Effekte der querbauwerksbasierten Gewässernutzungen zu identifizieren und in die umweltpolitische Steuerung einzubeziehen.⁴⁰⁷

⁴⁰⁴ Vgl. bspw. Dumont (2005), S. 10; MUNLV NRW (2005), S. 78. Hierdurch kann bspw. die Auffindbarkeit sowie die Erreichbarkeit eines (zumindest teilweise) passierbaren Querbauwerkes erschwert bzw. verhindert werden, vgl. auch Kap. 4.2.6.

⁴⁰⁵ Vgl. Kap. 2.2. So werden die Produktions- oder Konsummöglichkeiten alternativer Nutzungsformen (z. B. Fischerei) und der Nutzen der Allgemeinheit aus der Wertschätzung für natürlich ausgeprägte Biotope und Artenvielfalt vermindert, ohne dass dies Bestandteil einer marktmäßigen Beziehung ist, vgl. auch Kap. 5.4.2.2.

⁴⁰⁶ So können Schädigungen der aquatischen Lebensgemeinschaften auch durch nicht querverbauungsbezogene Beeinträchtigungen (z. B. stoffliche Belastungen) hervorgerufen werden, vgl. bereits Kap 3.1 sowie Kap. 4.2.6. Bis zur deutlichen Verbesserung der Wasserqualität ab den achtziger Jahren des 20. Jh. stellten stoffliche Belastungen in vielen Fließgewässern sogar die dominante Ursache der Schädigung der aquatischen Lebensräume dar, so dass die Problematik der Querbauwerke umweltpolitisch lange Zeit von untergeordneter Bedeutung war, vgl. auch Kap. 4.2.5.

⁴⁰⁷ Vgl. Held/Krull (2009), S. 331f.; Lange/Krull (2014), S. 240f. sowie auch CIS (2006a), S. 20; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 83f. Positive externe Effekte (externer Nutzen) liegen im Allgemeinen vor, wenn Dritte einen unentgeltlichen Nutzen aus einer bestimmten Aktivität ziehen, vgl. bspw. Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 1 sowie bereits Kap. 2.2. Auch im Falle einer Second-Best-Strategie entstehen Wohlfahrtsverluste, wenn ein mit bestimmten ökologischen Verbesserungsmaßnahmen verbundener Verlust externen Nutzens nicht als gesamtwirtschaftliche Kosten berücksichtigt wird, vgl. auch Kap. 5.2.1. Externe Nutzen können im Zusammenhang mit Querbauwerken bspw. aus der Vermeidung negativer Umweltwirkungen an anderer Stelle resultieren. Wie bereits erläutert, bilden Staustufen an Fließgewässern die Grundlage für eine schadstofffreie und klimaschonende Stromerzeugung mittels Wasserkraft sowie den energiesparenden und damit wiederum klimaschonenden Transport von Gütern in der Binnenschifffahrt. Inwieweit die Vermeidung negativer Umweltwirkungen auch als *externer* Nutzen für die Allgemeinheit einzustufen ist, ist von den jeweiligen umweltpolitischen Rahmenbedingungen im Hinblick auf die betreffende Umweltwirkung abhängig. So können

Nachdem die wesentlichen ökologischen Beeinträchtigungen im Zusammenhang mit querbauwerksbasierten Gewässernutzungen charakterisiert wurden, werden im nächsten Abschnitt die grundsätzlichen Handlungsmöglichkeiten zur Verminderung dieser Beeinträchtigungen skizziert und hinsichtlich ihrer ökonomischen Wirkungen charakterisiert.

3.4 Maßnahmenoptionen zur Reduzierung der ökologischen Beeinträchtigungen im Zusammenhang mit Querbauwerken

Die im letzten Abschnitt beschriebenen ökologischen Beeinträchtigungen können durch ein Spektrum von Maßnahmen vermindert werden. Das Spektrum der Maßnahmen umfasst im Wesentlichen die Neuerrichtung oder Ertüchtigung von Fischaufstiegshilfen, die Errichtung oder Ertüchtigung von Fischschutzeinrichtungen, die Gewährleistung einer ausreichenden Mindestwasserführung in Ausleitungsstrecken, die Verbesserung der Gewässerstruktur in den Rückstauen sowie eine ökologische verträgliche Staurationbewirtschaftung.⁴⁰⁸

Sowohl die flussaufwärts- als auch die flussabwärtsgerichtete Passierbarkeit von Querbauwerkstandorten und damit die Durchgängigkeit des betreffenden Gewässers kann durch die Errichtung von Fischwegen deutlich verbessert werden.⁴⁰⁹ In Analogie zur Differenzierung zwischen der flussaufwärts- sowie flussabwärtsgerichteten Durchgängigkeit werden Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen unterschieden.⁴¹⁰

Der Fischaufstieg lässt sich an einem Querbauwerk durch unterschiedliche bauliche Modifikationen unterstützen.⁴¹¹ Diese lassen sich danach klassifizieren, ob der Fischaufstieg

grundsätzlich nur „zusätzliche“, d. h. über die bestehenden umweltpolitischen Anforderungen hinaus gehende Vermeidungswirkungen als externer Nutzen für die Allgemeinheit interpretiert werden. Externe Nutzen sind darüber hinaus ebenso differenziert zuzuordnen wie die negativen externen Effekte aus ökologischen Beeinträchtigungen. So ist ein externer Nutzen aus der Vermeidung von Luftschadstoffen nicht der Existenz des Querbauwerks selbst, sondern der mit diesem im Zusammenhang stehenden Wasserkraftnutzung zuzuordnen.

⁴⁰⁸ Vgl. BMU (2006a), S. 107; BMU (2010), S. 65.

⁴⁰⁹ Vgl. Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 447-453; Radler/Döring (2001), S. 629; Interwies et al. (2004), S. 179f.; Jürging/Patt (2005), S. 144f.; Lattermann (2005), S. 87; Stamm (2006), S. 4; Quaschnig (2008), S. 230. Unter dem Oberbegriff „Fischweg“ können zunächst alle natürlichen oder künstlichen Wasserläufe gefasst werden, die der Umgehung eines künstlichen Wanderungshindernisses dienen, vgl. Lattermann (2005), S. 87f.

⁴¹⁰ Zu einem Überblick von Fischaufstiegs- und Fischabstiegsanlagen vgl. auch Czychowski/Reinhardt (2010), S. 542. Der Begriff „Fischweg“ ist somit als Oberbegriff zu Fischaufstiegs- und Fischabstiegsanlagen zu verstehen, vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 782.

⁴¹¹ Die grundsätzliche ökologische Wirksamkeit von Fischaufstiegsanlagen beruht auf abgesicherten Erkenntnissen und Untersuchungen, vgl. Adam/Schwevers (2001), S. 7f.; Palm (2006a), S. 96; DWA (2010), S. 71. Vor dem Hintergrund neuerer Erkenntnisse erweisen sich ältere Fischaufstiege oftmals als nur eingeschränkt funktionsfähig, so dass nachträgliche Ertüchtigungen erforderlich werden, vgl.

direkt am Querbauwerk erfolgt, ob das Querbauwerk weitläufig umgangen wird oder ob das Querbauwerk selbst umgestaltet wird (vgl. Tabelle 2).⁴¹²

Fischaufstiegsanlagen				fischpassierbare Quer- und Kreuzungs- bauwerke
Beckenpässe	Gerinneartige	Sonderbauweisen	Umgehungsgerinne	
am oder im Querbauwerk			weitläufig um das Querbauwerk herum	Anpassung des Querbauwerks
Beckenpass	Denilpass	Fischaufzug	Gerinne mit Störsteinen oder in Mischbauweise	Sohlenbauwerke als raue Voll- oder Teilrampen, z. B.: <ul style="list-style-type: none"> • als flächige Raugerinne • mit Störsteinen • mit Beckenstrukturen sonstige (...)
Schlitzpass	Borstenfischpass	Fischschleuse		
Raugerinnebeckenpass	Aalleiter			
Mischbauweisen	Raugerinne mit Störelementen			

Tabelle 2: Klassifizierung von Fischaufstiegen⁴¹³

BMU (1998), S. 174; Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 167-171; Kappus/Sosat (2003), S. 98f.; MUNLV NRW (2005), S. 98-101; Hoffmann (2005), S. 1; Schwevers (2006), S. 24; Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 384. Auch ein moderner Fischaufstieg kann die Passierbarkeit eines Standortes nur mit gewissen Einschränkungen gewährleisten, vgl. Albert/Langer (2007), S. 62. Bei Neuerrichtungen oder Modernisierungen von Querbauwerksstandorten ist die Errichtung von Fischaufstiegsanlagen mittlerweile Standard, vgl. Lattermann (2005), S. 82.

⁴¹² Neben der Integration von Fischwegen in neu zu errichtende oder bestehende Wehranlagen besteht an bestimmten Standorten auch die Möglichkeit des (partiellen) Umbaus des Wehres zu einem Fischweg. Diese Option bietet sich insb. an, wenn das Wehr als solches nicht mehr gebraucht wird, der Stau aber erhalten werden soll, vgl. Lattermann (2005), S. 87. In diesem Fall kann eine lotrechte oder steil geneigte Wehranlage zu einer (rauen) Sohlenrampe bzw. -gleite umgebaut werden, vgl. bspw. Lattermann (2005), S. 88f.

⁴¹³ In Anlehnung an DWA (2010), S. 23.

Fischaufstiegsanlagen lassen sich wiederum in eher technische Bauweisen (z. B. Beckenpässe und Sonderbauweisen⁴¹⁴) und eher naturnahe Bauweisen (Umgehungsgerinne) unterscheiden.⁴¹⁵

Der aktuelle „Stand der Technik“ der konstruktiven, geometrischen und hydraulischen Anforderungen an Fischaufstiegsanlagen ist im DWA Merkblatt M-509 zusammengefasst.⁴¹⁶ Zentraler Zweck der Errichtung von Fischaufstiegsanlagen ist es, den aufstiegswilligen Fischen mindestens einen Wanderkorridor mit aufstiegsermöglichenden Bedingungen bereitzustellen.⁴¹⁷ Dabei ist zu beachten, dass sich die Fischarten bzgl. Wuchs, Leistungsfähigkeit und Verhaltensweisen z. T. deutlich unterscheiden. Um eine nur artselektive Wirksamkeit des Fischaufstiegs zu vermeiden, ist bei der hydraulischen und geometrischen Dimensionierung der Fischaufstiegsanlage die Einhaltung artspezifischer Randbedingungen vom leistungsschwächsten bis zum größten Fisch zu gewährleisten.⁴¹⁸ Für die Auslegung der hydraulischen und geometrischen Parameter eines Fischaufstiegs

⁴¹⁴ Als Sonderbauweisen gelten die Fischschleuse und der Fischaufzug, mit denen Fische weitgehend ohne eigene Kraftanstrengung ins Oberwasser geleitet werden sollen. Diese Vorgehensweise kann insb. an Standorten mit großem Höhenunterschied und gleichzeitig beengten Platzverhältnissen vorzugswürdig sein, vgl. Adam/Schwevers (2001), S. 50f.; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 800f., DWA (2010), S. 243-255.

⁴¹⁵ Vgl. Adam/Schwevers (2001), S. 47; Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 449-453; Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 177-186; MUNLV NRW (2005), S. 125-135; Patt/Schackers/Wieprecht (2005), S. 272; Lattermann (2005), S. 88 sowie S. 92; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 309 sowie S. 313f.; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 793-799; DWA (2010), S. 193-255. Zu den Definitionen der einzelnen Unterformen vgl. DWA (2010), S. 23f. Eine in technischer Bauweise ausgeführte Fischaufstiegsanlage, die dazu dient, Fischen den Aufstieg vom Unter- ins Oberwasser einer Stauanlage zu ermöglichen, wird auch als „Fischtreppe“ bezeichnet, DIN 4048-1, S. 17, Nr. 3.43. Eine spezifisch artbezogene Ausführung mit Ergänzungscharakter ist die so genannte Aalleiter. Diese ist darauf ausgerichtet, der Fischart Aal das Passieren einer Stauanlage insb. flussaufwärts zu ermöglichen, und ist dem besonderen Verhalten der Steigaale angepasst, vgl. DIN 4048-1, S. 17, Nr. 3.44; Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 453; Lattermann (2005), S. 92f.; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 799f.; DWA (2010), S. 238-243. In begrenztem Ausmaß kann ein Fischaufstieg auch über Schiffsschleusen erfolgen, wodurch aber eine dedizierte Fischaufstiegshilfe im Regelfall nicht ersetzt werden kann, vgl. DWA (2010), S. 126-129. Zu den Möglichkeiten einer Verbesserung der Durchgängigkeit an Hochwasserrückhaltebecken vgl. DWA (2010), S. 122-126; DIN 19700-12, S. 8.

⁴¹⁶ Vgl. DWA (2010). Das Merkblatt DWA M-509 formuliert allgemeine Anforderungen. Darüber hinaus sind jedoch immer die Besonderheiten des jeweiligen Standortes zu berücksichtigen, vgl. DWA (2010), S. 70. Zudem ist zu beachten, dass die im Merkblatt M-509 zusammengefassten Erkenntnisse vorwiegend auf Erfahrungen an kleinen und mittleren Fließgewässern beruhen. Die Anforderungen für den Fischaufstieg an größeren Flüssen können davon ggf. abweichen, vgl. BAW/BfG (2011), S. 4f.

⁴¹⁷ Vgl. DWA (2010), S. 71 sowie auch Giesecke/Mosonyi (2009), S. 783f.

⁴¹⁸ Vgl. Adam/Schwevers (2001), S. 10 sowie S. 17-22; Schwevers (2006), S. 24; DWA (2010), S. 71 sowie S. 73-94. Zum Orientierungsverhalten und zur Schwimmleistung von Fischen vgl. auch Strohmeier (1998), S. 8-12; Dumont (2006), S. 32f.; Turnpenny/Clough (2006), S. 12-15. Zur Prüfung von Größen- und Artenselektivität im Rahmen von Funktionskontrollen vgl. Görlach (2006), S. 138f.; BWK (2006), S. 25f., S. 30f. sowie S. 75f.; DWA (2006), S. 75-85; Adam/Schwevers/Kolf (2007), S. 45.

ist es folglich entscheidend, welchen Fischarten der Aufstieg an einem Standort ermöglicht werden soll (adressierte Zielarten⁴¹⁹).⁴²⁰ Diejenigen Arten, welche im adressierten Artenspektrum die weitreichendsten Anforderungen setzen, können insofern als „Bemessungsarten“ interpretiert werden.⁴²¹

Die beiden wesentlichen Kriterien der Funktionstüchtigkeit und damit der ökologischen Effektivität von Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbaren Querbauwerken sind die Auffindbarkeit und die Passierbarkeit des oder der an einem Standort vorhandenen Wanderkorridore.⁴²² Die Funktionstüchtigkeit eines Fischaufstiegs ist nicht primär vom technischen Ausführungstyp (z. B. Beckenpass), sondern v. a. von der jeweiligen Anordnung sowie hydraulischen und geometrischen Ausgestaltung abhängig.⁴²³ Darüber hinaus ist auch eine Anbindung des Einstiegs an die Gewässersohle zu gewährleisten.⁴²⁴ Die Auffindbarkeit und Passierbarkeit eines Fischaufstiegs ist grundsätzlich ganzjährig zu gewährleisten. Einschränkungen sind nur bei extremen Wasserführungen hinzunehmen.⁴²⁵

Da aufstiegswillige Organismen i. d. R. der Hauptströmung folgen, ist die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage von der großräumigen Auffindbarkeit im Kontext der jeweiligen Standortcharakteristika (z. B. Wehrfelder, Wasserkraftnutzung, Ausleitung), der Ausprägung einer Leitströmung zur Orientierung sowie der kleinräumigen Anordnung

⁴¹⁹ Als Zielarten werden allgemein diejenigen Arten bezeichnet, die durch eine bestimmte Schutz-, Sanierungs- oder Bewirtschaftungsmaßnahme adressiert werden. Ihre spezifischen Anforderungen sind also maßgeblich für die hydraulische und geometrische Auslegung von Anlagen zum Fischaufstieg, Fischschutz und Fischabstieg, vgl. MUNLV NRW (2005), S. 31; MUNLV NRW (2007), S. 12. Sofern nicht abweichend festgelegt, versteht man unter den Zielarten grundsätzlich alle Arten der potenziell natürlichen Fischfauna, vgl. MUNLV NRW (2005), S. 107.

⁴²⁰ Vgl. Döring (2001), S. 587 sowie auch MUNLV NRW (2005), S. 136f.; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 90-93. Gemäß DWA-Merkblatt ist grundsätzlich allen Arten der autochthonen Fischfauna der Aufstieg zu ermöglichen, vgl. DWA (2010), S. 71. Diese zunächst rein ökologisch orientierte Anforderung ist jedoch im Kontext einer ganzheitlich gemeinwohlorientierten Abwägung von Schutz- und Nutzungsinteressen nicht unproblematisch. Hiervon ausgehend kann teilweise eine Beschränkung auf Zielarten i. S. e. möglichst großen Teilmenge der ursprünglichen, gewässerbezogenen Fischfauna geboten sein, vgl. Kap. 5.4.3.

⁴²¹ Vgl. auch BMUB/UBA/Ecologic (2014), S. 10.

⁴²² Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 83-87; Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 9; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 784-792; BMU (2010b), S. 65; DWA (2010), S. 70; BfG (2010a), S. 27f.

⁴²³ Vgl. Adam/Schwevers (2001), S. 47f.; Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 384; DWA (2010), S. 94. Allerdings resultiert aus dem diskontinuierlichen Betrieb der Sonderbauweisen Fischschleuse und Fischaufzug eine besondere Komplexität hinsichtlich der Gewährleistung einer hohen Passierbarkeit, vgl. DWA (2010), S. 255.

⁴²⁴ Vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 308.

⁴²⁵ Vgl. Lattermann (2005), S. 88; Schwevers (2006), S. 24f.; DWA (2010), S. 71. Mit Bezug auf extreme Niedrigwasser- sowie Hochwasserführung ist die Funktionsfähigkeit innerhalb der Abflusskennmarken Q 30 und Q 330 zu gewährleisten, vgl. Adam/Schwevers (2001), S. 54; MUNLV NRW (2005), S. 107f.; Schwevers (2006), S. 25; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 792.

und Ausgestaltung des Einstiegs im Unterwasser abhängig.⁴²⁶ Die Bereitstellung einer ausreichenden Leitströmung ist essentiell für eine unterbrechungsfreie Orientierung der aufstiegswilligen Fische im Nahbereich der Aufstiegshilfe, kann jedoch eine räumlich falsche Anordnung der Fischaufstiegshilfe am Standort nicht kompensieren.⁴²⁷ Die konkreten Anforderungen an die Leitströmung sind wiederum von den jeweiligen Standortverhältnissen abhängig. Allerdings werden im DWA-Merkblatt Orientierungswerte angegeben. Demnach sollte die Leitströmung an kleinen Fließgewässern etwa 5 % des Gesamtabflusses betragen, an größeren Flüssen 10 % des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ), was an Standorten mit Wasserkraftanlagen typischerweise in etwa 1 % bis 1,5 % des Ausbaudurchflusses der Wasserkraftanlage entspricht.⁴²⁸ In den Fällen, in denen eine adäquate Leitströmung aufgrund hydraulischer Restriktionen nicht über das Betriebswasser der Fischaufstiegsanlage hergestellt werden kann, kann die Leitströmung über eine separate Bypassleitung und Einleitung in den unterwasserseitigen Einstiegsbereich der Fischaufstiegsanlage gewährleistet werden.⁴²⁹

Die Passierbarkeit einer Fischaufstiegsanlage ist im Wesentlichen davon abhängig, inwiefern die adressierten Arten einen Wanderkorridor vorfinden, der ihnen hinsichtlich ihrer jeweiligen fischbiologischen Anforderungen (Körpermaße, Leistungsfähigkeit, Orientierung und Verhalten) adäquate Bedingungen für einen Aufstieg ins Oberwasser mit artgerechtem Zeit- und Energieaufwand bereitstellt.⁴³⁰ Hierfür sind wiederum die Dimensionierung der Fischaufstiegsanlage sowie die hydraulischen Verhältnisse von entscheidender Bedeutung. Im DWA-Merkblatt M-509 werden für die unterschiedlichen Kon-

⁴²⁶ Vgl. Adam/Schwevers (2001), S. 33-47; Lattermann (2005), S. 88; Hoffmann (2005), S. 1; MUNLV NRW (2005), S. 114-124; Schwevers (2006), S. 25-29; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 308; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 786-789; DWA (2010), S. 73-94; BAW/BfG (2011), S. 22f.

⁴²⁷ Vgl. Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 9; Schwevers (2006), S. 28f.; DWA (2010), S. 82. Zu den artspezifischen Anforderungen an die Strömungsgeschwindigkeit vgl. DWA (2010), S. 85f. Die großräumige Auffindbarkeit bedingt, dass der Fischaufstieg und die Leitströmung dort platziert werden, wo die Fische aufgrund der standortspezifischen Strömungsverhältnisse am ehesten einen Wanderkorridor suchen. Werden die Fische aufgrund konkurrierender Strömungen vom Fischaufstieg zu unpassierbaren Standortelementen geleitet, ist häufig eine Sackgassenwirkung zu beobachten, die zumindest zu Zeitverzögerungen und Energieverlust bei den aufstiegswilligen Individuen führt, vgl. DWA (2010), S. 73f. sowie MUNLV NRW (2005), S. 114f. An Ausleitungsstandorten ist zu bedenken, dass die Mindestwasserführung in der Restwasserstrecke ebenfalls eine konkurrierende Strömung für eine Fischaufstiegsanlage im Bereich der Wasserkraftanlage darstellen kann, vgl. Dumont (2005), S. 14f.; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 785f.

⁴²⁸ Vgl. DWA (2010), S. 86 sowie auch Adam/Schwevers (2001), S. 56-58; Dumont (2005), S. 35f.; Dumont (2006), S. 35; MUNLV NRW (2005), S. 119f.

⁴²⁹ Vgl. DWA (2010), S. 86. Zur Verstärkung der Leitströmung mit geringem Wassereinsatz werden zudem technische Konzepte wie die Lockstrompumpe vorgeschlagen, vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 788f.; Hassinger (2010), S. 163-166.

⁴³⁰ Vgl. DWA (2010), S. 94 sowie auch Giesecke/Mosonyi (2009), S. 789f.

strukturstypen geometrische und hydraulische Grenz- und Bemessungswerte in Abhängigkeit von der adressierten Arten formuliert. Diese betreffen bspw. die Abmessungen von Becken, die Mindestwassertiefe und die maximalen Strömungsgeschwindigkeiten.⁴³¹ Nicht zuletzt sind auch die Ansprüche der wirbellosen Fauna (insb. Sohlsubstrat) zu berücksichtigen.⁴³²

Im Vergleich zu den technisch geprägten Beckenpässen, Gerinneartigen sowie Sonderbauweisen stellen Umgehungsgerinne wie auch die rauen Sohlenrampen, Sohlengleiten und die rauen Teilrampen (Fischrampen) eher naturnahe Ausführungen des Fischaufstiegs an Querbauwerken dar.⁴³³ Für sie ist charakteristisch, dass „mit Hilfe von felsigen und kiesigen Bodenmaterialien ein oder mehrere Wanderkorridore für aufsteigende Fische und Wirbellose geschaffen werden.“⁴³⁴ Umgehungsgerinne ermöglichen eine seitliche Umgehung des Wanderungshindernisses sowie ggf. auch des gesamten Staubereichs und orientieren sich in ihrer Struktur am natürlichen Leitbild eines gefällereichen Baches.⁴³⁵ Daher können naturnahe Umgehungsgerinne selbst als Lebensraum genutzt werden und werden in der Literatur teilweise präferiert.⁴³⁶ Im Falle von Sohlenrampen oder Ähnlichem werden senkrechte oder steile Wehre oder Abstürze durch abgeflachte Rampen mit strukturreicher Sohle ersetzt, so dass sie für Fische und andere Organismen passierbar werden.⁴³⁷ Auch für Umgehungsgerinne und raue Rampen werden im DWA-

⁴³¹ Zu den geometrischen und hydraulischen Grenz- und Bemessungswerten in Abhängigkeit von Konstruktionstyp, zu überwindendem Höhenunterschied und relevantem Artenspektrum vgl. ausführlich DWA (2010), S. 95-115 und S. 193-255 sowie auch Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 450; MUNLV NRW (2005), S. 110-113 und S. 136-144; Lattermann (2005), S. 93; Dumont (2006), S. 32-40; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 309. Im Wanderkorridor sind übermäßige Fließgeschwindigkeiten und Turbulenzen zu vermeiden. Darüber hinaus ist der Fischaufstieg mit strömungsarmen Ruhezonen sowie einer möglichst rauen Sohle zu versehen, welche auch dem Aufstieg von benthalen Wirbellosen (Makrozoobenthos) dienen kann, vgl. Lattermann (2005), S. 88; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 308f. Teilweise wird in der Literatur der Schlitzpass präferiert, da er auch für leistungsschwächere Arten, Kleinfische und bei entsprechender Sohlgestaltung auch für benthische Wirbellose passierbar ist, vgl. Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 453.

⁴³² Vgl. DWA (2010), S. 71 sowie auch MUNLV NRW (2005), S. 113.

⁴³³ Vgl. Adam/Schwevers (2001), S. 48f.; Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 448f.; Lattermann (2005), S. 89f.; MUNLV NRW (2005), S. 125-131; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 310-313; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 801-803; DWA (2010), S. 130f. Bei der Fischrampe wird ein Teil des Querbauwerkes in eine raue Rampe als Fischaufstiegshilfe umgestaltet, vgl. Städler (2005), S. 371.

⁴³⁴ DWA (2010), S. 130.

⁴³⁵ Vgl. DWA (2010), S. 179f. Idealerweise mündet das Umgehungsgerinne im Unterwasser direkt unterhalb der Wehranlage, während der Anschluss im Oberwasser nahe der Stauwurzel erfolgen sollte, um insgesamt ein nahezu ungestörtes Fließgewässerkontinuum zu erhalten. Darüber hinaus sind angemessene Abmessungen bzgl. Breite und Tiefe einzuhalten sowie Sohle und Ufer abwechslungsreich zu gestalten, vgl. Lattermann (2005), S. 89f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 310f.

⁴³⁶ Vgl. bspw. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 26; Lattermann (2005), S. 92; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 92; Kaltschmitt/Nil/lorde (2006), S. 384; Albert/Langer (2007), S. 222 und S. 253; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 542; differenzierter allerdings DWA (2010), S. 180.

⁴³⁷ Vgl. Bruckner (2005), S. 360 sowie Paulus/Groß (2005), S. 381-387.

Merkblatt M-509 geometrische und hydraulische Anforderungen formuliert, um die Auffindbarkeit und Passierbarkeit zu gewährleisten.⁴³⁸

Allerdings sind die konkreten Möglichkeiten zur Anordnung und Dimensionierung von Fischaufstiegen wesentlich von den standortbezogenen, insb. den topografischen Randbedingungen sowie von der Größe der Stauanlagen abhängig. Naturnahe Umgehungsgerinne haben i. d. R. einen größeren Flächenbedarf als technische Bauweisen und können dementsprechend im Falle beengter Platzverhältnisse (z. B. enges Flusstal mit weiteren Siedlungs- oder Verkehrsstrukturen) sowie bei Fließgewässern mit großem Gefälle vielfach nicht realisiert werden.⁴³⁹ Auch die platzsparenden technischen Fischpässe lassen sich an bestehenden Querbauwerken mit beengten Platzverhältnissen teilweise nicht uferseitig realisieren, so dass nur ein (weniger effektiver) Aufstieg in einem Wehrpfeiler umsetzbar ist.⁴⁴⁰

Die Kosten zur Errichtung bzw. Ertüchtigung einer Fischaufstiegsanlage sowie zur fischpassierbaren Umgestaltung von Querbauwerken sind im Wesentlichen von der artenspezifischen Dimensionierung sowie den jeweiligen Standortbedingungen (insb. Abflusscharakteristika, zu überwindende Höhe, Geländetopografie und Untergrund, Flächenverfügbarkeit, bautechnische Randbedingungen) abhängig und können daher stark variieren.⁴⁴¹ Eine grobe Abschätzung spezifischer Investitionskosten, also der Baukosten in Abhängigkeit vom Gesamtabfluss der Fischaufstiegsanlage, der zu überwindenden Höhe sowie der Standortkomplexität, kann anhand der folgenden Abbildung vorgenommen werden, wobei der obere Rand des Kostenbandes aufwändige Anlagen mit schwierigen Randbedingungen repräsentiert.⁴⁴²

⁴³⁸ Vgl. DWA (2010), S. 131-193.

⁴³⁹ Vgl. Adam/Schwevers (2001), S. 47f.; Döring (2001), S. 587; Patt/Schackers/Wieprecht (2005), S. 272; DWA (2010), S. 180. Zur Bedeutung der standortbezogenen Rahmenbedingungen bei der Auswahl von Maßnahmen vgl. auch CIS (2006b), S. 9-16.

⁴⁴⁰ Vgl. auch Lattermann (2005), S. 84 sowie S. 92.

⁴⁴¹ Vgl. Dumont (2005), S. 34-36; DWA (2010), S. 268f.; Keuneke/Dumont (2011), S. 90f. Zu den bautechnischen Randbedingungen des einzelnen Standortes zählen bspw. die Bedingungen des Baugrundes, das Vorhandensein von Rohrleitungen und Kabeln und das erforderliche Ausmaß von Ufersicherungen und Hochwasserschutzmaßnahmen, vgl. DWA (2010), S. 268f.

⁴⁴² Vgl. Dumont (2005), S. 35 sowie auch DWA (2010), S. 268f.; Keuneke/Dumont (2011), S. 91.

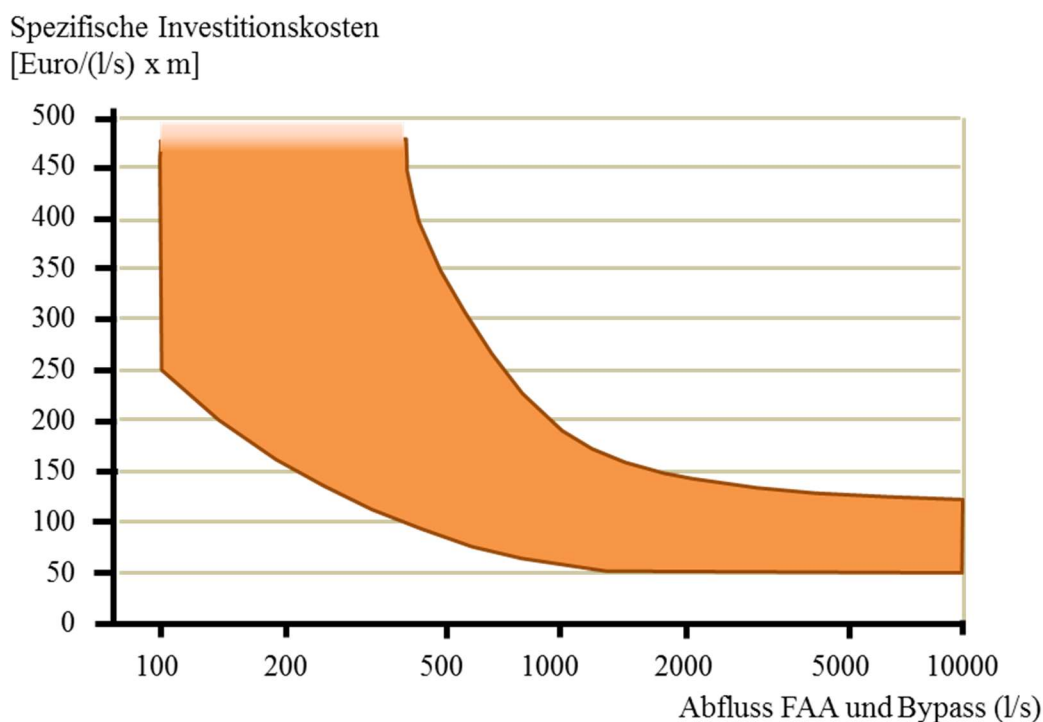


Abbildung 4: Spezifische Investitionskosten für Fischaufstiegsanlagen in Abhängigkeit von Gesamtabfluss der Fischaufstiegsanlage und zu überwindender Höhendifferenz⁴⁴³

Neben den Investitionskosten für den Bau fallen Kosten für Betrieb, Wartung und Instandhaltung der Anlagen an, deren Höhe wiederum von Typ und Dimensionierung der Anlage sowie den standortbezogenen Randbedingungen (z. B. Geschiebe und Geschwemmselanfall, Hochwasserereignisse) abhängig ist.⁴⁴⁴

Darüber hinaus können die zum Betrieb einer Fischaufstiegsanlage kontinuierlich erforderlichen Abflüsse (Betriebswasser zur Beaufschlagung der Fischaufstiegsanlage und ggf. zusätzliches Dotierwasser zur Gewährleistung der Leitströmung) an Standorten mit Wasserkraftnutzung nicht mehr zur Stromerzeugung genutzt werden. Der nicht mehr zur Verfügung stehende Abfluss ist von der Dimensionierung der Fischaufstiegsanlage und der erforderlichen Leitströmung und damit letztlich vom adressierten Artenspektrum

⁴⁴³ Quelle: Dumont (2005), S. 35. Schätzungen zu Projektbaukosten wurden auch im Rahmen einer Studie des hessischen Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft und Forsten zusammengestellt. Diese richten sich ebenfalls nach Größen- bzw. Aufwandsklassen der betreffenden Querbauwerke. Der Rückbau eines Wehres wird mit einem mittleren Wert von 120.000 € veranschlagt, die Errichtung einer Fischaufstiegsanlage mit einem Mittelwert von 150.000 €, vgl. Petschow et al. (2005), S. 136f.; Schumann et al. (2005), S. 318-322; Nocker et al. (2007), S. 90-92. Zu den Kosten von Fischauf- und -abstieg an Beispielstandorten vgl. Dumont (2005), S. 56-69. Als exemplarische Referenz für die Kosten an großen Gewässern lässt sich auf den bereits realisierten Fischaufstieg an der Rheinstaufstufe Iffezheim verweisen, die mit ca. 8,3 Mio. € beziffert werden, vgl. Stamm (2006), S. 4. Exemplarisch für die Kosten an mittleren Gewässern lassen sich die Kosten für die Errichtung von Fischpässen im Flusssystem der Ruhr anführen. Hierfür sind laut einer Kostenschätzung gut 100 Mio. € für alle Standorte zu veranschlagen, vgl. Nusch (2006), S. 206f.

⁴⁴⁴ Vgl. Dumont (2005), S. 37; DWA (2010), S. 269f.; VGB PowerTech (2013), S. 50f.

(„Bemessungsfisch“) abhängig. Wiederum in Abhängigkeit vom Ausbaugrad⁴⁴⁵ und der Leistung der Anlage schlägt sich diese Nutzungseinschränkung als Minderproduktion der Anlage und entsprechende Erlöseinbuße nieder.⁴⁴⁶

Es wird somit deutlich, dass die Auslegung (Anordnung, Dimensionierung) von Fischaufstiegen grundsätzlich in einem Spannungsfeld von ökologischen Anforderungen einerseits und technischen Randbedingungen sowie funktioneller und ökonomischer Auswirkungen andererseits steht.⁴⁴⁷ Nach Einschätzung der DWA-Expertengruppe führen Abweichungen von den im DWA Merkblatt M-509 formulierten geometrischen und hydraulischen Vorgaben grundsätzlich zu deutlichen Einschränkungen der Auffindbarkeit und Passierbarkeit des Fischaufstiegs am betreffenden Standort.⁴⁴⁸ In der Konsequenz besteht die Gefahr einer selektiven Wirksamkeit, die nur einem Teil des Artenspektrums den Aufstieg ermöglicht.⁴⁴⁹ Für eine technisch-ökologisch-ökonomische Abwägung und Auswahl ist daher hinreichend genau zu bestimmen, inwieweit bestimmte hydraulische und geometrische Dimensionierungen sich in der Auffindbarkeit und Passierbarkeit der Fischaufstiegsanlage über den Jahresverlauf niederschlagen.⁴⁵⁰ Der realisierte Grad der Funktionstüchtigkeit, also die ökologische Effektivität der Fischaufstiegsanlage kann letztlich

⁴⁴⁵ Der Ausbaugrad einer Wasserkraftanlage zeigt das Verhältnis der maximal durch die Anlage nutzbaren Wassermenge (Ausbaudurchfluss) im Vergleich zum mittleren Abfluss des Fließgewässers (MQ) an, vgl. DWA (2005), S. 70; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 57f.

⁴⁴⁶ Vgl. Dumont (2005), S. 37-41 sowie auch Meyerhoff/Petschow (1998), S. 27; Interwies et al. (2004), S. 180f.; Hassinger (2010), S. 163; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 88; VGB PowerTech (2013), S. 50f. In einem Maßnahmenkonzept für die Mosel wird bspw. für die dortigen Wasserkraftanlagen bei konstanter Abflussabgabe von 4 m³/s für den Fischaufstieg mit einer Minderung der Jahreserzeugung von bis zu 2 % gerechnet, vgl. Ingenieurbüro Gebler (2005), S. 6f. Das über eine separate Bypassleitung zugeführte Dotierwasser kann unter bestimmten Voraussetzungen mittels einer zusätzlichen Dotierturbine energetisch nutzbar gemacht werden, vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 121; DWA (2010), S. 86. Sofern eine zusätzliche Dotierturbine wirtschaftlich betrieben werden kann, lässt sich auf diese Weise die Minderproduktion an einem Standort deutlich verringern.

⁴⁴⁷ Vgl. Albert/Langer (2007), S. 222.

⁴⁴⁸ Vgl. DWA (2010), S. 70. Umgekehrt wird propagiert, dass sich bei vollständiger Einhaltung der hydraulischen und geometrischen Grenzwerte eine Überprüfung der Funktionsfähigkeit im Regelfall erübrigt, vgl. auch Adam/Schwevers/Kolf (2007), S. 46; LAWA (2007), S. 7.

⁴⁴⁹ Vgl. auch Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 449; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 92.

⁴⁵⁰ Dem Merkblatt der DWA ist hierzu nur eine grobe Abstufung zu entnehmen. So führen geringfügige Abweichungen zu einer Einstufung der Funktionsfähigkeit als mäßig, bei erheblichen bzw. gravierenden Abweichungen wird die Funktionstüchtigkeit als unbefriedigend bzw. schlecht eingestuft, vgl. DWA (2010), S. 257. Die Formulierung der hydraulischen und geometrischen Anforderungen als „harte Kriterien“ – DWA (2010), S. 71 sowie bereits Adam/Schwevers (2001), S. 8 – ist allerdings fachlich nicht unumstritten. Eher pauschale geometrische Festlegungen (z. B. Mindestschlitzbreite als dreifache Körperdicke der größten Art, vgl. DWA (2010), S. 101, erscheinen nicht hinreichend biologisch fundiert, vgl. VGB PowerTech (2013), S. 35. So werden vom VGB Fischaufstiegsanlagen angeführt, deren Funktionstüchtigkeit durch biologische Funktionskontrollen bestätigt wurde, obwohl sie bei bestimmten geometrischen oder hydraulischen Parametern von den Vorgaben des Merkblattes abweichen, vgl. VGB PowerTech (2013), S. 27-33. Letztlich bedingen die Besonderheiten der einzelnen Standorte, dass die Anforderungen an einen Fischaufstieg durch hydraulische und fischbiologische Untersuchungen abgesichert werden, vgl. Schmidt (2010), S. 193. Darüber hinaus können aus kontinuierlichem Erfolgsmonitoring der Fischaufstiege an den einzelnen Standorten (bspw. mithilfe

nur mittels anspruchsvoller und komplexer biologischer Untersuchungsmethoden (biologische Funktionskontrolle) genauer bewertet werden.⁴⁵¹

Zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen sind insb. an Standorten mit Wasserkraftnutzung zusätzlich Maßnahmen zur hinreichenden Gewährleistung eines schadlosen Fischabstiegs erforderlich.⁴⁵² Da an Standorten mit Wasserkraftnutzung im Jahresverlauf i. d. R. ein möglichst großer Anteil des Abflusses der Turbine oder den Turbinen der Wasserkraftanlage zugeführt wird, ist an diesen Standorten das Hauptaugenmerk auf die Turbinenpassage als Abstiegsfeld zu richten.⁴⁵³ Zur Verringerung der Schädigungsrate bei der Turbinenpassage bestehen unterschiedliche Ansatzpunkte für Maßnahmen.⁴⁵⁴

von Kontroll- und Fangstationen) wichtige Erkenntnisse für die Planung weiterer Fischaufstiege gewonnen werden, vgl. Stamm (2006), S. 4; Albert/Langer (2007), S. 253. Zum Monitoring des Fischaufstiegs an der Oberrheinstaustufe Iffezheim vgl. Biss/Vobis (2006), S. 136f. Zu Erfahrungen an der Sieg vgl. Städtler (2005), S. 371f.

⁴⁵¹ Vgl. DWA (2010), S. 261; Landwüst/Scholten (2012), S. 139-144; Scholten/Landwüst (2012), S. 40f.; Hartmann (2012), S. 21f. Hierzu zählen Reusenfänge, Elektrobefischungen, Sichtbeobachtungen, telemetrische Untersuchungen und sonstige Detektionen von Aufstiegen, vgl. Strohmeier (1998), S. 31-37; BWK (2006), S. 24-72; DWA (2006), S. 30-34 sowie S. 50-109; Görlach (2006), S. 134-137; DWA (2010), S. 261-267. Die Bewertung der Auffindbarkeit und Passierbarkeit erfolgt aus Erhebungen aufsteigender Fische pro Zeit sowie in Relation zur Größe des Gewässers, wobei die potenziell verzerrenden Einflüsse der zum Untersuchungszeitraum vorherrschenden Bedingungen (z. B. Abflussschwankungen, Temperatur und Chemie) berücksichtigt werden müssen, vgl. DWA (2006), S. 50-109. Wesentlich für die Beurteilung der Effektivität des Fischaufstiegs ist dabei auch die Ermittlung des (aufstiegswilligen) Fischbestandes im Unterwasser als Referenz (z. B. durch Elektrobefischungen), vgl. DWA (2006), S. 70-75; BWK (2006), S. 24f. sowie S. 47-51. Zur Einschränkung der Aussagefähigkeit durch methodische Fehler, vgl. Adam/Schwevers/Kolf (2007), S. 43-46. Zu den Befischungen, die zur Funktionsüberprüfung des Fischpasses Iffezheim durchgeführt wurden, vgl. Anderer et al. (2008), S. 570. Demgegenüber fokussiert die technische Funktionskontrolle auf die Konformität der für die Auffindbarkeit und Passierbarkeit relevanten technischen Parameter mit den in technischen Regelwerken wie dem DWA Merkblatt M-509 formulierten Vorgaben, vgl. DWA (2006), S. 35-50. Zur differenzierten Operationalisierung des Zusammenhanges der Auffindbarkeit und Passierbarkeit von Fischaufstiegen und gewässerbezogenen Durchgängigkeitsanforderungen vgl. Kap. 4.2.6.

⁴⁵² Vgl. DWA (2005), S. 87; Ingenieurbüro Gebler (2006), S. 9/23; DWA (2010), S. 71. Dies liegt v. a. daran, dass sich die Funktion von Fischaufstiegsanlagen und -abstiegsanlagen an unterschiedlichen biologischen Gesetzmäßigkeiten orientiert, vgl. DWA (2005), S. 87. Aufgrund ihrer eingeschränkten Auffindbarkeit von Fischaufstiegen im Oberwasser für abwandernde Fische weisen diese nur eine vergleichsweise geringe Effektivität für den Abstieg auf, vgl. DWA (2005), S. 164. Infolge der erforderlichen funktionalen und baulichen Trennung wird grundsätzlich eine sequentielle Umsetzung von Maßnahmen zum Fischauf- und -abstieg möglich, vgl. Ingenieurbüro Gebler (2006), S. 19/23.

⁴⁵³ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 184.; DWA (2005), S. 161f. sowie auch BfG (2010a), S. 27f. Zu den Strömungsverhältnissen an Wasserkraftanlagen vgl. auch DWA (2005), S. 90f.

⁴⁵⁴ Vgl. zu einem Überblick DWA (2005), S. 86.

Der erste Ansatzpunkt besteht in einer möglichst effektiven Verlegung des Abstiegspfades „Turbine“ in Kombination mit der Bereitstellung eines alternativen, sicheren Abstiegspfades ins Unterwasser.⁴⁵⁵ Mittels mechanischer Barrieren (z. B. Feinrechen⁴⁵⁶, Tauchwände etc.) sowie Verhaltensbarrieren und Fischsammelsystemen sollen Fische vom Eintritt in den Turbinenschacht abgehalten (Fischschutz) und über Bypässe und Fischleitsysteme ins Unterwasser weitergeleitet werden (Fischabstieg).⁴⁵⁷ Durch die Umleitung der abstiegswilligen Individuen kann also der Anteil der sonst bei der Turbinenpassage geschädigten Individuen an den insgesamt abstiegswilligen Individuen verringert werden.⁴⁵⁸ Die technischen Anforderungen an die Ausgestaltung mechanischer Barrieren sind wiederum von den jeweiligen Arten (insb. Körpergröße, Verhalten) abhängig.⁴⁵⁹ Für diejenigen Individuen, die mit dem Wehrüberfall ins Unterwasser absteigen, kann die Schädigungsrate insb. durch die Gewährleistung eines ausreichenden Wasserpolsters im Unterwasser verringert werden.⁴⁶⁰

⁴⁵⁵ Vgl. DWA (2005), S. 23f.; Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 11; BMU (2010b), S. 65.

⁴⁵⁶ Zum Schutz der Turbinen vor Beschädigungen durch Treibgut sind Wasserkraftanlagen standardmäßig mit einem groben Rechen ausgerüstet, vgl. DWA (2005), S. 116-118; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 169-180. Diese konventionellen Rechen mit größeren lichten Stabweiten sind jedoch gerade für Fische mit kleinem Querschnitt durchlässig, so dass zu deren Schutz Feinrechen mit entsprechend geringen Stababständen gefordert werden, vgl. bspw. Dumont (2005), S. 15; MUNLV NRW (2005), S. 89 sowie S. 160-167.

⁴⁵⁷ Vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 30f.; Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 204-235; Göhl (2004), S. 25-30 sowie S. 35-44; MUNLV NRW (2005), S. 160-181; DWA (2005), S. 114-156 (Mechanische Barrieren, Verhaltensbarrieren und Fischsammelsysteme) sowie S. 157-163 (Bypässe und Abstiege); Patt/Schackers/Wieprecht (2005), S. 273; Köngeter/Moltrecht (2006), S. 60f.; Pavlov/Skorobogatov (2006), S. 12; Travade/Larinier (2006), 93-97; Patzke et al. (2007), S. 10f.; Anderer et al. (2008), S. 572; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 314f.; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 803-805; BMUB/UBA/Ecologic (2014), S. 11-14. Der Einsatz der unterschiedlichen Systeme kann wiederum einzeln wie auch in Kombination erfolgen, vgl. bspw. Breuer (2006), S. 39.

⁴⁵⁸ Vgl. Patt/Schackers/Wieprecht (2005), S. 273; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 314f.

⁴⁵⁹ Für den Schutz potamodromer Arten wird vielfach eine maximale Stabweite von 20 mm, für Aale 15 mm und für Lachssmolts sogar nur 10 mm gefordert. Um schädigendes Anpressen von Fischen am Rechen zu vermeiden, wird darüber hinaus eine maximale Anströmgeschwindigkeit von 0,5 m/s gefordert, vgl. Schwevers (1998), S. 71f.; Adam/Engler/Schwevers (2001), S. 54; Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 239f.; DWA (2005), S. 96-100 sowie S. 107-112; Dumont (2005), S. 15; MUNLV NRW (2005), S. 89 sowie S. 160-167; Breuer (2006), S. 43-45; Keuneke/Dumont (2011), S. 89; Anderer et al. (2012), S. 25f. Ein vollständiger Schutz für alle Individuen würde aber noch geringere Stabweiten und Anströmgeschwindigkeiten erfordern, was jedoch in der Praxis technisch nicht darstellbar ist, vgl. MUNLV NRW (2005), S. 149. In Abhängigkeit vom Verhalten und präferierten Abwanderungspfad in der Wassersäule (z. B. bodennah oder oberflächennah) sind auch unterschiedliche Anordnungen der Bypassöffnungen erforderlich. Für den Aal werden sohlnahe Sammel- und Ableitvorrichtungen favorisiert, während für den Abstieg von oberflächennah wandernden Salmoniden oberflächennahe Barrieren sowie Sammel- und Ableitsysteme benötigt werden, vgl. Schwevers (1998), S. 49-57; Adam/Engler/Schwevers (2001); Adam/Schwevers (2003); Göhl (2004), S. 14-19; DWA (2005), S. 41-53 sowie S. 165-194; MUNLV NRW (2005), S. 175-177; Ingenieurbüro Gebler (2006), S. 16/23; Travade/Larinier (2006), S. 97f.; Fiedler/Göhl (2006), S. 101-104; Becker et al. (2009), S. 31f.; Hassinger/Hübner (2009), S. 277-281.

⁴⁶⁰ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 88.

Der zweite Ansatzpunkt besteht in der Reduzierung der Mortalität bzw. Schädigung der Individuen bei der Turbinenpassage. Eine Verringerung der Schädigungsrate kann durch die Installation fischschonender Turbinen oder durch die Implementierung fischschonender Betriebsweisen bestehender Turbinen (so genanntes Turbinenmanagement mit reduzierten Anströmgeschwindigkeiten und ggf. temporären Stillständen) mit entsprechender Umgestaltung der Einlaufbauwerke erreicht werden.⁴⁶¹ Um diese fischschonenden Betriebsweisen auf die Wanderperioden der relevanten Arten konzentrieren zu können, sind möglichst präzise Frühwarnsysteme zur standortbezogenen Detektion der Abwanderungsbewegungen erforderlich.⁴⁶²

Schließlich kann drittens auch ein gezieltes Abfangen abstiegswilliger Fische im Oberwasser und deren Wiederfreisetzung im Unterwasser zur Verbesserung des Fischabstieges beitragen (so genanntes Trap-and-Truck-Verfahren). Auf diese Weise können auch mehrere Wanderungshindernisse stromabwärts umgangen werden.⁴⁶³

Durch die Installation von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen sowie veränderten Betriebsweisen kann die flussabwärtsgerichtete Passage von Querbauwerken mit Wasserkraftnutzung prinzipiell verbessert werden. Der Grad der Verbesserung des standortbezogenen Fischabstieges ist wiederum von der jeweils erreichbaren Effektivität der alternativ oder in Kombination eingesetzten Teilmaßnahmen abhängig.⁴⁶⁴ Aufgrund der vielfältigen, standortindividuellen Rahmenbedingungen sind ebenso wie beim Fischaufstieg standortindividuelle Lösungsansätze notwendig.⁴⁶⁵ Von wesentlicher Bedeutung für die

⁴⁶¹ Vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 236-238; Göhl (2004), S. 31-35; DWA (2005), S. 24 sowie S. 198-207; Dumont (2005), S. 15f.; Moltrecht (2005), S. 4f.; MUNLV NRW (2005), S. 89 sowie S. 181-184; Ingenieurbüro Gebler (2006), S. 17/23; Pöhler (2006), S. 116-122; Patzke et al. (2007), S. 11; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 315f.; BMU (2010b), S. 65.

⁴⁶² Vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 237; MUNLV NRW (2005), S. 182f.; DWA (2005), S. 199-203. Pöhler (2006), S. 117; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 315f.; BMU (2010b), S. 65. Zur Vorhersage von Aalwanderungen wurde u. a. das Frühwarnsystem MIGROMAT[®] entwickelt, welches an Pilotstandorten eine hohe Vorhersagegenauigkeit erreicht, vgl. MUNLV NRW (2005), S. 183; DWA (2005), S. 200-203; Pöhler (2006), S. 121f.; Institut für angewandte Ökologie (2010), S. 2-10. Weitere Frühwarnsysteme werden derzeit auf Basis von Detektorreusen, Hydroakustik und Webcams entwickelt und erprobt, vgl. Moltrecht (2005), S. 2f.; Becker et al. (2009); Keuneke/Dumont (2011), S. 157.

⁴⁶³ Vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 241; Göhl (2004), S. 30f.; DWA (2005), S. 194-197; Moltrecht (2005), S. 5; MUNLV NRW (2005), S. 182; Patzke et al. (2007), S. 11f.; Keuneke/Dumont (2011), S. 155.

⁴⁶⁴ Vgl. DWA (2005), S. 87-89; Bundesregierung (2009), S. 7; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 314-316.

⁴⁶⁵ Vgl. Heimerl (2005), S. 11/17; DWA (2005), S. 86; CIS (2011b), S. 4. Ein wesentlicher Vorteil des fischschonenden Anlagenmanagements und des „Trap-and-Truck“-Verfahrens liegt in der schnellen und flexiblen Umsetzbarkeit sowie einfachen Reversibilität, so dass sich diese Verfahren besonders gut als Akut- und Übergangslösungen anbieten, vgl. DWA (2005), S. 199 sowie auch LAWA (2007), S. 6; Fladung/Simon/Brämick (2012), S. 21f.

Effektivität der Maßnahmen sind wiederum die Bedürfnisse des adressierten Artenspektrums (insb. Wanderverhalten, Zeit und Rhythmus der Abwanderungen).⁴⁶⁶ Im Vergleich zu den Anforderungen an die Ausgestaltung von Fischaufstiegen bestehen bei Maßnahmen zum Fischschutz und Fischabstieg allerdings noch erheblich höhere Wirkungsunsicherheiten und somit Überprüfungs- und Forschungsbedarf in Form von Versuchen und Funktionskontrollen.⁴⁶⁷ Auch sind bestimmte Maßnahmen zum mechanischen Fischschutz (insb. Feinrechen) insb. an größeren Bestandsanlagen (ab etwa 20 m³ Durchfluss) u. a. aus hydraulischen Gründen zunehmend schwerer oder gar nicht umsetzbar.⁴⁶⁸

Die Kosten für Fischschutz und Fischabstieg sind erheblich und sowohl von den konkreten Maßnahmentypen als auch den standortspezifischen Rahmenbedingungen (insb. Durchfluss der Anlage) abhängig.⁴⁶⁹ Die nachträgliche Installation von Rechenanlagen und Bypässen zum Abstieg erfordert in vielen Fällen einen Umbau der Einlaufbaubereiche der Wasserkraftanlagen sowie die Installation passender Rechenreinigungsanlagen, so dass gerade der mechanische Fischschutz mit erheblichen Baukosten verbunden sein kann.⁴⁷⁰ Darüber hinaus fallen laufende Kosten für Betrieb, Wartung und Instandhaltung

⁴⁶⁶ Vgl. DWA (2005), S. 87-89; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 315; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 803 sowie auch Göhl (2004), S. 14f.; Becker et al. (2009), S. 31f.; Hassinger/Hübner (2009), S. 277; BMUB/UBA/Ecologic (2014), S. 9f.

⁴⁶⁷ Vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 204; DWA (2005), S. 87-89; Heimerl (2005), S. 11/17; Dumont (2005), S. 8; DWA (2005), S. 3 sowie S. 86; Palm (2006a), S. 96; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 316; Patt/Schackers/Wieprecht (2005), S. 273; MUNLV NRW (2005), S. 11; Patzke et al. (2007), S. 11f. sowie S. 15; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 805; CIS (2011b), S. 3 sowie S. 56f.; Keuneke/Dumont (2011), S. 88f.; BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 17; BMUB/UBA/Ecologic (2014), S. 15-20. Zu Laborversuchen und Freilandfunktionskontrollen zur Ermittlung der Effektivität vgl. ausführlich DWA (2005), S. 208-222. Umfangreiche Untersuchungen und Funktionskontrollen zum Aalabstieg wurden bereits an der Mainstaustufe Dettelbach durchgeführt, vgl. ausführlich Göhl (2004), S. 45-127. Grundsätzlich wird das Monitoring des Fischabstieges – nicht zuletzt aufgrund der schwerer zu beobachtenden Jungstadien der Fische – als deutlich schwieriger als beim Fischaufstieg erachtet, vgl. Hartmann (2012), S. 22f. Aufgrund des noch bestehenden Forschungsbedarfs existiert bislang noch kein technisches Regelwerk zum Fischabstieg, welchem auch eine rechtliche Qualität im Verwaltungshandeln zukommt. Dem im DWA-Themenband – DWA (2005) – zu Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen gesammelten (vorläufigen) Kenntnisstand kommt daher nicht die Bedeutung eines formalen Regelwerks zu, vgl. Breuer (2006), S. 38f.

⁴⁶⁸ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 174; DWA (2005), S. 87-89; Adam (2005), o. S.; Dumont (2005), S. 15-17; Ingenieurbüro Gebler (2006), S. 19/23; LAWA (2007), S. 6; Patzke et al. (2007), S. 11f.; Anderer et al. (2008), S. 572; LAWA (2009), S. 8/10f.; IKS (2009), S. 6; Bundesregierung (2009), S. 7; Anderer et al. (2010a), S. 37; Keuneke/Dumont (2011), S. 155-157.

⁴⁶⁹ Vgl. Dumont (2005), S. 42; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 49.

⁴⁷⁰ Vgl. auch MUNLV NRW (2005), S. 185. In der Literatur finden sich für Maßnahmen des Fischschutzes und Fischabstieges indikative spezifische Kostenrichtwerte, die auf den Ausbaudurchfluss des Standortes bezogen sind. Bspw. werden für die Installation eines Feinrechens mit lichter Stabweite von 10 mm sowie einer Tauchwand zur Ableitung oberflächennah wandernder Salmonidensmolts 50.000 €/m³/s bzw. 5.000 €/m³/s veranschlagt. Für die zugehörige Errichtung eines oberflächennahen Bypasses für Salmonidensmolts werden weitere 5.000 €/m³/s angeführt. Für die Errichtung eines sohlennahen Bypasses für Aale werden 10.000 €/m³/s geschätzt, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 264-266. Insgesamt unterliegen die Kostenschätzungen aber einer substantiellen Unsicherheit, vgl. Dumont (2005), S. 33 sowie S. 36; MUNLV NRW (2005), S. 185. Im Durchgängigkeitskonzept der Landes Rheinland-Pfalz wird für die Wasserkraftanlagen an der Mosel (Ausbaudurchfluss 400 m³)

der Anlagen an. Schließlich sind Maßnahmen zum Fischschutz und -abstieg wiederum mit Minderproduktionen der Wasserkraftanlage verbunden. Zunächst erfordert der Betrieb von Abstiegsbypässen Betriebswasser, welches nicht mehr zur Stromerzeugung genutzt werden kann.⁴⁷¹ Auch wird durch die Installation von Feinrechen die nutzbare Fallhöhe und damit die Leistung der Anlage verringert (so genannte Verlustfallhöhe).⁴⁷² Auch beim Turbinenmanagement können erhebliche Erzeugungsverluste anfallen (insb. bei vorübergehendem Abschalten der Turbinen).⁴⁷³ Die Minderproduktion und die damit verbundenen Erlöseinbußen sind daher wesentlich davon abhängig, wie präzise die Zeiten des Turbinenmanagements in den Wanderperioden durch Frühwarnsysteme o.ä. eingegrenzt werden können.⁴⁷⁴

Während sich die flussauf- und flussabwärtsgerichtete Passierbarkeit von Querbauwerkstandorten jeweils durch additive Maßnahmen ohne grundlegenden Eingriff in die Struktur und Funktionalität der Stauhaltung wesentlich verbessern lassen, ist dies hinsichtlich der Lebensraumveränderung im Staubereich nur begrenzt möglich. Der eingestaute Bereich des Fließgewässers und die damit verbundene Veränderung der Fließgewässercharakteristik in diesem Bereich lassen sich letztlich nur verringern, wenn die Stauhöhe des Querbauwerkes reduziert oder das Querbauwerk zurückgebaut wird.⁴⁷⁵ Zur Abmilderung

für Fischabstieg und -schutz eine Baukostenbandbreite von 5 bis 20 Mio. € angegeben, vgl. LUWG (2008), S. 55 sowie S. 58f. In einer aktuelleren Maßnahmenstudie zur ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung im Wesereinzugsgebiet wurden spezifische, vom Ausbaudurchfluss abhängige Kostensätze für die Nachrüstung von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen von 30.000 bis 50.000 € je m³/s angesetzt, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 92. Exemplarisch wurden für den Wasserkraftstandort Langwedel/Weser überschlägige Kosten für einen ökologisch weitestreichenden Fischschutz und Fischabstieg von 13 Mio. € veranschlagt, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 144-146. Für die Implementierung eines Turbinenmanagements mit Frühwarnsystem ergibt sich für die acht betrachteten Standorte eine grobe Kostenschätzung von insgesamt 3,6 Mio. €. Zusätzlich ist von einer Mindererzeugung der Wasserkraftanlagen von bis zu ca. 4 % p. a. auszugehen, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 152-154.

⁴⁷¹ Vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 31; Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 265f.; Patzke et al. (2007), S. 13-15; Keuneke/Dumont (2011), S. 92f.; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 88. Sind die Maßnahmen insb. auf den Schutz bestimmter Arten ausgerichtet, kann der Betrieb der Bypässe auf die Abwanderungszeiten der betreffenden Arten beschränkt werden, vgl. DWA (2005), S. 114.

⁴⁷² Vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 171f. Infolge der hydraulischen Verluste am Rechen sowie der Dotation von Bypässen zum Abstieg kann insgesamt mit einer Verminderung der Jahrerzeugung um ca. 3 % gerechnet werden, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 265f.

⁴⁷³ Vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 237; DWA (2005), S. 199; Patzke et al. (2007), S. 13-15. Bei einer Drosselung der Anlagen in 200 Std. ist eine Verringerung der Jahrerzeugung um ca. 1,7 % zu erwarten, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 266. Darüber hinaus fallen Betriebs- und Instandhaltungskosten für das Frühwarnsystem an. Für ein Frühwarnsystem vom Typ MIGROMAT® werden bspw. jährlich Kosten für Strom (2.190 €), Wartung mechanischer Teile (6.500 €), Wartung Hard- und Software (10.000 €), Datenübertragung und biologische Datenauswertung (20.000 €) sowie Verschleißkosten in Höhe von 5 % der Errichtungskosten angeführt, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 267.

⁴⁷⁴ Vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 237; DWA (2005), S. 199.

⁴⁷⁵ Zur Reduktion der Stauhöhe vgl. auch Adam/Schwevers (2001), S. 31. Im Zuge des Rückbaus eines Querbauwerkes wird i. d. R. die Renaturierung des betreffenden Gewässerabschnitts angestrebt. Unter Renaturierung versteht man allgemein die Rückführung des Gewässers in einen möglichst naturnahen

der lokalen Lebensraumveränderung im Staubereich können allerdings flankierende Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur ergriffen werden, um die Habitatvielfalt für Fische und benthische Organismen lokal zu verbessern und damit eine ökologische Aufwertung des Staubereichs zu erzielen.⁴⁷⁶ Wesentliche Maßnahmenoptionen sind die Diversifizierung der Ufer- und Sohlstruktur, die Anbindung von Altarmen⁴⁷⁷ und Nebengewässern als Artenreservoir, die Wiederherstellung von Stromschnellen durch Einbau von Felsblöcken in das Fließgewässergerinne sowie eine Verbesserung des Feststofftransportes durch Geschiebemanagement.⁴⁷⁸ Negative Auswirkungen auf die direkt angrenzenden Unterwasserabschnitte lassen sich durch Veränderungen des Abflussmanagements von Stauhaltungen (insb. Vermeidung von Sunk und Schwall) sowie eine kontinuierliche Geschiebeweitergabe verringern.⁴⁷⁹ Die genannten Maßnahmen sind mit Kosten für die initialen Umgestaltungsmaßnahmen sowie für die laufenden Pflegemaßnahmen verbunden.⁴⁸⁰

An Standorten mit Ausleitung kann die lokale Beeinträchtigung des aquatischen Lebensraums in der Restwasserstrecke v. a. durch die kontinuierliche Weitergabe eines Mindestabflusses verringert werden. Aus ökologischer Sicht ist es das Ziel, durch den Mindestabfluss in der Restwasserstrecke eine gewässertypische Dynamik zu bewahren und dadurch eine möglichst gewässertypische ökologische Vielfalt zu ermöglichen.⁴⁸¹ Bislang liegt allerdings keine allgemein anerkannte Vorgehensweise zur Festlegung einer

Zustand. Synonym werden u. a. auch die Begriffe Revitalisierung, Rehabilitation, Rückbau und ökologische Aufwertung verwendet. Renaturierung hat stets im Zusammenhang mit dem jeweiligen naturräumlichen Umfeld zu erfolgen. Von zentraler Bedeutung ist die weitestgehende Wiederzulassung der gewässertypischen Eigendynamik, vgl. Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 453; Diehl (2004b), S. 208-213; Jüring/Patt (2005), S. 136; Patt/Jüring/Kraus (2009), S. 259-265.

⁴⁷⁶ Vgl. Sommer (2006), S. 53-58.

⁴⁷⁷ Zu Altarmen bzw. Altgewässern vgl. bspw. Jüring/Podraza/Schackers (2005), S. 107f.; Patt/Jüring/Kraus (2009), S. 66-70.

⁴⁷⁸ Vgl. Böhm et al. (2002), S. 162-174 sowie Anhang, S. 24-34; BMU (2004a), S. 81; Interwies et al. (2004), S. 184-189 sowie S. 194; Jüring/Patt (2005), S. 144f.; Lattermann (2005), S. 93f.; Sommer (2006), S. 53-58; Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 93-95. Zur Bedeutung von Totholz (abgestorbene, verholzte Pflanzenteile) für die Habitatvielfalt im Ökosystem Fließgewässer, aber auch möglichen Gefahren durch treibendes Totholz vgl. Diehl (2004a), S. 142-154; Diehl (2004b), S. 211f.; Jüring/Patt (2005), S. 140; Patt/Jüring/Kraus (2009), S. 267f. Totholz bietet insb. auch Rückzugsmöglichkeiten für Fischlarven und Jungfische in Laich- und Aufwuchshabitaten sowie so genannte Winterstände für die Fischfauna insgesamt, vgl. Diehl (2004a), S. 145. Darüber hinaus unterstützt es dynamische Prozesse zur Ausbildung diversifizierter Habitatstrukturen, vgl. Diehl (2004a), S. 146f. sowie Patt/Jüring/Kraus (2009), S. 136.

⁴⁷⁹ Vgl. BMU (2004a), S. 81; Breuer (2006), S. 32f.

⁴⁸⁰ Zu Kostenrichtwerten für flankierende Strukturmaßnahmen vgl. bspw. Böhm et al. (2002), S. 177-181; Interwies et al. (2004), S. 187 sowie S. 196.

⁴⁸¹ Vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 28; BMU (2004a), S. 81; MUNLV NRW (2005), S. 186, Lattermann (2005), S. 193; Keitz/Kraemer (2006), S. 310; Kaltschmitt/Nil/Jorde (2006), S. 386 sowie auch DIN 19700-10, S. 14f.

ökologisch angemessenen Mindestwasserführung in Restwasserstrecken vor.⁴⁸² In diesem Zusammenhang können eher pauschale Festlegungen auf Basis hydrologischer bzw. flusshydraulischer Kenngrößen (z. B. 1/3 des mittleren, standortbezogenen Niedrigwassers MNQ bzw. Mindesttiefen und Strömungsgrenzwerte) sowie einzelfallbezogene Festlegungen auf Basis hydraulischer und biologischer Untersuchungen unterschieden werden.⁴⁸³ Im Rahmen der biologisch orientierten Einzelfallbetrachtung können u. a. die Länge und Struktur der Ausleitungsstrecke, ihre ökologische Bedeutung im Einzugsgebiet sowie lokale Besonderheiten (Einleitungen, sonstige Wasserentnahmen, ökologische Anforderungen der Sekundärlebensräume) berücksichtigt werden.⁴⁸⁴ Sowohl bei Festlegungen auf Basis von hydrologischen Kenngrößen als auch bei biologisch orientierten Festlegungen sind zeitliche Staffelungen der Mindestwasserabgaben (Dynamisierung mit kontinuierlicher Basismindestwasserführung) möglich, um unterschiedlichen ökologischen Anforderungen im Jahresverlauf Rechnung zu tragen.⁴⁸⁵ Über die Gewährleistung angemessener Lebensraumbedingungen für die lokale Biozönose der Restwasserstrecke (Nahwirkung) hinaus ist eine artgerechte Durchwanderbarkeit der Restwasserstrecke sicherzustellen, wenn diese auch als Wanderkorridor für auf- oder absteigende Organismen

⁴⁸² Vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 751 sowie S. 757; Anderer et al. (2012), S. 22.

⁴⁸³ Die pauschale Festlegung von Mindestwasserabgaben auf Basis hydrologischer Kenngrößen ist zwar leicht zu handhaben, weist jedoch keinen Bezug zur Diversität der örtlichen Gewässermorphologie und dem resultierenden Habitatangebot auf. Folglich ist die ökologische Fundierung eher gering und nur als erste Orientierung geeignet. Eine höhere ökologische Relevanz entfalten daher die standortbezogenen Einzelfalluntersuchungen auf Basis von Messungen oder hydraulischen Berechnungen (z. B. Habitatsimulationsmodelle), vgl. Interwies et al. (2004), S. 169-172; Heimerl (2005), S. 15/17; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 751-757 sowie auch DIN 19700-10, S. 15. Ein Überblick über Methoden zur Ermittlung von Mindestabflüssen findet sich bei Meyerhoff/Petschow (1998), S. 28f.; Steinberg et al. (2002), S. 130f.; Interwies et al. (2004), S. 169-172; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 751-757 sowie auch DWA (2010), S. 65. Ein Beispiel für ein Habitatsimulationsverfahren für Fische und benthische Organismen ist CASIMIR (Computer Aided Simulation Model for Instream Flow Requirements in diverted streams), vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 758-777. Biologisch orientierte Untersuchungen (Biotop-Abfluss-Ansatz sowie ökohydrologischer Ansatz) bilden die Grundlage der Empfehlungen der LAWA zur Mindestwasserfestlegung, vgl. LAWA (2001a), S. 9-13. Die Festlegungen nach LAWA sind jedoch im Regelfall sehr anspruchsvoll und werden von den Fachbehörden der Bundesländer nicht allgemein akzeptiert, vgl. Dumont (2005), S. 12; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 757. Zur kritischen Einschätzung der LAWA-Empfehlungen vgl. auch Harsányi (2011). In einer Erhebung von 2005 zeigte sich, dass die LAWA-Empfehlungen nur in Sachsen und Rheinland-Pfalz angewendet wurden, während Bayern, Baden-Württemberg, Hessen und Nordrhein-Westfalen eigene Vorgehensweisen zur Festlegung von Mindestwasserabflüssen erlassen hatten. In Thüringen wurde sogar auf fünf Methoden zurückgegriffen, vgl. Dumont (2005), S. 12-14. Teilweise wird bei der Bemessung von Mindestwasserabflüssen eine Kombination von hydrologischen Kenngrößen als Orientierungswert sowie lokalen Anpassungen anhand ökohydraulischer Kriterien zugrunde gelegt, vgl. LfU BW (2005), S. 9-26; MUNLV NRW (2005), S. 187-190; Anderer et al. (2012), S. 27-29.

⁴⁸⁴ Vgl. LAWA (2001a), S. 9-13; LfU BW (2005), S. 12-24; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 753-757. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Morphologie der Restwasserstrecke. In Restwasserstrecken mit naturnaher Morphologie weist die Biozönose tendenziell eine höhere Toleranz gegenüber geringen Wasserführungen auf, so dass die fließgewässertypische Artenvielfalt weniger beeinträchtigt wird, vgl. Interwies et al. (2004), S. 171; Kaltschmitt/Nil/Jorde (2006), S. 386.

⁴⁸⁵ Vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 751f.; CIS (2011b), S. 57 sowie auch LfU BW (2005), S. 9f. sowie S. 25.

fungieren soll (Fernwirkung).⁴⁸⁶ Bezüglich der Anforderungen der Fischfauna an Mindestwassertiefen und Fließgeschwindigkeiten besteht jedoch grundsätzlich noch Forschungsbedarf.⁴⁸⁷

In den Phasen, in denen der Abfluss des Gewässers geringer ist als der Ausbaudurchfluss der Wasserkraftanlage, schlägt sich die Gewährleistung einer Mindestwasserführung in der Restwasserstrecke ebenso wie die genannten Maßnahmen zum Fischauf- und Fischabstieg in einer Minderproduktion (erhöhte Stillstandzeiten in Niedrigwasserperioden, Teillastbetrieb mit Wirkungsgradeinbußen) und damit in Erlöseinbußen nieder. Die Minderproduktion ist in etwa proportional zur festgelegten Mindestwasserführung.⁴⁸⁸

Die bisherigen Ausführungen haben verdeutlicht, dass sich die ökologischen Beeinträchtigungen von Fließgewässern durch Querbauwerke – insb. in Bezug auf die auf- und abwärtsgerichtete Barrierewirkung – durch die aufgeführten Maßnahmenoptionen deutlich verringern lassen.⁴⁸⁹ Teilweise besteht allerdings noch erheblicher Forschungs- und Entwicklungsbedarf.⁴⁹⁰ Dies gilt insb. mit Blick auf den Fischschutz und -abstieg an größeren Standorten mit Wasserkraftnutzung. Des Weiteren sind diese Maßnahmen i. d. R. mit erheblichen Kosten verbunden, wobei die Kosten tendenziell mit der angestrebten ökologischen Effektivität ansteigen.⁴⁹¹ Neben Kosten für Umgestaltungsmaßnahmen an Querbauwerken und laufende Wartungsmaßnahmen fallen insb. an Querbauwerken mit Wasserkraftnutzung auch dauerhafte Nutzungseinbußen (Minderproduktion) an. Diese Erzeugungsverluste können bei Standorten, an denen neben Maßnahmen zur Verbesserung der auf- und abwärtsgerichteten Durchgängigkeit auch eine Mindestwasserführung sicherzu-

⁴⁸⁶ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 94f. sowie S. 186-191; Dumont (2005), S. 12; Breuer (2006), S. 34f. Hierzu ist in Restwasserstrecken zumindest ein ausreichender Querschnitt mit ausreichender Wassertiefe zu gewährleisten, vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 272. Die LAWA wendet sich in ihren Empfehlungen allerdings gegen restwasserkonzentrierende Gestaltungsmaßnahmen in der Restwasserstrecke („Bach im Fluss“), vgl. LAWA (2001a), S. 14.

⁴⁸⁷ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 190f.

⁴⁸⁸ Vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 777f. sowie auch Meyerhoff/Petschow (1998), S. 30 und S. 48-54; MUNLV NRW (2005), S. 196f.; Dumont (2005), S. 37-41; Breuer (2006), S. 35. In bestimmten Fällen lässt sich aber der Mindestwasserabfluss über eine zusätzliche Turbine energetisch nutzen, vgl. bspw. LfU BW (2005), S. 30.

⁴⁸⁹ Vgl. auch Bundesregierung (2009), S. 7.

⁴⁹⁰ Vgl. auch Bundesregierung (2009), S. 7.

⁴⁹¹ Bei Neubauten können die Kosten für ökologische Maßnahmen zwischen 10 % und 20 % der gesamten Investitionskosten betragen, vgl. Kaltschmitt/Nil/ Jorde (2006), S. 376. Die nachträgliche Umgestaltung von Standorten ist im Regelfall mit höheren Kosten und Risiken verbunden, vgl. VGB Power-Tech (2013), S. 50f.

stellen ist, im Mittel ca. 2-4 %, in ungünstigen Fällen jedoch auch mehr als 15 % betragen.⁴⁹² Hierdurch kann die Wirtschaftlichkeit von Wasserkraftnutzungen massiv beeinträchtigt werden, in ungünstigen Fällen droht die Unwirtschaftlichkeit.⁴⁹³ Vor dem Hintergrund der gesellschaftlichen Zielsetzungen zum Klimaschutz und zum Ausbau der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen ist weiterhin zu beachten, dass die alternative Bereitstellung der entfallenen regenerativen Stromerzeugung aus Wasserkraft auch mit zusätzlichen Kosten für Dritte (gesamtwirtschaftliche Zusatzkosten) verbunden ist.⁴⁹⁴ Im Gegenzug reduzieren sich allerdings die externen Kosten aus den gewässerökologischen Beeinträchtigungen entsprechend der ökologischen Effektivität der ergriffenen

⁴⁹² Vgl. Heimerl (2005), S. 14/17; Staiß (2007), S. 93.

⁴⁹³ Vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 777 sowie auch Meyerhoff/Petschow (1998), S. 48. In diesem Zusammenhang sind jedoch auch Maßnahmenförderungen sowie eine höhere Vergütung durch das Erneuerbare Energien Gesetz im Zuge einer Anlagenmodernisierung zu beachten, vgl. 4.3.3.

⁴⁹⁴ Vgl. Lange et al. (2009), S. 195f. sowie auch Meyerhoff/Petschow (1998), S. 53, Fichtner (2003), S. 9-1; Büsgen/Dürschmidt (2008), S. 11; VGB PowerTech (2013), S. 50f. Wie bereits in Kap. 3.2 angeführt, fallen bei der regenerativen Stromerzeugung aus Wasserkraft nahezu keine Emissionen von Treibhausgasen (insb. CO₂), Luftschadstoffen (Staub, SO₂, NO_x) sowie auch kein radioaktiver Abfall an, vgl. bspw. BMU (2009a), S. 21-24; Lattermann (2005), S. 82 sowie S. 87. In dem Maße, in dem durch die Stromerzeugung aus Wasserkraft eine alternative Stromerzeugung aus fossilen und nuklearen Kraftwerken substituiert wird, können die Umweltwirkungen konventioneller Stromerzeugung entsprechend der spezifischen Vermeidungsfaktoren vermieden werden, vgl. BMU (2009b), S. 25f. sowie ausführlich Klobasa/Sensfuß/Ragwitz (2009), S. 3-22. Der substituierte Strommix wird maßgeblich durch die Struktur der Stromnachfrage sowie die Struktur der Angebotskurve (Merit Order) und damit letztlich durch die Struktur des Kraftwerksparks bestimmt, so dass sich auch der spezifische Vermeidungsfaktor im Zeitverlauf ändert. In diesem Zusammenhang sind zudem Laufwasserkraftwerke und Speicherkraftwerke aufgrund ihres unterschiedlichen Einsatzverhaltens zu unterscheiden, vgl. auch Groscurth/Bode (2009), S. 7-11. Bezogen auf das Treibhausgas CO₂ bildet das Europäische Emissionshandelssystem den maßgeblichen Rahmen für die Beurteilung der gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten. Die Stromerzeugung in thermischen Kraftwerken unterliegt einem exogen fixierten Emissionsbudget (Cap), welches aus den Klimaschutzziele in der Europäischen Union abgeleitet wird, vgl. bspw. Hesselbarth (2008), S. 30-34; Monopolkommission (2011), S. 227-231; Endres (2013), S. 340-355. Eine exemplarische Verringerung der Stromerzeugung aus Wasserkraft um eine 1 Megawattstunde (MWh) hat in diesem System zur Folge, dass deren Substitutionswirkung bzgl. der konventionellen Stromerzeugung entfällt – d. h., dass c. p. die „fehlende“ MWh entsprechend der Angebotskurve des Kraftwerksparks (Merit Order) durch ein konventionelles Kraftwerk bereitgestellt wird, vgl. Groscurth/Bode (2009), S. 7-11. Entsprechend dem spezifischen Emissionsvermeidungsfaktor der entgangenen Stromerzeugung aus Wasserkraft werden zur Einhaltung des bindenden Emissionscaps c. p. zusätzliche CO₂-Vermeidungsmaßnahmen auf der Vermeidungskostenkurve (Ordnung der potenziellen Vermeidungsmaßnahmen entsprechend ihrer Grenzvermeidungskosten) erforderlich, vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 76-78. Die Kosten dieser zusätzlichen Vermeidungsmaßnahmen können demnach als gesamtwirtschaftliche Zusatzkosten einer verringerten Stromerzeugung aus Wasserkraft interpretiert werden. Geht man vereinfachend davon aus, dass der resultierende Preiseffekt auf dem CO₂-Markt aufgrund der geringen Mengen vernachlässigbar ist, können diese gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten relativ einfach mittels des erwarteten CO₂-Zertifikatpreises im Betrachtungszeitraum abgeschätzt werden. Geht man illustrativ von einem durchschnittlichen Zertifikatpreis von 10 Euro je t CO₂ und einem spezifischen Emissionsvermeidungsfaktor von 800 kg CO₂ je MWh aus, lassen sich auf die entfallende CO₂-Vermeidung der Wasserkrafterzeugung gesamtwirtschaftliche Zusatzkosten von 8 Euro je MWh zurückführen. In diesem Zusammenhang ist allerdings die Interaktion des Emissionshandelssystems mit der exogenen Förderung erneuerbarer Energien zu beachten, welche die Bildung des Gleichgewichtspreises beeinflusst: Durch die vorrangig eingespeiste Stromerzeugung wird ebenfalls konventionelle Stromerzeugung verdrängt, so dass im Stromerzeugungssektor bei unverändertem Cap auch die endogene Nachfrage nach CO₂-Zertifikaten und damit der Gleichgewichtspreis sinken. Vor diesem Hintergrund wird deutlich, dass der beschriebene Wert der CO₂-

Maßnahmen, so dass aus umweltökonomischer Perspektive gegenläufige gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen (reduzierte externe Kosten) abzuwägen sind.⁴⁹⁵

Eine vollständige Wiederherstellung der natürlichen ökologischen Durchgängigkeit sowie der natürlichen Fließgewässerdynamik in einem Fließgewässersystem lässt sich technisch nur durch einen Rückbau aller bestehenden Querbauwerke erreichen.⁴⁹⁶ Dies ist jedoch i. d. R. nicht nur mit den Kosten für Rückbau und Sanierung der entsprechenden Gewässerabschnitte, sondern auch mit sehr erheblichen Opportunitätskosten aus dem (vollständigen) Verlust der wasserwirtschaftlichen Funktionen der Querbauwerke bzw. der Aufgabe der jeweiligen querbauwerksbasierten Gewässernutzungen wie Schifffahrt, Stromerzeugung mittels Wasserkraft etc. verbunden. Insb. im Falle gesamtwirtschaftlich bedeutender Funktionen und Gewässernutzungen dürften diese Opportunitätskosten aus ökonomischer Sicht prohibitiv sein, d. h. den zu erwartenden Nutzen aus der gewässerökologischen Verbesserung übersteigen.⁴⁹⁷ Daher wird ein *genereller* Rückbau aller Querbauwerke nicht als realistische Maßnahmenoption betrachtet.⁴⁹⁸ Demgegenüber kann der *selektive* Rückbau funktionsarmer Querbauwerke jedoch einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit in Fließgewässersystemen leisten.⁴⁹⁹

Vermeidung aus der Stromerzeugung aus Wasserkraft umso geringer ausfällt, je mehr exogene Vermeidungsleistungen den Zertifikatebedarf drücken. Diese exogenen CO₂-Vermeidungsleistungen sind jedoch nicht kostenfrei. Folglich muss gerade auf längere Sicht bei der Beurteilung der gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten einer verminderten Stromerzeugung aus Wasserkraft der Vergleich der CO₂-Vermeidungskosten alternativer Formen erneuerbarer Stromerzeugung (unter Berücksichtigung der energiewirtschaftlichen Systemkosten sowie der sonstigen Umweltwirkungen, z. B. Eingriff in den Naturhaushalt) in den Fokus rücken. Zur Überlagerung des Emissionshandels durch exogene Vermeidungsleistungen vgl. bspw. Monopolkommission (2011), S. 229f.

⁴⁹⁵ Zur Abwägung gesamtwirtschaftlicher Kosten und Nutzen im Rahmen des spezifischen Regelungsansatzes der EG-Wasserrahmenrichtlinie vgl. ausführlich Kap. 5.4.

⁴⁹⁶ Vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 26f.; Adam/Schwevers (2001), S. 29-31; FGG Weser (2008), S. 18; DWA (2010), S. 115.

⁴⁹⁷ Zur Abwägung gesamtwirtschaftlicher Kosten und Nutzen im Rahmen des spezifischen Regelungsansatzes der EG-Wasserrahmenrichtlinie vgl. ausführlich Kap. 5.4.

⁴⁹⁸ Vgl. DIN 19700-10, S. 14; DWA (2010), S. 115f.

⁴⁹⁹ Vgl. RPNO (2007), S. 33 sowie auch Interwies et al. (2004), S. 179; MUNLV NRW (2005), S. 108f.; BMU (2010), S. 65; DWA (2010), S. 115f. Die völlige Funktionslosigkeit eines Wehres ist jedoch in den seltensten Fällen anzunehmen. So wird ein Rückbau i. d. R. die Stabilität von Wasserständen, der Gewässersohle sowie ggf. das entstandene Landschaftsbild und Sekundärbiotope beeinträchtigen, vgl. Lattermann (2005), S. 82; Jürjing/Patt (2005), S. 148-151. Der Rückbau „funktionsarmer“ Querbauwerke kann somit insb. dann in Erwägung gezogen werden, wenn sich die wasserwirtschaftlichen Funktionen und die darauf basierenden Gewässernutzungen verhältnismäßig günstig substituieren lassen (z. B. durch alternative Maßnahmen der Sohlstabilisierung).

3.5 Zwischenfazit Querbauwerke

Im Rahmen des dritten Kapitels wurde die Beeinträchtigung der Gewässerökologie durch Querbauwerke und querbauwerksbasierte Nutzungen als spezifisches umweltpolitisches Problemfeld charakterisiert. Zunächst wurde verdeutlicht, dass Querbauwerke in ihren verschiedenen Ausführungen die notwendige Grundlage einer Vielzahl von Gewässernutzungsinteressen darstellen, die nicht nur einzelwirtschaftlichen, sondern auch gesamtwirtschaftlichen Interessen (z. B. regenerative Stromerzeugung) dienen.⁵⁰⁰ Gleichzeitig können von der Errichtung und dem Betrieb von Querbauwerken sowie den damit verbundenen Nutzungen (z. B. Wasserkraftanlagen) erhebliche Beeinträchtigungen der Gewässerökologie ausgehen. Mit Blick auf die umweltpolitische Adressierung dieser Beeinträchtigungen können folgende wesentliche Charakteristika festgestellt werden:

- (1) Die auf den Aufstau zurückzuführenden lokalen Lebensraumveränderungen lassen sich als Nahwirkungen von Querbauwerken charakterisieren, während die Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit einen Fernwirkungscharakter mit kumulativen Wirkungen der einzelnen Querbauwerke aufweist.
- (2) Aus gewässerökologischer Sicht wird insb. der Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Fließgewässer eine hervorragende Bedeutung zugewiesen.⁵⁰¹
- (3) Sowohl die flussaufwärts- als auch die flussabwärtsgerichtete Passierbarkeit von Querbauwerken können durch verschiedene Maßnahmen wesentlich verbessert werden. Demgegenüber ist die Beeinträchtigung der Lebensraumeigenschaften im Staubereich eher wenig beeinflussbar, ohne die Funktion(en) des Querbauwerkes als solches in Frage zu stellen.⁵⁰²
- (4) Während Querbauwerke flussaufwärts ohne Maßnahmen zum Fischeufstieg vielfach vollständig unpassierbar sind, ist die flussabwärtsgerichtete Passierbarkeit im Regelfall auch ohne dedizierte Maßnahmen zumindest teilweise gegeben.⁵⁰³

⁵⁰⁰ Vgl. LAWA (1996), S. 13f.

⁵⁰¹ „Die Durchgängigkeit ist unabhängig von der Einzugsgebietsgröße sowie dem aktuellen Ausbauzustand, der Wasserqualität und den derzeitigen Nutzungen zu gewährleisten bzw. wiederherzustellen.“, DWA (2010), S. 69, vgl. auch Adam/Schwevers (2001), S. 26; MUNLV NRW (2005), S. 96f.

⁵⁰² Eine Verkleinerung des Staubereiches ist nur durch Maßnahmen möglich, die die intendierte Funktion der Stauhaltung stark beeinträchtigen (Rückbau oder Reduktion des Stauziels). Zu den Maßnahmen Rückbau und Stauzielverringering vgl. bspw. Adam/Schwevers (2001), S. 29-31.

⁵⁰³ Vgl. DWA (2005), S. 87.

- (5) Ökologische Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerken sind je nach Art und Umfang und der damit angestrebten ökologischen Effektivität mit erheblichen, direkten Kosten (insb. Baukosten) und indirekten Kosten (Nutzungseinbußen) verbunden, die im Extremfall sogar Nutzungsaufgaben zur Folge haben können.

Vor dem Hintergrund des beschriebenen Spannungsfeldes stellt sich somit die umweltpolitische Aufgabe, ein gesellschaftlich präferables Zielniveau für die ökologische Qualität allgemein und speziell für die Durchgängigkeit von Fließgewässern zu bestimmen und entsprechende Anforderungen an querbauwerksbasierte Gewässernutzungen zu abzuleiten. Der gewässerschutzpolitische Ordnungsrahmen wird in der Bundesrepublik Deutschland wesentlich durch die europarechtlichen Vorgaben der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) bestimmt. In den folgenden Kapiteln 4 und 5 werden daher die spezifischen Implikationen der WRRL für querbauwerksbezogenen Beeinträchtigungen der Gewässerökologie beleuchtet, wobei der Fokus auf dem Aspekt der ökologischen Durchgängigkeit liegt.

4 Gewässerökologische Maßnahmen an Querbauwerken im umweltpolitischen und rechtlichen Zielsystem

4.1 Überblick

Der nationale Ordnungsrahmen der Nutzung und des Schutzes von Wasserressourcen ist in den letzten Jahrzehnten immer stärker durch Vorgaben der Wasserpolitik der Europäischen Gemeinschaft (EG) bzw. Europäischen Union (EU)⁵⁰⁴ sowie deren Rechtsätze geprägt worden.⁵⁰⁵ Durch das Inkrafttreten und die laufende Umsetzung der WRRL hat dieser gemeinschaftsrechtlich geprägte Gewässerschutz nochmals eine substantielle Weiterentwicklung erfahren, so dass gemeinhin von einem neuen Fundament des Gewässerschutzes in der Bundesrepublik Deutschland gesprochen wird.⁵⁰⁶ Im Rahmen dieses vierten Kapitels werden zunächst das ganzheitliche und integrative Schutzkonzept der WRRL mit seinen wesentlichen Elementen und Charakteristika skizziert sowie die spezifischen Anforderungen an ökologische Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerken abgeleitet. Hierbei wird der Fokus auf den Aspekt der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern gelegt. Darüber hinaus werden die Interdependenzen dieser Anforderungen zu weiteren gesellschaftlichen Zielsetzungen und Politiken erörtert, die innerhalb der Umweltzielsystematik der WRRL mit deren ökologischen Zielsetzungen zu koordinieren sind.

⁵⁰⁴ Ursprünglich wurden unter dem Begriff „Europäische Gemeinschaften“ die „Europäische Gemeinschaft für Kohle und Stahl“ (EGKS), die „Europäische Wirtschaftsgemeinschaft“ (EWG) sowie die „Europäische Atomgemeinschaft“ (EURATOM) zusammengefasst, vgl. bspw. Solf (2006), S. 20. Mit Inkrafttreten des Vertrages von Maastricht über die „Europäische Union“ zum 1.11. 1993 wurde die „Europäische Wirtschaftsgemeinschaft“ in „Europäische Gemeinschaft“ umbenannt. Diese stellte seither eine der drei politischen und wirtschaftlichen Säulen der neugeformten „Europäischen Union“ (EU) dar. Mit Inkrafttreten des Vertrages von Lissabon zum 1. Dezember 2009 wurde die „Europäische Gemeinschaft“ auch als völkerrechtliche Körperschaft durch die „Europäische Union“ abgelöst, vgl. http://europa.eu/about-eu/basic-information/decision-making/treaties/index_de.htm. Zur begrifflichen Vereinfachung werden im Folgenden alle auf Basis der verschiedenen europarechtlichen Verträge durchgeführten Aktivitäten mit dem Attribut „gemeinschaftlich“ bezeichnet.

⁵⁰⁵ Vgl. bspw. Ekarde/Weyland/Schenderlein (2009), S. 389.

⁵⁰⁶ Vgl. BMU (2004a), S. 9, ähnlich Berendes (2002), S. 211.

4.2 Ökologische Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerken im Kontext der EG-Wasserrahmenrichtlinie

4.2.1 Die EG-Wasserrahmenrichtlinie als ganzheitliche Gewässerschutzkonzeption mit ökonomischer Entscheidungsunterstützungsfunktion

Der Gewässerschutz stellt den mithin ältesten und umfassendsten Bereich der europäischen Umweltpolitik dar.⁵⁰⁷ Aufbauend auf früheren Initiativen⁵⁰⁸ begann die Entwicklung einer gemeinschaftlichen Gewässerschutzpolitik in den frühen 1970er Jahren.⁵⁰⁹ Es lassen sich grob drei Phasen der gemeinschaftlichen Wasserpolitik abgrenzen, die sich sowohl durch materielle Weiterentwicklungen als auch durch Veränderungen in der gemeinschaftsrechtlichen Kompetenz zum Erlassen umweltrechtlicher Vorgaben als Ergänzung zum wirtschaftspolitisch geprägten Vertragswerk der Europäischen Gemeinschaft(en) unterscheiden.⁵¹⁰ Zunächst basierend auf der so genannten Annexkompetenz der Europäischen Gemeinschaften zum Gemeinsamen Markt nach Art. 235 sowie 100

⁵⁰⁷ Vgl. Brockmann (2003), S. 16; Ammermüller (2011), S. 22. Auf europäischer Ebene wird meist der Begriff der Wasserpolitik (engl. Water Policy) verwendet. Dieser weist zwar primär einen ökologischen Fokus i. S. v. Gewässerschutzpolitik auf. Daneben spielen im Rahmen der europäischen Wasserpolitik jedoch auch sozialpolitische Aspekte eine Rolle, vgl. Brockmann (2003), S. 16.

⁵⁰⁸ Als wesentliche Impulse einer gemeinschaftlichen Gewässerschutzpolitik können die Gründung der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins gegen Verunreinigung (IKSR) im Jahre 1963 sowie die Verabschiedung der Europäischen Wassercharta gewürdigt werden, vgl. Brockmann (2003), S. 18 sowie auch Irmer/Vogt (2001), S. 127-136; Zumbroich (2003), S. 88. Die in der Europäischen Wassercharta als politische Willenserklärung formulierten Grundsätze wirkten wegweisend für alle in der Folgezeit bis heute getroffenen gemeinschaftlichen Regelungen zum Gewässerschutz. So wurde bereits herausgestellt, dass die Ressource Wasser ein unentbehrliches Gut für den Menschen darstellt, welches nicht als unerschöpflich betrachtet werden darf und folglich geschützt und durch sparsamen Umgang erhalten werden muss, Europarat (1968), Grundsätze I und II. Ebenfalls wurde bereits auf die Interdependenz des Gewässerschutzes mit dem Schutz weiterer Umweltmedien hingewiesen und die Notwendigkeit eines flussgebietsbezogenen Ansatzes sowie der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit betont, Europarat (1968), Grundsätze VI, XI und XII.

⁵⁰⁹ Vgl. BMU (2006a), S. 21; Solf (2006), S. 19; Palm (2006a), S. 5 sowie Meusel (2008), S. 9.

⁵¹⁰ Vgl. hier sowie zu Folgendem Lanz/Scheuer (2001), S. 5-11; Solf (2006), S. 19-23 sowie auch Blöchl (1999), S. 67f.; Holzwarth (2002), S. 106; Hentschel (2005), S. 35-41; Hödl (2005), S. 24-29; Fröhlich/Irmer (2005), S. 153-155; Ammermüller (2011), S. 22-24.

EWGV,⁵¹¹ seit 1987 mit expliziten Kompetenzen im Bereich des Umweltschutzes ausgestattet,⁵¹² wurde durch die Organe der EG sukzessive „ein Konglomerat von mehr als 20 gewässerschutzrelevanten Richtlinien“⁵¹³ erlassen, welche jedoch schlussendlich nur einen „Flickenteppich“⁵¹⁴ fragmentierter, teilweise emissions- und teilweise immissionsorientierter Vorschriften bildeten.⁵¹⁵ Diese gemeinschaftliche Wasserpolitik war nicht nur wenig kohärent, sondern wies auch deutliche Schutzdefizite auf.⁵¹⁶ Seit Ende der 1980er Jahre wurde daher eine umfassende Reorganisation und Konsolidierung der gemeinschaftlichen Wasserpolitik angestrebt, durch die die fragmentarischen und teilweise sogar

⁵¹¹ Vgl. Brockmann (2003), S. 17 und S. 25 sowie Solf (2006), S. 20f. Die Annexkompetenz verlieh der Europäischen Gemeinschaft indirekt eine Kompetenz, nicht explizit zugewiesene Materien zu regeln, wenn dies unerlässlich ist, um eine ihr explizit zugewiesene Materie sinnvoll zu regeln. Im Falle der Umweltpolitik wurde die Annexkompetenz der Europäischen Gemeinschaften aus der expliziten Kompetenz zur Schaffung eines Gemeinsamen Marktes hergeleitet. Im Hinblick auf die Sicherstellung eines funktionierenden Gemeinsamen Marktes wurden divergierende Umweltvorschriften in den Mitgliedstaaten als (nicht akzeptable) Beeinträchtigung der Wettbewerbssituation im Gemeinsamen Markt interpretiert, vgl. Solf (2006), S. 21; Meusel (2008), S. 9. Auf dieser Basis wurden insb. die immissionsorientierten Richtlinien zum Schutz der Oberflächengewässer, der Fisch- und Muschelgewässer sowie die Gewässerschutz- und Grundwasserrichtlinie erlassen, vgl. Richtlinien 75/440/EWG (Rohwasserrichtlinie); 76/160/EWG (Badegewässerrichtlinie); 78/659/EWG (Fischgewässerrichtlinie); 79/923/EWG (Muschelgewässerrichtlinie); 76/464/EWG (Gewässerschutzrichtlinie) sowie auch BMU (1998), S. 76f.; Brockmann (2003), S. 24; Solf (2006), S. 21; Kappet (2006), S. 67-85; Albrecht (2007), S. 264-283; Meusel (2008), S. 9f.

⁵¹² Explizite Kompetenzen im Bereich des Umweltschutzes erhielt die EG durch das Inkrafttreten der so genannten Einheitlichen Europäischen Akte, die in der Folge eine Weiterentwicklung der gemeinschaftlichen Gewässerschutzpolitik ermöglichte, vgl. Brockmann (2003), S. 36-38. Zur Beschlussfassung war weiterhin Einstimmigkeit im Rat erforderlich, dem Europäischen Parlament kam im so genannten Anhörungsverfahren dagegen nur eine beratende Funktion zu, vgl. Solf (2006), S. 20f.

⁵¹³ Solf (2006), S. 22, vgl. auch Lanz/Scheuer (2001), S. 5f.

⁵¹⁴ Breuer (1995), S. 10; Hörsgen (1999), S. 8; Lanz/Scheuer (2001), S. 5; Brockmann (2003), S. 65 sowie S. 69.

⁵¹⁵ Vgl. Breuer (1995), S. 11f.; BMU (1998), S. 78; Fuhrmann (2000), S. 34; Lanz/Scheuer (2001), S. 5f.; Brockmann (2003), S. 283; Palm (2006a), S. 5; Kappet (2006), S. 86-89. Das Nebeneinander von Richtlinien nach dem Emissions- und Immissionsprinzip war Ausdruck der unterschiedlichen Gewässerschutzphilosophien in den Mitgliedstaaten in der gemeinschaftlichen Konsensfindung, vgl. Brockmann (2003), S. 28f. Als bedeutende emissionsbezogene Richtlinien wurden die Richtlinie 76/464/EWG bzgl. der Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft und die Richtlinie 91/271/EWG zur Behandlung von kommunalem Abwasser erlassen. Zu den Unterschieden des emissionsorientierten und des immissionsorientierten Regelungsansatzes vgl. das nachfolgende Kap. 4.2.4.

⁵¹⁶ Vgl. Seidel (1998), S. 431. Durch die isolierten Vorschriften konnte zwar v. a. eine Verringerung der industriell bedingten Gewässerverschmutzung erreicht werden. Gleichzeitig wurden jedoch weitere Defizitbereiche als wesentlich erkannt, für die die punktuellen Regelungsansätze immer weniger geeignet erschienen, vgl. Seidel (1998), S. 431; Hentschel (2005), S. 36-41. Hierzu zählten insb. die Problembereiche der Grundwasserverschmutzung durch diffuse Quellen, übermäßige Wasserentnahmen sowie hydromorphologische Veränderungen, vgl. Brockmann (2003), S. 39 sowie 283. Auch nahmen in den bestehenden Richtlinien die biologischen und ökologischen Funktionen der Gewässer als Lebensräume für Pflanzen und Tiere nur eine untergeordnete Rolle ein, vgl. LAWA (2001b), S. 2; BMU (2004a), S. 10.

widersprüchlichen Ergänzungen des europäischen Gewässerschutzrechts durch ein kohärentes und ökologisch orientiertes Gesamtkonzept der Gewässerbewirtschaftung abgelöst werden sollten.⁵¹⁷

Die Reorganisation der gemeinschaftlichen Wasserpolitik bedurfte in der Folge allerdings eines langwierigen Entwicklungsprozesses.⁵¹⁸ Das Scheitern eines Vorschlags der Europäischen Kommission aus dem Jahr 1994 zu einer neuen Richtlinie zur ökologischen

⁵¹⁷ Vgl. Seidel (1998), S. 431; Blöch (1999), S. 68; Fuhrmann (2000), S. 34; Lell/Rechenberg (2001), S. 121; Berendes (2002), S. 211; Brockmann (2003), S. 39f.; BMU (2004a), S. 9; Hentschel (2005), S. 36-41; Solf (2006), S. 22f.; BMU (2006a), S. 27; Albrecht (2007), S. 323; Desens (2008), S. 35-37. Insb. wurde die getrennte Behandlung verschiedener Gewässerarten als problematisch empfunden. Statt einer Betrachtung der Gewässer nach bestimmten Sektoren, Stoffen oder Verwendungsarten wurde von Wasserexperten daher ein ganzheitlicher Ansatz für Oberflächen- und Grundwasser unter Integration sowohl qualitativer als auch quantitativer Aspekte gefordert, vgl. Brockmann (2003), S. 48. Darüber hinaus war der gemeinschaftliche Gewässerschutz in dieser Phase mit einem inhärenten Durchsetzungsproblem konfrontiert. Viele Mitgliedstaaten kamen ihren Umsetzungspflichten nur unzureichend nach. Für die Europäische Kommission wurde somit eine verbesserte Kontrolle und Sanktionierung der einzelstaatlichen Umsetzungsaktivitäten eine wesentliche Nebenbedingung für eine materielle Reorganisation des gemeinschaftlichen Wasserrechts. In diesem Zusammenhang erhielt das so genannte Vertragsverletzungsverfahren nach Artikel 171 EWGV eine größere Bedeutung. Damit wurde es Aufgabe des Europäischen Gerichtshofs, strittige Vorgaben von Richtlinien zu interpretieren und zu konkretisieren. Dies führte in vielen Fällen zu einer konsequenteren Auslegung der materiellen Anforderungen von Richtlinien i. S. d. Integrationsziele der Gemeinschaft sowie zu einheitlichen europäischen Handlungskriterien, vgl. Brockmann (2003), S. 45f.

⁵¹⁸ Zum Entwicklungsprozess der WRRL vgl. Lanz/Scheuer (2001), Anhang II; Brockmann (2003); Hentschel (2005), S. 41-43; Solf (2006), S. 23-29; Albrecht (2007), S. 325-328. Wesentliche Impulse zur Weiterentwicklung und Konsolidierung des gemeinschaftlichen Gewässerschutzrechtes gingen vom Frankfurter Ministerseminar zur Wasserpolitik in der Gemeinschaft im Jahre 1988, dem Haager Ministerseminar zum Grundwasserschutz im Jahre 1991 sowie dem fünften Umweltaktionsprogramm von 1993 aus, vgl. Erwägungsgrund 2 WRRL sowie Blöch (1999), S. 67; Haakh (2001), S. 42; Brockmann (2003), S. 39f.; Solf (2006), S. 23; Klauer et al. (2008b), S. 28. Auch unterstützte die einsetzende Diskussion um das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung den allgemeinen Erkenntnisfortschritt zur Notwendigkeit einer integrierten, einzugsgebietsbezogenen Bewirtschaftung von Wasserressourcen, vgl. Brockmann (2003), S. 48f. Auf internationaler Ebene stellt das Konzept einer nachhaltigen Wasserpolitik ein wesentliches Element sowohl der internationalen Konferenz über Wasser und Umwelt in Dublin als auch der auf dem UNO-Umweltgipfel beschlossenen Agenda 21 dar, vgl. Brackemann et al. (2001); S. 105-107; Brockmann (2003), S. 49f.; Grobosch (2003), S. 7-9; Grambow (2008), S. 11-29. Zum Leitbild der nachhaltigen Entwicklung vgl. bereits Kap. 2.1. Die grundsätzliche Erkenntnis der Notwendigkeit einer stärkeren Integration der Wasserpolitik wurde jedoch auf Gemeinschaftsebene von einer ebenfalls verstärkten Subsidiaritätsdebatte mit entsprechenden Forderungen nach einer Renationalisierung der Wasserpolitik gehemmt, vgl. Brockmann (2003), S. 48 sowie S. 54-58. Gemäß dem in Art. 3b EGV verankerten Subsidiaritätsprinzip bedingt gemeinschaftliches Tätigwerden den Nachweis, dass aus Effizienzgründen eine gemeinschaftliche Problemlösung notwendig und diese in Intensität und Art verhältnismäßig ist, so dass den Mitgliedstaaten ein größtmöglicher Spielraum verbleibt, vgl. Wyer (2002), S. 231-234; Brockmann (2003), S. 56f.

Qualität von Gewässern lieferte schließlich den Anlass zur Entwicklung einer „Wasser-rahmenrichtlinie“.⁵¹⁹ Nach intensiven Beratungen wurde der erste Richtlinienentwurf durch die Europäische Kommission im Jahr 1997 vorgelegt.⁵²⁰

Auch wenn der Vorschlag der Kommission sowohl von den Mitgliedstaaten als auch vom Umweltausschuss des Europäischen Parlamentes grundsätzlich positiv aufgenommen wurde, ergaben sich im Detail vielfältige, teils divergierende Änderungswünsche. Diese erforderten intensive Abstimmungen der Positionen der Europäischen Rates sowie des Europäischen Parlamentes, bevor die Richtlinie 2000/60/EG schließlich am 22. Dezember 2000 in Kraft treten konnte.⁵²¹ Der langwierige gemeinschaftliche Konsensfindungsprozess bewirkte, dass die WRRL schlussendlich ein politisch fein austariertes Kompromisswerk darstellt.⁵²² Dennoch konnte erstmalig ein umfassender Ordnungsrahmen für

⁵¹⁹ Vgl. Brockmann (2003), S. 59-63; Solf (2006), S. 24; Desens (2008), S. 40 sowie Breuer (1998), S. 1001f. Diese geplante Ökologierichtlinie sollte die bestehenden immissions- bzw. qualitätsbezogenen Richtlinien ablösen und gewässerbezogene Qualitätsziele festlegen. Sie verfehlte jedoch den Anspruch der von Mitgliedstaaten wie der BRD angestrebten grundlegenden Harmonisierung des gemeinschaftlichen Wasserrechts unter Beseitigung der bestehenden Inkonsistenzen, vgl. Breuer (1995), S. 12f.; Brockmann (2003), S. 70. Auf Druck des Europäischen Parlamentes sowie des Umweltrates der Mitgliedstaaten begann die Europäische Kommission daher ab 1995 mit der Entwicklung eines neuen gemeinschaftlichen Konzepts für die Gewässerpolitik, vgl. Solf (2006), S. 25f.; Desens (2008), S. 41-43.

⁵²⁰ Vgl. Europäische Kommission (1997a). Zum komplexen Abstimmungsprozess im Vorfeld des Kommissionsvorschlages, zu den vertraglichen Grundlagen sowie zu den einzelnen Inhalten des Vorschlages vgl. ausführlich Brockmann (2003), S. 74-111 sowie auch Breuer (1998), S. 1001f.; Bosenius (1998); Desens (2008), S. 44-46. In dieser Phase etablierten sich auch – zunächst als Forum für einen informellen Meinungs austausch – die im Rahmen der späteren Gemeinsamen Umsetzungsstrategie der WRRL wesentlichen Treffen der so genannten Wasserdirektoren. Hierbei handelt es sich um die für die nationale Wasserpolitik zuständigen Abteilungsleiter aus den Mitgliedstaaten, vgl. Brockmann (2003), S. 86-88.

⁵²¹ Zur Entscheidungsphase der Richtlinie im Vorfeld des Vermittlungsverfahrens vgl. ausführlich Brockmann (2003), S. 117-186 sowie Fuhrmann (2000), S. 34f.; Albrecht (2007), S. 327f.; Desens (2008), S. 52-54. Während des laufenden Abstimmungsprozesses änderte sich infolge des Amsterdamer Vertrags auch die Verfahrensgrundlage für die geplante Richtlinie. Das nun anzuwendende Mitentscheidungsverfahren gemäß Art. 251 EGV wertete das Europäische Parlament gegenüber dem Europäischen Rat zu einem gleichberechtigten Entscheidungsorgan auf, so dass eine Einigung zwischen dem Rat und dem Parlament erforderlich wurde und erst im Zuge eines Vermittlungsverfahrens herbeigeführt werden konnte, vgl. Fuhrmann (2000), S. 35; Lell/Rechenberg (2001), S. 121f.; Brockmann (2003), S. 7f., S. 117 sowie S. 187-240; Albrecht (2007), S. 327f.; Desens (2008), S. 74-81.

⁵²² Vgl. Lanz/Scheuer (2001), S. 1; Berendes (2002), S. 212; Solf (2004), S. 80 sowie auch Durner (2010), S. 452. Zur Beschreibung und Bewertung des Verhandlungsprozesses bei der Entwicklung der WRRL vgl. ausführlich Brockmann (2003) sowie Lell/Rechenberg (2001).

eine harmonisierte Gewässerbewirtschaftung innerhalb des gesamten Gemeinschaftsgebietes etabliert werden, so dass trotz einiger Unvollkommenheiten⁵²³ von einer beachtlichen Integrations- bzw. Konsolidierungsleistung gesprochen werden kann.⁵²⁴ Wie die folgenden Ausführungen zeigen werden, stellt die WRRL in vielfältiger Weise einen Paradigmenwechsel für den europäischen und in der Folge auch für den föderal geprägten deutschen Gewässerschutz dar.⁵²⁵ Die WRRL zählt damit zu den wichtigsten und wohl ehrgeizigsten Regelungswerken der EU.⁵²⁶

Die Zweckbestimmung der WRRL liegt in der Schaffung eines transparenten, effizienten und kohärenten rechtlichen Ordnungsrahmens für die gemeinschaftliche Wasserpolitik durch Vorgabe grundlegender Prinzipien und Strukturen in Übereinstimmung mit dem gemeinschaftsrechtlichen Subsidiaritätsprinzip.⁵²⁷

In Art. 1 WRRL werden zunächst die programmatischen Zielsetzungen der Richtlinie konkretisiert.⁵²⁸ Das übergeordnete Ziel der Richtlinie besteht demnach in der Schaffung eines harmonisierten Ordnungsrahmens zum Schutz *aller* Gewässerkategorien, also der

⁵²³ Kritisiert werden insb. die hohe Komplexität der Einzelbestimmungen, die teilweise nicht von inneren Widersprüchen frei sind sowie eine fehlende durchgängige systematische Konsequenz, vgl. bspw. Berendes (2002), S. 212; Solf (2004), S. 80.

⁵²⁴ Vgl. bspw. Solf (2004), S. 81; Palm (2006a), S. 32; Zilkens (2007), S. 33. Neben den Mitgliedstaaten der EU haben sich auch die Nicht-Mitgliedstaaten Norwegen, Island und Schweiz dem Ordnungsrahmen der WRRL freiwillig angeschlossen, vgl. Holzwarth (2005), S. 511.

⁵²⁵ Vgl. bspw. BMU (2004a), S. 4; Zilkens (2007), insb. S. 33-35; Durner (2010), S. 454f.

⁵²⁶ Vgl. Becker (2010), S. 40 (FN 133).

⁵²⁷ Vgl. Erwägungsgrund 18 WRRL sowie bspw. Epiney/Felder (2002), S. 23-25. Die Richtlinie stellt hierzu ein komplexes und umfangreiches Regelwerk bereit, welches grob in drei Teile strukturiert ist. Vorangestellt sind 53 so genannte Erwägungsgründe, die neben allgemeinen Informationen zum Entstehungsprozess der Richtlinie auch Motivationen und Zusatzerläuterungen zu den eigentlichen Bestimmungen der Richtlinie liefern und somit eine wichtige Verständnishilfe darstellen. Die eigentlichen Bestimmungen sind in 26 Artikeln kodifiziert, die zum Teil auf ergänzende Bestimmungen und Spezifizierungen in insgesamt 11 Anhängen verweisen. Als Element der gemeinschaftlichen Umweltpolitik gem. Art. 174 EGV basiert die WRRL grundlegend auf den im EGV verankerten umweltpolitischen Grundsätzen der Vorsorge und Vorbeugung, dem Vorrang der Bekämpfung von Umweltwirkungen an ihrem Ursprung sowie dem Verursacherprinzip, vgl. Erwägungsgrund 11 WRRL. Bei der Ausgestaltung ihres umweltpolitischen Handelns berücksichtigt die Gemeinschaft zudem die verfügbaren wissenschaftlichen und technischen Daten, eine ausgewogene Entwicklung der Regionen, unterschiedliche Umweltbedingungen sowie die wirtschaftliche und soziale Entwicklung der Gemeinschaft insgesamt. Dabei ist eine Abwägung der Vorteile sowie Belastungen des Tätigwerdens oder des nicht Tätigwerdens vorzunehmen, vgl. Erwägungsgrund 12 WRRL. Die Auslegung des „Rahmencharakters“ der Richtlinie eröffnet ein grundlegendes Spannungsfeld, nicht zuletzt da innerhalb der Gemeinschaft unterschiedliche Interpretationen von Inhalt und Funktion einer Rahmenrichtlinie bestehen. Die deutsche Interpretation ist eher durch die Funktion eines Bundesrahmengesetzes geprägt, welches lediglich einen normativen Systemrahmen und keine ausgeformten Regelungen vorgibt. Demgegenüber steht die grundsätzliche Kritik, dass insb. durch die Vielzahl unbestimmter Rechtsbegriffe zu große Spielräume bei der Umsetzung der Regelungen der Richtlinie bestehen, vgl. Epiney/Felder (2002), S. 40; Solf (2006), S. 30f.

⁵²⁸ Vgl. Art. 1 WRRL sowie auch Bosenius (2001), S. 27f.; BMU (2004a), S. 10f.; Solf (2006), S. 32. Albrecht (2007), S. 330f.; Klauer et al. (2008b), S. 29f.

Binnenoberflächen-, der Übergangs- und Küstengewässer sowie des Grundwassers unter Berücksichtigung von deren Zusammenhängen.⁵²⁹

Dieser Ordnungsrahmen dient dabei gemäß Art. 1 a) bis e) WRRL insb.

- der Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie dem Schutz und der Verbesserung der aquatischen Ökosysteme sowie der direkt von ihnen abhängigen Ökosysteme,⁵³⁰
- der Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung auf Grundlage eines langfristigen Schutzes der vorhandenen Ressourcen,⁵³¹
- einem stärkeren Schutz und einer Verbesserung der aquatischen Umwelt durch spezifische Maßnahmen gegen den Eintrag prioritärer und prioritär gefährlicher Stoffe,
- der Sicherstellung einer schrittweisen Reduzierung der Verschmutzung und Verhinderung einer weiteren Verschmutzung des Grundwassers,
- der Leistung eines Beitrags zur Minderung der Auswirkungen von Überschwemmungen und Dürren.

Zur Verwirklichung dieser programmatischen Zielsetzungen wird im Rahmen der WRRL erstmals bewusst ein integrativer und ganzheitlicher Ansatz verfolgt, der sich in mehreren Aspekten niederschlägt.⁵³²

⁵²⁹ Vgl. Art. 1 S. 1 WRRL sowie Hörsgen (1999), S. 8; Hentschel (2005), S. 44f.; Albrecht (2007), S. 330f. Zuvor waren nur bestimmte, durch spezifische menschliche Nutzungsinteressen abgrenzbare Gewässer (z. B. Badegewässer, Fisch- und Muschelgewässer) einem gemeinschaftsrechtlichen Schutz unterstellt, vgl. Blöch (1999), S. 68f. Der Schutz von Feuchtgebieten und Auen als wasserabhängige Ökosysteme wird in der WRRL indirekt über die Umweltziele derjenigen Gewässer abgedeckt, mit denen sie in einem funktionalen Zusammenhang stehen. Darüber hinaus sieht die WRRL die Ausweisung von Schutzgebieten vor, vgl. bspw. BMU (2004a), S. 27-29. Durch den Ordnungsrahmen erhält schließlich auch der Meeresschutz einen impliziten Schutz, da der Schutz der Binnen-, Küsten-, und Übergangsgewässer sowie des Grundwassers einen mittelbaren Beitrag zur Vermeidung und Beseitigung der Verschmutzung der Meeresumwelt leisten soll, vgl. hierzu auch Erwägungsgründe 21 und 27 WRRL. Zu den internationalen Aktivitäten zum Schutz der Meere vgl. bspw. BMU (2006a), S. 47-56.

⁵³⁰ Dieses Ziel ist als Primärziel der Richtlinie einzustufen, vgl. Solf (2006), S. 32, FN 93.

⁵³¹ Eine „nachhaltige, ausgewogene und gerechte Wassernutzung“ soll zu einer ausreichenden Versorgung mit Oberflächen- und Grundwasser in guter Qualität beitragen, Art. 1 WRRL, vgl. auch Bosenius (2001), S. 27; Lanz/Scheuer (2001), S. 12. Trotz ihres ökologischen Charakters ist die WRRL damit keinesfalls nutzungsfeindlich. Es geht vielmehr darum, „das Nutzungspotenzial der Gewässer der Gemeinschaft zu erhalten und zu entwickeln“, Erwägungsgrund 23 WRRL. In diesem Zusammenhang ist auch der Erwägungsgrund 1 WRRL zu beachten, der aufgrund seiner herausgehobenen Positionierung als Leitmaxime der Richtlinie interpretiert werden kann: „Wasser ist keine übliche Handelsware, sondern ein ererbtes Gut, das geschützt, verteidigt und entsprechend behandelt werden muss.“

⁵³² Vgl. Lanz/Scheuer (2001), S. 12; Epiney/Felder (2002), S. 23-25; Esser/Baum (2003), S. 40; Hill/Ramm (2003), S. 10; CIS (2003a), S. 5; BMU (2004a), S. 9f.; BMU (2006a), S. 27f.; Seidel/Rechenberg (2004), S. 213; CIS (2003c), S. 5f.; Podraza et al. (2005), S. 9; Ammermüller (2011), S. 24f. Der integrativ-ganzheitliche Ansatz stellt keine grundlegende methodische Neuerung der WRRL dar, sondern beruht in vielen Elementen auf dem Ansatz eines integrierten Wasserressourcenmanagements,

Zunächst werden die Regelungsbereiche der bestehenden EG-Gewässerschutzrichtlinien kohärent integriert.⁵³³ Vor allem werden jedoch die im Vorfeld erkannten materiellen Regelungslücken durch einen ökologisch ganzheitlichen Ansatz geschlossen.⁵³⁴ Dies bedeutet, dass in Bezug auf Oberflächengewässer nunmehr maßgeblich auf den biologischen und ökosystemaren Gewässerzustand unter Beachtung der gewässerstrukturellen bzw. morphologischen Parameter abgestellt wird, während gerade in Bezug auf das Grundwasser auch die Grundwassermenge in die Betrachtung einbezogen wird.⁵³⁵ Auf Grundlage der programmatischen Zielsetzungen des Art. 1 WRRL werden in Art. 4 WRRL rechtverbindliche Umweltziele für Oberflächen- und Grundwasserkörper formuliert.⁵³⁶ Sie bilden den Kern der ökologischen Anforderungen der Richtlinie und werden im folgenden Kap. 4.2.2 näher erläutert. Dabei werden die einzelnen Gewässer nicht mehr isoliert betrachtet, sondern auch ihre Wechselwirkungen sowie alle Einflussfaktoren des zugehörigen Einzugsgebietes systematisch einbezogen (Flussgebietsansatz).⁵³⁷

vgl. Kap. 4.2.3. Auch wurden wesentliche Elemente des Ansatzes der WRRL bereits 1996 durch die LAWA als grundlegende Ziele und Anforderungen an Gewässerschutzstrategien formuliert: Neben der Notwendigkeit einer ganzheitlichen Betrachtungsweise der Gewässer als Lebensraum inkl. der ökosystemaren Zusammenhänge sowie einer medienübergreifenden Abstimmung der Gewässerschutzpolitik mit anderen Fachplanungen und Politikbereichen wurde auch der Beteiligung der betroffenen Stakeholder sowie der Sicherstellung der ökonomischen Effizienz von Maßnahmen eine zentrale Bedeutung zugemessen, vgl. LAWA (1996), S. 4f.

⁵³³ Dies geschieht entweder durch eine mittelfristige Ablösung von Richtlinien (insb. der biologischen Richtlinien der 70er Jahre), eine sukzessive Integration (insb. der Richtlinie bezüglich der Einleitung gefährlicher Stoffe) oder durch eine verbindliche und zielkonforme Einbeziehung weiter bestehender Richtlinien (insb. Kommunalabwasser-, Nitrat- und Trinkwasserrichtlinie) als grundlegende Bestandteile der Maßnahmenprogramme nach Art. 11 WRRL, vgl. Blöch (1999), S. 70; BMU (2004a), S. 9f. sowie Art. 22 WRRL. Durch die Integration bzw. Ablösung bestehender Richtlinien soll die mit der WRRL angestrebte Verschlinkung der europäischen Wasserrechts erreicht werden, vgl. Solf (2006), S. 30. Zu den Bestandteilen der Maßnahmenprogramme nach Art. 11 WRRL vgl. ausführlich Kap. 5.2.1.

⁵³⁴ Vgl. Erwägungsgrund 47 WRRL sowie bspw. Lanz/Scheuer (2001), S. 12; Holzwarth (2002), S. 107; BMU (2004a), S. 9f.; Kappert (2006), S. 173; Sigel (2007), S. 27.

⁵³⁵ Es erfolgt somit insgesamt auch eine integrierte Betrachtung des Zustands von Oberflächengewässern und Grundwasser, vgl. auch Blöch (1999), S. 70; Bosenius (2001), S. 27; Fuhrmann (2001), S. 39f.; BMU (2004a), S. 10; Holzwarth (2005), S. 511; Klauer et al. (2008b), S. 30f.

⁵³⁶ Vgl. Hörsgen (1999), S. 9; Bosenius (2001), S. 28; Solf (2006), S. 32; Sigel (2007), S. 27; Hentschel (2005), S. 54-61. Aus rechtlicher Sicht ist die Abgrenzung von Zielen, Mitteln und Form im Rahmen einer Richtlinie von großer Bedeutung für die Umsetzungspflicht der Mitgliedstaaten. Insb. im Hinblick auf das europarechtliche Subsidiaritätsprinzip sind nur die Ziele verbindlich, Mittel und Form dagegen von den Mitgliedstaaten frei wählbar, vgl. bspw. Hentschel (2005), S. 107-144. In diesem Zusammenhang ist darauf hinzuweisen, dass sich die Ziele der WRRL nicht auf die Art. 1 und 4 WRRL beschränken, welche das Wort „Ziel“ im Titel führen, sondern alle Regelungen umfassen, die notwendig sind, um das Integrationsziel der gemeinschaftlichen Rechtsetzung zu erreichen, vgl. Hentschel (2005), S. 144. Dies ist insb. von Bedeutung für die Klassifizierung und somit der Verbindlichkeit bestimmter Regelungen wie die Kostendeckung nach Art. 9 WRRL, die Aufstellung von Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen nach Art. 11 und 13 WRRL, den Flussgebietsansatz nach Art. 3 WRRL sowie den kombinierten Ansatz nach Art. 10 WRRL, die auf den ersten Blick lediglich einen „Mittelcharakter“ aufzuweisen scheinen, vgl. Hentschel (2005), S. 144-162.

⁵³⁷ Vgl. bspw. Fuhrmann (2001), S. 40; Holzwarth (2002), S. 110. Art. 3 WRRL sieht vor, dass die Bewirtschaftung von Wasserressourcen in Form einer integrativen Betrachtung hydrografisch abgrenzbarer Einzugsgebiete erfolgen und grenzüberschreitend koordiniert werden muss. Dieser Flussgebietsansatz

Der integrative Ansatz der WRRL äußert sich weiterhin in der expliziten Verankerung bestimmter Verfahrensansätze, mit deren Hilfe die ökologischen Ziele der Richtlinie umgesetzt werden sollen.⁵³⁸

Im Rahmen der Bewirtschaftung der natürlichen Wasserressourcen werden die Mitgliedstaaten zur Aufstellung von Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen verpflichtet, um eine kohärente, effektive und kosteneffiziente Umsetzung der ökologischen Zielsetzungen sicherzustellen.⁵³⁹ In diesem Zusammenhang stellt die konsequente und kontinuierliche Einbeziehung der Öffentlichkeit in den Umsetzungsprozess der Richtlinie ein weiteres integratives Element dar.⁵⁴⁰ Durch die in Art. 14 WRRL verankerte prozedurale Anforderung einer frühzeitigen, umfassenden und aktiven Öffentlichkeitsbeteiligung wird „eine neue Dimension gesellschaftlicher Mitwirkung (und Kontrolle) von Schutz und Nutzung“⁵⁴¹ der Wasserressourcen eröffnet. Zur Sicherstellung einer wirksamen und substantiellen Beteiligung bei der Bewirtschaftungsplanung ist zunächst eine frühzeitige Information und Konsultation der Öffentlichkeit zu definierten „Meilensteinen“ der Bewirtschaftungsplanung vorgesehen.⁵⁴² Hierbei soll die Öffentlichkeit „über

der WRRL hat weitreichende Implikationen für die institutionelle und instrumentelle Ausgestaltung der Bewirtschaftung von Wasserressourcen und wird daher in Kap. 4.2.3 näher betrachtet.

⁵³⁸ Vgl. bspw. Lanz/Scheuer (2001), S. 12; Klauer et al. (2008b), S. 17-20; Ammermüller (2011), S. 25-29.

⁵³⁹ Die Maßnahmenprogramme gem. Art. 11 WRRL stellen im Rahmen der WRRL die zentrale instrumentelle Vorgabe an die Mitgliedstaaten zur materiellen Umsetzung der ökologischen Zielsetzungen dar. Sie bilden daher auch den organisatorischen Rahmen für die Implementierung umweltpolitischer Instrumente und werden daher in Kap. 5.2 eingehender betrachtet.

⁵⁴⁰ Vgl. Blöch (1999), S. 70; Holzwarth (2002), S. 108f.; BMU (2004a), S. 17-19; Petschow et al. (2005), S. 153-155; Hödl (2005), S. 195-206; Albrecht (2007), S. 404-406; Irmer et al. (2009), S. 52/9f. Gemäß Art. 14 WRRL sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, eine „aktive Beteiligung aller interessierten Stellen [...] insbesondere an der Aufstellung, Überprüfung und Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne für die Einzugsgebiete“ zu fördern, Art. 14 Abs. 1 S. 1 WRRL sowie bspw. Jekel (2006), S. 84f. Der Begriff „Öffentlichkeit“ wird in der Richtlinie – bis auf die explizite Erwähnung der einzubeziehenden Gruppe der (Wasser-)Nutzer – nicht abgegrenzt, vgl. Art. 14 WRRL sowie auch Wildenhahn (2003), S. 81; Hödl (2005), S. 197-205; Jekel (2006), S. 87f.; Muro et al. (2006), S. 68-71; Muro/Ober/Scheumann (2006), S. 9f.; Albrecht (2007), S. 405f. Über die direkt von den Entscheidungsprozessen betroffenen Wassernutzer hinaus sind sicherlich auch Umweltorganisation und Bürgerinitiativen den interessierten Stellen zuzurechnen, denen oft eine „Schrittmacherfunktion beim Gewässerschutz“ zukommt, Geiler (2001), S. 34. Schließlich kann auch die „breite Öffentlichkeit“ als weitere Stakeholdergruppe verstanden werden, vgl. BMU (2004a), S. 17f. Kriterien zur Abgrenzung von Stakeholdergruppen und ihrem jeweiligen Beteiligungsbedürfnis sind zum einen die Betroffenheit durch als auch der Einfluss auf Bewirtschaftungsentscheidungen, vgl. CIS (2003c), S. 15f.; Muro et al. (2006), S. 72-82. Zur Stakeholderanalyse vgl. auch CIS (2003c), S. 63-68; Muro et al. (2006), S. 228-246; Muro/Ober/Scheumann (2006), insb. S. 11-17 sowie auch Ridder et al. (2005), S. 10-14.

⁵⁴¹ Köck (2009), S. 227. Die WRRL geht dabei über den bei öffentlich-rechtlichen Verwaltungsentscheidungen üblichen Stand der Öffentlichkeitsbeteiligung hinaus und trägt damit den Anforderungen der Aarhus-Konvention zur Transparenz und Kontrolle von Verwaltungsentscheidungen Rechnung, vgl. Wildenhahn (2003), S. 80f. Durch die Partizipation der Öffentlichkeit soll schließlich ein weitergehender Beitrag zur Verbesserung der Umweltqualität erzielt werden, vgl. Hödl (2005), S. 210-212; Jekel (2006), S. 86f.; Uhlendahl (2008), S. 3-7 und S. 42-44; Muro et al. (2006), S. 48-51.

⁵⁴² Vgl. Art. 14 Abs. 1 S. 1 WRRL sowie auch BMU (2004a), S. 17-19; Petschow et al. (2005), S. 154; Jekel (2006), S. 91-96. Als Grundlage einer fortschreitenden Konkretisierung der Bewirtschaftungsplanung waren im Vorfeld der endgültigen Bewirtschaftungspläne zunächst ein Zeitplan sowie ein

geplante Maßnahmen in geeigneter Weise⁵⁴³ informiert werden, um insb. den betroffenen Wassernutzern fundierte Stellungnahmen zum Fortschritt des Bewirtschaftungsplanungsprozesses zu ermöglichen.⁵⁴⁴ Es wird somit ersichtlich, dass der WRRL ein starkes partizipatives Element zugrunde liegt.⁵⁴⁵ Eine konsequente Beteiligung der Öffentlichkeit (insb. der betroffenen Wassernutzer) wird ebenso wie eine enge Zusammenarbeit auf behördlicher Ebene als kritischer Erfolgsfaktor bei der Erreichung der Ziele der Richtlinie eingestuft.⁵⁴⁶ Durch die Einbeziehung der Erfahrungen und Erkenntnisse der betroffenen

Arbeitsprogramm zu veröffentlichen. Daran anschließend war ein einzugsgebietsbezogener (vorläufiger) Überblick der wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen der Öffentlichkeit zu präsentieren. Zur Ausarbeitung schriftlicher Stellungnahmen ist von den Mitgliedstaaten mindestens eine Frist von sechs Monaten zu gewähren, vgl. Art. 14 Abs. 2 WRRL. Zum Fristenkonzept der WRRL und den entsprechenden Meilensteinen der Bewirtschaftungsplanung vgl. das anschließende Kap. 4.2.2.1.

⁵⁴³ Erwägungsgrund 46 WRRL.

⁵⁴⁴ Zur Konkretisierung der sich aus Art. 14 WRRL für den Bewirtschaftungsprozess ergebenden prozeduralen Anforderungen wurde im Rahmen der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie (vgl. hierzu Kap 4.2.2.2) ein (unverbindliches) Guidance Document erstellt, vgl. CIS (2003c). Demnach zielt die in der WRRL geforderte Beteiligung der Öffentlichkeit nicht nur auf die Erstellung des Bewirtschaftungsplans nach Art. 13 WRRL, sondern auch auf die Zusammenstellung des Maßnahmenprogramms nach Art. 11 WRRL und dabei sogar auf die Auswahl einzelner Maßnahmen ab, vgl. CIS (2003c), S. 11. Entsprechend ihrem unterschiedlichen Beteiligungsbedürfnis wird eine abgestufte Beteiligung der Betroffenen (Förderung einer aktiven Beteiligung) einerseits und der breiten Öffentlichkeit andererseits (Information und Konsultation) empfohlen, vgl. auch BMU (2004a), S. 17; Petschow et al. (2005), S. 154f.; Ridder et al. (2005), S. 1f. Eine aktive Beteiligung am Planungsprozess kann sogar als partizipative Entscheidungsfindung gestaltet werden, bei der die Stakeholdergruppen auch Verantwortung für bestimmte Ergebnisse des Planungsprozesses übernehmen. Schließlich können im Sinne einer Selbstbestimmung bestimmte Aspekte der Wasserressourcenmanagements in die Hände der betroffenen Nutzergruppen überführt werden. Dies ist zwar kein zwingender Bestandteil der Anforderungen der WRRL, kann jedoch in bestimmten Fällen eine „best practice“ für den Umsetzungsprozess darstellen, vgl. Irmer et al. (2009), S. 52/9f. Demgegenüber umfasst die Information und Konsultation zumindest den Zugang zu Hintergrundinformationen sowie Anhörungen zum Austausch von Informationen und Meinungen, schließt jedoch eine Mitwirkung an Entscheidungen aus, vgl. Art. 14 Abs. 1 S. 3 WRRL; CIS (2003c), S. 13; Jekel (2006), S. 88-91; Uhlendahl (2008), S. 47f. Der Fokus der Öffentlichkeitsbeteiligung gemäß Art. 14 WRRL liegt zunächst auf weniger formalisierten Verfahren auf lokaler Ebene, vgl. Uhlendahl (2008), S. 5f. Im Rahmen der Umsetzung konkreter Maßnahmen ist die Öffentlichkeit dann aber auch entsprechend den stärker formalisierten Anforderungen des Verwaltungsrechtes zu beteiligen, vgl. bspw. Muro et al. (2006), S. 91-104. Zur Unterstützung der Öffentlichkeitsbeteiligung wird sowohl auf europäischer Ebene als auch in der Bundesrepublik Deutschland verstärkt auf thematische internetbasierte Kommunikations- und Informationsplattformen zurückgegriffen. Auf europäischer Ebene wurde das Internetportal WFD CIRCA (Water Framework Directive Communication & Information Resource Center for Administrations) entwickelt, vgl. bspw. Esser/Baum (2003), S. 41. Allerdings gibt es auch nicht zugängliche Bereiche mit Hintergrundinformationen, zu denen auch Universitäten und Forschungsinstitutionen selbst auf Antrag kein Zugang gewährt wird, vgl. Desens (2008), S. 88f. Für die Öffentlichkeitsbeteiligung in der Bundesrepublik Deutschland wurde 2002 das Internetportal „WasserBLICK“ eingeführt. Neben der Bereitstellung bereits fertig gestellter Informationen (Gesetze, Kartenwerke etc.) dient die Plattform zur Datenerhebung, Abstimmung und Koordination bei der Erarbeitung neuer Informationsgrundlagen, vgl. Langstengel (2003), S. 36f. sowie Busskamp/Rohrmoser/Schneider (2003); Baum/Esser (2004).

⁵⁴⁵ Zum Begriff der Partizipation vgl. Uhlendahl (2008), S. 67; CIS (2003c), S. 12; zur Partizipationsforschung vgl. ausführlich Muro et al. (2006), S. 26-43.

⁵⁴⁶ Vgl. Erwägungsgründe 14 und 46 WRRL sowie Staffel-Schierhoff/Albrecht (2001), S. 119; Holzwarth (2002), S. 110; CIS (2003c), insb. S. 10 und S. 60. Dementsprechend ist ein Bericht zur erfolgten Öffentlichkeitsbeteiligung auch Bestandteil der Bewirtschaftungspläne, vgl. Art. 13 Abs. 4 i. V. m. Anhang VII A Nr. 9 WRRL. Hierbei gilt es explizit über die Ergebnisse der Öffentlichkeitsbeteiligung und etwaige darauf zurückzuführende Modifikationen eines Bewirtschaftungsplans zu berichten, vgl. ausführlich auch CIS (2003c), S. 46-49. Bemerkenswert ist in diesem Zusammenhang allerdings auch,

Wassernutzer sowie sonstiger Interessengruppen werden im Rahmen des komplexen Bewirtschaftungsprozesses eine verbesserte Entscheidungsqualität wie auch eine verbesserte Akzeptanz geplanter Maßnahmen durch die betroffenen Wassernutzer erwartet.⁵⁴⁷ Inwieweit die Potenziale der Öffentlichkeitsbeteiligung mobilisiert werden können, hängt jedoch letztlich von der konkreten Ausgestaltung der Öffentlichkeitsbeteiligung in den Mitgliedstaaten mit ihren entsprechenden Gestaltungsspielräumen ab.⁵⁴⁸

Der für diese wirtschaftswissenschaftliche Arbeit wesentlichste Impuls der WRRL geht jedoch von der verstärkten Integration ökonomischer Rationalität in alle wesentlichen Entscheidungs- und Steuerungsprozesse der Bewirtschaftung von Wasserressourcen aus.⁵⁴⁹ Ökonomische Elemente sind v. a. in vier zentralen Artikeln der Richtlinie verankert.⁵⁵⁰ Hierbei handelt es sich um

dass trotz der herausgehobenen Bedeutung der Öffentlichkeitsbeteiligung die Thematik WRRL in der breiten Öffentlichkeit kaum angekommen ist, vgl. Uhlendahl (2008), S. 7.

⁵⁴⁷ Vgl. CIS (2003a), S. 5; CIS (2003c), insb. S. 14, S. 52 und S. 59 sowie Geiler (2001), S. 34-42; Wildenhahn (2003), S. 80; Baum/Esser (2004a), S. 42; Interwies et al. (2004), S. 27; Petschow et al. (2005), S. 154f.; Hödl (2005), S. 196; Ridder et al. (2005), S. 16; Dworak/Pielen (2006), S. 8; Jekel (2006), S. 95; Muro et al. (2006), insb. S. 26f. und S. 52. Dabei liegt die grundlegende Erkenntnis zugrunde, dass ein Flussgebietsmanagement zu komplex ist, um ohne die Einbindung der Stakeholder durchgeführt werden zu können, vgl. Ridder et al. (2005), S. 2. Im Rahmen einer partizipativen Bewirtschaftungsplanung können auch Informationsasymmetrien (teilweise) abgebaut werden, wenn sich Wassernutzer und Behörden kooperativ verhalten. Zu Informationsasymmetrien im Kontext der Umweltpolitik vgl. bereits allgemein Kap. 2.3.

⁵⁴⁸ Vgl. Wildenhahn (2003), S. 81f.; Muro et al. (2006), S. 105. Nicht zuletzt können partizipative Prozesse zeitaufwändig und mit nicht unerheblichen Kosten verbunden sein. Darüber hinaus liefern sie nicht immer den erhofften Beitrag zur Entscheidungsfindung. Daher sind Beteiligungsprozesse sorgfältig zu planen und umzusetzen, vgl. GWP/INBO (2009), S. 60 sowie CIS (2003c), S. 60; Ridder et al. (2005), S. 5. Zu Ansätzen der Öffentlichkeitsbeteiligung in den Bundesländern vgl. Muro et al. (2006), S. 116-147; Jekel (2006), S. 96f. sowie zur Öffentlichkeitsbeteiligung in internationalen Flussgebiets-einheiten Muro et al. (2006), S. 183-227. Zu einer umfassenden Analyse der Möglichkeiten partizipativer Gewässerbewirtschaftung auf lokaler Ebene sowie einer Analyse entsprechender Fallstudien vgl. Uhlendahl (2008). Auch im Rahmen des von der EU initiierten Projektes HarmoniCOP (Harmonising Collaborative Planning) wurden die Möglichkeiten einer partizipativen Planung in der Wasserwirtschaft untersucht, vgl. Ridder et al. (2005). Von der DWA wurde bereits ein Leitfaden zur Öffentlichkeitsbeteiligung für die kommunale Ebene entwickelt, vgl. DWA (2008). Ein eher kritisches Fazit zum Beitrag der Öffentlichkeitsbeteiligung im ersten Bewirtschaftungsplanungsprozess zieht DURNER, der die Dominanz lokaler Partikularinteressen zulasten einer großräumigeren Gemeinwohlperspektive bemängelt, vgl. Durner (2010), S. 456.

⁵⁴⁹ Vgl. Kessler (2001), S. 16-18; Interwies/Kraemer (2001), S. 2f.; Brackemann et al. (2002), S. 40; CIS (2003a), S. 8f.; BMU (2004a), S. 10 sowie S. 89f.; Ginzky (2005), S. 519; Petschow et al. (2005), S. 129; Köck/Unnterstall (2006), S. 29f.; Michel/Quadflieg/Rathje (2006), S. 361f.; Interwies et al. (2006), S. 381f.; Görlach (2007), S. 5; Pielen (2007), S. 78f.; Reinhardt (2007b), S. 715; Sigel (2007), S. 31; Meusel (2008), S. 25; BMU (2010b), S. 69; Ammermüller (2011), S. 20f., S. 28 sowie S. 33-42. Es wäre jedoch unzutreffend, die ökonomische Unterstützung umweltpolitischer Zielsetzungen im Gewässerschutz als grundsätzliche Neuerung der WRRL anzusehen. So wurden in der deutschen Wasserwirtschaft bereits im Vorfeld der WRRL ökonomische Erwägungen bei der Bewirtschaftung von Wasserressourcen berücksichtigt, vgl. Reinhardt (2007b), S. 719; Vesper (2009), S. 169.

⁵⁵⁰ Vgl. bspw. BMU (2004a), S. 90; Sigel (2007), S. 31f. Ein umfassender Überblick aller Richtlinienbestimmungen mit ökonomischem Bezug findet sich im WATECO Guidance Document, vgl. CIS (2003a), S. 10; Interwies/Kraemer (2001), S. 30-41 sowie bei Hecht/Werbeck (2006), S. 337-342. Die Bezugnahmen in den Erwägungsgründen dienen v. a. der Begründung sowie der Interpretation der in den Artikeln kodifizierten ökonomischen Elemente. Die Anhänge dienen ebenfalls zur Ergänzung

- (1) die wirtschaftliche Analyse gem. Art. 5 i. V. m. Anhang III WRRL,
- (2) die Zusammenstellung kosteneffizienter Maßnahmenprogramme gem. Art. 11 i. V. m. Anhang III WRRL,
- (3) die Ausweisung erheblich veränderter Gewässerkörper und die Rechtfertigung von Ausnahmetatbeständen im Rahmen von Art. 4 WRRL sowie
- (4) die Implementierung einer Kostendeckung für so genannte Wasserdienstleistungen inkl. umwelt- und ressourcenbezogener Kosten gem. Art. 9 WRRL.⁵⁵¹

Im Rahmen dieser Bestimmungen soll die Anwendung ökonomischer Prinzipien (insb. Grundsatz der Kosteneffizienz, Verursacherprinzip⁵⁵², Kostendeckungsgrundsatz), ökonomischer Ansätze und Verfahren der Entscheidungsfindung (z. B. Kostenwirksamkeits- und Kosteneffizienzanalysen, Kosten-Nutzen-Analysen) sowie ökonomischer Steuerungsinstrumente (z. B. Bepreisung von Wasserdienstleistungen i. S. d. Art. 9 WRRL und wirtschaftliche Instrumente als ergänzende Maßnahmen i. S. v. Art. 11 Abs. 4 i. V. m. Anhang VI, Teil B WRRL) eine hinreichende ökonomische Rationalität bei der Planung und Umsetzung der ökologischen Zielsetzungen der WRRL sicherstellen.⁵⁵³

Innerhalb der Regelungssystematik der WRRL bilden die ökonomischen Elemente allerdings ein komplexes Gefüge mit expliziten und impliziten Bezügen, eher vagen Formulierungen und unbestimmten Rechtsbegriffen. Sie sind daher im Rahmen der Umset-

bzw. Konkretisierung der in den Artikeln verankerten Bestimmungen. Bspw. wird die Anforderung der Kosteneffizienz für Maßnahmenprogramme erst über den Verweis auf Anhang III implementiert. Der bereits als Leitmaxime der Richtlinie angeführte erste Erwägungsgrund kann in diesem Zusammenhang als Caveat gegen eine übermäßige bzw. einseitige Ökonomisierung des Umgangs mit der essentiellen Ressource Wasser interpretiert werden, welche den ökologischen, aber auch sozialen Notwendigkeiten nicht gerecht würde, vgl. auch Pielen (2007), S. 78.

⁵⁵¹ Vgl. bspw. auch Klauer et al. (2008b), S. 34-36.

⁵⁵² Im Rahmen der Literatur zur WRRL wird das umweltpolitische, auf den physischen Verursacher gerichtete Verursacherprinzip i. d. R. als ökonomisches Prinzip klassifiziert. Dies entspricht dem klassischen PIGOU-Ansatz einer Internalisierung externer Effekte beim physischen Verursacher. Die im Rahmen der praktischen Umweltpolitik regelmäßig erfolgende Ansiedlung der Verantwortlichkeit beim physischen Verursacher ist aber eher als gesellschaftliche Konvention bzw. Werturteil im Rahmen der Umweltpolitik, jedoch nicht als originär ökonomisches Prinzip zu charakterisieren, vgl. bereits Kap. 2.1.

⁵⁵³ Vgl. Brackemann et al. (2002), S. 38-40; CIS (2003a), S. 8-14; Ginzky (2005), S. 519; Michel/Quadflieg/Rathje (2006), S. 361f.; Hecht/Werbeck (2006), S. 18f.; Interwies et al. (2006), S. 381f.; Görlach (2007), S. 5f.; Pielen (2007), S. 78; Vesper (2009), S. 169 sowie allgemein auch Hansjürgens (2001a), S. 72f. Insgesamt wird eine Entscheidungsunterstützung durch ökonomische Verfahren für die Umsetzung der anspruchsvollen ökologischen Zielsetzungen der WRRL und für eine nachhaltige Wassernutzung für notwendig erachtet, vgl. auch Brackemann et al. (2002), S. 38; Pielen (2007), S. 79. Insofern geht von der WRRL ein starker Impuls zu einer weitergehenden „Ökonomisierung“ des Gewässerschutzes aus, vgl. Reinhardt (2007b), S. 719.

zungsprozesses der WRRL zweckmäßig zu konkretisieren und aufeinander abzustimmen.⁵⁵⁴ Kap. 5 widmet sich daher ausführlich der methodischen Konkretisierung der in der WRRL verankerten umweltökonomischen Anforderungen mit Blick auf die Umsetzung von Maßnahmen an Querbauwerken.

4.2.2 Umsetzungsprozess der WRRL

4.2.2.1 Fristenkonzept, normative Umsetzung und Bewirtschaftungszyklen

Der gemeinschaftliche Gewässerschutz im Vorfeld der WRRL war teilweise durch gravierende Umsetzungsdefizite und -verzögerungen beeinträchtigt.⁵⁵⁵ Die Umsetzung der WRRL fußt daher auf einem klaren und verbindlichen Zeitplan mit entsprechenden Berichtspflichten, die eine Kontrolle der Umsetzungsschritte durch die Europäische Kommission ermöglichen sollen. Hierzu wird eine Abfolge von Umsetzungsschritten i. S. v. Meilensteinen definiert und mit verbindlichen Fristen versehen.⁵⁵⁶

Den Beginn dieses mehrstufigen Umsetzungsprozesses markierte die normative Umsetzung der Richtlinie, also die Transformation der Richtlinienbestimmungen in das nationale Recht der Mitgliedstaaten, welche innerhalb von drei Jahren nach Inkrafttreten abgeschlossen werden musste.⁵⁵⁷ In der Bundesrepublik Deutschland betraf die normative Umsetzung der WRRL v. a. den Bereich des Wasserrechts, durch das Art und Umfang der Nutzung von Wasserressourcen sowie der Schutz der Gewässer im Wesentlichen bestimmt werden.⁵⁵⁸ Entsprechend der föderalen Kompetenzteilung umfasste die normative

⁵⁵⁴ Vgl. Interwies/Kraemer (2001), S. 2; Brackemann et al. (2002), S. 38; CIS (2003a), S. 14; Interwies et al. (2006), S. 382-384; Görlach (2007), S. 6; Meusel (2008), S. 25; Köck (2009), S. 231-233; Durner (2010), S. 458f.; BMU (2010b), S. 71.

⁵⁵⁵ Vgl. Lanz/Scheuer (2001), S. 8-10.

⁵⁵⁶ Vgl. bspw. Kessler (2006), S. 48f.; Sigel (2007), S. 38f.; Klauer et al. (2008b), S. 36-38; BMU (2010b), S. 8f.; Durner (2010), S. 453.

⁵⁵⁷ Vgl. Art 24 Abs. 1 WRRL sowie auch Köck/Unnerstall (2006), S. 27f.; Durner (2010), S. 453. Richtlinien sind gemeinschaftliche Rechtsakte, die sich an die Mitgliedstaaten richten und deren Regelungsinhalt für die einzelnen Bürger oder Unternehmen in den Mitgliedstaaten erst infolge einer Transformation in nationales Recht verbindlich wird, vgl. bspw. Sander/Lersner (2001), S. 376; Leymann (2001a), S. 147f.; Köck/Unnerstall (2006), S. 30f.; Reinhardt (2007b), S. 714; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 4 sowie auch Art. 26 WRRL. Darüber hinaus sind Richtlinien, die im Wesentlichen Ziele vorgeben, auf eine mitgliedstaatliche Konkretisierung bzgl. der zu ihrer Umsetzung notwendigen Mittel angewiesen, vgl. bspw. Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 389. Hierzu sind bestehende Fachgesetze der Mitgliedstaaten entsprechend den gemeinschaftlichen Vorgaben zu ändern oder zu ergänzen; ggf. sind sogar gänzlich neue gesetzliche Regelungen zu schaffen.

⁵⁵⁸ Vgl. Leist (2007), S. 71. Die Bestimmungen des deutschen Wasserrechts wie auch das darauf aufbauende wasserwirtschaftliche Handeln wurden bereits seit den Anfängen der gemeinschaftlichen Gewässerschutzpolitik in den 1970er Jahren zunehmend durch europarechtliche Vorgaben beeinflusst, vgl. bspw. Sander/Lersner (2001), S. 376; ; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 3 sowie S. 235. Zur gemeinschaftlichen Wasserpolitik im Vorfeld der WRRL vgl. bereits Kap. 4.1. Zu den Entwicklungsphasen

Umsetzung der WRRL ins deutsche Wasserrecht zwei Schritte.⁵⁵⁹ Zunächst wurden im Jahr 2002 im Zuge einer Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) die Kernelemente der WRRL v. a. in Form von Regelungsaufträgen an die Landesgesetzgebung verankert.⁵⁶⁰ Im Anschluss daran erfolgte die weitergehende Ausfüllung des neuen Rahmenrechtes durch Anpassungen der 16 Landeswassergesetze und konkretisierender Verordnungen.⁵⁶¹ Als wesentliche regelungssystematische Neuerungen wurden die Ausrichtung

des Wasserrechts in der Bundesrepublik Deutschland vgl. bspw. Berendes (2002), S. 198-200; Nisipeanu (2008), S. 88-94; Cvijanovic (2008), S. 157-160. Zum Bereich des Wasserrechts zählt des Weiteren auch das Wasserwegerecht, vgl. Anderer et al. (2012), S. 12. Zu den aktuellen wasserrechtlichen Rahmenbedingungen für querbauwerksbezogene Gewässernutzungen vgl. ausführlich Kap. 6.2.

⁵⁵⁹ Vgl. Zumbroich (2003), S. 101f.; LAWA (2003), Teil 2, S. 2-4; BMU (2004a), S. 14f.; Köck/Unnerstall (2006), S. 27f. sowie S. 36-43. Im föderal geprägten Rechtssystem der Bundesrepublik Deutschland besteht im Bereich des Wasserrechts eine gesetzgeberische Kompetenzteilung zwischen dem Bund und den Bundesländern, welche auf langfristig gewachsenen Rechtsstrukturen aufsetzt, vgl. Nisipeanu (2008), S. 88-90 sowie auch Kraemer/Jäger (1997), S. 21; Juchem (2001), S. 2f.; Wyer (2002), S. 84f. Während der Frist zur normativen Umsetzung der WRRL hatte der Bund für den Bereich des Wasserhaushaltes lediglich eine Rahmengesetzgebungskompetenz inne, die durch ergänzende Bestimmungen der Bundesländer zu behördlich anwendbaren Vollregelungen ausgefüllt werden musste, vgl. bspw. Berendes (2002), S. 203-205; Fröhlich (2005b), S. 24; Nisipeanu (2008), S. 93. Zentrales Merkmal der Rahmengesetzgebung war es, dass durch den Bund keine abschließenden Regelungen bestimmter Sachverhalte (so genannte Vollregelungen) erfolgen durften. Vielmehr musste der Rechtsrahmen einer Ausfüllung durch die Gesetzgebung der Bundesländer bedürfen bzw. diese zulassen, wobei auch die Möglichkeit ergänzender Regelungen bestand, vgl. bspw. Kraemer/Jäger (1997), S. 24f.; Rudolph/Block (2001), S. 12; Sander/Lersner (2001), S. 376; BMU (2006a), S. 27; Palm (2006a), S. 10; Cvijanovic (2008), S. 160; Lauer (2010b), S. 693. Aufgrund dieser Zuständigkeitsteilung zwischen Bund und Ländern im föderalen System ergab sich für die Bundesrepublik Deutschland eine besonders hohe normative Umsetzungscomplexität, vgl. Fuhrmann (2000), S. 37f. sowie BMU (2004a), S. 4.

⁵⁶⁰ Vgl. Siebtes Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 18.06.2002, BGBl. I S. 1914-1922 sowie Berendes (2002), S. 212-219; Esser/Baum (2003), S. 41; Weber/Klaus (2003), S. 14; Seidel/Rechenberg (2004), S. 221; Fröhlich (2005b), S. 24; Solf (2006), S. 79-91; Köck/Unnerstall (2006), S. 38-41; Palm (2006a), S. 8; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 29; Durner (2010), S. 453. Das WHG erfuhr in diesem Zusammenhang umfangreiche Änderungen. Zunächst wurden die Begriffsbestimmungen um wesentliche Definitionen der WRRL ergänzt (z. B. Einzugsgebiete). Darüber hinaus wurden die Bewirtschaftung nach Flussgebietseinheiten mit entsprechenden Koordinationspflichten für die Bundesländer sowie die Umweltziele inkl. der Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper und Ausnahmeregelungen verankert. Mit der normativen Umsetzung der WRRL wurde auch die bisherige Dominanz des Emissionsprinzips im deutschen Wasserrecht aufgegeben und der immissions- bzw. qualitätsorientierte Schutzansatz in den Vordergrund gerückt. Schließlich erfolgten auch Anpassungen der Rahmenvorschriften für wasserrechtliche Gestattungen, Unterhaltungsmaßnahmen und den Gewässerausbau, vgl. Berendes (2002), S. 212-219; BMU (2004a), S. 15 sowie auch Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 29f. Zur rechtlichen Umsetzung der spezifischen Vorgaben der WRRL (z. B. Durchführung der Bestandsaufnahme, Beteiligung der Öffentlichkeit, Aufstellung der Monitoringprogramme, Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne) wurden Regelungsaufträge an die Bundesländer formuliert, vgl. § 42 WHG a. F. sowie Fröhlich (2005b), S. 24.

⁵⁶¹ Vgl. bspw. Köck/Unnerstall (2006), S. 41-43. Über die Änderung der Landeswassergesetze hinaus wurden Verordnungen zur Durchführung der Bestandsaufnahme und des daran anknüpfenden Monitoringprozesses erlassen. Zur einheitlichen und zügigen Umsetzung wurden von der Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) Musterbausteine zur Änderung der Landeswassergesetze sowie Musterverordnungen zur Umsetzung der Anhänge II und V WRRL bereitgestellt, vgl. LAWA (2003), Teil 2, S. 4f.; BMU (2004a), S. 14f. Trotz der unterstützenden Vorarbeiten der LAWA wurde eine fristgerechte Umsetzung in deutsches Wasserrecht verfehlt. So hatte knapp ein Jahr nach Ablauf der Frist erst gut die Hälfte der Bundesländer die normative Umsetzung der WRRL in Landesrecht (Lan-

an ökologisch orientieren Qualitätszielen, die flächendeckende Umsetzung dieser Ziele mit Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen sowie die dabei erforderliche flussgebietsweite Koordination verankert.⁵⁶² Um bei der normativen wie auch der sich anschließenden materiellen Umsetzung der WRRL eine einheitliche Vorgehensweise zu fördern sowie um unnötige Doppelarbeiten im normativen und fachlichen Umsetzungsprozess zu vermeiden, hat die Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) die Aufgabe der Koordinierung und Unterstützung der nationalen Umsetzungsaktivitäten übernommen.⁵⁶³ Die im Zuge der siebten Novelle des WHG eingefügten Vorschriften zur Umsetzung der WRRL wurden auch im kompetenzrechtlich neugefassten WHG⁵⁶⁴ von

deswassergesetze und Verordnungen) abgeschlossen. Dies war insb. darauf zurückzuführen, dass einzelne Bundesländer die Umsetzung der WRRL-Bestimmungen mit weiteren Reformschritten zu verknüpfen versuchten, vgl. Fröhlich (2005b).

⁵⁶² Vgl. bspw. Breuer (2005), S. 15f.; Hentschel (2005), S. 101-104; Köck/Umnterstall (2006), S. 29f. Grundlage der flussgebietsbezogenen Koordination bilden die Flussgebietseinheiten. Die Flussgebietseinheiten, die ganz oder teilweise deutsches Hoheitsgebiet berühren, sind Donau, Rhein, Maas, Ems, Weser, Elbe, Eider, Oder, Schlei/Trave sowie Warnow/Peene, vgl. bspw. BMU (2004a), S. 20; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 236. Zu den Anforderungen der flussgebietsbezogenen Bewirtschaftung vgl. das nachfolgende Kap. 4.2.3. Nach allgemeiner Auffassung hat der gemeinschaftsrechtliche Einfluss auf das nationale Wasserrecht durch die rechtliche Umsetzung der Bestimmungen der WRRL einen neuen Höhepunkt erreicht, der die zukünftige Bewirtschaftung von Gewässern nachhaltig prägen wird, vgl. bspw. Berendes (2002), S. 197 sowie S. 211; Seidel/Rechenberg (2004), S. 213; Zilkens (2007), S. 33. Allerdings wird der mit der Umsetzung der WRRL erreichte Grad der „Überlagerung überkommener Rechtsstrukturen durch europäische Konzeptionen“, Durner (2010), S. 452f., und der damit einhergehende Ökologisierungsgrad des Wasserrechts in der wissenschaftlichen Literatur sowie in der wasserwirtschaftlichen Praxis zum Teil auch kritisch gesehen, vgl. Reinhardt (2007b), S. 715-717; Durner (2010), S. 457 und die dort angegebene Literatur.

⁵⁶³ Vgl. Esser/Baum (2003), S. 41; Weber/Klaus (2003), S. 14; Kessler (2004), S. 140; Palm (2006a), S. 7. Die LAWA dient seit ihrer Gründung im Jahr 1956 der Harmonisierung und Koordinierung der Wasserpolitik der Bundesländer, vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 18f. sowie S. 45-47. Ihre Entscheidungen und Empfehlungen haben jedoch grundsätzlich keine Gesetzeskraft. Die LAWA begleitete mit ihren Arbeitsgruppen sowie dem BMU bereits die konzeptionellen Arbeiten im Entwicklungsprozess der WRRL, vgl. Solf (2006), S. 25f. sowie auch Kraemer/Jäger (1997), S. 117f.; Fuhrmann (2000), S. 34. Im Rahmen der Koordination der Umsetzungsaktivitäten wurden u. a. ein Musterentwurf zur Änderung der Landeswassergesetze, ein strategisches Handlungskonzept sowie eine Arbeitshilfe erstellt, vgl. LAWA (2001b); LAWA (2003). Insb. die Arbeitshilfe der LAWA sollte ein einheitliches und fachlich fundiertes Verständnis der komplexen Regelungen der WRRL als Grundlage einer einheitlichen innerstaatlichen Umsetzung liefern sowie zur Vermeidung von konzeptionellen und fachlichen Doppelarbeiten in den Bundesländern beitragen, vgl. LAWA (2001b), S. 12; Brackemann et al. (2002), S. 41. Insgesamt zeigte sich allerdings, dass auch intensive Abstimmungen im Rahmen der LAWA eine gemeinschaftsrechtskonforme und abgestimmte Vorgehensweise zur materiellen Umsetzung der WRRL im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung nicht sicherstellen konnten, vgl. Durner (2010), S. 458.

⁵⁶⁴ Die eher schwach ausgeprägte Rahmengesetzgebungskompetenz des Bundes wurde im Hinblick auf die effektive Verwirklichung von Gewässerschutzzielen von Beginn an kritisch bewertet, vgl. BMI (1971), S. 45; Deutscher Bundestag (2009a), S. 40. So ermöglichte das Rahmenrecht teilweise erhebliche Unterschiede in den jeweiligen Landeswassergesetzen, vgl. Leist (2007), S. 71. Zudem wurde die Europatauglichkeit der deutschen Wasserrechtsordnung, also die Fähigkeit zur fristgerechten und kohärenten Umsetzung gemeinschaftlicher Rechtssätze wie der WRRL, zunehmend bezweifelt, vgl. bspw. Rudolph/Block (2001), S. 13; Fröhlich (2005b), S. 24; Holzwarth (2005), S. 511; Oeter (2007), S. 29f.; Köck (2009), S. 231; Lauer (2010b), S. 692. Daher wurde im Zuge der Föderalismusreform von 2006 die Rahmengesetzgebungskompetenz abgeschafft und der Bereich des Wasserhaushaltes in die konkurrierende Gesetzgebungskompetenz nach Art. 74 Abs. 1 Nr. 32 GG i. V. m. Art. 72 Abs. 1 GG überführt, wonach den Bundesländern grundsätzlich die Befugnis zur Gesetzgebung zusteht, solange und soweit der Bund von seiner Gesetzgebungskompetenz keinen Gebrauch macht, vgl. Lauer

2010 materiell weitgehend fortgeschrieben.⁵⁶⁵ Das neugefasste WHG bildet nunmehr die zentrale rechtliche Grundlage im Hinblick auf den noch weitgehend ausstehenden materiellen Umsetzungsprozess der WRRL im ersten Bewirtschaftungszyklus sowie den folgenden Bewirtschaftungszyklen.⁵⁶⁶

(2010b), S. 692 sowie bereits Kluth (2007a), S. 43-59; Starck (2007), S. 1-6; Oeter (2007), S. 9-40; Uhle (2007), S. 110-156; Kluth (2007b), insb. S. 171f.; Nisipeanu (2008), S. 94; Kolcu (2008), S. 9-14; Deutscher Bundestag (2009a), S. 40. Im Rahmen der neuen Kompetenzteilung darf der Bund nun bundeseinheitliche und unmittelbar vollzugsfähige Vollregelungen erlassen, wovon er durch eine Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes mit Wirkung zum 1. März 2010 Gebrauch gemacht hat (zur begrifflichen Differenzierung des alten Rahmengesetzes vom nunmehr gültigen WHG wird ersteres im Folgenden als WHG a. F. bezeichnet), vgl. Art. 1 des Gesetzes zur Neuregelung des Wasserrechts vom 31. Juli 2009, BGBl. I 2009 Nr. 51, S. 2585f. sowie Deutscher Bundestag (2009a), S. 40; Seeliger/Wrede (2009), S. 679f.; Ludwig (2009), S. 703; Lauer (2010b), S. 692. Durch das neue WHG wurden auf Bundesebene erstmals einheitliche Vollregelungen zur Bewirtschaftung der oberirdischen Gewässer, Küstengewässer und des Grundwassers etabliert, wobei jedoch die bewährten grundlegenden Strukturen (öffentlich-rechtliche Benutzungsordnung, das behördliche Bewirtschaftungsmessen und die Abgrenzung der wasserrechtlichen Tatbestände der Benutzung, des Ausbaus und der Unterhaltung) im Wesentlichen beibehalten wurden, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 40; Lauer (2010b), S. 692; Becker (2010), S. 34-37 sowie ausführlich Kap. 6.2. Trotz der Vollregelungskompetenz wurden die Gesetzesvorgaben des neuen WHG zunächst schlank gehalten und wesentliche Detaillierungen und Konkretisierungen auf die Verordnungsebene verlagert, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 58f.; Drost (2010), S. 13f.; Becker (2010), S. 48-53 sowie auch Ludwig (2009), S. 704. Den Ländern steht allerdings gem. Art. 72 Abs. 3 Nr. 5 GG für nicht stoff- oder anlagenbezogene Regelungen sowie im Rahmen der gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben ein Abweichungsrecht zu, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 40f.; Lauer (2010a), S. 636; Lauer (2010b), S. 692-694; Becker (2010), S. 1 und S. 17-25 sowie auch Uhle (2007), S. 142-148; Kluth (2007b), S. 171; Drost (2010), S. 9 und S. 26f. Insgesamt führte die neue Kompetenzordnung also nicht zu einer grundlegenden Entföderalisierung des deutschen Wasserrechts, vgl. Ludwig (2009), S. 704; Seeliger/Wrede (2009), S. 686; Ekart/Weyland/Schenderlein (2009), S. 389; Lauer (2010a), S. 636; Lauer (2010b), S. 693f. Dazu trug auch bei, dass sich der Bundesgesetzgeber – entgegen dem ursprünglichen Sinn der Neuordnung der Gesetzgebungskompetenzen – auch im neuen WHG z. T. auf Teilregelungen beschränkt und damit den Ländern bestimmte Möglichkeiten für eigenständige landesrechtliche Ergänzungen des Bundesrechtes belassen hat, damit diese bspw. regionalen Besonderheiten Rechnung tragen können, vgl. Ludwig (2009), S. 703; Drost (2010), S. 10; Lauer (2010a), S. 636. Vor allem aber obliegt die Koordination der Bewirtschaftung der Flussgebietseinheiten gem. § 7 Abs. 2 WHG sowie der Maßnahmenprogramme gem. § 7 Abs. 3 i. V. m. 82 WHG weiterhin den Ländern.

⁵⁶⁵ Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 41. Zur Verbesserung der Begriffsklarheit werden die Begriffsbestimmungen nochmals im Hinblick auf die Erfordernisse der WRRL ausgeweitet bzw. differenziert, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 53; Drost (2010), S. 10; Becker (2010), S. 34-40. Allerdings wird im deutschen Wasserrecht abweichend von der Terminologie der WRRL weiterhin anstelle des Begriffes „Umweltziel“ der Begriff „Bewirtschaftungsziel“ verwendet, vgl. §§ 27-31 WHG sowie auch MUNLV NRW (2007), S. 34-36. Schließlich enthält § 23 WHG eine umfassende Ermächtigung zum Erlass bundesrechtlicher Rechtsverordnungen (bspw. Ablösung der Länderverordnungen zur Umsetzung der Anhänge II und V WRRL sowie Umsetzung weiterer gemeinschaftsrechtlicher Bestimmungen wie der Richtlinie 2008/105/EG über die Umweltqualitätsnormen), vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 58f.; Drost (2010), S. 13f.; Becker (2010), S. 48-53 sowie auch Ludwig (2009), S. 704. Derzeit findet ebenfalls in einigen Bundesländern eine Überarbeitung der Landeswassergesetze statt, um dem neuen WHG Rechnung zu tragen bzw. etwaige Abweichungsregelungen vorzunehmen, vgl. Anderer et al. (2012), S. 18-20. Da das WHG jedoch die für diese Fragestellung wesentlichen Grundsätze des Wasserrechts enthält und zudem anlagenbezogene Regelungen zum abweichungsfesten Kern des Bundesrechts zählen, wird im Folgenden nicht weiter auf die Landeswassergesetze eingegangen.

⁵⁶⁶ Zur materiellen Umsetzung vgl. auch Köck/Unnterstall (2006), S. 28f.

Die zentrale, in der WRRL definierte, Frist zur Verwirklichung der Umweltziele stellt das Jahr 2015 dar. Mit der erstmaligen Aufstellung von Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen zum Ende des Jahres 2009 hat die erste Phase der materiellen Realisierung der Umweltziele durch die Implementierung konkreter umweltqualitätsverbessernder Maßnahmen begonnen (erster Bewirtschaftungszyklus).⁵⁶⁷ Die erstmalige Aufstellung von Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen bedingte jedoch zuvor eine Reihe von vorbereitenden Schritten zur Schaffung der notwendigen fachlichen sowie methodischen Voraussetzungen sowie auch entsprechender administrativer Rahmenbedingungen im Rahmen einer initialen Vorbereitungsphase. Hierzu zählen insb. die Abgrenzung von Flussgebietseinheiten und Wasserkörpern, eine Charakterisierung der Gewässer, eine umfassende Bestandsaufnahme⁵⁶⁸, eine Einstufung der Gewässer in Zustandsklassen auf Basis biologischer Bewertungsverfahren, die Schaffung entsprechender Monitoringprogramme zur kontinuierlichen Überwachung des Gewässerzustands und schließlich die Planung von Maßnahmen sowie die Konkretisierung wasserkörperbezogener Umweltziele.⁵⁶⁹ Da Art. 4 Abs. 4 WRRL unter bestimmten Bedingungen eine Verlängerung der zentralen Zielerreichungsfrist um maximal zwei mal sechs Jahre erlaubt, schließen sich zwei Folgebewirtschaftungszyklen an, für die entsprechende Aktualisierungen der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne in den Jahren 2015 und 2021 vorgesehen sind.⁵⁷⁰ In diesem Zusammenhang können auch ungeplante Zielverfehlungen aufgrund von Wirkungsunsicherheiten von Maßnahmen korrigiert werden.⁵⁷¹ Spätestens zum Ende des dritten Bewirtschaftungszyklus (Ende 2027) sind somit der gute

⁵⁶⁷ Vgl. BMU (2010b), S. 8. Der Bewirtschaftungszyklus ist also über den Gültigkeitszeitraum der zugrundeliegenden Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme definiert.

⁵⁶⁸ Die Bestandsaufnahme umfasst gemäß Art. 5 Abs. 1 WRRL eine Analyse der Merkmale der Flussgebietseinheiten sowie der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand der Gewässer. Grundlegendes Ziel der erstmaligen Bestandsaufnahme zum Jahr 2004 war eine Ersteinschätzung des Handlungsbedarfs, vgl. BMU (2004a), S. 30-49; LAWA (2004); Mohaupt/Borchardt/Richter (2006), S. 133-138; Borchardt/Richter/Willecke (2006), S. 4-14; Vogt (2006), S. 507-509; Meusel (2008), S. 28. Hierzu wurden die Gewässer zunächst charakterisiert und typisiert, um Rückschlüsse über die für die jeweiligen Gewässer anzulegenden anthropogen weitgehend unbeeinflussten Referenzbedingungen zu erhalten. Anschließend wurden die Belastungen der Gewässer erfasst und die Auswirkungen auf den Gewässerzustand im Hinblick auf die Zielerreichung abgeschätzt. Ergänzt wird diese Einschätzung durch die in Kap. 5.1 näher erläuterte wirtschaftliche Analyse der Wassernutzungen, vgl. BMU (2005a), S. 6f. und S. 20f. sowie auch Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 167-170; Albrecht/Wendler (2009), S. 612; Köck (2009), S. 231f. Zu den Ergebnissen der Bestandsaufnahme mit Fokus auf den Bereich der ökologischen Durchgängigkeit vgl. auch Kap. 4.2.5.

⁵⁶⁹ Vgl. Köck/Unnterstall (2006), S. 28f.; Mohaupt/Borchardt/Richter (2006), S. 133f.; Meusel (2008), S. 20-23; Irmer et al. (2009), S. 52/1. Zur Funktion und zum Prozess der Bewirtschaftungsplanung einschließlich der Maßnahmenprogramme vgl. ausführlich Kap. 5.

⁵⁷⁰ Vgl. Art. 11 Abs. 8 WRRL; Art. 13 Abs. 7 WRRL sowie bspw. Klauer et al. (2008b), S. 37.

⁵⁷¹ „Durch diese zeitlich gestaffelten Regelungen und durch den Planungszyklus von sechs Jahren ermöglicht die WRRL systematisch ein flexibles Reagieren auf neue Situationen und ein Lernen aus Erfahrungen. Weiterhin kann auf diese Weise auf die spezifische zeitliche Struktur vieler Wasserprobleme Rücksicht genommen werden.“, Klauer et al. (2008b), S. 37.

chemische Zustand sowie der gute ökologische Zustand der Gewässer (bzw. das gute ökologische Potenzial bei erheblich veränderten Wasserkörpern) grundsätzlich flächendeckend zu verwirklichen.⁵⁷² Die nachfolgende

Frist	Meilensteine	Bezug	
(22.12.2000)	(Inkrafttreten als RL 2000/60/EG)	Art. 25	Vorbereitungsphase des ersten Bewirtschaftungszyklus
2003	<ul style="list-style-type: none"> • Erlass nationaler Rechtsvorschriften (normative Umsetzung) 	Art. 24	
	<ul style="list-style-type: none"> • Bestimmung zuständiger Behörden für die Flusseinzugsgebiete 	Art. 3	
2004	<ul style="list-style-type: none"> • Vorlage und Überprüfung der Liste prioritärer Stoffe (periodische Überprüfung alle 4 Jahre) 	Art. 16	
	<ul style="list-style-type: none"> • Bestandsaufnahme mit Charakterisierung der Flussgebiete und wirtschaftliche Analyse (Veröffentlichung der Berichte 2005) 	Art. 5	
	<ul style="list-style-type: none"> • Verzeichnis der Schutzgebiete 	Art. 6	
2006	<ul style="list-style-type: none"> • Aufstellung von Programmen für das Gewässermonitoring, Beginn des kontinuierlichen Gewässermonitorings 	Art. 8	
	<ul style="list-style-type: none"> • Veröffentlichung der Arbeitsprogramme und Zeitpläne für die erste Bewirtschaftungsplanung (Öffentlichkeitsbeteiligung) 	Art. 14	
2007	<ul style="list-style-type: none"> • Veröffentlichung der wichtigsten Wasserbewirtschaftungsfragen (Öffentlichkeitsbeteiligung) 	Art. 14	
2008	<ul style="list-style-type: none"> • Veröffentlichung der Entwürfe der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne (Öffentlichkeitsbeteiligung) 	Art. 14	
2009	<ul style="list-style-type: none"> • Festlegung der wasserkörperbezogenen Umweltziele 	Art. 4	Erster Bewirtschaftungszyklus
	<ul style="list-style-type: none"> • Veröffentlichung der Maßnahmenprogramme 	Art. 11	
	<ul style="list-style-type: none"> • Veröffentlichung der Bewirtschaftungspläne 	Art. 13	
2010	<ul style="list-style-type: none"> • Abschluss der Implementierung des Kostendeckungsprinzips 	Art. 9	
2012	<ul style="list-style-type: none"> • Abschluss der operativen Umsetzung der Maßnahmen 	Art. 11	
	<ul style="list-style-type: none"> • Erster Zwischenbericht der Kommission zur Umsetzung der WRRL 	Art. 18	
2013	<ul style="list-style-type: none"> • Zwischenberichte zu den Fortschritten bei der Umsetzung der Maßnahmenprogramme 	Art. 15	
	<ul style="list-style-type: none"> • Aktualisierung der Bestandsaufnahme 	Art. 5	
2015	Erreichung Umweltziele ohne Fristverlängerungen	Art. 4	
2015/2021	<ul style="list-style-type: none"> • Überprüfung und Aktualisierung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne 	Art. 11/ Art. 13	
2018/2024	<ul style="list-style-type: none"> • Abschluss der operativen Umsetzung der aktualisierten Maßnahmenprogramme 	Art. 11	
	<ul style="list-style-type: none"> • Zwischenberichte der Kommission zur Umsetzung der WRRL 		
2019	<ul style="list-style-type: none"> • Überprüfung der WRRL und Änderungsvorschläge 	Art. 19	

⁵⁷² Ausgenommen sind allerdings jene Wasserkörper, für die dauerhaft weniger strenge Umweltziele gem. Art. 4 Abs. 5 WRRL festgelegt werden oder die den guten Zustand aufgrund neuer Eingriffe gem. Art. 4 Abs. 7 WRRL nicht erreichen. Zudem kann gem. Art. 4 Abs. 4 c) WRRL für Wasserkörper auch eine weiter gehende Fristverlängerung begründet werden, wenn der gute Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial aufgrund *natürlicher* Gegebenheiten nicht bis zum Jahr 2027 erreicht werden kann.

2027 **Erreichung Umweltziele nach Fristverlängerungen** **Art. 4**

Tabelle 3 gibt abschließend einen Gesamtüberblick der wesentlichen Fristen und Meilensteine zur Umsetzung der WRRL für Oberflächenwasserkörper.

Frist	Meilensteine	Bezug	
<i>(22.12.2000)</i>	(Inkrafttreten als RL 2000/60/EG)	Art. 25	
<i>2003</i>	• Erlass nationaler Rechtsvorschriften (normative Umsetzung)	Art. 24	Vorbereitungsphase des ersten Bewirtschaftungszyklus
	• Bestimmung zuständiger Behörden für die Flusseinzugsgebiete	Art. 3	
<i>2004</i>	• Vorlage und Überprüfung der Liste prioritärer Stoffe (periodische Überprüfung alle 4 Jahre)	Art. 16	
	• Bestandsaufnahme mit Charakterisierung der Flussgebiete und wirtschaftliche Analyse (Veröffentlichung der Berichte 2005)	Art. 5	
	• Verzeichnis der Schutzgebiete	Art. 6	
<i>2006</i>	• Aufstellung von Programmen für das Gewässermonitoring, Beginn des kontinuierlichen Gewässermonitorings	Art. 8	
	• Veröffentlichung der Arbeitsprogramme und Zeitpläne für die erste Bewirtschaftungsplanung (Öffentlichkeitsbeteiligung)	Art. 14	
<i>2007</i>	• Veröffentlichung der wichtigsten Wasserbewirtschaftungsfragen (Öffentlichkeitsbeteiligung)	Art. 14	
<i>2008</i>	• Veröffentlichung der Entwürfe der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne (Öffentlichkeitsbeteiligung)	Art. 14	
<i>2009</i>	• Festlegung der wasserkörperbezogenen Umweltziele	Art. 4	Erster Bewirtschaftungszyklus
	• Veröffentlichung der Maßnahmenprogramme	Art. 11	
	• Veröffentlichung der Bewirtschaftungspläne	Art. 13	
<i>2010</i>	• Abschluss der Implementierung des Kostendeckungsprinzips	Art. 9	
<i>2012</i>	• Abschluss der operativen Umsetzung der Maßnahmen	Art. 11	
	• Erster Zwischenbericht der Kommission zur Umsetzung der WRRL	Art. 18	
<i>2013</i>	• Zwischenberichte zu den Fortschritten bei der Umsetzung der Maßnahmenprogramme	Art. 15	
	• Aktualisierung der Bestandsaufnahme	Art. 5	
2015	Erreichung Umweltziele ohne Fristverlängerungen	Art. 4	
<i>2015/2021</i>	• Überprüfung und Aktualisierung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne	Art. 11/ Art. 13	Zweiter und dritter Bewirtschaftungszyklus
<i>2018/2024</i>	• Abschluss der operativen Umsetzung der aktualisierten Maßnahmenprogramme	Art. 11	
	• Zwischenberichte der Kommission zur Umsetzung der WRRL		
<i>2019</i>	• Überprüfung der WRRL und Änderungsvorschläge	Art. 19	
2027	Erreichung Umweltziele nach Fristverlängerungen	Art. 4	

Tabelle 3: Wesentliche Fristen und Meilensteine im Umsetzungsprozess der Wasserrahmenrichtlinie für Oberflächenwasserkörper⁵⁷³

⁵⁷³ In Anlehnung an Lanz/Scheuer (2001), S. 48f.; BMU (2004a), S. 12; Meusel (2008), S. 24; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 7; Bender/Schäfer (2009), S. 8. In der WRRL werden Fristen i. d. R. auf den Zeitpunkt des Inkrafttretens der Richtlinie (22.12.2000) bezogen. Dementsprechend ergeben sich die im Rahmen dieser Arbeit verwendeten absoluten Daten, wobei vereinfachend nur die Jahreszahl

anstelle des genauen Datums angeführt wird. Diejenigen Fristen, die sich auf grundwasserspezifische Umsetzungsfristen beziehen, sind in

Frist	Meilensteine	Bezug	
<i>(22.12.2000)</i>	(Inkrafttreten als RL 2000/60/EG)	Art. 25	
<i>2003</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Erlass nationaler Rechtsvorschriften (normative Umsetzung) • Bestimmung zuständiger Behörden für die Flusseinzugsgebiete 	Art. 24 Art. 3	Vorbereitungsphase des ersten Bewirtschaftungszyklus
<i>2004</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Vorlage und Überprüfung der Liste prioritärer Stoffe (periodische Überprüfung alle 4 Jahre) • Bestandsaufnahme mit Charakterisierung der Flussgebiete und wirtschaftliche Analyse (Veröffentlichung der Berichte 2005) • Verzeichnis der Schutzgebiete 	Art. 16 Art. 5 Art. 6	
<i>2006</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Aufstellung von Programmen für das Gewässermonitoring, Beginn des kontinuierlichen Gewässermonitorings • Veröffentlichung der Arbeitsprogramme und Zeitpläne für die erste Bewirtschaftungsplanung (Öffentlichkeitsbeteiligung) 	Art. 8 Art. 14	
<i>2007</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Veröffentlichung der wichtigsten Wasserbewirtschaftungsfragen (Öffentlichkeitsbeteiligung) 	Art. 14	
<i>2008</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Veröffentlichung der Entwürfe der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne (Öffentlichkeitsbeteiligung) 	Art. 14	
<i>2009</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Festlegung der wasserkörperbezogenen Umweltziele • Veröffentlichung der Maßnahmenprogramme • Veröffentlichung der Bewirtschaftungspläne 	Art. 4 Art. 11 Art. 13	
<i>2010</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Abschluss der Implementierung des Kostendeckungsprinzips 	Art. 9	
<i>2012</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Abschluss der operativen Umsetzung der Maßnahmen • Erster Zwischenbericht der Kommission zur Umsetzung der WRRL 	Art. 11 Art. 18	
<i>2013</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Zwischenberichte zu den Fortschritten bei der Umsetzung der Maßnahmenprogramme • Aktualisierung der Bestandsaufnahme 	Art. 15 Art. 5	
2015	Erreichung Umweltziele ohne Fristverlängerungen	Art. 4	
<i>2015/2021</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Überprüfung und Aktualisierung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne 	Art. 11/ Art. 13	Zweiter und dritter Bewirtschaftungszyklus
<i>2018/2024</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Abschluss der operativen Umsetzung der aktualisierten Maßnahmenprogramme • Zwischenberichte der Kommission zur Umsetzung der WRRL 	Art. 11	
<i>2019</i>	<ul style="list-style-type: none"> • Überprüfung der WRRL und Änderungsvorschläge 	Art. 19	
2027	Erreichung Umweltziele nach Fristverlängerungen	Art. 4	

Tabelle 3 nicht aufgeführt.

Ausgehend von der Systematik der Umweltziele kann der erste Bewirtschaftungszyklus als der Hauptbewirtschaftungszyklus der WRRL bezeichnet werden. Angesichts der vielfältigen fachlichen Herausforderungen insb. zur Vorbereitung des ersten Bewirtschaftungszyklus sowie des absehbar erheblichen Maßnahmenimplementierungsbedarfes bei gleichzeitig begrenzten finanziellen und personellen Ressourcen wurde das Fristenkonzept der Richtlinie allerdings von Beginn an sowohl von der Politik als auch von der wasserwirtschaftlichen Praxis als ambitioniert eingeschätzt.⁵⁷⁴ Die materielle Verwirklichung der Zielsetzungen der WRRL wird daher letztlich ein langfristiger Prozess sein.⁵⁷⁵

4.2.2.2 Gemeinsame Umsetzungsstrategie

Zur fristgerechten Bewältigung der vielfältigen Herausforderungen sowie zur Gewährleistung einer – trotz vielfältiger Auslegungsspielräume – möglichst gleichwertigen Umsetzung in den Mitgliedstaaten wurden auch neue Wege hinsichtlich der gemeinschaftlichen Koordination der Richtlinienumsetzung in den Mitgliedstaaten beschritten.⁵⁷⁶ Anknüpfend an die partnerschaftliche Zusammenarbeit zwischen den Mitgliedstaaten und der Europäischen Kommission in der Vorbereitungs- und Verhandlungsphase der Richtlinie ergriff die Europäische Kommission die Initiative zur Etablierung einer umfassenden „Gemeinsamen Umsetzungsstrategie“ (Common Implementation Strategy, CIS), welche im Mai 2001 durch die EU-Mitgliedstaaten, Norwegen und die Europäische Kommission verabschiedet wurde.⁵⁷⁷ Ziel der Europäischen Kommission war es, durch partnerschaftliche Kooperations- und Kommunikationsstrukturen ein gemeinsames, kohärentes Verständnis hinsichtlich der Umsetzung der Richtlinie zu entwickeln, um Missverständnisse, Konflikte und Fehlentwicklungen frühzeitig zu vermeiden sowie durch eine Kanalisierung der Anstrengungen eine hohe Effizienz des Umsetzungsprozesses zu gewährleisten.⁵⁷⁸ In Anbetracht der großen Bedeutung eines grenzüberschreitend koordinierten

⁵⁷⁴ Vgl. CIS (2001), S. 1; Leymann (2001b), S. 24; Bosenius (2001), S. 27; Fuhrmann (2001), S. 39; Esser/Baum (2003), S. 40; Solf (2004), S. 81; Solf (2006), S. 31; Köck (2009), S. 231; Durner (2010), S. 463. Dagegen beklagen Umweltverbände teilweise die Umsetzungsfristen als zu lang, vgl. bspw. Lanz/Scheuer (2001), S. 57.

⁵⁷⁵ Vgl. Durner (2010), S. 453 sowie BMU (2010b), S. 8f.

⁵⁷⁶ Vgl. CIS (2001), S. 1; Lell/Rechenberg (2001), S. 121; Brackemann et al. (2002), S. 40; Brockmann (2003), S. 241; BMU (2004a), S. 13; Bosenius/Holzwarth (2006), S. 12; Desens (2008), S. 84-89.

⁵⁷⁷ Vgl. Brockmann (2003), S. 245f.; Kampa/Hansen (2004), S. 1f.; Interwies et al. (2006), S. 384. Zur Initiierung der Common Implementation Strategy vgl. auch Brockmann (2003), S. 241-256.

⁵⁷⁸ Vgl. CIS (2001), S. 1f.; CIS (2004c), S. 1f. sowie auch Brockmann (2003), S. 242f.; Esser/Baum (2003), S. 40f.; Klauer et al. (2008b), S. 19f.; Ammermüller (2011), S. 29-32. Durch das frühzeitige gemein-

nierten Vorgehens zur Erreichung der in der WRRL enthaltenen Zielsetzungen betrachtete die Europäische Kommission eine weitgehend kohärente und harmonisierte Umsetzung der WRRL bei gleichzeitiger Wahrung der nationalstaatlichen Kompetenzen als kritischen Erfolgsfaktor.⁵⁷⁹ Zudem war die Europäische Kommission überzeugt, dass eine erfolgreiche Umsetzung der Richtlinie über die Kooperation zwischen den Mitgliedstaaten und der Europäischen Kommission hinaus auch die kooperative Einbindung der letztlich betroffenen Wassernutzer bedurfte.⁵⁸⁰

Die Zielsetzungen, die Schwerpunkte sowie die Organisationsstruktur der CIS sowie die Partizipationsmöglichkeiten für externe Akteure wurden in einem Strategiepapier festgehalten.⁵⁸¹ Als wesentliche Grundprinzipien der Arbeit der CIS wurden der Informations- und Erfahrungsaustausch zwischen den Mitgliedstaaten und der Europäischen Kommission sowie die Entwicklung einheitlicher Methoden und Ansätze unter Einbeziehung von Experten und Stakeholdern festgeschrieben.⁵⁸² Es wurde jedoch klargestellt, dass durch die CIS keine Einschränkung der Implementierungskompetenzen der Mitgliedstaaten intendiert ist.⁵⁸³ Dementsprechend erfolgte eine Fokussierung auf eine informelle und prag-

same Vorgehen soll späteren Konflikten zwischen den Mitgliedstaaten und der Kommission hinsichtlich der Implementierungsaktivitäten vorgebeugt werden und somit den Mitgliedstaaten eine gewisse Absicherung ihrer Umsetzungsbemühungen ermöglicht werden. Über die Sicherstellung einer kohärenten Implementierung der WRRL in den Mitgliedstaaten hinaus wird auch eine Kohärenz der WRRL mit anderen gemeinschaftlichen Politiken und Richtlinien angestrebt, vgl. Erwägungsgrund 16 WRRL sowie Bosenius/Holzwarth (2006), S. 24f.

⁵⁷⁹ Vgl. CIS (2001), S. 1f.

⁵⁸⁰ Die Einbeziehung der wasserwirtschaftlichen Verbände und Interessenorganisationen sowie die fortlaufende Information der allgemeinen Öffentlichkeit wurden somit weitere Bausteine der Gemeinsamen Umsetzungsstrategie, vgl. Brockmann (2003), S. 244.

⁵⁸¹ Vgl. CIS (2001).

⁵⁸² Vgl. CIS (2001), S. 2-4; Esser/Baum (2003), S. 40f. Zur Einbindung von Stakeholdern vgl. auch Brockmann (2003), S. 248f. Im Rahmen der CIS nehmen die von den Mitgliedstaaten sowie Norwegen entsandten Wasserdirektoren eine zentrale Stellung ein. Das Wasserdirektorengremium setzt sich aus den höchsten, für den Gewässerschutz zuständigen Fachbeamten der Mitgliedstaaten und Norwegens sowie dem Leiter der Abteilung Gewässerschutz im Direktorat Umwelt der Europäischen Kommission zusammen, vgl. bspw. Köck (2009), S. 231. Ihnen obliegt v. a. die Steuerung des Ausmaßes der informellen Kooperation im Rahmen des Implementierungsprozesses, vgl. Esser/Baum (2003), S. 41; Brockmann (2003), S. 246. Dennoch bilden die Wasserdirektoren lediglich ein informelles Gremium, das die Ergebnisse von Arbeitsgruppen zwar bestätigen, aber keine verbindlichen Entscheidungen bezüglich der Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie treffen kann, vgl. Brockmann (2003), S. 247 sowie auch Köck (2009), S. 231. Die verschiedenen Arbeitsgruppen der CIS werden von einer Strategischen Koordinierungsgruppe koordiniert, welche den Wasserdirektoren sowie der Europäischen Kommission als den übergeordneten Entscheidungsorganen der CIS berichtet, vgl. CIS (2004), S. 79 sowie auch Esser/Baum (2003), S. 40f. Zur (anfänglichen) Organisationsstruktur der CIS vgl. auch Brockmann (2003), S. 246-248; Bosenius/Holzwarth (2006), S. 14-16.

⁵⁸³ Vgl. CIS (2001), S. 1f. Aufgrund der europarechtlichen Normierung in Form einer Richtlinie fällt die Wahl der Mittel sowie der Form der Umsetzung ihrer Ziele grundlegend in die Kompetenz der einzelnen Mitgliedstaaten. Allerdings besteht die Pflicht, das nationale Recht derart anzupassen bzw. zu ergänzen, dass die gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben ihre volle Wirksamkeit entfalten können (effet utile), vgl. bspw. Epiney/Felder (2002), S. 15-21; Hentschel (2005), S. 107-144; Köck/Unnterstell (2006), S. 30f.; Desens (2008), S. 242.

matische Zusammenarbeit bei Fragestellungen von gemeinsamem Interesse, insb. auf solche, die im Zusammenhang mit der grenzüberschreitenden Koordination für notwendig erachtet wurden. Somit standen insb. methodische Arbeiten zur Erarbeitung eines einheitlichen Verständnisses der wissenschaftlichen und fachlichen Implikationen der Richtlinie sowie die Durchführung von Pilotprojekten zur Überprüfung der Praktikabilität der erarbeiteten Ergebnisse in ausgewählten Flussgebieten im Mittelpunkt der CIS. Dagegen wurden die im Hinblick auf die Kompetenzen der Mitgliedstaaten eher sensiblen administrativen oder institutionellen Aspekte im Rahmen der Aktivitäten der CIS bewusst ausgespart.⁵⁸⁴

Mit Blick auf den ersten Bewirtschaftungszyklus erfolgte eine weitergehende inhaltliche und organisatorische Strukturierung der Aktivitäten der CIS in Form von zeitlich abgegrenzten Arbeitsprogrammen (Work Programmes):⁵⁸⁵

- Progress and Work Programme 2003/2004: Carrying forward the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive
- Progress and Work Programme 2005/2006: Moving to the next stage in the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive
- Progress and Work Programme 2007-2009: Improving the comparability and the quality of Water Framework Directive implementation
- Work Programme 2010-2012: Supporting the implementation of the first river basin management plans

Zudem wurden zur fachlichen Unterstützung Arbeitsgruppen zu unterschiedlichen Kernelementen der Richtlinie eingesetzt.⁵⁸⁶ Die von den Arbeitsgruppen erarbeiteten thematischen „Guidance Documents“ verstehen sich grundsätzlich als nicht rechtsverbindliche,

⁵⁸⁴ Vgl. CIS (2001), S. 2-4 sowie auch Brockmann (2003), S. 246; Kampa/Hansen (2004), S. 2.

⁵⁸⁵ Vgl. http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/objectives/implementation_en.htm (letzter Abruf am 29.12.2012).

⁵⁸⁶ Die Organisationsstruktur der CIS wurde im bisherigen Verlauf der Umsetzung der WRRL mehrfach fortentwickelt bzw. konsolidiert. Bei Einsetzung der CIS im Jahre 2001 wurden zunächst zehn Arbeitsgruppen sowie drei Expertenforen zur Ausarbeitung methodischer Fragen der Umsetzung eingerichtet, vgl. CIS (2001), S. 75. In den Jahren 2005 und 2007 erfolgte eine Konsolidierung der Arbeitsgruppen, um die Effektivität und Effizienz des Informationsaustausches zu erhöhen und eine Fokussierung auf wesentliche Aspekte zu unterstützen, vgl. CIS (2004c), S. 5 sowie S. 83-85; CIS (2006c), S. 8; CIS (2009d), S. 2-5 sowie auch Bosenius/Holzwarth (2006), S. 21f. Hierzu werden die laufenden Aktivitäten klassifiziert: als Type I Activities gelten Aktivitäten mit rein formalen Charakter (z. B. das Berichtswesen), Type II Activities sind dagegen Aktivitäten, die durch das Fachinteresse der Mitgliedstaaten geprägt sind (hierzu zählen auch die Aktivitäten zur Erarbeitung ökonomischer Fragestellungen). Unter Type III Activities fallen schließlich diejenigen Aktivitäten, die zwar für den Implementierungsprozess von Interesse sein können, jedoch als nicht originäre Bestandteile im Rahmen der CIS keine weitere Unterstützung erfahren, vgl. CIS (2006c), S. 11. Als zentrale Informations- und Kommunikationsplattform aller Aktivitäten im Rahmen des CIS Prozesses dient das teilweise öffentliche, internetgestützte WFD CIRCA System, vgl. Brockmann (2003), S. 248.

praxisorientierte Leitfäden zu verschiedenen Fachfragen der Umsetzung.⁵⁸⁷ In der Literatur wird ihnen zumindest der Charakter einer Auslegungshilfe i. S. e. Gesetzeskommentars zugesprochen, welcher bei der Interpretation auslegungsbedürftiger Formulierungen und unbestimmter Rechtsbegriffe der WRRL herangezogen werden kann.⁵⁸⁸ Zudem besteht trotz des stets betonten unverbindlichen und informellen Charakters die Möglichkeit, dass die Europäische Kommission die erarbeiteten Leitlinien in ein so genanntes Komitologieverfahren einbringt.⁵⁸⁹ Daher kann bereits den CIS-Leitlinien eine nicht zu vernachlässigende faktische Bindungswirkung bzw. Steuerungskraft zugesprochen werden.⁵⁹⁰ Aus diesem Grund werden die thematischen „Guidance Documents“ im Folgenden als wesentliche Leitplanken einer konzeptionellen Konkretisierung herangezogen.

4.2.3 Flussgebietsweite Koordinierung der Bewirtschaftung von Wasserressourcen

Im Vorfeld der WRRL erfolgte die Bewirtschaftung von Wasserressourcen in der Bundesrepublik Deutschland (aber auch in einigen anderen Mitgliedstaaten) schwerpunktmäßig entlang der administrativen Zuständigkeitsbereiche von Gebietskörperschaften.⁵⁹¹

⁵⁸⁷ Vgl. CIS (2001), S. 2 sowie S. 5; Esser/Baum (2003), S. 40; Kampa/Hansen (2004), S. 2; Interwies et al. (2006), S. 384f.; Bosenius/Holzwarth (2006), S. 13-15; Klauer et al. (2008b), S. 38f.; Ammermüller (2011), S. 31; Gawel et al. (2011), S. 39f. In den Arbeitsgruppen erarbeiteten Experten unter der Leitung eines Mitgliedstaates, mehrerer Mitgliedstaaten oder der Kommission Lösungsstrategien und konkretisierten Leitlinien in Form von Guidance Documents. Aufgrund der vielen innovativen Elemente der WRRL wurden dabei teilweise auch gänzlich neue Methoden und Verfahren entwickelt, vgl. Brockmann (2003), S. 247f. sowie auch BMU (2010b), S. 7. Relevant für die ökonomischen Fragestellungen dieser Arbeit sind v. a. die Untersuchungen der Arbeits- bzw. Unterarbeitsgruppen WATECO, DG ECO1 und DG ECO2, HMWB sowie die Politikpapiere der Wasserdirektoren im Hinblick auf die Begründung von Ausnahmetatbeständen, deren Ergebnisse im Guidance Document No. 20 konsolidiert wurden.

⁵⁸⁸ Vgl. BMU (2004a), S. 13; Solf (2006), S. 145f.; Desens (2008), S. 86; Durch die Zustimmung der Wasserdirektoren zu den Guidance Documents können diese als „hoheitliche Auslegung der WRRL“ interpretiert werden, Ridders et al. (2005), S. II.

⁵⁸⁹ Vgl. hier sowie zu Folgendem Brockmann (2003), S. 254f. Im Rahmen eines Komitologieverfahrens können verbindliche Entscheidungen zur Durchführung der Wasserrahmenrichtlinie getroffen werden. Dabei ist es wahrscheinlich, dass sich ein Komitologieverfahren grundlegend an den erarbeiteten und in der Koordinierungsgruppe informell verabschiedeten Leitlinien orientieren würde. Auf diese Weise kann also eine nachträgliche Formalisierung der bislang informellen Leitlinien erfolgen, so dass sie für alle Mitgliedstaaten verbindlich werden und von der Kommission bei der Kontrolle der Implementierungsbemühungen der Mitgliedstaaten zugrunde gelegt werden können. Zur strategischen Schlüsselrolle der Europäischen Kommission im fortlaufenden Prozess der Auslegung und Umsetzung der WRRL vgl. (kritisch) Desens (2008), S. 86; Durner (2010), S. 463f.

⁵⁹⁰ Vgl. Solf (2006), S. 145f.; Durner (2010), S. 464. Eine verstärkte Orientierung an den Guidance Documents ist insb. in grenzüberschreitenden Flussgebietseinheiten zu erwarten, da hier ein gemeinsames Verständnis für die notwendige Koordination der Aktivitäten besonders erforderlich ist. Auch können die Guidance Documents den mit der Umsetzung betrauten Behörden eine Argumentationshilfe gegenüber innerstaatlichen Widerständen, bspw. in anderen Politikbereichen, liefern.

⁵⁹¹ Vgl. Hörsgen (1999), S. 12f.; Knopp (2004), S. 23; Stratenwerth (2006), S. 59; Keitz/Kessler (2008), S. 354f.; Grünewald (2008), S. 424. Allerdings wird bei der Erfüllung wasserwirtschaftlicher Aufgaben

Angesichts der bereits in Kap. 3.1 skizzierten besonderen Merkmale von hydrologischen Systemen kann eine solche Abgrenzung von Bewirtschaftungseinheiten jedoch aus Sicht des Gewässerschutzes und der Koordination von Gewässernutzungen problematisch sein.⁵⁹² So sind die Auswirkungen gewässerökologischer Belastungen in vielen Fällen eben nicht an administrative Bewirtschaftungsgrenzen gebunden, sondern wirken sich übergreifend auf weitere Teile des jeweiligen hydrologischen Systems oder ggf. sogar auf das Flusseinzugsgebiet als Ganzes aus.⁵⁹³ I. d. R. besteht ein komplexes Geflecht von Unterlieger-/Oberliegerbeziehungen, die sich aufgrund der Fließrichtung der Gewässer in vielen Fällen nachteilig für die Nutzungen sowie den Naturraum im Unterlauf auswirken.⁵⁹⁴ Das Beispiel der ökologischen Durchgängigkeit verdeutlicht jedoch, dass auch der umgekehrte Fall vorliegen kann. So kann eine Unterbrechung der Durchgängigkeit im Unterlauf zu einer Verarmung der natürlichen Fischfauna im Oberlauf führen, wenn populationsrelevante Wanderungsbewegungen und damit die Erreichbarkeit der Habitate im Oberlauf erschwert bzw. verhindert werden.⁵⁹⁵ Die alleinige Bewirtschaftung von Wasserressourcen entlang administrativer Einheiten birgt daher grundsätzlich die Gefahr, dass übergreifende Effekte nicht hinreichend Beachtung finden, so dass in der Folge ökologische Zielsetzungen nicht oder nur auf ineffiziente Weise erreicht werden können.⁵⁹⁶

auch in Deutschland teilweise schon mit langer Tradition auf einzugsgebietsbezogene Organisationsformen zurückgegriffen, vgl. bspw. Klauer et al. (2008b), S. 24f. Ein Beispiel hierfür sind die so genannten sondergesetzlichen Wasserverbände im Bundesland Nordrhein-Westfalen. Das jeweilige Verbandsgebiet sowie die Abwicklung zentraler wasserwirtschaftlicher Aufgaben des Wassergüte- und Wassermengenmanagements ist an hydrografischen Einheiten, d. h. Teileinzugsgebieten des Rheins wie Emscher, Lippe und Ruhr ausgerichtet. Zu den übertragenen Aufgaben zählt jedoch nicht die eigentliche Bewirtschaftungskompetenz für das Verbandsgebiet, so dass es sich nicht um eine Flussgebietsbehörde i. S. d. Art. 3 WRRL handelt, vgl. auch Palm (2006a), S. 26f. Hecht/Werbeck (2006), S. 184. Eine Übersicht der sondergesetzlichen Wasserverbände in NRW findet sich bei Palm (2006a), S. 27.

⁵⁹² Vgl. Lattermann (2005), S. 3; Grünewald (2008), S. 424-426.

⁵⁹³ Vgl. bspw. Holzwarth (2002), S. 105.

⁵⁹⁴ Vgl. Hecht/Werbeck (2006), S. 80-83; Klauer et al. (2008b), S. 23. Bspw. können ökologische Verbesserungsmaßnahmen im Unterlauf (z. B. Ertüchtigungen von Kläranlagen) durch gegenläufige Aktivitäten im Oberlauf (z. B. eine Erhöhung von Nährstoffeinträgen aufgrund einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung) konterkariert werden.

⁵⁹⁵ Vgl. bereits Kap. 3.3. Dies ist insb. im Falle diadromer Langdistanzwanderfische zu erwarten, die auf Wanderungen zwischen Salz- und Süßwasserhabitaten angewiesen sind und daher in jedem Fall den Unterlauf eines Gewässersystems passieren müssen.

⁵⁹⁶ Vgl. bspw. Zilkens (2007), S. 33; Grünewald (2008), S. 424. Diese Gefahr besteht insb. dann, wenn es sich um administrative Einheiten unterschiedlicher Nationalstaaten handelt, vgl. Hecht/Werbeck (2006), S. 201-233; Dombrosky (2007).

Zur Berücksichtigung aller relevanten hydrologischen und ökologischen Zusammenhänge werden daher die Flusseinzugsgebiete als die „natürlichen“ Einheiten einer integrierten Bewirtschaftung von Wasserressourcen gesehen.⁵⁹⁷ Insofern wird eine Koordination der Bewirtschaftung der Wasserressourcen im gesamten Einzugsgebiet als grundlegende Bedingung für eine einzugsgebietsweite Verbesserung der gewässerökologischen Verhältnisse sowie eine einzugsgebietsweit effizientere Nutzung der Wasserressourcen angesehen.⁵⁹⁸ Für den Ansatz einer koordinierten Bewirtschaftung der Wasserressourcen innerhalb eines hydrologisch abgegrenzten Einzugsgebiets hat sich in Literatur und Praxis allgemein der Begriff des Flussgebietsmanagements (engl. River Basin Management oder Watershed Management) etabliert.⁵⁹⁹ Grundlegendes Ziel des Flussgebietsmanagementansatzes ist es, ein Fließgewässersystem unter Einbezug aller natürlichen und menschlichen Einflüsse in seiner Gesamtheit zu bewirtschaften.⁶⁰⁰ Hierzu werden ausgehend von den hydrologischen Rahmenbedingungen, dem weiteren räumlichen

⁵⁹⁷ Nur im Rahmen einer einzugsgebietsweiten Betrachtung kann insgesamt ein Gleichgewicht zwischen Wasserdargebot und -entnahmen gewährleistet werden und können die Wechselwirkungen zwischen Oberflächen- und Grundwasser ausreichend Berücksichtigung finden, vgl. Blöch (1999), S. 69; Brockmann (2003), S. 48f.; Solf (2006), S. 33f.; Möllenkamp (2007), S. 71; Grünewald (2008), S. 424-426.

⁵⁹⁸ Die Notwendigkeit einer flussgebietsbezogenen koordinierten Bewirtschaftung der Gewässer wurde daher auch bereits in der Europäischen Wassercharta sowie im ersten Umweltprogramm der Bundesregierung betont, vgl. Europarat (1968), Grundsätze XI und XII sowie BMI (1971), S. 46. Aufgrund der grundlegend föderalen Struktur des deutschen Wasserrechts konnte sich jedoch in der Bundesrepublik Deutschland eine solche flussgebietsbezogene Bewirtschaftung im Gegensatz zu anderen, eher zentralistisch strukturierten Mitgliedstaaten der EU – bspw. Frankreich und Großbritannien – im Vorfeld der WRRL jedoch nicht durchsetzen, Blöch (1999), S. 69; Breuer (2005), S. 8f.; Solf (2006), S. 38-41; Keitz/Kessler (2008), S. 354-356; Klauer et al. (2008b), S. 24-27. Eine lockere Form des Flussgebietsmanagements, die sich bereits im Vorfeld der WRRL entwickelte, stellt die länderübergreifende Zusammenarbeit in den internationalen Flussgebietskommissionen dar (z. B. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins – IKSR), vgl. auch Möllenkamp (2007), S. 72; Klauer et al. (2008b), S. 27. Die erfolgreiche flussgebietsweite Zusammenarbeit im Rahmen der IKSR, deren Anfänge bis in die 1950er Jahre zurückreichen, war in vielen Bereichen Vorbild bei der Ausarbeitung der WRRL, vgl. BMU (1998), S. 79; Solf (2006), S. 181-184.

⁵⁹⁹ Vgl. bspw. Klauer et al. (2008b), S. 22; Grambow (2008), S. 182-185. Der Ansatz des Flussgebietsmanagements erfuhr eine verstärkte internationale Etablierung in der praktischen Umweltpolitik infolge der Umweltkonferenzen von Rio (Agenda 21) und Dublin (Dubliner Erklärung) zu Beginn der 1990er Jahre, vgl. Grobosch (2003), S. 7-10; Keitz/Kessler (2008), S. 356. Ein weitergehender Integrations-schritt besteht in der intensiven Abstimmung der gewässerbezogenen Bewirtschaftungsplanung mit anderen Plänen der Landschaftsplanung und Raumordnung, vgl. bspw. Grünewald (2001), S. 1126-1129; Seidel/Rechenberg (2004), S. 213f.; Grünewald (2008), S. 425f. Dieses erweiterte Konzept wird als Integriertes Wasserressourcenmanagement (Integrated Water Resources Management, IWRM) bezeichnet, vgl. bspw. Klauer et al. (2008b), S. 23f.; Grambow (2008), S. 29f.; GWP/INBO (2009), S. 9f. Hierbei werden Wasserressourcen als integrale Bestandteile der ökologischen und zivilisatorischen Umwelt verstanden und alle gewässerrelevanten menschlichen Aktivitäten und Politikbereiche in die Bewirtschaftung der Wasserressourcen einbezogen. Der Flussgebietsansatz stellt insofern lediglich ein wesentliches Element des IWRM dar, vgl. Möllenkamp (2006), S. 7f.; Keitz/Kessler (2008), S. 356.

⁶⁰⁰ Vgl. Klauer et al. (2008b), S. 22f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 236.

Kontext, den vorhandenen und zukünftig erwarteten Nutzungsansprüchen sowie den gesellschaftlichen Zielvorgaben entsprechende Bewirtschaftungsstrategien abgeleitet.⁶⁰¹

Eine Kernaufgabe besteht dabei in der Koordination aller Nutzungsinteressen sowohl nach qualitativen als auch nach quantitativen Gesichtspunkten und unter konsequenter Berücksichtigung von Unter-/Oberliegereffekten im Einzugsgebiet.⁶⁰² In diesem Zusammenhang ist auch ein gemeinwohlorientierter Ausgleich zwischen den anthropogenen Nutzungsinteressen und den Naturfunktionen zu gewährleisten. Letztere sind nicht nur von wesentlicher Bedeutung für einen langfristig nachhaltigen Bestand vieler Gewässernutzungen, sondern können auch einen bedeutenden (nicht nutzungsbezogenen) gesellschaftlichen Eigenwert haben.⁶⁰³

Durch die WRRL wird das Konzept eines (integrierten) Flussgebiets- und Wasserressourcenmanagements erstmals flächendeckend in den Mitgliedstaaten der EU etabliert.⁶⁰⁴

Gem. Art. 3 WRRL „sorgen [die Mitgliedstaaten – Anmerkung des Verfassers] dafür, dass die Anforderungen dieser Richtlinie zur Erreichung der Umweltziele nach Artikel 4 und insbesondere alle Maßnahmenprogramme für die gesamte Flussgebietseinheit koordiniert werden.“⁶⁰⁵ Demnach muss die Bewirtschaftung der Gewässer grundsätzlich von der Quelle bis zur Mündung, inklusive aller Zuflüsse und unter Berücksichtigung der

⁶⁰¹ Vgl. Grünewald (2001), S. 1130-1132.

⁶⁰² Vgl. Keitz/Kessler (2008), S. 360; Grünewald (2008), S. 425 sowie auch Seidel/Rechenberg (2004), S. 217f.

⁶⁰³ Bei der Koordinierung von Nutzung und Schutz können ökonomische Analyse- und Bewertungsansätze wesentlich unterstützen. Aus ökonomischer Perspektive ist als First-Best-Ideal ein gesamtwirtschaftlich effizienter Ausgleich der verschiedenen Nutzungsinteressen anzustreben, d. h. die Wasserressourcen sind so auf die alternativen Verwendungsmöglichkeiten zu allokalieren, dass sie einen maximalen gesamtwirtschaftlichen Nutzen stiften. Auch die Abwägung zwischen der Gesamtheit der Nutzungsinteressen sowie der Erhaltung der Naturfunktionen kann in diesem Zusammenhang durch ökonomische Bewertungen unterstützt werden, vgl. bereits Kap. 2.2 und 3.1 sowie – zu den spezifischen Abwägungsvorgaben der WRRL – ausführlich Kap. 5.4. Grundlegende Basis ökonomischer Bewertungen sowie der Bewirtschaftungsentscheidungen insgesamt stellt jedoch ein hinreichendes multidisziplinär-fachliches Systemverständnis der natürlichen und anthropogenen Wirkungsbeziehungen im Flussgebiet dar. Der Ansatz des Flussgebietsmanagements ist daher grundlegend als ein multidisziplinärer Ansatz zu verstehen, vgl. bspw. Erdmann/Schell (2003), S. 8 sowie auch Zumbroich (2003), S. 85.

⁶⁰⁴ Vgl. Lanz/Scheuer (2001), S. 14; Holzwarth (2002), S. 106; Esser/Baum (2003), S. 40; Hill/Ramm (2003), S. 10; Schumann/Dietrich/Lotov (2005), S. 191; Breuer (2005), S. 7; Hödl (2005), S. 41f.; Kessler (2006), S. 47-49; Kappert (2006), S. 191; Solf (2006), S. 33-37; Möllenkamp (2007), S. 72; CIS (2009a), S. 33. Ein Flusseinzugsgebiet wird in der WRRL als ökologisches, hydrologisches und hydrogeologisches System verstanden, vgl. Erwägungsgrund 33 WRRL. Zur Bedeutung und Umsetzung des Flussgebietsansatzes nach Art. 3 WRRL vgl. ausführlich Solf (2006). Außerhalb der Europäischen Union gewinnt der Flussgebietsansatz ebenfalls zunehmend an Bedeutung. Eine Reihe von Beispielen findet sich etwa in GWP/INBO (2009). Zur Anwendung des Flussgebietsansatzes in den USA und Kanada vgl. bspw. Klauer et al. (2008b), S. 25f.

⁶⁰⁵ Art. 3 Abs. 4 S. 1 WRRL, vgl. auch Erwägungsgrund 33 WRRL. Die flächendeckende Etablierung des Flussgebietsansatzes wird dabei nicht zuletzt durch positive Erfahrungen in der Praxis, u. a. auch in Form der internationalen Flussgebietskommissionen, begründet, vgl. Hörsgen (1999), S. 10; Holzwarth (2002), S. 107. Vor allem entsprach der Flussgebietsansatz aber den Bewirtschaftungstraditionen in Frankreich sowie England/Wales, vgl. Keitz/Kessler (2008), S. 355; Grünewald (2008), S. 424.

hydrologischen Zusammenhänge, koordiniert werden.⁶⁰⁶ Dies gilt nicht nur innerhalb einzelner Mitgliedstaaten, sondern bezieht auch die mitgliedstaatenübergreifende Koordination in so genannten internationalen Flussgebietseinheiten explizit mit ein.⁶⁰⁷ Als Grundlage einer flussgebietsbezogenen Bewirtschaftung sind alle Gewässer mit ihren jeweiligen Einzugsgebieten⁶⁰⁸ so genannten (ggf. internationalen) Flussgebietseinheiten zuzuordnen.⁶⁰⁹

Der Grundsatz einer flussgebietsbezogenen Bewirtschaftung verlangt ein „hohes Maß an nationaler und internationaler Koordinierung“⁶¹⁰ der Bewirtschaftung der Gewässer und Wasserressourcen. Um die in Art. 3 Abs. 4 WRRL geforderte Koordination der Maßnahmenprogramme für ganze Flussgebietseinheiten zu ermöglichen, sind gemäß Art. 3 Abs. 2 WRRL geeignete Verwaltungsvereinbarungen zu treffen sowie geeignete zuständige Behörden zu bestimmen.⁶¹¹ Es ist also nicht zwingend erforderlich, neue flussgebietsbezogene Verwaltungsstrukturen i. S. e. zentralen Flussgebietsbehörde zu implementieren; es bestehen vielmehr Freiräume bei der Ausgestaltung der Verwaltungsorganisation, die jedoch im Sinne des Koordinationsgebotes des Art. 3 WRRL effektiv sein muss.⁶¹² Als

⁶⁰⁶ Vgl. Appel (2001), S. 130 sowie S. 135; LAWA (2001b), S. 4; Staffel-Schierhoff/Albrecht (2001), S. 119; Epiney/Felder (2002), S. 54-61; Knopp (2004), S. 23f.; Solf (2004), S. 81; BMU (2004a), S. 10. BMU (2006a), S. 5; Albrecht (2007), S. 334; Köck (2009), S. 221. Dabei hat grundsätzlich eine integrierte Betrachtung qualitativer und quantitativer Aspekte bei Grundwasser und Oberflächengewässern entsprechend den Implikationen des hydrologischen Kreislaufs zu erfolgen, vgl. auch Erwägungsgrund 34 WRRL.

⁶⁰⁷ Vgl. Art. 3 Abs. 3 WRRL sowie bspw. Epiney/Felder (2002), S. 55; BMU (2004a), S. 10.

⁶⁰⁸ Art. 2, Nr. 13 WRRL definiert als Einzugsgebiet: „ein Gebiet, aus welchem über Ströme, Flüsse und möglicherweise Seen der gesamte Oberflächenabfluss an einer einzigen Flussmündung, einem Ästuar oder Delta ins Meer gelangt.“ Demgegenüber ist ein Teileinzugsgebiet gemäß Art. 2, Nr. 14 „ein Gebiet, aus welchem über Ströme, Flüsse und möglicherweise Seen der gesamte Oberflächenabfluss an einem bestimmten Punkt in einen Wasserlauf (normalerweise einen See oder einen Zusammenfluss von Flüssen) gelangt.“ Das gesamte Rheinsystem ist gemäß dieser Systematik ein Einzugsgebiet, während die jeweiligen Zuflusssysteme, z. B. das der Ruhr, als Teileinzugsgebiete einzustufen sind.

⁶⁰⁹ Vgl. Art. 3 Abs. 1 WRRL sowie bspw. Epiney/Felder (2002), S. 26f.; Solf (2006), S. 34f. Eine Flussgebietseinheit ist dabei „ein gemäß Artikel 3 Absatz 1 als Haupteinheit für die Bewirtschaftung von Einzugsgebieten festgelegtes Land- oder Meeresgebiet, das aus einem oder mehreren benachbarten Einzugsgebieten und den ihnen zugeordneten Grundwässern und Küstengewässern besteht“, Art. 2, Nr. 15 WRRL.

⁶¹⁰ Fuhrmann (2000), S. 37, vgl. auch Stratenwerth (2006), S. 60-63; Keitz/Kessler (2008), S. 356; Köck (2009), S. 227.

⁶¹¹ Vgl. Epiney/Felder (2002), S. 56-60; Knopp (2004), S. 24-27; Breuer (2005), S. 7-10; Stratenwerth (2006), S. 63-67; Solf (2006), S. 35-37; Albrecht (2007), S. 334f.; Möllenkamp (2007), S. 72. Dies gilt insb. auch für die internationalen Flussgebietseinheiten gem. Art. 3 Abs. 3 WRRL, wobei eine Koordination auf bestehende Strukturen zur zwischenstaatlichen Koordination zurückgreifen kann. Darüber hinaus besteht eine Pflicht der Mitgliedstaaten, sich um eine Zusammenarbeit mit Nichtmitgliedstaaten zu bemühen, vgl. Art. 3 Abs. 5 WRRL sowie bspw. Epiney/Felder (2002), S. 59f.

⁶¹² Vgl. Fuhrmann (2000), S. 37; Bosenius (2001), S. 32; Epiney/Felder (2002), S. 57f.; Breuer (2005), S. 7-10. In dieser Beziehung weicht die Endfassung der WRRL vom ursprünglichen Entwurf ab, der die Schaffung zentraler Flussgebietsbehörden vorsah. Infolge dieses Kompromisses haben nur Italien, Spanien und Schweden flussgebietsbezogene Verwaltungsstrukturen geschaffen, vgl. Keitz/Kessler (2008), S. 356. Zur komplexen Entwicklung dieser Vorschrift im Entstehungsprozess der WRRL vgl.

zuständige Behörde kann hierbei auch eine bestehende nationale oder internationale Stelle dienen.⁶¹³ Die Anforderungen des Art. 3 WRRL konstituieren also eher eine materielle denn eine bestimmte formale Koordinationsverpflichtung.⁶¹⁴

Auch wenn sich das Koordinationsgebot des Art. 3 WRRL primär auf die Etablierung eines Flussgebietsmanagements abzielt, gehen vom integrierten Ansatz der WRRL auch Impulse zu einer weitergehenden Integration bzw. Koordination der Bewirtschaftung von Wasserressourcen mit anderen Politikbereichen i. S. e. integrierten Wasserressourcenmanagements aus. Durch die Integration aller gewässerschutzrelevanten Politikbereiche lässt sich zum einen ein Schutz der Gewässer „in der Fläche“ des Einzugsgebietes, also außerhalb des direkten Einflussbereiches der Gewässerschutzpolitik, befördern und zum anderen können mögliche Überlagerungen gewässerschutzpolitischer Regelungen durch andere Sektorpolitiken (z. B. Verkehrs- und Energiepolitik) koordiniert werden.⁶¹⁵

Es lässt sich somit zusammenfassen, dass mittels des Ansatzes eines (integrierten) Flussgebietsmanagements im Vergleich zu rein lokal und medial isolierten Regelungen eine größere Kongruenz der Bewirtschaftung von hydrologischem System, Naturraum und

Breuer (1998), insb. S. 1003-1010; Bosenius (1998), S. 1040. Zur Auswirkung des Koordinationsgebotes auf die Wasserwirtschaftsverwaltung in der Bundesrepublik Deutschland vgl. Solf (2006), S. 135-179; Albrecht (2007), S. 335-344. Zur Diskussion unterschiedlicher Koordinationsansätze aus institutionenökonomischer Sicht vgl. Hecht/Werbeck (2006), S. 178-233.

⁶¹³ Vgl. Art. 3 Abs. 6 WRRL sowie Erwägungsgrund 35 WRRL.

⁶¹⁴ Vgl. Epiney/Felder (2002), S. 57f. sowie S. 62; Seidel/Rechenberg (2004), S. 217f.; Köck/Unnterstall (2006), S. 34f. Eine zwingende Vorgabe einer zentralen Flussgebietsbehörde wäre nicht zuletzt vor dem Hintergrund des europarechtlichen Prinzips der institutionellen Autonomie der Mitgliedstaaten problematisch gewesen, vgl. Breuer (1998), S. 1006f.; Solf (2006), S. 27. In den nationalen und internationalen Flussgebietseinheiten, die das deutsche Hoheitsgebiet berühren, wurde bislang auf die Einführung zentraler Flussgebietsbehörden v. a. aus kompetenzrechtlichen Gründen verzichtet, vgl. LAWA (2001b), S. 9; Brockmann (2003), S. 255; Muro et al. (2006), S. 116f.; Solf (2006), S. 16 sowie S. 146-155; Keitz/Kessler (2008), S. 360. Stattdessen wurde auf die bestehenden Koordinationsstrukturen aufgesetzt und diese wurden im Hinblick auf die Umsetzung der WRRL ausgebaut. Bedeutende Koordinationsstrukturen bestehen im Rahmen der internationalen Flussgebietskommissionen für Rhein, Mosel, Donau, Elbe und Oder, vgl. bspw. Irmer/Vogt (2001), S. 131; Epiney/Felder (2002), S. 69-109; BMU (2006a), S. 57-60; Kappert (2006), S. 96-109; Stratenwerth (2006), S. 68-72; Möllenkamp (2007), S. 74-77; Klauer et al. (2008c), S. 44f.; BMU (2010b), S. 9. Zur Eignung der bis dato bestehenden internationalen, einzugsgebietsbezogenen Kooperationen mit Blick auf die Koordinationsanforderungen des Art. 3 WRRL vgl. ausführlich Epiney/Felder (2002), S. 69-140.

⁶¹⁵ Dies findet insb. Ausdruck in der Forderung nach einer verstärkten Integration weiterer gewässerschutzrelevanter Politiken (bspw. Agrarpolitik, Raumordnung und Landschaftsplanung), ohne die die anspruchsvollen Zielsetzungen der WRRL aufgrund der vielfältigen ökologischen und funktionalen Verflechtungen in Flusseinzugsgebieten als kaum erreichbar eingeschätzt werden, vgl. Fuhrmann (2001), S. 40; Stratenwerth (2006), S. 75f.; Meusel (2008), S. 36; Faulstich/Leipprand (2009), S. 2/10. Eine integrierende Koordination mit relevanten Sektorpolitiken ist auch im Hinblick auf gewässerschutzpolitische Maßnahmen an Querbauwerken von Bedeutung. Die Zusammenhänge mit relevanten Sektorpolitiken (insb. Energiepolitik und Verkehrspolitik) sowie mögliche Interdependenzen mit anderen umweltpolitischen Zielsetzungen werden in Kap. 4.3 skizziert.

Nutzungssystem gewährleistet werden soll.⁶¹⁶ In der Praxis bestehen allerdings i. d. R. administrativ-rechtliche Bruchstellen, die das einheitliche Management eines Flussgebietes erschweren.⁶¹⁷

4.2.4 Guter Zustand bis 2015 als primäres Umweltqualitätsziel für Oberflächengewässer

Die in Art. 1 WRRL formulierten programmatischen Zielsetzungen der WRRL werden in Art. 4 WRRL in rechtsverbindlicher Form konkretisiert.⁶¹⁸ Die Umweltzielsystematik des Art. 4 WRRL bildet insofern das Herzstück der Richtlinie, da auf ihr die Sicherstel-

⁶¹⁶ Im Zuge der Umsetzung der WRRL fand der Begriff des Flussgebietsmanagements auch in der wasserwirtschaftlichen Praxis eine breitere Verwendung. Insb. hat sich der Begriff in denjenigen Wasserverbänden etabliert, denen bezogen auf bestimmte hydrografische (Teil-)Einzugsgebiete wasserwirtschaftliche Aufgaben übertragen wurden (z. B. Ruhrverband), vgl. bspw. Staffel-Schierhoff/Albrecht (2001), S. 116-126. Es bedarf hierbei jedoch einer Differenzierung dieses wasserverbandlichen Flussgebietsmanagements von einem umfassenderen „staatlichen“ Flussgebietsmanagement. In ihren jeweiligen Zuständigkeitsgebieten können die Verbände mit ihrem wasserverbandlichen Flussgebietsmanagement aber eine wesentliche Unterstützungsfunktion für das übergreifende Flussgebietsmanagement einnehmen. Neben der Bereitstellung entscheidungsrelevanter Informationen für die staatliche Bewirtschaftungsplanung sind sie auch wesentlich an der Umsetzung von Detailmaßnahmen beteiligt.

⁶¹⁷ Die Problematik rechtlich-administrativer Bruchstellen ergibt sich insb. in nicht zentralisierten Wasserwirtschaftssystemen. Die Umsetzung der Koordinationsanforderungen des Flussgebietsansatzes gem. Art. 3 WRRL wird daher in der Literatur insb. für das föderal geprägte Wasserwirtschaftssystem der Bundesrepublik Deutschland als herausfordernd eingeschätzt, da hierzu eine Neuausrichtung der zuvor primär auf administrative Zuständigkeiten in den Gebietskörperschaften ausgerichteten Bewirtschaftung der Gewässer erforderlich ist, vgl. Hörsgen (1999), S. 12f.; Muro et al. (2006), S. 116; Palm (2006a), S. 32 sowie auch Meusel (2008), S. 28. Teilweise wird eine durchgreifende Implementierung des Flussgebietsansatzes aber auch aus methodischen Gründen abgelehnt. KEITZ/KÉSSLER argumentieren u. a., dass homogene Gewässertypen teilweise flussgebietsübergreifend vorkommen und daher auch flussgebietsübergreifende Strategien verlangen, wobei Belastungsschwerpunkte eben auch durch politische Grenzen bestimmt werden (z. B. aufgrund der in diesen politischen Einheiten vorliegenden Energie- oder Agrarpolitik). Dementsprechend ist der Flussgebietsansatz ihrer Ansicht nach auch hinsichtlich medienübergreifender Umweltschutzstrategien mit anderen Bezugsräumen problematisch. Darüber hinaus verweisen sie auf administrative Hemmnisse, z. B. Verletzung des Grundsatzes der Einräumigkeit der Verwaltung insb. bei der Abstimmung mit anderen Fachbehörden, vgl. Keitz/Kessler (2008), S. 356-358. Die Koordination im Flussgebiet sollte sich daher auf die Kernelemente, insb. auf die Unter-/Oberliegerproblematik bei Belastungen sowie das Abflussgeschehen beschränken, vgl. Keitz/Kessler (2008), S. 360. Eine generelle Überlegenheit eines flussgebietsbezogenen Ansatzes kann also nicht vorausgesetzt werden. Es kommt vielmehr auf die konkreten Rahmenbedingungen und die konkrete Umsetzung an.

⁶¹⁸ Vgl. bspw. Epiney/Felder (2002), S. 29f. sowie S. 40-42; Albrecht (2007), S. 111-114 sowie S. 380f.; Köck (2009), S. 229.

lung des angestrebten hohen Schutzniveaus der Gewässer als Kernelement eines nachhaltigen Wasserressourcenmanagements beruht.⁶¹⁹ Dennoch zeigt sich, dass die Umweltzielsetzungen der Richtlinie vielfach interpretations- bzw. konkretisierungsbedürftig sind.⁶²⁰ Entsprechend der Zielsetzung dieser Arbeit wird im Folgenden auf die ökologischen Zielsetzungen für Oberflächengewässer fokussiert.

Im Kontext der verbindlichen Umweltziele nach Art. 4 WRRL werden innerhalb der in Art. 3 WRRL verankerten flussgebietsbezogenen Betrachtungsweise so genannte Wasserkörper als zentrale Bewirtschaftungseinheiten etabliert.⁶²¹ Dabei wird ein Oberflächenwasserkörper als „ein einheitlicher und bedeutender Abschnitt eines Oberflächengewässers“⁶²² definiert. Ein Oberflächenwasserkörper kann somit in Bezug auf Fließgewässer je nach Abgrenzung einen Fluss⁶²³ oder einen Teil eines Flusses umfassen.⁶²⁴ Gemäß Art. 4 Abs. 1 WRRL sind bei der Festlegung der auf die *Einzugsgebiete* bezogenen Maßnahmenprogramme nach Art. 11 WRRL die im Folgenden zu beschreibenden *wasserkörperbezogenen* Umweltziele zugrunde zu legen.⁶²⁵

In Art. 4 Abs. 1 WRRL wird als primäres Umweltziel das Erreichen eines „guten Zustands“ der Oberflächengewässer bis spätestens 15 Jahre nach Inkrafttreten der Richtlinie,

⁶¹⁹ Vgl. CIS (2009a), S. 4 und S. 30 sowie auch bspw. Epiney/Felder (2002), S. 29f.; Sigel (2007), S. 27; Klauer et al. (2008b), S. 30.

⁶²⁰ Vgl. Durner (2010), S. 458-460. Eine Interpretation der einzelnen Bestimmungen ist grundsätzlich so vorzunehmen, dass jedes Umweltziel einen eigenständigen Regelungsgehalt behält und darüber hinaus dem Grundanliegen der WRRL eines ausgewogenen Verhältnisses von Schutz und Nutzung Rechnung trägt, vgl. Ginzky (2009), S. 244.

⁶²¹ Umweltziele sind also differenziert für die Bewirtschaftungseinheit eines Wasserkörpers festzulegen, vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 27; Stratenwerth (2006), S. 66; Irmer/Rechenberg (2006), S. 106f.; Keitz/Kessler (2008), S. 356; Meusel (2008), S. 12; Klauer et al. (2008b), S. 40. Die Notwendigkeit einer zusätzlichen, kleinräumigen Bewirtschaftungseinheit begründet sich bereits aus den unterschiedlichen naturräumlichen Gegebenheiten innerhalb eines Flussgebietes.

⁶²² Art 2, Nr. 10 WRRL. Im Rahmen der WRRL können mehrere Kriterien zur möglichst einheitlichen Abgrenzung von Wasserkörpern Anwendung finden. Neben einer typologischen Abgrenzung auf Basis von Ökoregionen können auch hydrogeografische und morphologische Charakteristika (z. B. einheitliche Gewässerstrecke zwischen bedeutenden Zuflüssen) Anwendung finden, vgl. BMU (2004a), S. 25; Kampa/Hansen (2004), S. 28-34; Podraza et al. (2005), S. 11. Auch nutzungsbedingte oder qualitätsbezogene hydromorphologische Charakteristika können der Abgrenzung von Wasserkörpern zugrunde gelegt werden. So ist es bspw. sinnvoll, einen Stausee oder einen zusammenhängenden staueregulierten Fließgewässerabschnitt aufgrund der abgrenzbaren besonderen Charakteristika als einen Wasserkörper zu definieren, vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 31f.; Immer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 492. Schon die Abgrenzung der Wasserkörper kann also weitreichende Implikationen für den weiteren Prozess zur Verwirklichung der ökologischen Zielsetzungen entfalten, vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 27.

⁶²³ Ein Fluss ist nach Art. 2, Nr. 4 WRRL als „Binnengewässer, das größtenteils an der Erdoberfläche fließt, teilweise aber auch unterirdisch fließen kann“ definiert.

⁶²⁴ Vgl. BMU (2010b), S. 18.

⁶²⁵ Bei der Verwirklichung der Umweltziele besteht also eine grundsätzliche Dualität der Bewirtschaftungseinheiten Flussgebiet und Wasserkörper, vgl. auch Stratenwerth (2006), S. 66f. Zur Aufstellung der Maßnahmenprogramme nach Art. 11 WRRL vgl. ausführlich Kap. 5.2.

also bis Ende 2015, vorgegeben (Zielerreichungsgebot).⁶²⁶ Der den Umweltzielen als Bezugsobjekt zugrunde gelegte „Zustand“ repräsentiert eine zusammenfassende Qualitätsbewertung des betrachteten Wasserkörpers, welche wiederum auf einer umfassenden und gewässertypbezogenen Gesamtbetrachtung der Gewässerbeschaffenheit basiert.⁶²⁷ In der Systematik der WRRL werden mit dem ökologischen und dem chemischen Zustand zwei Zustandskategorien für Oberflächengewässerkörper differenziert.⁶²⁸ Ein guter Zustand eines Oberflächenwasserkörpers ist nur dann hergestellt, wenn sowohl ein mindestens guter chemischer als auch ein mindestens guter ökologischer Zustand vorliegen.⁶²⁹ Hierdurch wird die Bedeutung der Ökologie bei der Bewirtschaftung von Wasserressourcen deutlich aufgewertet.⁶³⁰

Der ökologische Zustand eines Oberflächengewässers bezieht sich auf die Qualität der Struktur und Funktionsfähigkeit aquatischer, in Verbindung mit dem Oberflächengewässer stehender Ökosysteme und ist gemäß den konkretisierenden Vorgaben des Anhangs V WRRL einzustufen.⁶³¹ Demnach sind für die Einstufung des ökologischen Zustands die Ausprägungen definierter biologischer Qualitätskomponenten maßgeblich.⁶³² Diese

⁶²⁶ Vgl. Art. 4 Abs. 1 a) i) und ii) WRRL sowie bspw. Appel (2001), S. 129; Koller-Kreimel/Jäger (2001), S. 117. Die Umweltziele für das Grundwasser werden in Art. 4, Abs. 1 b) WRRL formuliert. Demnach gilt auch hier ein Verschlechterungsverbot, die Einleitung von Schadstoffen in das Grundwasser ist zu verhindern bzw. zu begrenzen. Grundwasserkörper, die nach Art. 2, Nr. 12 i. V. m. Art. 2, Nr. 11 WRRL abzugrenzen sind, müssen geschützt und ggf. saniert werden, wobei ebenfalls ein Gleichgewicht zwischen Grundwasserentnahmen und -neubildung sicherzustellen ist. Ein weiteres Element ist eine Umkehr etwaiger Trends zur Schadstoffanreicherung. Insgesamt ist bis 2015 ein guter Zustand der Grundwasserkörper zu erreichen, der sich gemäß Art. 2, Nr. 20 WRRL aus einem guten chemischen und einem guten mengenmäßigen Zustand zusammensetzt, vgl. auch bspw. Lanz/Scheuer (2001), S. 37-43; Elgeti/Fries/Hurck (2006), S. 746f.; BMU (2006a), S. 31-41; Rechenberg (2006); S. 204-210; Zilkens (2007), S. 35f.; Albrecht (2007), S. 363-371; Meusel (2008), S. 17-20; Köck (2009), S. 229. Für die Gewässerkategorie Grundwasser wurde im Jahr 2006 zudem eine Tochterrichtlinie mit quantifizierten Qualitätswerten verabschiedet, vgl. bspw. Köck (2009), S. 230. Der Bereich des Grundwassers wird im Folgenden nicht weiter betrachtet.

⁶²⁷ Vgl. Fuhrmann (2001), S. 40; BMU (2006a), S. 42f.; Elgeti/Fries/Hurck (2006), S. 745; BMU (2006b), S. 2; MUFV RLP (2008), S. 67.

⁶²⁸ Vgl. bspw. Klauer et al. (2008b), S. 30.

⁶²⁹ Vgl. Art. 2, Nr. 17 und 18 WRRL sowie bspw. Koller-Kreimel/Jäger (2001), S. 117; Irmer/Rechenberg (2006), S. 111; Irmer et al. (2009), S. 52/3; Köck (2009), S. 228. Das heißt also, dass der Gesamtzustand im Falle abweichender Einstufungen immer der schlechteren Ausprägung des ökologischen sowie des chemischen Zustands entspricht.

⁶³⁰ Vgl. ; Klauer et al. (2008b), S. 31; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 4; Durner (2010), S. 457f.; BMU (2010b), S. 38.

⁶³¹ Vgl. Art. 2, Nr. 21 und 22 WRRL sowie auch bspw. Keitz (1999), S. 15; Irmer/Rechenberg (2006), S. 111-121.

⁶³² Vgl. BMU (2010b), S. 19 sowie Appel (2001), S. 129; Steinberg et al. (2002), S. 122; Seidel/Rechenberg (2004), S. 217; VDG (2004), S. 22; Palm (2006a), S. 1; BMU (2006a), S. 42; Irmer/Rechenberg (2006), S. 114; Elgeti/Fries/Hurck (2006), S. 745f.; Albrecht (2007), S. 349-351. Eine Zustandsbewertung auf Basis dieser unterschiedlichen Teilbereiche von Flora und Fauna wird als aussagekräftiger als das traditionelle Saprobien-system eingeschätzt, da die divergierenden Lebensraumsprüche und Indikationseigenschaften der unterschiedlichen Organismengruppen geeignet sind, die z. T. sehr komplexen Wirkungen einzelner Belastungen genauer abzubilden, vgl. BMU (2006a), S. 43. Zum Saprobien-system vgl. z. B. Rössert (1984), S. 268-271; LAWA (1997), Glossar, S. 1; Maniak (2005),

umfassen gemäß Anhang V WRRL die Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora (Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos)⁶³³, der benthischen wirbellosen Fauna (Makrozoobenthos) sowie die Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna. Unterstützend hinzugezogen werden physikalisch-chemische Parameter (Temperaturverhältnisse, Sauerstoffgehalt, Salzgehalt, Versauerung, Nährstoffe⁶³⁴ und spezifische Schadstoffe⁶³⁵) sowie hydromorphologische Parameter zur Abbildung der Habitatqualität aquatischer Biozönosen.⁶³⁶ Letztere umfassen bei Fließgewässern den Wasserhaushalt (Abfluss und Abflussdynamik, Verbindung zu Grundwasserkörpern), die ökologische Durchgängigkeit sowie die morphologischen Bedingungen (Tiefen- und Breitenvariation, Struktur und Substrat des Flussbetts, Struktur der Uferzone).⁶³⁷

Durch die Systematik des guten ökologischen Zustands wird eine leitbildorientierte Zustandsbewertung⁶³⁸ etabliert, die sich vornehmlich an der Sicherung der ökosystemaren Funktionen von Gewässern als Bestandteil des Naturhaushaltes sowie als Lebensraum für Flora und Fauna unter Einbeziehung der ökosystemaren Zusammenhänge orientiert.⁶³⁹

S. 616-626; DIN 4049-2, S. 16, Nr. 4.61 bis 4.65. Zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern anhand der Parameter Fischfauna und Wasserpflanzen vgl. auch Maniak (2005), S. 626-628.

⁶³³ Als Makrophyten werden makroskopische, d. h. mit bloßem Auge sichtbare Wasserpflanzen bezeichnet, vgl. DIN 4049-2, S. 15, Nr. 4.39.

⁶³⁴ „Gesamtheit der für die Ernährung von Organismen notwendigen organischen und anorganischen Stoffe“, DIN 4045, S. 38, Nr. 4.1.17.

⁶³⁵ Als spezifische Schadstoffe gelten die Stoffe des Anhangs VIII, Nr. 1-9 WRRL, vgl. auch Meusel (2008), S. 15; Ginzky (2009), S. 243. Für diese sind von den Mitgliedstaaten entsprechende Umweltqualitätsnormen entsprechend ihrer flussgebietspezifischen Relevanz und anhand der methodischen Vorgaben des Anhangs V Nr. 1.2.6 WRRL festzulegen. Werden diese Umweltqualitätsnormen nicht eingehalten, ist der ökologische Zustand – auch bei Indizierung eines besseren Zustands durch die biologischen Komponenten – bestenfalls als mäßig einzustufen, vgl. Irmer/Blondzik (2006), S. 186.

⁶³⁶ Vgl. Anhang V, Abschnitt 1.1.1 und Abschnitt 1.2.1 WRRL sowie bspw. Lanz/Scheuer (2001), S. 21; Palm (2006a), S. 33; Irmer/Rechenberg (2006), S. 114-121; Albrecht (2007), S. 350; BMU (2010b), S. 19;. Die unterstützenden Parameter müssen die Funktionsfähigkeit des typspezifischen Ökosystems sowie entsprechende Ausprägungen der biologischen Qualitätskomponenten gewährleisten. Die Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten hat bei der Zustandsbewertung grundsätzlich Vorrang, bei Widersprüchen zur physikalisch-chemischen Einschätzung ist jedoch die Validität der biologischen Bewertung zu prüfen, vgl. BMU (2004a), S. 61-67; Ginzky (2009), S. 243. Dementsprechend sind auch die hydromorphologischen Parameter nur indirekt bewertungsrelevant, indem sie die direkt bewertungsrelevanten biologischen Qualitätskomponenten beeinflussen, vgl. Meusel (2008), S. 17.

⁶³⁷ Vgl. CIS (2003a), S. 22; Irmer/Rechenberg (2006), S. 114-117.

⁶³⁸ Allgemein repräsentiert ein Leitbild die maximalen Entwicklungs- bzw. Sanierungsziele eines Gewässers unter Ausblendung von menschlichen Nutzungen und Kosten-Nutzen-Aspekten, vgl. Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 454 sowie auch MUNLV NRW (2007), S. 32-34. Vom Leitbild sind daher die so genannten Entwicklungsziele abzugrenzen, welche die unter den gegebenen sozioökonomischen Bedingungen realisierbaren, möglichst naturnahen Ausprägungen für Fließgewässer, Aue und Einzugsgebiet definieren, vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 251 sowie auch Glaser (1999), S. 53-70. Zum leitbildorientierten Gewässerschutz vgl. auch Lacombe (1999), S. 35f.; Glaser (1999), S. 51-53; Steinberg et al. (2002), S. 122-124.

⁶³⁹ Vgl. Keitz (1999), S. 15; Appel (2001), S. 129; Koller-Kreimel/Jäger (2001), S. 117f.; Leymann (2001b), S. 24; Podraza et al. (2005), S. 9; Irmer/Rechenberg (2006), S. 109-111; Elgeti/Fries/Hurck (2006), S. 747f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 240-243; sowie auch bereits LAWA (1996), S. 12f. Zu den Grundlagen ökosystemarer Ansätze vgl. bspw. Hesse (1999), S. 17f.

Als leitbildgestützte Referenz des ökologischen Zustands dient in der Systematik des Anhangs V WRRL der „sehr gute ökologische Zustand“, der einen weitestgehend anthropogen unbeeinflussten bzw. den potenziell natürlichen Zustand eines Gewässers repräsentiert.⁶⁴⁰ Der anthropogen unbeeinflusste Zustand eines Gewässers ist dabei nicht uniform, sondern von seinem jeweiligen naturräumlichen Kontext des Gewässertyps abhängig.⁶⁴¹ Die natürlichen ökologischen Eigenschaften von Fließgewässern und ihre Empfindlichkeit gegenüber anthropogenen Einflüssen können sich bspw. in Abhängigkeit von ihrer Substratbeschaffenheit, ihrer Fließgeschwindigkeit und ihren physiko-chemischen Bedingungen wie der Temperatur erheblich unterscheiden, die sich insgesamt wiederum in entsprechend unterschiedlichen Biozönosen niederschlagen.⁶⁴²

Ausgehend vom referenziellen, gewässertypspezifischen Leitbild des sehr guten ökologischen Zustands ist in Anhang V, Abschnitt 1.4.2 WRRL eine Einstufung des ökologischen Zustands anhand von fünf Zustandsklassen vorgesehen, wobei der sehr gute Zustand die beste Zustandsklasse darstellt.⁶⁴³ Die Einstufung des ökologischen Zustandes als Gesamturteil wird wiederum durch die schlechteste Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten bestimmt.⁶⁴⁴ Allerdings werden im Richtlinien text keine operationalisierten bzw. quantifizierten Kriterien zur Abgrenzung der Zustandsklassen geliefert.

⁶⁴⁰ Gemäß Anhang V, Abschnitt 1.2 WRRL bedingt der sehr gute Zustand eines Gewässers, dass „[...] keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten“ gegenüber der Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind. Auch die Werte der biologischen Qualitätskomponenten zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen gegenüber der Abwesenheit störender Einflüsse, vgl. auch CIS (2003e), S. 11f.; Irmer/Rechenberg (2006), S. 109-111.

⁶⁴¹ Vgl. Albrecht (2007), S. 351; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 250f.; Koller-Kreimel/Jäger (2001), S. 118f. Zur Ableitung von Referenzbedingungen vgl. CIS (2003e), S. 33-35.

⁶⁴² Vgl. bspw. Irmer/Rechenberg (2006), S. 107f.; Zilkens (2007), S. 34. Bspw. weist ein großes Fließgewässer im mediterranen Raum deutlich andere Lebensgemeinschaften auf als ein Wildbach in den Alpen. Hinsichtlich der Definition des sehr guten Zustands bestimmten Oberflächenwasserkörpers sind daher typbezogene, differenzierte Leitbilder zu bestimmen, die den jeweiligen naturräumlichen Bedingungen innerhalb eines Fließgewässersystems in Form entsprechender Fließgewässerkategorien Rechnung tragen, vgl. Fuhrmann (2001), S. 40; Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 454; Sommerhäuser (2006), S. 158-168; Kappert (2006), S. 177-182; Köck (2009), S. 228. Zur Typisierung können zwei alternative Ansätze zur Anwendung kommen (System A und B): Während diese bei System A ausgehend von großräumigen Ökoregionen und weiteren Parametern wie Höhenlage und Grobgeologie vorgenommen wird, stellt System B einen erweiterten Ansatz dar, auf dessen Basis spezifische Biozönosen typisiert werden können, vgl. Anhang II WRRL sowie Lanz/Scheuer (2001), S. 20; Koller-Kreimel/Jäger (2001), S. 118; CIS (2003e), S. 16f.; BMU (2004a), S. 15f.; Sommerhäuser (2006), S. 160-168; Irmer/Rechenberg (2006), S. 107-109. In der Bundesrepublik Deutschland wurden Fließgewässer nach dem System A, ergänzt um Merkmale des Systems B, typisiert, vgl. Zilkens (2007), S. 34. Ausgehend von der Typisierung werden als differenzierte „Vorbilder“ so genannte Referenzgewässer herangezogen, die die natürlichen Ausstattungsmerkmale und Entwicklungsmöglichkeiten eines Gewässertyps weitgehend repräsentieren, vgl. Sommerhäuser (2006), S. 167f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 91. Im Hinblick auf die Fischfauna sind hierbei insb. die bereits genannten Fischregionen zu beachten, vgl. bereits Kap. 3.3.

⁶⁴³ Vgl. auch Meusel (2008), S. 15; Köck (2009), S. 228.

⁶⁴⁴ Vgl. Irmer/Rechenberg (2006), S. 119f.

Auch der primär anzustrebende gute ökologische Zustand der Gewässer wird in Anhang V WRRL nur allgemein dadurch charakterisiert, dass die biologischen Qualitätskomponenten für Flora und Fauna lediglich „geringe anthropogene Abweichungen“⁶⁴⁵ von ihren typspezifischen Ausprägungen bei Abwesenheit störender Einflüsse aufweisen.⁶⁴⁶ Der gute ökologische Zustand als Zielzustand erlaubt somit ein gewisses Maß anthropogener Veränderung des natürlichen Gewässerzustands.⁶⁴⁷ Es obliegt daher den Mitgliedstaaten, auf Basis der Vorgaben des Anhangs V und unter Berücksichtigung einer im Umsetzungsprozess der WRRL vorgesehenen Interkalibrierung eine geeignete Operationalisierung der Einstufung eines Wasserkörpers in die Zustandsklassen vorzunehmen, die auch mitgliedstaatenübergreifend eine vergleichbare Einstufung der Wasserkörper und damit der Zielerreichung ermöglicht.⁶⁴⁸

Die zweite Zustandskategorie neben dem ökologischen Zustand ist der chemische Zustand. Für Oberflächengewässer ist die Zielsetzung des guten chemischen Zustandes dadurch gekennzeichnet, dass durch die Schadstoffkonzentrationen im Gewässer keine

⁶⁴⁵ Anhang V, Abschnitt 1.2 WRRL. Mit seiner Definition als nur geringe Abweichung von typspezifischer Flora und Fauna gegenüber einem anthropogen unbeeinflussten Zustand orientiert sich die Zielsetzung des guten ökologischen Zustands am Grundsatz der Nachhaltigkeit von Gewässerökosystemen, vgl. Steinberg et al. (2002), S. 122f.

⁶⁴⁶ Vgl. auch Koller-Kreimel/Jäger (2001), S. 119f.; Irmer/Rechenberg (2006), S. 117f.; Zilkens (2007), S. 35; Das Umweltziel „guter Zustand“ gilt somit zwar einheitlich für alle Gewässer, ist jedoch keineswegs mit uniformen ökologischen Anforderungen für die unterschiedlichen Gewässertypen gleichzusetzen. Stattdessen ist der „gute Zustand“ durch Mitgliedstaaten vor dem Hintergrund abweichender klimatischer, hydrologischer und naturräumlicher Bedingungen für die jeweiligen Gewässer unter Bezugnahme auf jeweilige Referenzgewässer zu konkretisieren, vgl. Brockmann (2003), S. 59; BMU (2006b), S. 96. Die allgemeine Definition des guten Zustands wird in den Abschnitten 1.2.1 bis 1.2.4 des Anhang V WRRL für die verschiedenen Gewässertypen sowie die biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten weiter spezifiziert, wobei eine nach den Qualitätskomponenten differenzierte Spezifizierung allerdings nur für die ersten drei Zustandsklassen erfolgt.

⁶⁴⁷ Vgl. Zilkens (2007), S. 35.

⁶⁴⁸ Vgl. Anhang V, Abschnitt 1.4.1 WRRL; CIS (2003d); CIS (2005a); CIS (2005c); CIS (2011a) sowie auch; Koller-Kreimel/Jäger (2001), S. 122; Lanz/Scheuer (2001), S. 22f.; CIS (2003e), S. 39-42; Holzwarth (2005), S. 514; Elgeti/Fries/Hurck (2006), S. 745; Kappert (2006), S. 177-182; Irmer/Rechenberg (2006), S. 121-124; Birk/Böhmer (2007); Birk et al. (2008); Köck (2009), S. 228. Bei der Zustandsbeurteilung von Gewässern ist also von einem gewissen Interpretationsspielraum der Mitgliedstaaten auszugehen, vgl. Zielkens (2007), S. 35. Zentraler Zweck der Interkalibrierung ist, trotz unterschiedlicher Bewertungsmethoden unter den Mitgliedstaaten eine hinreichend einheitliche Zustandsklassifizierung zu gewährleisten, vgl. Bosenius/Holzwarth (2006), S. 18; Birk/Böhmer (2007), S. 10; CIS (2009d), S. 9-15. Die relative Vergleichbarkeit soll dabei über die Ermittlung von Environmental Quality Ratios ermöglicht werden, mit denen die aktuelle Einschätzung einer Qualitätskomponente zur zugehörigen Referenz ins Verhältnis gesetzt wird, vgl. CIS (2003e), S. 18-21; Irmer/Rechenberg (2006), S. 121-124. Zur Problematik der Operationalisierung der Zustandsklassen sowie einer möglichen Instabilität der Zustandseinstufung aufgrund der Variabilität natürlicher Parameter (z. B. Niederschlag) vgl. auch CIS (2003e), S. 36-39; Kampa/Hansen (2004), S. 95f.; Irmer/Rechenberg (2006), S. 117.

gemeinschaftliche Umweltqualitätsnorm⁶⁴⁹ gemäß Anhang IX WRRL, Art. 16, Abs. 7 i. V. m. Anhang X WRRL oder gemäß anderer einschlägiger *gemeinschaftlicher* Rechtsvorschriften verletzt wird.⁶⁵⁰ Die ökologischen Anforderungen an den chemischen Zustand sind im Zusammenhang mit ökologischen Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerkstandorten von geringer Bedeutung, so dass für den weiteren Verlauf der Arbeit lediglich auf die Anforderungen eines guten *ökologischen* Zustands fokussiert wird.⁶⁵¹

Als grundlegende Mindestanforderung an die Bewirtschaftung der Gewässer wird in Art. 4 Abs. 1 WRRL neben dem erörterten Zielerreichungsgebot für den chemischen und den ökologischen Zustand auch die Verhinderung einer Verschlechterung des Zustands aller Oberflächenwasserkörper als Ziel festgelegt (Verschlechterungsverbot).⁶⁵² Das Wesen

⁶⁴⁹ Als Umweltqualitätsnorm gilt „die Konzentration eines bestimmten Schadstoffs oder einer bestimmten Schadstoffgruppe, die in Wasser, Sedimenten oder Biota aus Gründen des Gesundheits- und Umweltschutzes nicht überschritten werden darf“, Art. 2, Nr. 35 WRRL, zur gemeinschaftlichen Festlegung von Umweltqualitätsnormen vgl. auch Erwägungsgrund 42 WRRL sowie ausführlich Irmer/Blondzik (2006), S. 192-195.

⁶⁵⁰ Vgl. Art. 2, Nr. 24 WRRL sowie auch Borchardt/Funke (2005), S. 109; Palm (2006a), S. 33; Irmer/Rechenberg (2006), S. 124f.; Elgeti/Fries/Hurck (2006), S. 746; Albrecht (2007), S. 361f.; Zilkens (2007), S. 35; Meusel (2008), S. 14f.; Ginzky (2009), S. 244; Köck (2009), S. 228; BMU (2010b), S. 27f. Es ist jedoch zu beachten, dass nicht alle stofflichen Beeinträchtigungen der Gewässer in die Zustandskategorie des chemischen Zustands fallen. Die nicht ausdrücklich dem chemischen Zustand zugeordneten spezifischen Schadstoffe (u. a. viele Industriechemikalien, einige Schwermetalle) gehen vielmehr im Rahmen der physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten in die Bewertung des ökologischen Zustands ein. Hierzu verlangt die WRRL die Festlegung *nationaler* Umweltqualitätsnormen, vgl. ausführlich Irmer/Blondzik (2006), S. 185-192; MUFV RLP (2008), S. 63; Köck (2009), S. 228. Der chemische Zustand ist somit weniger sachlich als regelungstechnisch abgegrenzt, vgl. auch Ginzky (2009), S. 242f. Bei der Bekämpfung der Verschmutzung von Oberflächengewässern gilt ein besonderes Augenmerk der Richtlinie den so genannten prioritären sowie prioritären gefährlichen Stoffen, vgl. bspw. auch Kappert (2006), S. 183-185. In Erwägungsgrund 27 WRRL wird die Eliminierung prioritärer gefährlicher Stoffe als ein „Endziel“ der Richtlinie bezeichnet. In Art. 4, Abs. 1 a) iv) WRRL wird konkret vorgegeben, dass die Verschmutzung von Oberflächengewässern durch prioritäre Stoffe schrittweise zu reduzieren ist, während die Emissionen von prioritären gefährlichen Stoffen sogar zu beenden bzw. schrittweise einzustellen sind, vgl. Art. 16 sowie Erwägungsgrund 45 WRRL. Die gemeinschaftlichen Vorgaben wurden schließlich in Form einer „Tochterraichtlinie“ zu Umweltqualitätsnormen konkretisiert, welche im Jahr 2008 in Kraft getreten ist, vgl. Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 16. Dezember 2008 über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien des Rates 82/176/EWG, 83/513/EWG, 84/156/EWG, 84/491/EWG und 86/280/EWG sowie zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. Zu den sich aus dieser Richtlinie ergebenden Anforderungen an die Verminderung von Schadstoffeinträgen in Oberflächengewässer vgl. bspw. Köck (2009), S. 230f.; Ginzky (2009), insb. S. 247-249 sowie BMU (2010b), S. 28. Zu Quellen prioritärer Stoffe und entsprechenden Handlungsoptionen zu deren Verminderung vgl. Hillenbrand et al. (2007).

⁶⁵¹ Vgl. Kap. 3.3. Eine indirekte Auswirkung von Querbauwerken auf den chemischen Zustand eines Gewässers kann ggf. im Falle von Einleitungen in Ausleitungsstrecken vorliegen, wenn die Überschreitung von Umweltqualitätsnormen auf die höhere Konzentrationswirkung im Restwasser zurückzuführen ist.

⁶⁵² Vgl. Art. 4 Abs. 1 a) i) WRRL sowie bspw. BMU (2004a), S. 61-67; Elgeti/Fries/Hurck (2006); Reinhardt (2007b), S. 717f.; Ginzky (2008); Klauer et al. (2008b), S. 31; Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009). Das Verschlechterungsverbot geht dem vorher erörterten Zielerreichungsgebot voraus, da die Verhinderung einer Zustandsverschlechterung notwendige Bedingung eines zum Status Quo höherwertigen Zielzustands ist, vgl. Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 390. Im Verschlechterungsverbot manifestiert sich auch der antizipative Ansatz der WRRL, welcher sich nicht nur auf die Begrenzung von Schädigungen aus bereits vorhandenen Nutzungen beschränkt. In Erwägungsgrund 4

des Verschlechterungsverbotes ist jedoch wiederum interpretationsbedürftig, wobei die Strenge der Auslegung für die Umsetzung der WRRL sowie die künftigen Bewirtschaftungsentscheidungen von erheblicher Bedeutung ist.⁶⁵³ Aus dem grundlegenden Wasserkörperbezug der Umweltziele in Art 4 WRRL lässt sich begründen, dass lediglich punktuell wirkende zusätzliche Beeinträchtigungen, die den Zustand des Wasserkörpers als Ganzes nicht feststellbar beeinträchtigen, keine Verschlechterung im Sinne des Verschlechterungsverbotes der Richtlinie darstellen.⁶⁵⁴ Demnach könnte aber *jede feststellbare* nachteilige Veränderung des Zustands auf Wasserkörperebene als Verschlechterung gewertet werden. Eine solch strenge Auslegung würde aber laut GINZKY dem Grundgedanken der WRRL nach einem sinnvollen Ausgleich von Schutz und Nutzung der Ressource nicht mehr entsprechen und die Ausnahme notwendigerweise zur Regel machen.⁶⁵⁵ Auch kleinere Bewirtschaftungsentscheidungen würden mit der Notwendigkeit einer gemeinschaftsrechtlich justitierbaren Begründung von Ausnahmetatbeständen konfrontiert. Daher propagiert GINZKY das Kriterium einer „erheblichen Verschlechterung“.⁶⁵⁶ Zur Bestimmung der Erheblichkeit hält es GINZKY in Bezug auf den *ökologischen* Zustand für angemessen, auf eine notwendige Veränderung der Einstufung gemäß der fünf ökologischen Zustandsklassen des Anhangs V WRRL abzustellen, nicht zuletzt da sich Veränderungen des ökologischen Zustands innerhalb einer Zustandsklasse fachlich ohnehin kaum operationalisieren lassen. Hinsichtlich des chemischen Zustandes gilt es dagegen, konkrete Erheblichkeitsschwellen zu definieren.⁶⁵⁷ Im Hinblick auf das Verschlechterungsverbot ist schließlich wiederum zu betonen, dass keine kompensierenden

WRRL wird vielmehr betont, dass die Richtlinie insb. auch in Erwartung eines weiterhin wachsenden Nutzungsdrucks auf die Gewässer in allen Anwendungsbereichen entwickelt wurde.

⁶⁵³ Vgl. Ginzky (2008), S. 148 sowie auch Reinhardt (2007b), S. 717f.; Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 392-394; Köck (2009), S. 229; Durner (2010), S. 459.

⁶⁵⁴ Vgl. Ginzky (2008), S. 150; Köck (2009), S. 229 sowie auch Elgeti/Fries/Hurck (2006), S. 749f. Zur Diskussion des Verschlechterungsverbotes vgl. auch Reinhardt (2007b), S. 717f.; Breuer (2007), S. 506f.

⁶⁵⁵ Vgl. Ginzky (2008), S. 148 sowie ähnlich Elgeti/Fries/Hurck (2006), S. 747. Die strenge Auslegung könnte zur Folge haben, dass selbst geringfügige Erhöhungen oder auch nur temporäre Schwankungen wasserwirtschaftlicher Aktivitäten einen Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot darstellen würden, vgl. Köck (2009), S. 229. Auch im Falle eines verhältnismäßig unbedeutenden hydromorphologischen Eingriffs müsste dann bereits ein wasserkörperbezogener „Ausnahmetatbestand“ nach Art. 4 Abs. 7 WRRL zur Anwendung gebracht werden, im Falle stofflicher Belastungen wäre bei strenger Auslegung des Verschlechterungsverbotes eine geringfügige Zusatzbelastung gar gänzlich unzulässig, vgl. Ginzky (2008), S. 152. Zur ausnahmsweisen Rechtfertigung vorübergehender Verschlechterungen vgl. Art. 4 Abs. 6 WRRL sowie Ginzky (2008), S. 151.

⁶⁵⁶ Ginzky (2008), S. 150 sowie ähnlich Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 393.

⁶⁵⁷ Vgl. Ginzky (2008), S. 152 sowie auch CIS (2007b), S. 6; Breuer (2007), S. 507; Köck (2009), S. 229f. Durch sein differenziertes Vorgehen hinsichtlich des ökologischen und chemischen Zustands grenzt sich GINZKY von anderen Autoren ab, die das Verschlechterungsverbot auch beim chemischen Zustand erst dann verletzt sehen, wenn tatsächlich eine Abstufung des Wasserkörpers erfolgen würde, vgl. Lanz/Scheuer (2001), S. 63; Elgeti/Hurck/Fries (2006); Breuer (2007), S. 506f.

„Saldierungen“ von Veränderungen einzelner Qualitätskomponenten zulässig sind.⁶⁵⁸ Das heißt, dass eine Verschlechterung der Einstufung einer biologischen Qualitätskomponente wie der Fischfauna um mindestens eine Klasse (z. B. von „gut“ auf „mäßig“) unabhängig von einer möglichen Verbesserung anderer Qualitätskomponenten eine Verschlechterung der ökologischen Zustandsklasse und somit einen Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot darstellt, wenn diese zuvor zustandslimitierend war.⁶⁵⁹

In der Umweltzielsystematik der WRRL stellt der gewässertypspezifische „gute Zustand bis 2015“ die primäre, also vorrangige Zielsetzung dar.⁶⁶⁰ Ausgehend von den vorangegangenen Ausführungen kann das Wesen dieses „guten Zustands“ so zusammengefasst werden, dass menschliche Nutzungen der Gewässer deren natürliche ökologische Funktionen nur unwesentlich beeinträchtigen dürfen.⁶⁶¹ Da diese Anforderung vor dem Hintergrund der langfristig gewachsenen und gesellschaftlich bedeutenden Nutzungsstrukturen jedoch sehr komplex und anspruchsvoll ist, wurde bereits bei der Erstellung der Richtlinie antizipiert, dass das angestrebte Primärziel des „guten Zustands“ nicht in allen Fällen fristgerecht oder überhaupt in vollem Umfang verwirklicht werden kann.⁶⁶² Es ist daher in der Umweltzielsystematik des Art. 4 WRRL ebenfalls vorgesehen, dass die Mitgliedstaaten in einzelnen Wasserkörpern von der primären Zielsetzung des guten Zustands bis 2015 unter bestimmten – in den weiteren Bestimmungen des Art. 4 WRRL zu einem gewissen Ausmaß spezifizierten – Bedingungen abweichen können, um dem in der Richtlinie verankerten Grundprinzip eines ausgewogenen Verhältnisses von Schutz und Nutzung i. S. e. nachhaltigen Nutzung der Wasserressourcen Rechnung tragen zu können.⁶⁶³

⁶⁵⁸ Vgl. Anhang V Nr. 1.4.2 WRRL; Ginzky (2008), S. 150f. Wie zuvor erörtert ist die schlechteste Ausprägung einer Qualitätskomponente maßgeblich für die Einstufung des Zustands und damit zustandslimitierend.

⁶⁵⁹ Vgl. Elgeti/Fries/Hurck (2006), S. 747f. Wenn eine Qualitätskomponente (z. B. Fischfauna) zuvor besser als eine andere (z. B. Makrozoobenthos) ausgeprägt und damit nicht zustandslimitierend war, ist eine entsprechende Verschlechterung der Qualitätskomponente möglich, ohne dass der Gesamtzustand schlechter eingestuft werden muss. Demnach werden durch das Verschlechterungsverbot nur solche Veränderungen der aquatischen Lebensgemeinschaften toleriert, die nicht zu einer Unterschreitung definierter Klassengrenzen führen.

⁶⁶⁰ Vgl. Koller-Kreimel/Jäger (2001), S. 117; Klauer et al. (2008b), S. 29. Dabei ist zu beachten, dass gemäß Art. 4, Abs. 2 WRRL für den Handlungsbedarf an einem Wasserkörper immer das weitreichendste der in Art. 4 Abs. 1 WRRL genannten Ziele (das Zielerreichungsgebot, das Verschlechterungsverbot sowie die Spezialvorschriften zu prioritären Stoffen) für den jeweiligen Handlungsbedarf ausschlaggebend ist, womit impliziert wird, dass alle relevanten Ziele zu erreichen sind, vgl. auch CIS (2009a), S. 6.

⁶⁶¹ Vgl. BMU (2004a), S. 11 sowie auch Keitz (1999), S. 15; Podraza (2006), S. 297; Albrecht (2007), S. 347; Ginzky (2009), S. 244.

⁶⁶² Vgl. BMU (2004a), S. 11; Klauer et al. (2008b), S. 31-34 sowie auch Grambow (2008), S. 177.

⁶⁶³ „It has become evident that Article 4 of the WFD is the heart of this legislation and the crucial element to achieve a high level of protection of our waters as part of a sustainable water management, which also takes account of the social and economic needs and realities.“, CIS (2009a), S. 30, vgl. auch Ginzky (2009), S. 244.

In Abgrenzung zum primären Umweltziel des guten Zustands bis 2015 werden diese zeitlichen und materiellen Abweichungsmöglichkeiten im Folgenden als *sekundäre* Umweltziele für Oberflächengewässer bezeichnet.⁶⁶⁴

Die Möglichkeiten zur begründeten Abweichung vom primären Umweltziel des guten Zustands bis 2015 sind in besonderem Maße von ökonomisch geprägten Abwägungen von Schutz und Nutzung abhängig. Da diese ökonomisch geprägten Abwägungen und die daraus abzuleitenden sekundären Umweltziele eine wesentliche Determinante des erforderlichen Maßnahmenumfanges an Querbauwerken darstellen, erfolgt eine vertiefte Erörterung dieser Abwägungsprozesse in den Kap. 5.3 und 5.4.

Der Umweltzielsystematik der WRRL liegt ein vornehmlich *qualitätsorientierter Steuerungsansatz* zugrunde, der gerade im Hinblick auf die querbauwerksbezogenen Beeinträchtigungen des Gewässerzustands eine entscheidende Relevanz entfaltet.⁶⁶⁵ Die Um-

⁶⁶⁴ Hierzu zählen insb. die Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern gem. Art. 4 Abs. 3 WRRL, Fristverlängerungen gem. Art. 4 Abs. 4 WRRL, weniger strenge Umweltziele gem. Art. 4 Abs. 5 WRRL sowie die Abweichungen vom Verschlechterungsverbot gem. Art. 4 Abs. 6-7 WRRL. Auch wenn in Art. 4 WRRL der Begriff „Ausnahme“ nicht explizit verwendet wird, wurde im Rahmen der CIS für die Bestimmungen des Art. 4 Abs. 4-7 WRRL der Begriff der Ausnahmetatbestände geprägt, vgl. bspw. CIS (2005b); CIS (2009a).

⁶⁶⁵ Vgl. bspw. Appel (2001), S. 129 sowie 133f.; Berendes (2002), S. 214; Epiney/Felder (2002), S. 66f.; BMU (2004a), S. 10; Borchardt/Funke (2005), S. 109; Hentschel (2005), S. 3f.; Hödl (2005), S. 53f.; Kessler (2006), S. 48; Hecht/Werbeck (2006), S. 235-238; Albrecht (2007), S. 30-32; Zilkens (2007), S. 34f.; Kolcu (2008), S. 2; Klauer et al. (2008b), S. 31; Meusel (2008), S. 11; Köck (2009), S. 227; Durner (2010), S. 454. Im Umweltschutz allgemein wie auch beim Gewässerschutz können grundsätzlich sowohl Umwelteinwirkungen als auch Umweltauswirkungen als maßgebliche Bezugsobjekte umweltpolitischer Strategien und Zielsetzungen dienen, vgl. bspw. Hentschel (2005), S. 3f. sowie S. 37-40; Kappert (2006), S. 43-49; Albrecht (2007), S. 30f. Mit Bezug auf die klassische Verschmutzungsproblematik wird hierbei zwischen Emissionen („Abgabe von Stoffen und Energie an ein Gewässer“, DIN 4049-2, S. 4, Nr. 1.7) und Immissionen („Stoffe und Energie, die aus vorhergehenden Emissionen [...] und auf natürliche Weise in das Gewässer gelangt sind“, DIN 4049-3, S. 4, Nr. 1.8) differenziert. Die Unterscheidung von Emission und Immission trägt insb. der räumlichen und zeitlichen Entkopplung von Umwelteinwirkungen und Umweltauswirkungen Rechnung. Die Immission an einem bestimmten Ort und zu einem bestimmten Zeitpunkt ergibt sich in Abhängigkeit von Ort und Zeitpunkt der Emissionen sowie den in einem Umweltmedium ablaufenden Diffusions-, Akkumulations- und Assimilationsprozessen, vgl. bspw. Kemper (1993), S. 67; Londong et al. (2006), S. 161; Keudel (2007), S. 10-13. Die Immissionen determinieren die an einem bestimmten Ort zu einem bestimmten Zeitpunkt resultierenden Umweltauswirkungen und damit die sich einstellende Umweltqualität. Zur Bewertung der Umweltqualität sind insb. die Auswirkungen auf die natürlichen Funktionen des Ökosystems zu betrachten. Zum Begriff der Umweltqualität vgl. bspw. Kappert (2006), S. 40-42; Albrecht (2007), S. 38-43. Das primäre Bezugsobjekt einer emissionsorientierten Schutzstrategie (Emissionsprinzip) sind die Quellen anthropogener Umwelteinwirkungen, während eine immissionsorientierte Schutzstrategie (Immissionsprinzip) primär auf die sich in einem Umweltmedium einstellenden umweltqualitätsbestimmenden Merkmale abzielt. Daher wird letztere auch als (umwelt-)qualitätsorientierte Schutzstrategie bezeichnet, bspw. Kemper (1993), S. 69f.; Köck (1997), S. 81. Den beiden Strategien liegen unterschiedliche Schutzphilosophien zugrunde. Eine (rein) immissions- bzw. qualitätsorientierte Gewässerschutzstrategie basiert auf dem Grundgedanken, dass die Nutzung von Gewässern hinsichtlich ihrer jeweiligen ökologischen Aufnahmekapazität zu limitieren ist. Zur Gewährleistung menschlicher Nutzungsmöglichkeiten (z. B. durch Vermeidung einer Gesundheitsgefährdung) und/oder ökologischer Anforderungen (insb. Erhaltung der Lebensraumfunktionen für

weltqualitätsorientierung der Richtlinie manifestiert sich v. a. in den verbindlichen Umweltzielen des Art. 4 WRRL, die sich i. S. d. Immissionsprinzips als qualitätsorientierte Umweltziele⁶⁶⁶ auf den chemischen und ökologischen Zustand eines Gewässers beziehen, welcher sich infolge der jeweiligen anthropogenen Einwirkungen einstellt.⁶⁶⁷ Das heißt

Flora und Fauna) werden immissionsseitige Qualitätsziele und Qualitätsstandards (z. B. Konzentrationsgrenzwerte bzw. Critical Levels oder auch Critical Loads für bestimmte Schadstoffe) gesetzt, bei deren Einhaltung auch Verdünnungseffekte und die Selbstreinigungskraft der Gewässer ausgenutzt werden können. Im zweiten Schritt werden verursacherquellenbezogene Anforderungen aus den jeweiligen immissionsseitigen Anforderungen abgeleitet. Es sind jedoch keine quellen-, z. B. anlagenbezogenen Anforderungen vorgesehen, die per se und *unabhängig* vom jeweiligen Gewässerzustand einzuhalten sind. Hieraus ergibt sich die Möglichkeit einer flexibleren umweltpolitischen Regulierung mit dezentralen Entscheidungsspielräumen und potenziellen Effizienzgewinnen, vgl. bspw. Fürst et al. (1992), S. 8-31; Köck (1997), S. 82; Appel (2001), S. 134; Brockmann (2003), S. 28f.; Borchardt/Funke (2005), S. 109; Kappet (2006), S. 44f.; Albrecht (2007), S. 43-53. Dieses Vorgehen birgt andererseits die immanente Gefahr einer steten „Auffüllung“ der nur durch die immissionsseitigen Qualitätsziele vorgegebenen Beeinträchtigungspotenziale, selbst wenn den Nutzern eine geringere Beeinträchtigung technisch möglich und ökonomisch zumutbar wäre. Der Immissionsansatz ist grundsätzlich mit höheren Informationsanforderungen bzgl. der ökologischen Wirkungen verbunden. Wenn Wirkungszusammenhänge nur unzureichend bekannt sind und somit die tolerierbare Aufnahmekapazität mit Unsicherheit behaftet ist, kann hieraus eine Verletzung des Vorsorgeprinzips entstehen, so dass zumindest entsprechende Sicherheitsmargen bei der Festlegung der Qualitätsziele erforderlich werden, vgl. Breuer (1995), S. 11f.; Köck (1997), S. 83; Breuer (1998), S. 1002; Appel (2001), S. 134, Kessler (2004), S. 138; Hentschel (2005), S. 38; Kappet (2006), S. 47-49. Demgegenüber zielt eine (rein) emissionsorientierte Strategie – unabhängig von der jeweiligen Aufnahmekapazität des Ökosystems – auf die weitest reichende, ursprungsbezogene Vermeidung von Beeinträchtigungen ab, die technisch umsetzbar und (ökonomisch) zumutbar ist (Minimierungskonzept), vgl. Fürst et al. (1992), S. 8-31; Kemper (1993), S. 68f.; Köck (1997), S. 82; Kappet (2006), S. 45f. Hierzu werden generelle quellen- bzw. anlagenbezogene technische Standards (oft als so genannter Stand der Technik oder beste verfügbare Technik) definiert, vgl. Breuer (1995), S. 11f.; Kappet (2006), S. Albrecht (2007), S. 30f., S. 53-56 sowie S. 226-229; Endres (2013), S. 159-161. Insb. im Falle unzureichender Kenntnisse über ökologische Wirkungszusammenhänge im Gewässer entspricht das Emissionsprinzip in besonderem Maße dem Vorsorgegrundsatz, vgl. Breuer (1995), S. 11; LAWA (1996), S. 11f.; Köck (1997), S. 83; BMU (1998), S. 53. Zentraler Nachteil ist jedoch, dass ein allein auf dem Emissionsprinzip basierendes Gewässerschutzregime nicht in jedem Fall die ökologische Integrität der Gewässer gewährleisten kann, da durch die alleinige Vorgabe von quellen- bzw. anlagenbezogenen Emissionsstandards i. d. R. nicht der Gesamtumfang der Emissionen sowie die daraus resultierenden Immissionen limitiert werden können, vgl. LAWA (1996), S. 12; Köck (1997), S. 85; BMU (1998), S. 55; Appel (2001), S. 134; Kappet (2006), S. 46f.; Albrecht (2007), S. 25f.; Zilkens (2007), S. 34f. Zudem ist das Emissionsprinzip primär für quellenbezogene stoffliche Belastungen geeignet. Für eine ganzheitliche ökologische Betrachtung von Gewässern sowie insb. auch für Defizite im Bereich der Gewässerstruktur bietet es dagegen keine Handhabe, vgl. Albrecht (2007), S. 26f. Beide Strategien schließen sich nicht grundsätzlich aus, sondern können sich gegenseitig ergänzen, vgl. bspw. Albrecht (2007), S. 95-97. Der gemeinschaftliche Gewässerschutz im Vorfeld der WRRL war allerdings durch ein unkoordiniertes Nebeneinander von emissions- und immissionsbezogenen Richtlinien geprägt, vgl. Breuer (1995), S. 11; Hentschel (2005), S. 36-40; Durner (2010), S. 454; Ammermüller (2011), S. 29. Dies war insb. auf einen politischen Interessenausgleich der Mitgliedstaaten mit entsprechend unterschiedlichen Bewirtschaftungstraditionen zurückzuführen, die z. T. auch in einem engen Zusammenhang mit der jeweiligen Verfassungstradition und Verwaltungskultur standen und somit einen nachhaltig prägenden Einfluss auf die jeweiligen Wasserrechtssysteme erlangten. So hatte sich insb. in Großbritannien, aber auch tendenziell in Frankreich, das Immissionsprinzip etabliert, während insb. in Deutschland im Vorfeld der WRRL das Emissionsprinzip vorherrschend war, vgl. Appel (2001), S. 131-133; Kaltenmeier (2001), S. 83; Brockmann (2003), S. 28f.; Kessler (2004), S. 137f.; Kessler (2006), S. 48; Hecht/Werbeck (2006), S. 235; Albrecht (2007), S. 31.

⁶⁶⁶ Zur spezifischen Terminologie in der WRRL, die den Begriff Umweltziele einführt, vgl. Albrecht (2007), S. 109-111. Zur allgemeinen Abgrenzung umweltbezogener Zielbegriffe (Umweltqualitätsziele, Umwelthandlungsziele) vgl. Kappet (2006), S. 40-42; Albrecht (2007), S. 43-39.

⁶⁶⁷ In rechtssystematischer Hinsicht schlägt sich diese qualitätsorientierte Schutzstrategie in einem *final geprägten Regelungsansatz* nieder, der auf der Vorgabe von Qualitätszielen (Umweltziele gem. Art.

im Umkehrschluss, dass sich auch der jeweilige Handlungsbedarf zur Begrenzung von anthropogenen Beeinträchtigungen vornehmlich aus dem tatsächlichen chemischen und ökologischen Zustand der Gewässer ableitet.⁶⁶⁸ Auch wenn das Emissionsprinzip im Rahmen des kombinierten Ansatzes weiterhin eine wesentliche Bedeutung für Verschmutzungen der Gewässer aus Punktquellen und diffusen Quellen behält, sind für alle weiteren Defizite und Verursacherbereiche allein die qualitätsorientierten Anforderungen der Umweltziele gemäß Art. 4 WRRL maßgeblich.⁶⁶⁹ Insb. in Bezug auf hydromorphologische Defizite wie der Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit ergeben sich somit die ökologischen Anforderungen der WRRL allein aus einer qualitätsorientierten Betrachtung des Zustands der Oberflächengewässer auf Basis der in Anhang V WRRL definierten biologischen und (unterstützenden) hydromorphologischen Qualitätskomponenten. Folglich lässt sich aus der Richtlinie – im Unterschied zur Emissionsbegrenzung bei Einleitungen – für Querbauwerke und die darauf basierenden Gewässernutzungen kein

4 WRRL) basiert, welche im Rahmen eines Planungsansatzes (Maßnahmenprogramme nach Art. 11 WRRL und Bewirtschaftungspläne nach Art. 13 WRRL) umzusetzen sind, vgl. bspw. Appel (2001), S. 129; Hentschel (2005), S. 8; Breuer (2005), S. 4-6; Kappet (2006), S. 49f.; Breuer (2007), S. 505f.; Albrecht (2007), S. 30 sowie S. 97-101; Albrecht/Wendler (2009), S. 609. Ausgehend von den festgelegten Umweltqualitätszielen sind Handlungsziele festzulegen, die angeben, mit welchen konkreten Zwischenschritten in sachlicher und zeitlicher Hinsicht die festgelegten Umweltqualitätsziele erreicht werden sollen, vgl. Köck (1997), S. 80; Albrecht (2007), S. 50-53. Eine Übersetzung der qualitätsorientierten Zielsetzungen in konditionale anlagenbezogene Regelungen für die einzelnen Verursacherbereiche i. S. d. Emissionsprinzips erfolgt erst auf nachgelagerter Ebene, vgl. bspw. Kappet (2006), S. 49-63; Albrecht (2007), S. 53f. sowie S. 88-93. Durch die WRRL verfestigt sich somit ein Wandel der Gewässerschutzpolitik zu einem qualitätsorientierten Ansatz mit einer ebenfalls größeren instrumentellen Flexibilität, vgl. Kessler (2004), S. 134. Unmittelbare, d. h. zielunabhängige konditionale Anforderungen werden jedoch weiterhin zur Durchsetzung übergreifender Mindestanforderungen genutzt, wie es der kombinierte Ansatz nach Art. 10 WRRL explizit für Emissionen in Gewässer vorsieht, vgl. Breuer (2005), S. 20; Kappet (2006), S. 47.

⁶⁶⁸ Vgl. bspw. Zumbroich (2003), S. 97f.; BMU (2004a), S. 10; Keudel (2005), S. 4; Borchardt/Funke (2005), S. 109; Palm (2006a), S. 35; Albrecht (2007), S. 92; Meusel (2008), S. 39. Den mit dem Immissionsprinzip verbundenen Befürchtungen einer generellen immissionsseitigen „Auffüllung“ aller Gewässer bis zur ökologischen Aufnahmegrenze wurde insb. durch das Verschlechterungsverbot Rechnung getragen, vgl. Kessler (2004), S. 139. Die zuvor diskutierte Problematik der Auslegung des Verschlechterungsverbots zeigt jedoch, dass kleinere Freiräume unterhalb einer „Erheblichkeitsschwelle“ für die wasserwirtschaftliche Praxis unabdingbar sind.

⁶⁶⁹ Vgl. Keudel (2005), S. 4; Albrecht (2007), S. 26f.; Durner (2010), S. 457. Zur Begrenzung von Einleitungen und Emissionen in Oberflächengewässer ist die Qualitätsorientierung nicht allein maßgeblich. Stattdessen sieht Art. 10 WRRL neben den immissionsseitigen, in Form von Umweltqualitätsnormen konkretisierten Zielsetzungen auch eine quellenbezogene Vorgabe von Emissionsgrenzwerten auf Basis der besten verfügbaren Technik bzw. einer besten Umweltpraxis vor, wobei die jeweils strengere Anforderung bindend ist (kombinierter Ansatz für Punktquellen und diffuse Quellen), vgl. Erwägungsgrund 40 WRRL sowie Blöch (1999), S. 69f.; Haakh (2001), S. 45f.; Fuhrmann (2001), S. 40; Appel (2001), S. 134f.; Holzwarth (2002), S. 108; Hödl (2005), S. 118-120; Keudel (2005), S. 4; Kappet (2006), S. 189-191; Hecht/Werbeck (2006), S. 235-248; Keitz/Kessler (2008), S. 355; Ginzky (2009), S. 244-246. Durch den vornehmlich qualitätsorientierten Ansatz der WRRL mit dem kombinierten Ansatz im Bereich der Emissionen aus Punktquellen und diffusen Quellen sollen das Immissions- und Emissionsprinzip im gemeinschaftlichen Gewässerschutz möglichst kohärent verknüpft und damit der traditionelle Grundkonflikt im gemeinschaftlichen Gewässerschutz überwunden werden, vgl. Brockmann (2003), S. 90; Kessler (2004), S. 138f.

flächendeckendes Minimierungsgebot im Sinne eines Standes der Technik oder einer besten verfügbaren Technik ableiten.⁶⁷⁰ Stattdessen erlaubt die Richtlinie in Bezug auf hydromorphologische Defizite eine flexible, auf die jeweiligen wasserkörperbezogenen Umweltqualitätsanforderungen in einem Flussgebiet ausgerichtete Vorgehensweise ohne zwingende Festlegung umweltqualitätsunabhängiger Anlagenstandards.⁶⁷¹

Im folgenden Abschnitt wird verdeutlicht, dass hydromorphologische Defizite und insb. eine mangelnde ökologische Durchgängigkeit für alle deutschen Flussgebiete einen zentralen limitierenden Faktor bei der Verwirklichung eines guten Zustands darstellen.

4.2.5 Mangelnde ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern als wesentliches Defizit

Infolge der Intensivierung der Anstrengungen zur Gewässerreinigung seit den 1970er Jahren konnten beachtliche Fortschritte im Bereich der chemischen Gewässergüte erzielt

⁶⁷⁰ Im deutschen Wasserrecht repräsentiert der Stand der Technik den Entwicklungsstand fortschrittlicher Verfahren, Einrichtungen und Betriebsweisen, deren praktische Eignung insgesamt gesichert erscheint und die Verhältnismäßigkeit von Nutzen und Kosten möglicher Maßnahmen berücksichtigt, vgl. § 3 Nr. 11 i. V. m. Anlage 1 WHG sowie auch bspw. Häder (1997), S. 138f.; Becker (2010), S. 38f.; Endres (2013), S. 161. Während der in deutschen, primär medienbezogenen Fachgesetzen (z. B. WHG, BImSchG) verwendete Stand der Technik primär auf das jeweils zu schützende Medium bezogen ist, ist der Ansatz der besten verfügbaren Technik medienübergreifend ausgerichtet, vgl. Fuhrmann (2000), S. 36. Der Stand der Technik stellt im deutschen Verständnis weiterhin eine Verschärfung der allgemein anerkannten Regeln der Technik dar, vgl. Kaltenmeier (2001), S. 83-85. In Analogie zu den Quellen stofflicher oder energetischer Emissionen lassen sich Querbauwerke als „gewässermorphologische Störquellen“ interpretieren. Die aus dem Aufstau sowie der Barrierewirkung an einem bestimmten Ort sowie zu einem bestimmten Zeitpunkt resultierende Veränderung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Merkmale des Fließgewässers sowie die resultierende Erreichbarkeit bestimmter Gewässerabschnitte für aquatische Organismen können dagegen als „immissionsseitige“ Wirkungen des Querbauwerkes interpretiert werden. Diese „immissionsseitigen“ Wirkungen bilden wiederum die Grundlage der resultierenden Umweltqualität (insb. Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten). Entsprechend dieser Analogie sind die traditionellen Gewässerschutzstrategien grundsätzlich auch auf die Problematik der Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern übertragbar. Eine „emissionsorientierte“ Strategie setzt demnach unabhängig vom Zustand des Ökosystems durch Standardsetzung (z. B. flächendeckende Installation von Fischaufstieg- und -schutzanlagen nach einem definierten Stand der Technik, Gewährleistung einer bestimmten Restwassermenge in Ausleitungsstrecken) an den Störquellen an. Eine „immissionsorientierte“ bzw. qualitätsorientierte Strategie stellt dagegen auf die Einhaltung spezifizierter biologischer Qualitätskomponenten, wie die Gewährleistung einer stabilen, standorttypischen Fischfauna ab. Aus diesen qualitätsorientierten Anforderungen ergeben sich dann mittelbar anlagenbezogene Anforderungen für die jeweiligen Wasserkörper.

⁶⁷¹ Dies entspricht auch der im deutschen Wasserrecht vorgenommenen Festlegung, wonach die Anforderungen an die Durchgängigkeit von Querbauwerken auf die jeweiligen qualitätsorientierten Anforderungen des anzustrebenden Gewässerzustands auszurichten sind, vgl. Kap. 6.2.3.

werden.⁶⁷² So konnte im Jahr 2000 für zwei Drittel aller Gewässer die angestrebte Güteklasse⁶⁷³ II oder besser festgestellt werden.⁶⁷⁴ Die Problematik einer naturfernen Gewässerstruktur rückte dagegen erst in den 1990er Jahren verstärkt ins Blickfeld der Gewässerschutzpolitik.⁶⁷⁵ Im Rahmen der zur Umsetzung der WRRL geforderten Bestandsaufnahmen der Flussgebiete des Jahres 2004 wurde dann ersichtlich, dass trotz der bisherigen Anstrengungen⁶⁷⁶ lediglich 12 % der ca. 9000 abgegrenzten Fließgewässerwasserkörper den Anforderungen des guten Zustands ohne weitere Maßnahmen bis 2015 entsprechen werden. Demgegenüber würden fast zwei Drittel der Fließgewässerwasserkörper den angestrebten guten Zustand ohne weitergehende Maßnahmen verfehlen. Für weitere 26 % der Oberflächenwasserkörper wurde die Zielerreichung als unsicher eingeschätzt. Die Verfehlung der Zielerreichung konnte bei den Fließgewässerwasserkörpern in besonderem Maße auf die Zustandskategorie des *ökologischen Zustands* zurückgeführt werden.⁶⁷⁷

⁶⁷² Vgl. LAWA (1996), S. 3; Rudolph/Block (2001), S. 6-9 sowie S. 28f.; Interwies et al. (2004), S. 6-8; BMU (2006), S. 3; Hecht/Werbeck (2006), S. 47-49; Faulstich/Leipprand (2009), S. 2/10; Rosenwinkel/Lorey (2009), S. 571f.; BMU (2010b), S. 18.

⁶⁷³ Diese traditionelle biologische Gewässerbewertung auf Basis der Saprobie (Indikator für den Sauerstoffhaushalt) war ein 7-stufiges Klassifikationssystem zur biologischen sowie chemischen Gewässergüteklassifizierung vgl. bspw. Kraemer/Jäger (1997), S. 82-84; BMU (1998), S. 131-141; BMU (2006a), S. 42f. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 149-154.

⁶⁷⁴ Vgl. BMU (2005a), S. 9. Zu den Verbesserungserfolgen in den 1990er Jahren vgl. auch BMU (1998), S. 27f.; Cvijanovic (2008), S. 227-230.

⁶⁷⁵ Vgl. Friedrich (1999), S. 5-7; Hesse (1999), S. 9-11; Holzwarth (2005), S. 512; Albert/Langer (2007), S. 46f. Erst seitdem wird die Strukturgüte als komplementäres Maß zur chemischen und biologischen Gewässerqualität im Hinblick auf die ökologische Funktionsfähigkeit der Gewässer sowie die Landschaftsästhetik systematisch bewertet, vgl. ausführlich Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 154-167 sowie Zumbroich (2003), S. 95f.; Reiss/Opp (2004), S. 155f.; BMU (2006a), S. 41-47; BMU (2006b), S. 95-97. Hierzu wurde von der LAWA ein siebenstufiges System auf der Basis von Merkmalen in den Bereichen Gewässerbett, Ufer und Gewässerumfeld entwickelt (Vor-Ort-Verfahren). Querverbauungen fließen hierbei als anthropogene Wanderbarrieren über das Merkmal Längsprofil im Bereich Gewässerbett in die Bewertung der Strukturgüte ein, vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 156-158 sowie auch Otto (1997), S. 24f.; BMU (1998), S. 130; Lacombe (1999), S. 32-35; Böhm et al. (2002), S. 149-161 sowie Anhang, S. 3-13. Erst Ende 2002 wurde erstmals eine bundesweite Strukturgütekarte herausgegeben, vgl. BMU (2006b), S. 98. Dabei offenbarten sich deutlich ausgeprägte hydromorphologische Defizite. Nur ein Fünftel der Gewässerstrecken entsprach noch einem annähernd naturnahen Zustand, vgl. BMU (2005a), S. 9; BMU (2006a), S. 43; BMU (2006b), S. 96; Rosenwinkel/Lorey (2009), S. 572. Als referenzielles Leitbild wird bei der Bewertung der Strukturgüte der potenziell natürliche Zustand nach Entfernung aller Einbauten und nach Beendigung aller Nutzungen und Bewirtschaftungsmaßnahmen, also ein Fließgewässer mit eigendynamischer, naturtypischer Gewässerbett- und Auenentwicklung in einem ungestörten Naturraum, zugrunde gelegt. Dieses Leitbild entspricht im Wesentlichen dem sehr guten ökologischen Zustand gemäß Anhang V WRRL, vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 154 und S. 158 sowie bereits Friedrich (1999), S. 5.

⁶⁷⁶ Neben der Intensivierung der Reinigung von kommunalen sowie industriellen Abwässern wurden bereits diverse Renaturierungsprogramme zur naturnahen Entwicklung von Gewässern initiiert, vgl. BMU (2005a), S. 3.

⁶⁷⁷ Vgl. BMU (2005a), S. 15; BMU (2006a), S. 47; Mohaupt/Borchardt/Richter (2006), S. 148-153; Köck (2009), S. 232. Die Zielerreichung bzgl. des chemischen Zustands wurde dagegen nur für 9 % der Flüsse als unwahrscheinlich eingeschätzt, vgl. BMU (2005a), S. 35. Zur Gewährleistung inner- und zwischenstaatlich vergleichbarer Ergebnisse wurden im Rahmen des CIS-Prozesses sowie auf nationaler Ebene Leitlinien zur Durchführung der Bestandsaufnahme erarbeitet, vgl. CIS (2003f); LAWA (2003), Teil 3; LAWA (2004) sowie auch Borchardt/Richter/Willecke (2006), S. 1-10; Klauer et al. (2008b), S. 38f. Bei der Durchführung der Bestandsaufnahme an den deutschen Gewässern durch die

Im Rahmen der Bestandsaufnahme wurden im Hinblick auf die Verwirklichung eines guten Zustands in Oberflächenwasserkörpern morphologische Beeinträchtigungen, eine mangelnde ökologische Durchgängigkeit sowie diffuse Nährstoffeinträge als dominierende Defizite identifiziert.⁶⁷⁸ Undurchlässige Querbauwerke als Migrationshindernisse

Bundesländer konnte dennoch keine vollständig einheitliche Vorgehensweise erreicht werden. Unter anderem wurden nicht passierbare Querbauwerke im Rahmen der Bewertung unterschiedlich behandelt. Als Ergebnis der Bestandsaufnahme wurden die Gewässer den Kategorien „Zielerreichung wahrscheinlich“, „Zielerreichung unsicher“ und „Zielerreichung ohne Maßnahmen unwahrscheinlich“ zugeordnet. Dabei ist jedoch zu beachten, dass bei dieser Grobeinschätzung mangels Operationalisierung noch keine stringente Zustandsklassifizierung gemäß den Kriterien des Anhang V WRRL zugrunde gelegt werden konnte, vgl. BMU (2005a), S. 7; Vogt (2006), S. 509-514; Meusel (2008), S. 28-31. Zu den Unterschieden in den Vorgehensweisen der einzelnen Bundesländer vgl. BMU (2005a), S. 34-37; Meusel (2008), S. 29f. sowie ausführlich Borchardt/Richter/Willecke (2006). Zum Vorgehen bei der Beurteilung der Zielerreichung an Oberflächengewässern vgl. Borchardt/Richter/Willecke (2006), S. 60-98. Das insgesamt eher schlechte Gesamtbild in der Bestandsaufnahme war nicht zuletzt auf den im Vergleich zur traditionellen Bewertung erweiterten Bewertungsfokus der WRRL zurückzuführen, wonach die Gewässer nunmehr ganzheitlich als Lebensraum für Flora und Fauna zu bewerten sind, vgl. BMU (2005a), S. 3; Holzwarth (2005), S. 512f.; BMU (2006a), S. 43; BMU (2006b), S. 104; Rosenwinkel/Lorey (2009), S. 570. Dabei ist auch zu beachten, dass sich die Gesamtbewertung gemäß WRRL immer an der schlechtesten Qualitätskomponente orientiert, vgl. Zilkens (2007), S. 37; Köck (2009), S. 232 sowie bereits Kap. 4.2.2. Im Rahmen der Bestandsaufnahme 2004 erfolgte ebenfalls eine vorläufige Einstufung von Gewässern als erheblich verändert. Dabei wurden 23 % als erheblich verändert und weitere 14 % als künstlich eingestuft, vgl. BMU (2005a), S. 10 und S. 26-28 sowie Borchardt/Richter/Willecke (2006), S. 23-34. Es ist zu beachten, dass die erforderlichen biologischen Bewertungsverfahren zur Beurteilung des ökologischen Zustands zum Zeitpunkt der Bestandsaufnahme noch in der Entwicklung befanden oder noch nicht flächendeckend angewendet werden konnten. Daher wurde zur Bestandsaufnahme auf Kriterien und Indikatoren zurückgegriffen, die auf bereits verfügbaren Informationen und Bewertungen beruhten, vgl. LAWA (2003), Themenbezogenes Arbeitspapier 3; LAWA (2004), S. 7-19; BMU (2005a), S. 32; Borchardt/Richter/Willecke (2006), S. III; Meusel (2008), S. 28-30; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 169. Im Zusammenhang mit Querbauwerken wurden die Kriterien Abflussregulierung und morphologische Veränderungen betrachtet. Demnach wurde die Zielerreichung als unwahrscheinlich betrachtet, wenn glatte Gleiten oder Abstürze (>30 cm) ohne wirksame Durchgängigkeitshilfe für Wanderorganismen oder ein starker Rückstau vorlagen oder wenn >70 % der Gewässerstrecke aufgrund der Gesamtstrukturgüte oder aufgrund von Querbauwerken, Rückstau oder anderen Strukturparametern mit der Strukturgüteklasse 6 oder 7 bewertet wurden, vgl. LAWA (2003), Themenbezogenes Arbeitspapier 3, S. 37 sowie Themenbezogenes Arbeitspapier 4, S. 8; LAWA (2004), S. 17f.; Podraza et al. (2005), S. 74f.; Mohaupt/Borchardt/Richter (2006), S. 143. Zur Anwendung der LAWA-Kriterien zu Abflussregulierung und morphologischen Veränderungen in den Bestandsaufnahmen der Bundesländer vgl. auch Borchardt/Richter/Willecke (2006), S. 53-57.

⁶⁷⁸ Vgl. Holzwarth (2005), S. 513; Blöch (2005), Nr. 3; BMU (2005a), S. 10-12; BMU (2006a), S. 87 sowie S. 31f.; BMU (2006b), S. 99f.; Mohaupt/Borchardt/Richter (2006), S. 149f.; Borchardt/Richter/Willecke (2006), S. 53 sowie S. 150-163; Zilkens (2007), S. 38; Keitz/Kessler (2008), S. 357; Uhlendahl (2008), S. 5; Meusel (2008), S. 30; Faulstich/Leipprand (2009), S. 2/10; Irmer (2009), S. 52/1; BMU (2010b), S. 11. Aufgrund der intensiven Anstrengungen der letzten Jahrzehnte zur Verbesserung der Gewässergüte können dagegen die Defizite bzgl. des physikalisch-chemischen Zustands der Oberflächengewässer mittlerweile – mit Ausnahme der Nährstoffproblematik aus diffusen Quellen – in der Gesamtschau als weniger gravierend bezeichnet werden; sie können allerdings durchaus noch lokal oder regional bedeutend sein. Das Spektrum stofflicher Defizite reicht dabei von der Problematik der zur Eutrophierung beitragenden Nährstoffeinträge – insb. aus diffusen Quellen – über Schwermetalle, weitere prioritäre Schadstoffe bis hin zu den so genannten Spurenstoffen, die erst in jüngerer Zeit ins Blickfeld der wasserwirtschaftlichen Diskussion gerückt sind und für die teilweise nicht einmal verlässliche Wirkungsabschätzungen vorliegen, vgl. BMU (2005a), S. 11 sowie S. 29-31; BMU (2006b), S. 6-13 sowie S. 33-53; Mohaupt/Borchardt/Richter (2006), S. 139-141; Hecht/Werbeck (2006), S. 42-50. Stoffliche Belastungen resultieren aus Abwassereinleitungen kommunaler und industrieller Kläranlagen, der Einleitung von Niederschlagswässern, Mischwasserentlastungen und Sumpfungswässern, darüber hinaus ergeben sich diffuse Einträge insb. aus der Landwirtschaft und aus Altlasten,

für Fische und andere Lebewesen wurden in vielen Fließgewässerwasserkörpern sogar als besonderes Hemmnis für die Zielerreichung eingestuft.⁶⁷⁹ Dies wird auch auf eine unzureichende bzw. selektive Wirkung bestehender Fischaufstiegsanlagen zurückgeführt.⁶⁸⁰ Dass eine mangelnde ökologische Durchgängigkeit sowie weitere morphologische Belastungen in allen Flussgebietseinheiten kritische Faktoren hinsichtlich der Erreichung eines guten Zustandes darstellen, schlug sich in der Folge auch in den so genannten „wichtigen Wasserbewirtschaftungsfragen“ des ersten Bewirtschaftungszyklus nieder, die gem. Art. 14 Abs. 1 b) WRRL bis Ende 2007 der Öffentlichkeit als Grundlage der weiteren Bewirtschaftungsplanung vorgelegt werden mussten (vgl. Tabelle 4).

Wichtige Wasserbewirtschaftungsfragen	Flussgebietseinheit									
	Donau	Eider	Elbe	Ems	Maas	Oder	Rhein	Schlei/Trave	Warnow/Peene	Weser
Hydromorphologische Veränderungen und/oder mangelnde Durchgängigkeit	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Signifikante stoffliche Belastungen (Nährstoffe, Schadstoffe u. a.)	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Wasserentnahmen und Überleitungen			X			X				
Bergbaufolgen und deren Auswirkungen			X		X					X
Organische Belastung	X						X			
Grundwasser in Qualität und/ oder Quantität	X			X	X		X			
Quantität (Hochwasser, Wassermangel)					X					
Wassernutzungen mit den Umweltzielen in Einklang bringen							X			

Tabelle 4: Wichtige Wasserbewirtschaftungsfragen gem. Art. 14 Abs. 1 b) WRRL⁶⁸¹

Seit Ende 2006 erfolgte eine Verifizierung und Verfeinerung der Ergebnisse der Bestandsaufnahmen im Rahmen der fortlaufenden Überwachung der Gewässer nach Art. 8

vgl. Palm (2006a), S. 33. Als Altlasten werden Belastungsquellen bezeichnet, deren eigentlicher Verursacher nicht mehr greifbar ist, vgl. Palm (2006a), S. 47. Bei den stofflichen Einträgen zeichnet sich zudem eine deutliche Verlagerung der Defizitanteile von den kommunalen und industriellen Kläranlagen hin zu diffusen Einträgen ab, vgl. BMU (2006a), S. 87. Zur Problematik der Spurenstoffe vgl. bspw. BMU (2006a), S. 78f.; Rosenwinkel/Lorey (2009), S. 573-576. Hierzu zählen bestimmte Industriechemikalien sowie Arzneimittelrückstände. Neben stofflichen Belastungen liegen auch Wärmebelastungen aufgrund von Kühlwassereinleitungen aus Kraftwerken vor, vgl. Palm (2006a), S. 45.

⁶⁷⁹ Vgl. Holzwarth (2005), S. 513; BMU (2005a), S. 10f. sowie S. 31f.

⁶⁸⁰ Vgl. Borchardt/Völker/Willecke (2006), S. 290.

⁶⁸¹ In Anlehnung an Irmer et al. (2009), S. 52/10.

i. V. m. Anhang V, Abschnitt 1.3 WRRL (Monitoring), wobei nunmehr auch die neu entwickelten Bewertungsverfahren zur Beurteilung der in Anhang V WRRL aufgeführten biologischen Qualitätskomponenten zugrunde gelegt wurden.⁶⁸² Durch den laufenden Monitoringprozess wurden die beschriebenen Einschätzungen des Zustands der Gewässer in Deutschland und der wesentlichen Defizite weitestgehend bestätigt.⁶⁸³ Demnach erreichen bereits 88 % der Oberflächenwasserkörper einen guten chemischen Zustand, wohingegen nur 10 % der Oberflächenwasserkörper einen guten ökologischen Zustand im Sinne der WRRL aufweisen.⁶⁸⁴

Es lässt sich zusammenfassen, dass der Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit aufgrund ihres Einflusses auf die biologische Qualitätskomponente Fischfauna eine wesentliche Bedeutung bei der Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands zukommt. Hieraus lässt sich somit ein grundlegender und bedeutender Handlungsbedarf im Bereich der ökologischen Durchgängigkeit ableiten, der im Sinne des qualitätsorientierten Ansatzes der WRRL zu operationalisieren ist. Aufgrund ihrer anlagenübergreifenden Auswirkungen birgt gerade die Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern jedoch eine besondere Komplexität für die Ableitung eines konkreten Handlungsbedarfes an Querbauwerkstandorten.⁶⁸⁵ Daher wird im Folgenden erörtert, wie sich zunächst Anforderungen an die ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern aus den maßgeblichen biologischen Qualitätskomponenten des ökologischen Zustands operationalisieren lassen und welche Ansatzpunkte dann für eine anlagenbezogene Operationalisierung dieser Anforderungen bestehen.

⁶⁸² Vgl. BMU (2005a), S. 7; Irmer et al. (2009), S. 52/1. Zu den Anforderungen der WRRL an die laufende Gewässerüberwachung vgl. ausführlich Anhang V, Abschnitt 1.3 WRRL sowie Kap. 5.2.4. Die Ergebnisse der Bestandsaufnahme und des laufenden Monitorings bilden die wesentlichen Grundlagen für die Erstellung der Maßnahmenprogramme nach Art. 11 WRRL und Bewirtschaftungspläne nach Art. 13 WRRL im aktuellen und in den folgenden Bewirtschaftungszyklen. Für die folgenden Bewirtschaftungszyklen hat daher eine umfassende Aktualisierung der Bestandsaufnahme in den Jahren 2013 und 2019 zu erfolgen, vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 167; Irmer et al. (2009), S. 52/3. Die Aktualisierung für den zweiten Bewirtschaftungszyklus liegt bereits vor. Das Beispiel Nordrhein-Westfalen zeigt, dass eine mangelnde Durchgängigkeit und diffuse Belastungen weiterhin die dominanten Bewirtschaftungsfragen darstellen, vgl. MKULNV NRW (2013), S. 6.

⁶⁸³ Vgl. BMU (2010b), S. 11 sowie S. 15.

⁶⁸⁴ Vgl. BMU (2010b), S. 11. Hinsichtlich des chemischen Zustands ist allerdings einzuschränken, dass die Anforderungen der WRRL-Tochterrichtlinie zu den Umweltqualitätsnormen (RL 2008/105/EG) noch nicht flächendeckend berücksichtigt wurden, so dass von einer gewissen Verschlechterung des Zielerreichungsgrades auszugehen ist, vgl. BMU (2010), S. 28. Zum Zustand der Grundwasserkörper vgl. BMU (2010b), S. 30-37.

⁶⁸⁵ Vgl. Kap. 3.3.

4.2.6 Operationalisierung der Anforderungen des guten ökologischen Zustands an die ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern

Die ökologische Durchgängigkeit von Oberflächengewässern ist in der Zustandsbewertungssystematik des Anhang V WRRL als unterstützende hydromorphologische Qualitätskomponente des ökologischen Zustands verankert. Gemäß Anhang V, Abschnitt 1.2.1 WRRL setzt der *sehr gute* Zustand eines Fließgewässers (u. a.) eine *anthropogen ungestörte* ökologische Durchgängigkeit voraus, so dass die Migration aquatischer Organismen und der Transport von Sedimenten *ungehindert* möglich ist. Für den eigentlichen ökologischen Zielzustand, den guten ökologischen Zustand gem. Art. 4 Abs. 1 WRRL, werden in Anhang V WRRL dagegen keine direkten Anforderungen an die ökologische Durchgängigkeit sowie die weiteren hydromorphologischen Qualitätskomponenten Wasserhaushalt und Morphologie festgelegt. Stattdessen definieren sich die Anforderungen an diese hydromorphologischen Qualitätskomponenten *indirekt* über die Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten, also der Gewässerflora (Phytoplankton, Makrophyten/Phytobenthos) der benthischen wirbellosen Fauna (Makrozoobenthos) sowie der Fischfauna.⁶⁸⁶ Demnach müssen die ökologische Durchgängigkeit sowie die weiteren hydromorphologischen Eigenschaften eines Fließgewässers so beschaffen sein, dass die „Bedingungen, unter denen die oben für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können“⁶⁸⁷, gewährleistet sind.

Konkrete Anforderungen an den zu erreichenden Grad ökologischer Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen sind somit aus den Zielausprägungen der in Anhang V WRRL verankerten biologischen Qualitätskomponenten abzuleiten.⁶⁸⁸ Hierzu ist in einem ersten Schritt eine fachliche Operationalisierung der biologischen Zustandsbewertung und speziell der erforderlichen Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten für einen guten ökologischen Zustand notwendig.⁶⁸⁹ In einem zweiten Schritt sind dann die ökologische Durchgängigkeit eines Gewässersystems sowie die Ursache-Wirkungsbeziehung zur resultierenden Ausprägung der zustandsbestimmenden biologischen Qualitätskomponenten fachlich zu operationalisieren. Schließlich ist in einem dritten Schritt die Barrierewirkung von einzelnen Querbauwerken mit Blick auf die ökologische Durchgängigkeit

⁶⁸⁶ Vgl. Anhang V WRRL sowie bereits die Erläuterungen in Kap. 4.2.4.

⁶⁸⁷ Anhang V, Abschnitt 1.2.1 WRRL.

⁶⁸⁸ Wie bereits in Kap. 3.3 verdeutlicht, ist ein Gewässer in seinem Längskontinuum i. d. R. weder vollständig durchgängig noch vollständig undurchgängig. In Abhängigkeit von der Art und Ausgestaltung der vorhandenen Barrieren ergeben sich vielmehr graduelle Abstufungen.

⁶⁸⁹ Vgl. auch Albrecht (2007), S. 467.

eines Gewässersystems zu operationalisieren und mit den operationalisierten Anforderungen an die ökologische Durchgängigkeit des Gewässersystems zu verknüpfen. Die drei genannten Operationalisierungsschritte können dann als Grundlage zur Ableitung konkreter Maßnahmen zur Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands oder ggf. abgestufter sekundärer Umweltziele herangezogen werden. Wie bereits in Kap. 3.3 verdeutlicht, wirkt sich die Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit in besonderem Maße negativ auf die Fischfauna aus.⁶⁹⁰ Die folgenden Ausführungen fokussieren daher auf die biologische Qualitätskomponente Fischfauna.

Schritt 1: Operationalisierung des guten ökologischen Zustands in Bezug auf die Fischfauna

Gemäß Anhang V, Abschnitt 1.2.1 WRRL basiert die Bewertung der Fischfauna auf einer Gesamtbetrachtung der Parameter Artenvielfalt, Abundanz (Populationsdichte) und Altersstruktur. Der gute ökologische Zustand eines Fließgewässers setzt diesbezüglich voraus, dass die Arten in Zusammensetzung und Abundanz aufgrund anthropogener Einflüsse nur geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften abweichen und dass die Altersstrukturen lediglich auf geringe Störungen bei der Fortpflanzung und Entwicklung hindeuten.⁶⁹¹ Zur Bewertung der Fischfauna ist also ein operationalisiertes Verfahren erforderlich, um anhand der Parameter Artenvielfalt, Abundanz und Altersstruktur zuverlässig beurteilen zu können, welcher Zustandsklasse eine vorgefundene Ausprägung der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna zuzuordnen ist.⁶⁹²

Da sich die natürlichen Lebensgemeinschaften in Abhängigkeit von den jeweiligen naturräumlichen, morphologischen, hydrologischen, physikalischen und geochemischen Charakteristika eines Gewässers unterscheiden, ist zunächst für jeden Wasserkörper eine

⁶⁹⁰ Vgl. Schumann et al. (2005a), S. 323; MUFV RLP (2008), S. 68.

⁶⁹¹ Vgl. Anhang V, Abschnitt 1.2.1 WRRL. Der gute ökologische Zustand setzt allgemein voraus: „Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps zeigen geringe anthropogene Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen.“, Anhang V, Abschnitt 1.2 WRRL. Wie bereits in Kap. 4.2.4 erläutert, ist immer die am schlechtesten ausgeprägte biologische Qualitätskomponente für die Gesamteinstufung des ökologischen Zustands maßgeblich (One-out–all-out-Prinzip), vgl. auch Bisler/Scharf (2003), S. 4; Dußling et al. (2005), S. 20; Blöch (2005), Nr. 2; BMU (2006b), S. 112; Meusel (2008), S. 13; Deutscher Bundestag (2009a), S. 61; Irmer et al. (2009), S. 52/13. Die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten erfolgt mit Hilfe eines so genannten ökologischen Qualitätsquotienten (Ecological Quality Ratio), der die beobachtete Ausprägung zu einem Referenzwert ins Verhältnis setzt, vgl. bspw. Meusel (2008), S. 13.

⁶⁹² Vgl. Irmer et al. (2009), S. 52/13.

fischfaunistische Referenzartengemeinschaft als Bestandteil der Referenzbiozönose⁶⁹³ zu bestimmen, welche die Ausprägung der Fischfauna im sehr guten ökologischen Zustand repräsentiert. Hiervon ausgehend können dann die tatsächlichen Abweichungen von dieser natürlichen Ausprägung bewertet werden.⁶⁹⁴ Als natürliche Referenz des sehr guten Zustands wird im Regelfall die autochthone Fischfauna herangezogen, die auf eine historische Gewässersituation vor menschlichen Eingriffen abstellt.⁶⁹⁵ Um die autochthone Fischfauna eines Wasserkörpers zu bestimmen, kann auf verschiedene Anhaltspunkte zurückgegriffen werden.⁶⁹⁶

Grundlegende Orientierung bietet die zonale Längsgliederung von Fließgewässersystemen (Fließgewässerzonierung). Wie bereits in Kap. 3.3 erläutert, lassen sich Fließgewässersysteme auf Basis von Gefälle und Gewässerbreite in eine typische Abfolge von Fischregionen mit charakteristischen Leit- und Begleitarten gliedern (z. B. Äschenregion).⁶⁹⁷ Darüber hinaus kann auf die Zuordnung der Fließgewässer zu biozönotisch relevanten Fließgewässertypen zurückgegriffen werden, die zur Abgrenzung von Wasserkörpern erforderlich ist.⁶⁹⁸ In der Bundesrepublik Deutschland wurde hierzu ein Katalog mit insgesamt 25 biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen erstellt (bspw. Typ 9: silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse).⁶⁹⁹ In Form von Steckbriefe wurden u. a.

⁶⁹³ Der Begriff Biozönose bezeichnet allgemein die „Gemeinschaft von Pflanzen und Tieren in einem Lebensraum“, Keuneke/Dumont (2011), S. XII. Der zugehörige Lebensraum mit seinen spezifischen Umwelt- und Lebensbedingungen wird als Biotop bezeichnet, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. XII.

⁶⁹⁴ Vgl. bspw. BMU (2006b), S. 104f.; LAWA (2007), S. 2; Albert/Langer (2007), S. 48f.; Dußling (2009), S. 22 sowie S. 37f.; Patt/Jüring/Kraus (2009), S. 237.

⁶⁹⁵ Vgl. MUNLV NRW (2007), S. 25. Während die autochthone Fischfauna auf den historischen Zustand vor Beeinflussung der Biozönose durch den Menschen abstellt, beschreibt die potenziell natürliche Fischfauna einen hypothetischen zukünftigen Zustand, der irreversiblen Veränderungen des Gewässers Rechnung trägt und zudem Neozoen neutral gegenübersteht, vgl. MUNLV NRW (2007), S. 18-23. Zur autochthonen Fischfauna vgl. auch DWA (2010), S. 30. Im Handbuch Querbauwerke wird auf die potenziell natürliche Fischfauna als Referenz abgestellt, vgl. MUNLV NRW (2005), S. 31.

⁶⁹⁶ Vgl. bspw. Kampa/Hansen (2004), S. 88; DWA (2005), S. 29-32; MUNLV NRW (2005), S. 31; LUWG (2008), S. 12f. sowie S. 15-26; Dußling (2009), S. 19-26. Zur beispielhaften Ableitung der autochthonen Fischfauna für den Bereich des Mittelrheins vgl. Albert/Langer (2007), S. 153-159. Zu einem Beispiel aus dem Donaeinzugsgebiet vgl. Dußling (2009), S. 31-37.

⁶⁹⁷ Vgl. Albert/Langer (2007), S. 49f.; Dußling (2009), S. 20f.; DWA (2010), S. 31-35; Keuneke/Dumont (2011), S. 26-28.

⁶⁹⁸ Vgl. Artikel 5 i. V. m. Anhang II WRRL sowie auch bspw. BMU (2004a), S. 22-24; Keitz/Kessler (2008), S. 356 und Kap. 4.2.4.

⁶⁹⁹ Vgl. LAWA (2006), S. 4-6 sowie auch BMU (2004a), S. 20-24; MUNLV NRW (2007), S. 63-66; Meusel (2008), S. 12f. Hierbei erfolgt eine Orientierung an Ökoregionen (Alpen und Alpenvorland, Mittelgebirge, Norddeutsches Tiefland sowie ökoregionunabhängige Typen), vgl. Pottgiesser/Sommerhäuser (2008), Kapitel 1, o. S. Analog wurden Typen für Seen (14 Typen), Übergangs- (1 Typ) und Küstengewässer (9 Typen) entwickelt, vgl. Holzwarth (2005), S. 512; Meusel (2008), S. 31. Im Rahmen der regionalen Fließgewässertypologie wird versucht, die Vielzahl der individuellen Fließgewässer nach verbindenden Eigenschaften zu Typen mit vergleichbaren Merkmalkonstellationen zusammenzufassen und naturnahe Vertreter eines bestimmten Typus als Vorbildgewässer zu identifizieren, vgl. Sommerhäuser/Timm (1999), S. 75-81; MUNLV NRW (2007), S. 67-74. Zur Typisierung von Fließ- und Stillgewässersystemen in Deutschland vgl. auch ausführlich Pott (1996), S. 50-130. Die Unterscheidung von Gewässertypen ist zudem von Bedeutung, da sie unterschiedlich auf Belastungen

die typspezifischen Lebensgemeinschaften hinsichtlich Artenzusammensetzungen und Populationsdichten charakterisiert (biozönotische Referenzlisten).⁷⁰⁰ Im Idealfall lassen sich für bestimmte Gewässertypen naturbelassene Referenzgewässer identifizieren, an denen sich die naturnahen Lebensgemeinschaften realiter beobachten lassen.⁷⁰¹

Zu beachten ist jedoch, dass typbezogene Referenzen nicht die individuellen Gewässercharakteristika reflektieren und daher zwar eine grundlegende Orientierung bieten, aber noch nicht unmittelbar als wasserkörperbezogene Referenz der Fischfauna herangezogen werden können.⁷⁰² Hierzu ist eine weitergehende Referenzierung der Arten auf Basis der lokalen Gewässercharakteristika erforderlich.⁷⁰³ Erschwerend kommt hinzu, dass sich in der dichtbesiedelten Kulturlandschaft insb. für die größeren Fließgewässertypen kaum naturbelassene Referenzgewässer identifizieren lassen, da diese in der Regel intensiv genutzt und anthropogen überprägt sind.⁷⁰⁴ Sofern durch die anthropogene Überprägung der Unterläufe die Migration von bestimmten Wanderfischen unterbunden wird, fehlen diese Arten auch in ansonsten naturnahen Oberläufen, so dass die Referenz diesbezüglich unvollständig sein kann. Sowohl zur Überbrückung typpreferenzieller Lücken als auch zur Berücksichtigung lokaler Besonderheiten ist daher bei der Ableitung fischfaunistischer Referenzen auf weitere Hinweise zurückzugreifen. Oft bestehen belastbare

reagieren, also eine unterschiedliche ökologische Empfindlichkeit aufweisen, vgl. BMU (2006b), S. 104f.; Keitz/Kessler (2008), S. 356; Meusel (2008), S. 12f.

⁷⁰⁰ Vgl. Pottgiesser/Sommerhäuser (2008), Kapitel 2.1 und 2.2, o. S sowie auch BMU (2006b), S. 106. Darüber hinaus enthalten die Steckbriefe eine morphologische Kurzbeschreibung (Angaben zu Laufform, Talform, Querprofil (Einschnitttiefe) etc.), abiotische Charakteristika (naturräumliche, unveränderliche Parameter wie z.B. Einzugsgebietsgröße, Talbodengefälle, Strömungsbild), Wasserbeschaffenheit (Einstufung in die geologischen Klassen silikatisch, karbonatisch, organisch), physikochemische Leitwerte (elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Karbonat- und Gesamthärte), hydrologische Charakteristika (Abflussschwankungen im Jahresverlauf sowie Bemerkungen zu sommertrockenen oder trockenfallenden Typen) sowie eine Erläuterung von typspezifischen Besonderheiten und etwaigen Verwechslungsmöglichkeiten mit anderen Typen, vgl. Pottgiesser/Sommerhäuser (2008), Kapitel 2.1 und 2.2, o. S.

⁷⁰¹ Vgl. bspw. Kampa/Hansen (2004), S. 88; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 161f. sowie S. 250f.

⁷⁰² Vgl. Sommerhäuser/Timm (1999), S. 75; BMU (2004a), S. 22; BMU (2006b), S. 105; Pottgiesser/Sommerhäuser (2008), Kapitel 1, o. S. Die Beschreibungen der Lebensgemeinschaften können also nicht pauschal als Checkliste für vorkommende Arten herangezogen werden. Darüber hinaus sind bspw. zoogeografische Restriktionen zu beachten, vgl. auch DWA (2010), S. 33.

⁷⁰³ Vgl. Meusel (2008), S. 31f.; Dußling (2009), S. 22f.; DWA (2010), S. 33 sowie auch Bosenius (2001), S. 31. In der fischbasierten Bewertungssystematik „fiBS“, welche im Folgenden noch näher erläutert wird, werden diejenigen maximal 10 Arten als Leitarten klassifiziert, die in der gewässerbezogenen fischfaunistischen Referenzzönose jeweils einen Anteil von mehr als 5 % (Referenzanteil) einnehmen. Alle Arten, die einen Referenzanteil von mehr als 1 % aufweisen, gelten in „fiBS“ als typspezifische Arten. Arten mit geringerem Referenzanteil werden als Begleitarten klassifiziert, vgl. Dußling (2009), S. 23-25.

⁷⁰⁴ Vgl. Sommerhäuser/Timm (1999), S. 93; Lanz/Scheuer (2001) S. 22; Pottgiesser et al. (2009), S. 477.

gewässerbezogene Informationen zu historischen Vorkommen von Arten (z. B. naturhistorische Quellen sowie Fischereistatistiken).⁷⁰⁵ Unterstützend können auch Modellierungen auf Basis abiotischer Faktoren sowie Experteneinschätzungen zum Einsatz kommen.⁷⁰⁶ Ebenso von Bedeutung ist es zu identifizieren, welche Arten des aktuellen Arteninventars eines Gewässers eigentlich faunenfremd sind, und diese aus der fischfaunistischen Referenz zu exkludieren.⁷⁰⁷

Von wesentlicher Bedeutung für die Ableitung der wasserkörperbezogenen, fischfaunistischen Referenzen sind auch die unterschiedlichen Habitatfunktionen, die bestimmte Gewässerabschnitte für einzelne Fischpopulationen ausfüllen.⁷⁰⁸ Wie bereits in Kap. 3.3 erläutert, sind Fischarten in unterschiedlichem Maße auf diversifizierte Habitatstrukturen angewiesen.⁷⁰⁹ Insb. stellen bestimmte Arten unterschiedliche Habitatansprüche im Laufe ihres Lebenszyklus.⁷¹⁰ Hiervon ausgehend lassen sich u. a. Laich-, Aufwuchs-, Nahrungs- und Überwinterungshabitate unterscheiden.⁷¹¹ Die jeweiligen Habitatfunktionen eines Gewässerabschnitts schlagen sich in einem charakteristischen, ggf. saisonalen Vorkommen entsprechender Arten und deren Altersstruktur nieder.⁷¹² Besonders ausgeprägt sind

⁷⁰⁵ Vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 88; Albert/Langer (2007), S. 49; MUNLV (2007), S. 12-21; LUWG (2008), S. 15; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 161f. sowie S. 250f.; Dußling (2009), S. 25f.; DWA (2010), S. 33. Vgl. exemplarisch zur Auswertung historischer Quellen zur Fischfauna der Ruhr Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 50-81.

⁷⁰⁶ Vgl. Lanz/Scheuer (2001) S. 22; Podraza et al. (2005), S. 56-69; LUWG (2008), S. 15; Dußling (2009), S. 26.

⁷⁰⁷ Vgl. Dußling (2009), S. 27f. Eine bedeutende Ursache für das Vorkommen faunenfremder Arten sind Besatzmaßnahmen zu Fischereizwecken, vgl. Borchardt/Völker/Willecke (2006), S. 290. Dies betrifft neben der ursprünglich aus Amerika stammenden Regenbogenforelle vielfach auch den Aal, vgl. bspw. Dußling (2009), S. 5, S. 33f. sowie S. 53f.

⁷⁰⁸ Vgl. Albert/Langer (2007), S. 52 sowie S. 63f.; LUWG (2008), S. 11-26; Anderer et al. (2008), S. 571f. Als Habitat wird der „Aufenthaltsbereich von Pflanzen und Tieren innerhalb eines Biotops“, Keuneke/Dumont (2011), S. XIII, bezeichnet. Letzteres ist ein Lebensraum mit spezifischen Umwelt- und Lebensbedingungen, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. XII. Bezogen auf einzelne Arten werden Gewässerabschnitte, „die aufgrund geeigneter hydromorphologischer Bedingungen (Gefälle, Abfluss, Substrat) im vom Menschen unbeeinflussten Zustand als potenzieller Lebensraum“, Keuneke/Dumont (2011), S. XII, angesehen werden können, als Areal bezeichnet (z. B. Lachsareal).

⁷⁰⁹ Vgl. Albert/Langer (2007), S. 47.

⁷¹⁰ Vgl. Albert/Langer (2007), S. 73 sowie S. 258. Arten mit ähnlichem Leistungs- und Anspruchsverhalten gegenüber ihren Habitaten werden in so genannten Gilden zusammengefasst, vgl. Albert/Langer (2007), S. 51-53; MUNLV NRW (2007), S. 37-54. Zur Klassifizierung der verschiedenen Fisch- und Rundmäulerarten nach ihrer Habitatbindung vgl. Albert/Langer (2007), S. 65f. Bspw. ist die Art Lachs (*Salmo salar*) durch ein reophiles Strömungsverhalten (strömungsliebend), ein piscivores Ernährungsverhalten (fischfressend) sowie ein lithophiles Laichverhalten (kieslaichend) charakterisierbar.

⁷¹¹ Vgl. auch Albert/Langer (2007), S. 258. Laich- und Aufwuchshabitate einer Art sind Gewässerabschnitte, die aufgrund ihrer hydromorphologischen und chemisch-physikalischen Gegebenheiten zur Reproduktion und zum Aufwuchs der betreffenden Art geeignet sind, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. XIII.

⁷¹² Vgl. auch Dußling (2009), S. 30f.

die unterschiedlichen Habitatansprüche bei den diadromen Fischarten, die im Verlauf ihres Lebenszyklus auf einen Wechsel zwischen Süßwasser- und Salzwasserhabitaten angewiesen sind.⁷¹³

Anadrome Arten (z. B. Lachs und Meerforelle) wandern zur Fortpflanzung aus dem Meer zu geeigneten Laichhabitaten in den Oberläufen von Flüssen.⁷¹⁴ Nach einer gewissen Aufwuchsphase verlassen die Jungfische die Flussoberläufe und steigen wieder ins Meer ab. Bei den Süßwasserhabitaten der anadromen Arten handelt es sich also vornehmlich um saisonal genutzte Laich- und Aufwuchshabitate in den Oberläufen, während die unterliegenden Gewässerabschnitte für diese Arten i. d. R. keine eigentlichen Habitate darstellen, sondern „lediglich“ als Wanderroute⁷¹⁵ für den Auf- und Abstieg genutzt werden.⁷¹⁶ Für die fischfaunistische Referenzierung von Wasserkörpern ist daher zu klären, welche Wasserkörper im natürlichen Zustand geeignete Laich- und Aufwuchshabitate für anadrome Wanderfischarten darstellen, welche Wasserkörper im natürlichen Zustand die zugehörigen Wanderrouten bilden und welche Ausprägungen bzgl. Abundanz und Altersstruktur der anadromen Arten jeweils für den naturbelassenen Zustand saisonal kennzeichnend wären.⁷¹⁷ Bei der Identifizierung anadromer Laich- und Aufwuchshabitate wird vornehmlich auf die Fließgewässerzonierung und historische Hinweise zurückgegriffen.⁷¹⁸ So befinden sich die anadromen Laich- und Aufwuchshabitate typischerweise in den sommerkühlen Gewässerabschnitten der Äschenregion.⁷¹⁹ Darüber hinaus sind die lokalen Meso- und Mikrostrukturen des Gewässers wesentlich, so dass sich die von Natur aus geeigneten Laich- und Aufwuchshabitate weiter eingrenzen lassen.⁷²⁰

⁷¹³ Vgl. hier sowie zu Folgendem FGG Weser (2008), S. 16f.; Albert/Langer (2007), S. 64; DWA (2010), S. 42-44 sowie bereits Kap. 3.3. Diadrome Arten werden auch als euryhalin, potamodrome Arten auch als limnisch bezeichnet, vgl. Albert/Langer (2007), S. 51.

⁷¹⁴ Vgl. Müller et al. (2006), S. 333f.; MUNLV (2007), S. 42; FGG Weser (2008), S. 19.

⁷¹⁵ Als Wanderroute wird im Zusammenhang mit diadromen Arten „die gesamte Gewässerstrecke zwischen einem bestimmten Areal oder einem Laich- und Aufwuchshabitat und dem Meer“, Keuneke/Dumont (2011), S. XVI, bezeichnet. Wichtige Wanderrouten bzw. Verbindungsgewässer sind die großen Ströme und Flüsse, die zudem für bestimmte anadrome Arten wie den Maifisch selbst Laich- und Aufwuchshabitate darstellen, vgl. BfG (2010a), S. 8-17 sowie Anderer et al. (2010a), S. 36.

⁷¹⁶ Vgl. DWA (2010), S. 42f. Dementsprechend ist die Durchgängigkeit der Hauptwanderrouten in einem Gewässersystem essentiell für eine ausreichende Vernetzung der aktuellen und potenziellen Habitate im Einzugsgebiet untereinander und insb. für die Anbindung der diadromen Habitate an das Meer, vgl. LUWG (2008), S. 13.

⁷¹⁷ Vgl. Dußling (2009), S. 30f. Im Rahmen der Bewertungssystematik fiBS wird empfohlen, dass für anadrome Wanderfischarten im Bereich der Wanderrouten Referenzanteile von <1 % angesetzt werden, während in den Laich- und Aufwuchshabitaten von Lachs- und Meerforelle je nach Bedeutung Referenzanteile von bis zu 7 % gerechtfertigt sein können, vgl. Dußling (2009), S. 31.

⁷¹⁸ Vgl. LUWG (2008), S. 15; Keuneke/Dumont (2011), S. 32.

⁷¹⁹ Vgl. Dußling (2009), S. 31; Keuneke/Dumont (2011), S. 32 sowie auch Breuer (2006), S. 30f.

⁷²⁰ So benötigt der Lachs als Kieslaicher ein Substrat mit großporigem Lückensystem und guter Sauerstoffversorgung, darüber hinaus sind eine Mindestgröße des Gewässers mit entsprechender Wasserführung sowie Pool- und Rauschenstrukturen in räumlicher Nähe erforderlich. Demnach sollte das

Katadrome Arten wie der Aal ziehen dagegen zur Eiablage ins Meer, während sie zuvor einen größeren Anteil ihres Lebenszyklus in Süßwasserhabitaten verbracht haben (fortgeschrittene Aufwuchs- und Nahrungshabitate).⁷²¹ Die Besiedlung durch den Aal konzentriert sich typischerweise in der Brachsen- und Barbenregion, während er in der Äschenregion noch in geringer Populationsdichte vorkommt. Lokale Strukturen sind dabei von geringerer Bedeutung.⁷²²

Nachdem für alle Wasserkörper eine fischfaunistische Referenz i. S. d. *sehr* guten ökologischen Zustands abgeleitet wurde, gilt es anhand der Parameter Artenvielfalt, Abundanz und Altersstruktur die gemäß Anhang V, Abschnitt 1.2.1 WRRL für einen guten ökologischen Zustand maximal zulässige „geringfügige“ Abweichung zu bestimmen.⁷²³ Zur Bewertung der Qualitätskomponente Fischfauna in Fließgewässern wurde in Deutschland das „fischbasierte Bewertungssystem – fiBS“ entwickelt und bundesweit erprobt.⁷²⁴ Ausgehend von der zugrunde gelegten Referenz werden das Arten- und Gildeninventar, die Artenabundanz und Gildenverteilung, die Altersstruktur, die Migration, die Fischregion

Gewässer an der Laichstelle mindestens 5 Meter breit und mindestens ca. 30 cm tief sein, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 99-103; Städtler (2005), S. 372 sowie S. 375f.; FGG Weser (2008), S. 19f.; Keuneke/Dumont (2011), S. 32-34. Darüber hinaus reagiert der Lachs im Laichstadium empfindlich auf Störungen der Gewässerqualität (bspw. durch übermäßige Nährstoffeinträge), vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 114f.; Städtler (2005), S. 372 sowie S. 375f.

⁷²¹ Vgl. Müller et al. (2006), S. 333f.; DWA (2010), S. 44. In Deutschland stellt der Aal die dominante katadrome Art dar, vgl. Dußling (2009), S. 5. Zum Lebenszyklus des Aals vgl. auch Göhl (2004), S. 3-15; Keuneke/Dumont (2011), S. 35.

⁷²² Vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 36.

⁷²³ Vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 237.

⁷²⁴ Vgl. Dußling (2009), S. 1 sowie bereits Podraza et al. (2005), S. 32. Zu einer ähnlichen Vorgehensweise zur Einschätzung des ökologischen Zustandes auf Basis der Qualitätskomponente Fischfauna vgl. Borchardt/Völker/Willecke (2006), S. 287-292. Auch für die weiteren biologischen Qualitätskomponenten wurden in Deutschland standardisierte Bewertungsverfahren zur Operationalisierung der biologischen Bewertung und Abgrenzung der einzelnen Klassen des ökologischen Zustands entwickelt und auf ihre Praxistauglichkeit getestet, vgl. Podraza et al. (2005), S. 23-49; BMU (2006a), S. 43; BMU (2010b), S. 15f. Die Bewertung der weiteren biologischen Qualitätskomponenten erfolgt für Fließgewässer mit den Verfahren PERLODES/ASTERICS (Makrozoobenthos), PHYLIB (Makrophyten/Phytobenthos) und PhytoFluss (Phytoplankton), vgl. Meusel (2008), S. 32 und die dort angegebenen Primärquellen sowie auch Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 243. Den biologischen Bewertungsverfahren kommt bei der Klassifizierung des ökologischen Zustands eine entscheidende Bedeutung zu, vgl. Meusel (2008), S. 13. Eine kohärente Umsetzung der ökologischen Zielsetzungen der Richtlinie erfordert daher möglichst einheitliche Anforderungen an die Einstufung der ökologischen Zustände und die entsprechende Anwendung von Bewertungsverfahren, die zu einer einheitlichen Einstufung führen, vgl. Seidel/Rechenberg (2004), S. 217; Fröhlich (2005b), S. 26; BMU (2006b), S. 112. Zwischen den Mitgliedstaaten erfolgt dies im Rahmen einer Interkalibrierung, vgl. bspw. BMU (2006b), S. 112. Die vorliegenden Bewertungsergebnisse einiger Verfahren wurden bereits mit den entsprechenden Bewertungsergebnissen anderer Mitgliedstaaten interkalibriert, um eine EU-weite Vergleichbarkeit der Zustandsbewertungen zu gewährleisten, vgl. BMU (2010b), S. 15f. Allerdings besteht insgesamt noch Forschungsbedarf zur Weiterentwicklung der Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten. Beispielsweise existieren noch keine hinreichend erprobten Verfahren zur Bewertung von Makrozoobenthos und Fischfauna in Seen. Auch sind weitere Interkalibrierungsaktivitäten notwendig, vgl. BMU (2010b), S. 16. Aufgrund der Komplexität und Mehrdimensionalität der zugrunde liegenden Parameter besteht grundsätzlich mehr Spielraum bei der ökologischen Zustandsbewertung als bei der chemischen Zustandsbewertung, vgl. Irmer/Rechenberg (2006), S. 125.

sowie dominante Arten als fischökologisch relevante Parameter mittels Scoring bewertet und anschließend mittels Gewichtung der Parameterergebnisse zu einer Gesamteinschätzung verdichtet.⁷²⁵ Auf Parameterebene repräsentiert ein Score von 5 einen sehr guten ökologischen Zustand, ein Score von 3 einen guten ökologischen Zustand und ein Score von 1 einen mäßigen oder schlechteren Zustand.

- Der Teilparameter Arteninventar wird in Bezug auf typspezifische Arten und Begleitarten sowie diadrome und potamodrome Arten bewertet.⁷²⁶ Es entspricht nicht mehr einem guten ökologischen Zustand (und erhält somit den schlechteren Score 1), wenn mindestens eine typspezifische Art fehlt, die in der Zusammensetzung der fischfaunistischen Referenzzönose einen Anteil von mehr als 2 % aufweisen sollte.⁷²⁷
- Der Teilparameter „Begleitarten“ erhält den Score 1, wenn weniger als 10 % der referenziellen Begleitarten vorhanden sind.⁷²⁸
- Der Teilparameter „diadrome und potamodrome Arten“ wird als mäßig oder schlechter (also Score 1) eingestuft, wenn im betrachteten Wasserkörper weniger als 50 % der autochthonen anadromen und potamodromen Arten vorhanden sind.⁷²⁹
- Hinsichtlich des Bewertungsparameters „Abundanz und Gildenverteilung“ wird u. a. die Abundanz der Leitarten bewertet.⁷³⁰ Dieser Teilparameter gilt als mäßig oder schlechter (Score 1), wenn der im Wasserkörper nachgewiesene prozentuale Anteil der Leitart mehr als 50 % vom Wert der fischfaunistischen Referenz abweicht.
- Der Parameter „Altersstruktur“ wird als mäßig oder schlechter (Score 1) eingeschätzt, wenn in der Beprobung bei den Leitarten der Anteil Jungfische kleiner 10 % oder größer 90 % ist.⁷³¹

⁷²⁵ Vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 70-72; Podraza et al. (2005), S. 32-40; MUFV RLP (2008), S. 70f.; Meusel (2008), S. 32; Dußling (2009), S. 3f. Hierbei handelt es sich um eine so genannte Metrics-basierte, d. h. eine auf verschiedenen Indikatoren basierende Bewertung, vgl. Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 88-90.

⁷²⁶ Vgl. Dußling (2009), S. 4-7. Darüber hinaus werden Abwertungskriterien definiert, die – sofern einschlägig – mit einem Score 1 in die Gesamtbewertung eingehen. Hierzu wird betrachtet, ob sich in natürlich „artenarmen“ Wasserkörpern referenzfremde Arten oder referenzferne Gilden nachweisen lassen oder ob ganze charakteristische Gilden fehlen, vgl. Dußling (2009), S. 6f.

⁷²⁷ Vgl. Dußling (2009), S. 4f.

⁷²⁸ Vgl. Dußling (2009), S. 5.

⁷²⁹ Vgl. Dußling (2009), S. 5.

⁷³⁰ Vgl. Dußling (2009), S. 7. Als weitere Teilparameter werden die Abweichung der Barsch-/Rotaugen Abundanz sowie der Verteilung der ökologischen Gilden von der fischfaunistischen Referenz bewertet, vgl. Dußling (2009), S. 7-10.

⁷³¹ Im natürlichen Zustand deutet ein Anteil der Altersklasse „0+“ von 30-70 % auf eine gesunde Altersstruktur und Reproduktion hin. Bei Anteilen von weniger als 10 % ist von einer gestörten Reproduktion, bei Anteilen von größer als 90 % von einer Unterrepräsentation späterer Altersstadien auszugehen. Da sich der Aal im Meer reproduziert, ist dieses Kriterium auf diese Art nicht anwendbar, vgl. Dußling (2009), S. 9f.

- Anhand eines separaten Parameters „Migration“ wird bewertet, inwieweit der betrachtete Wasserkörper für Wanderfischarten zugänglich ist. Die Migrationsverhältnisse in einem Wasserkörper indizieren einen mäßigen oder schlechteren Zustand (Score 1), wenn das gewichtete Verhältnis unterschiedlicher Migrationsgilden (d. h. Kurz-, Mittel- und Langdistanzwanderfische) auf eine Unterrepräsentation von Migrationsgilden mit längeren Wanderdistanzen hindeutet.⁷³²
- Der Parameter „Fischregion“ wird als mäßig oder schlechter (Score 1) eingestuft, wenn eine übermäßige Abweichung von der dem natürlichen Referenzzustand zugrundeliegenden Fischzonierung festzustellen ist.⁷³³
- Schließlich wird der Parameter „dominante Arten“ als mäßig oder schlechter (Score 1) eingestuft, wenn die relativen Abundanzen der beiden häufigsten Arten auf eine degenerative Dominanz dieser Arten hindeuten.⁷³⁴

Ausschlaggebend für die Bewertung der Fischfauna im Hinblick auf den ökologischen Zustand eines Gewässers ist die Aggregation der Einzelparameterbewertungen als gewichteter Mittelwert.⁷³⁵ Damit die Fischfauna einem guten ökologischen Zustand entspricht, muss ein Gesamtwert von mehr als 2,50 (von max. 5,00) erreicht werden.⁷³⁶ Um ein verlässliches Bild zu erhalten, erfolgt die Bewertung der Fischfauna eines Wasserkörpers auf Basis mehrerer Beprobungsstellen.⁷³⁷

⁷³² Da die Empfindlichkeit der Migration auf anthropogene Störungen mit der Distanz steigt, erfolgt eine Gewichtung in Abhängigkeit von der Distanzklasse, vgl. Dußling (2009), S. 11f. Eine Überrepräsentation von Migrationsgilden mit längeren Wanderdistanzen wird dagegen nicht als Defizit eingeschätzt, vgl. Dußling (2009), S. 12.

⁷³³ Als Indikator wird hierzu der Fischregionsgesamtindex FRI_{ges} betrachtet, der eine Abweichung vom zonentypischen Vorkommen einzelner Fischarten ausgehend von der mittleren Präferenz einer Fischart für eine Zone sowie der natürlichen Streuung ihres Vorkommens im Flusslauf ermittelt, vgl. Dußling et al. (2005), S. 20-24; Dußling (2009), S. 12-14. Der kritische Schwellenwert unterscheidet sich dabei in Abhängigkeit vom Referenzgewässer, vgl. Dußling (2009), S. 14.

⁷³⁴ Vgl. Dußling (2009), S. 15f. Degenerierte Lebensräume sind häufig durch die Dominanz weniger, besonders anpassungsfähiger bzw. anspruchsloser Arten gekennzeichnet. Die relative Abundanz der beiden häufigsten Arten wird im Community Dominance Index (CDI) abgebildet, der allerdings bei natürlich artenarmen Gewässern (weniger als 10 Fischarten) nicht aussagekräftig ist, vgl. Dußling (2009), S. 16.

⁷³⁵ Vgl. Dußling (2009), S. 16-18. Die Gewichtung der einzelnen Teilparameter ergibt sich dabei daraus, wie viele Teilparameterwerte zunächst zur Ermittlung eines Hauptparametermittelwertes (z. B. Arten- und Gildeninventar) zwischengemittelt werden, bevor aus den Hauptparametern der Gesamtwert gemittelt wird. Da bei natürlich artenarmen und artenreichen eine unterschiedliche Anzahl von Teilparametern einfließt, ergeben sich unterschiedliche Aggregationen des Gesamtwertes.

⁷³⁶ Vgl. Dußling (2009), S. 4 sowie S. 16-18. Das heißt also, dass defizitäre Ausprägungen einzelner Parameter durch sehr gute Ausprägungen anderer Parameter ausgeglichen werden können.

⁷³⁷ Vgl. Podraza et al. (2005), S. 35f. sowie ausführlich Dußling (2009), S. 39-50.

Zusammenfassend lässt sich zunächst feststellen, dass der Ableitung der fischfaunistischen Referenz bei der Operationalisierung des guten ökologischen Zustands eine wesentliche Bedeutung zukommt. Insb. mit Blick auf die anadromen Wanderfischarten wie den Lachs ist zu ermitteln, welche Wasserkörper im naturnahen Zustand als Laich- und Aufwuchshabitate fungieren können und welche Wasserkörper die zugehörigen Wanderrouen bilden. Darüber hinaus wird deutlich, dass den Leitarten und den diadromen Langdistanzwanderfischen bei der Bewertung der Fischfauna nach „fiBS“ ein besonderes Gewicht zugemessen wird, da diese jeweils durch mehrere Teilparameter repräsentiert werden.⁷³⁸ Im Rahmen der ausschlaggebenden Gesamtbewertung ist es aber durchaus möglich, dass defizitäre Teil- und Hauptparameter durch gute bis sehr gute Ausprägungen anderer Parameter kompensiert werden können, so dass die Fischfauna in der Gesamtschau einem guten Zustand entspricht.⁷³⁹ Auch das Fehlen bzw. nur sporadische Vorkommen von Langdistanzwanderfischen kann als nur geringfügige Abweichung von der fischfaunistischen Referenz eines Wasserkörpers gewertet werden, wenn diese lediglich als Begleitarten mit geringem Anteil an der natürlichen Referenzfischfauna zu klassifizieren sind.⁷⁴⁰

Schritt 2: Operationalisierung der Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen ökologischer Durchgängigkeit und Fischfauna

Um die Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten wie der Fischfauna zielgerichtet verbessern zu können, sind ein hinreichendes Verständnis und eine entsprechende Operationalisierung der relevanten Ursache-Wirkungsbeziehungen in Bezug auf abiotische und biotische Einflussfaktoren erforderlich. Anthropogene Störungen wie auch die Maßnahmen zu deren Behebung manifestieren sich vornehmlich in abiotischen Einflussfaktoren und wirken sich über diese mittelbar – z. T. mit deutlicher Verzögerung⁷⁴¹ – auf die biologischen Qualitätskomponenten und damit den Gesamtzustand des Ökosystems

⁷³⁸ Vgl. Dußling (2009), S. 30.

⁷³⁹ Vgl. Irmer/Rechenberg (2006), S. 119f.; BMU (2006b), S. 112, Meusel (2008), S. 13. Insgesamt besteht bei der ökologischen Zustandsbewertung also mehr fachlicher Spielraum als bei der chemischen Zustandsbewertung, die auf konkreteren Grenzwerten basiert, vgl. Irmer/Rechenberg (2006), S. 125.

⁷⁴⁰ Zur historisch häufigen und vereinzelt Verbreitung unterschiedlicher diadromer Arten am Beispiel des Rheinsystems vgl. Albert/Langer (2007), S. 130.

⁷⁴¹ Die Wirksamkeit von Maßnahmen lässt sich im so genannten Raum-Zeit-Modell der Gewässerentwicklung abschätzen, demnach regenerieren sich kleinräumige Habitate bereits relativ kurzfristig, während morphologische Regenerationsprozesse auf Einzugsgebietsebene z. T. mehrere Jahrzehnte bis Jahrhunderte benötigen, vgl. Böhm et al. (2002), S. 172-174; Interwies et al. (2004), S. 181; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 75f.

aus.⁷⁴² Die Operationalisierung der Ursache-Wirkungsbeziehungen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und abiotischen Einflussfaktoren bildet insofern das notwendige Bindeglied zwischen der angestrebten Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten und damit dem Gewässerzustand einerseits sowie den verursacherbedingten Einwirkungen andererseits.⁷⁴³

Die in Anhang V WRRL definierten unterstützenden Qualitätskomponenten repräsentieren abiotische Faktoren, die einen bedeutenden Einfluss auf die Ausprägung der letztlich zustandsbestimmenden biologischen Qualitätskomponenten ausüben.⁷⁴⁴ Sie umfassen die hydromorphologischen Qualitätskomponenten (Wasserhaushalt, Durchgängigkeit und Morphologie) sowie die physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten (allgemeine Bedingungen, spezifische synthetische Schadstoffe, spezifische nicht-synthetische Schadstoffe).⁷⁴⁵ Im Regelfall ist von multikausalen Beeinflussungen der biologischen Qualitätskomponenten durch physikalisch-chemische (insb. stoffliche) und hydromorphologische Faktoren auszugehen.⁷⁴⁶ So sind Defizite der hier schwerpunktmäßig betrachteten Fischfauna nicht ausschließlich auf eine unzureichende ökologische Durchgängigkeit des Gewässers zurückzuführen.⁷⁴⁷ Die Ausprägung der Fischfauna reagiert ebenfalls sensibel auf Schadstoffe, erhöhte Temperatur, Sauerstoffmangel sowie nicht durchgängigkeitsbezogene hydromorphologische Defizite wie verarmte Habitatstrukturen

⁷⁴² Ein direktes Einwirken auf die Ausprägung biologischer Qualitätskomponenten ist in bestimmten Umfang ebenfalls möglich, z. B. durch so genannte Besatzmaßnahmen im Bereich der Fischfauna, vgl. Borchardt/Völker/Willecke (2006), S. 290. Diese Maßnahmen werden jedoch im Rahmen der Gewässerschutzpolitik i. d. R. als nicht nachhaltig betrachtet, wenn die relevanten abiotischen Faktoren eine eigenständige und stabile Reproduktion der Fischfauna nicht zulassen, vgl. BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 9. Biotische Einflussfaktoren sind bspw. die natürliche Nahrungskonkurrenz, Krankheiten und Prädation (Verzehr durch Raubtiere), vgl. bspw. Keuneke/Dumont (2011), S. 78f. Zur Beeinflussung der Fischfauna durch hohen Prädationsdruck vgl. Dußling (2009), S. 54. Beispielhaft ist hier die Prädation durch Kormorane zu nennen.

⁷⁴³ Vgl. Meusel (2008), S. 101f.

⁷⁴⁴ Vgl. BMU (2010b), S. 24.

⁷⁴⁵ Vgl. auch BMU (1998), S. 61. Naturnahe Gewässer sind dabei grundlegend durch eine größere Strukturvielfalt gekennzeichnet. Darüber hinaus sind eine naturraum- bzw. einzugsgebietspezifische Abflussdynamik sowie eine möglichst freie Entwicklung des Gewässers im Quer- und Längsprofil anzustreben, vgl. Steinberg et al. (2002), S. 123.

⁷⁴⁶ Vgl. Podraza et al. (2005), S. 10; Palm (2006a), S. 96; FGG Weser (2008), S. 18f.

⁷⁴⁷ Vgl. Meusel (2008), S. 43; MUFV RLP (2008), S. 38 sowie S. 70f. Allgemein gilt die Fischfauna im Vergleich zu den anderen biologischen Qualitätskomponenten als besonders aussagekräftiger Indikator der ökologischen Qualität aquatischer Lebensräume, vgl. Albert/Langer (2007), S. 45-47. Die Fischfauna ist „unmittelbarer Spiegel der ökologischen Leistungsfähigkeit eines aquatischen Lebensraums und damit der relativ einfach zugängliche Indikator, der einen direkten Zusammenhang zwischen Veränderungen in der Fischfauna, den auslösenden Ursachen und entsprechenden Verbesserungsmaßnahmen ermöglicht.“, Albert/Langer (2007), S. 256f.

(Ufer und Sohle) und geringe Wasserführung.⁷⁴⁸ Aus heutiger Perspektive stellen dennoch aber eine gestörte flussauf- und flussabwärtsgerichtete Durchgängigkeit als einzugsgebietsbezogene Belastung sowie der Verlust von diversifizierten Habitatstrukturen als lokale Belastung in vielen Fällen die limitierenden Faktoren für die Ausprägung der Fischfauna dar.⁷⁴⁹ Eine defizitäre Durchgängigkeit ist als limitierender Faktor insb. dann anzunehmen, wenn gegenüber dem autochthonen Arten- und Gildeninventar vornehmlich anadrome Langdistanz- und potamodrome Mitteldistanzwanderfische fehlen, die im Laufe ihrer Individualentwicklung obligatorisch auf nicht lokale Habitatwechsel angewiesen sind.⁷⁵⁰ Indizieren dagegen Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna allgemeine Reproduktionsdefizite, lässt das darauf schließen, dass eine unzureichende Qualität der Laich- und Aufwuchshabitate die Ausprägung der Fischfauna limitiert.⁷⁵¹

Hiervon ausgehend gilt es fachlich zu bestimmen, welcher Grad aufwärts- sowie abwärtsgerichteter Durchgängigkeit in einem Gewässersystem erforderlich ist, um – eine hinreichende Qualität der weiteren abiotischen und biotischen Faktoren vorausgesetzt – eine Ausprägung der Fischfauna zu gewährleisten, die den Anforderungen eines guten ökologischen Zustands entspricht.⁷⁵²

Die ökologische Funktion der Durchgängigkeit eines Gewässersystems liegt im Wesentlichen in der Vernetzung der unterschiedlichen Habitate (Laich- und Aufwuchs-, Nahrungs-, Überwinterungs- und Ruhehabitate), um die diversen Grundansprüche der Arten über den jeweiligen Lebenszyklus zu erfüllen.⁷⁵³ Für die Entwicklung und Stabilität der

⁷⁴⁸ Vgl. bspw. Irmer/Rechenberg (2006), S. 114; Palm (2006a), S. 78, S. 83 sowie S. 87f.; Albert/Langer (2007), S. 118; MUFV RLP (2008), S. 68; BMU (2010b), S. 20. Die Qualitätskomponente Makrozoobenthos reagiert ebenfalls sensibel auf Defizite der Gewässerstruktur, aber auch auf Gewässerversauerung. Defizite der Gewässerflora lassen sich dagegen insb. auf Eutrophierung, also erhöhte Nährstoffkonzentrationen, zurückführen, vgl. MUFV RLP (2008), S. 68; BMU (2010b), S. 20. Entsprechend diesen typischen Ursache-Wirkungsbeziehungen können die jeweils beobachtbaren Ausprägungen der unterschiedlichen biologischen Qualitätskomponenten zur Identifizierung der jeweils bedeutenden Belastungen herangezogen werden, vgl. auch MUFV RLP (2008), S. 56 sowie S. 68.

⁷⁴⁹ Vgl. BMU (1998), S. 107 sowie S. 110; Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 113-116; Interwies et al. (2004), S. 182; Podraza et al. (2005), S. 7; Albert/Langer (2007), S. 74, S. 213 sowie S. 258; LUWG (2008), S. 13; Meusel (2008), S. 136. In diesem Zusammenhang ist allerdings zu beachten, dass das Längskontinuum eines Gewässers auch aufgrund natürlicher Ursachen (Abstürze, Wasserfälle etc.) zu einem gewissen Grad oder gar vollständig unterbrochen sein kann. Bspw. stellt der Rheinfluss bei Schaffhausen eine natürliche Barriere für die Lachswanderung im Rheinsystem dar. Natürliche Einschränkungen der Durchgängigkeit sind jedoch bereits in den fischfaunistischen Referenzen der betreffenden Gewässer zu berücksichtigen (Schritt 1).

⁷⁵⁰ Vgl. Borchardt/Völker/Willecke (2006), S. 290; Albert/Langer (2007), S. 63f. sowie S. 258; Meusel (2008), S. 43; FGG Weser (2008), S. 18; Dußling (2009), S. 12; BMU (2010b), S. 20.

⁷⁵¹ Vgl. Borchardt/Völker/Willecke (2006), S. 290. Den in meist kleineren Zuflüssen gelegenen Laich- und Aufzuchthabitaten kommt damit eine wesentliche und übergreifende Bedeutung für die gesamte aquatische Biozönose im Einzugsgebiet zu, vgl. BMU (1998), S. 175.

⁷⁵² Vgl. DWA (2005), S. 87-89.

⁷⁵³ Vgl. Albert/Langer (2007), S. 73f.

einzelnen Fischpopulationen ist von entscheidender Bedeutung, dass diese über entsprechende Wanderungen einen in zeitlicher und räumlicher Sicht anspruchsgerechten Zugang zu den unterschiedlichen Habitatstrukturen erhalten. Dies gilt im besonderen Maße für die obligaten Laichwanderungen diadromer Arten, die eine Vernetzung der Laich- und Aufwuchshabitate im Fließgewässersystem mit dem Meer voraussetzen.⁷⁵⁴ Folglich kann die Erreichbarkeit der jeweiligen Migrationsdestinationen (Habitate im Fließgewässer sowie im Meer) als indikativer Maßstab der auf- und abwärtsgerichteten ökologischen Durchgängigkeit eines Fließgewässersystems herangezogen werden.⁷⁵⁵ Die Erreichbarkeit einer Migrationsdestination (z. B. Laichhabitat) lässt sich wiederum über den Anteil der migrationswilligen Individuen einer Art, welcher vom jeweiligen Ausgangspunkt der Wanderung mit angemessenen Zeit- und Energieaufwand in das Zielhabitat gelangt, operationalisieren.⁷⁵⁶ Auf dieser Basis lassen sich art- und destinationsbezogene Erreichbarkeitsraten als Maße der ökologischen Durchgängigkeit eines Fließgewässersystems ermitteln.⁷⁵⁷ Hiervon ausgehend ist weiterhin fachlich zu beurteilen, welche Erreichbarkeitsraten aus ökologischer Sicht jeweils erforderlich sind, damit die Ausprägung der Fischfauna den wasserkörperspezifischen Anforderungen eines guten ökologischen Zustands entspricht. Mittels populationsdynamischer Analysen kann abgeschätzt werden, welche Mindesterreichbarkeit eines Laichhabitats erforderlich ist, damit eine stabile Reproduktion einer Art bzw. einer Teilpopulation dieser Art gewährleistet ist.⁷⁵⁸ Hierzu ist

⁷⁵⁴ Vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 113f.; LAWA (2007), S. 3; Albert/Langer (2007), S. 73f. sowie S. 258.

⁷⁵⁵ Vgl. Albert/Langer (2007), S. 73; LAWA (2007), S. 10; Anderer et al. (2008), S. 570; LUWG (2008), S. 41-44. Allerdings wird die Erreichbarkeit der Habitate nicht nur durch die ökologische Durchgängigkeit, sondern auch durch weitere Einflussfaktoren (z. B. Fischerei) beeinflusst. Diese Zusammenhänge werden im Folgenden näher erläutert.

⁷⁵⁶ Vgl. LAWA (2007), S. 10; Anderer et al. (2008), S. 570f.; LUWG (2008), S. 41-44; Keuneke/Dumont (2011), S. XIII. Die Nebenbedingung des angemessenen Zeit- und Energieaufwandes ist essentiell, damit der biologische Zweck des Aufsuchens eines Habitats nicht gefährdet wird. Gelangen bspw. Lachse nur in einem Zustand übermäßiger Erschöpfung in ihre Laichhabitate, so dass ihre Reproduktionsfähigkeit stark eingeschränkt ist, kann nicht von einer hinreichenden Erreichbarkeit des Habitats ausgegangen werden.

⁷⁵⁷ Vgl. Anderer et al. (2008), S. 570f.; Keuneke/Dumont (2011), S. XIII. Die flussabwärtsgerichtete Erreichbarkeitsrate in Bezug auf ein unterliegendes Gewässer im Fließgewässersystem oder das Meer wird auch als „Gesamtüberlebensrate“ bezeichnet und umfasst alle natürlichen und anthropogen bedingten Ausfälle auf der Wanderstrecke, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. XIII.

⁷⁵⁸ Vgl. Anderer et al. (2008), S. 570f. Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang wiederum die Erreichbarkeit von obligaten Laich- und Aufwuchshabitaten, da dieser eine essentielle Bedeutung bei der Reproduktion der betreffenden Arten zukommt (insb. bei diadromen Arten). Zur Populationsdynamik diadromer Fischarten, den Überlebensraten in einzelnen Lebensstadien sowie den Mortalitätsursachen vgl. ausführlich Thiel/Magath (2011). Im Rahmen des Durchgängigkeitskonzeptes für die Gewässer des Bundeslandes Rheinland-Pfalz werden im Zusammenhang mit diadromen Laichwanderungen zwei Erreichbarkeitsraten differenziert. Die „Erreichbarkeitsrate Areal“ indiziert für eine betrachtete Art, welcher Anteil laichwilliger Individuen ein Laichareal bei der Aufwanderung aus dem Meer über den Rhein mit angemessenem Zeit- und Energieaufwand erreichen kann. Demgegenüber indiziert die „Erreichbarkeitsrate Rhein“ (wiederum differenziert nach der Art) den Anteil

ein hinreichendes Verständnis der relevanten populationsbiologischen Parameter über den gesamten Lebenszyklus einer Art erforderlich.⁷⁵⁹ Besonders komplex ist die Populationsdynamik wiederum bei den diadromen Arten, die einen Teil ihres Lebenszyklus im Meer verbringen. Während für den anadromen Lachs bereits relativ gesicherte Kenntnisse für den gesamten Lebenszyklus vorliegen, ist die marine Lebensphase des katadromen Aals noch mit signifikanten Kenntnislücken behaftet.⁷⁶⁰

Die populationsdynamischen Zusammenhänge lassen sich exemplarisch am Lebenszyklus des Atlantischen Lachses verdeutlichen: eine (Teil-)Population ist im Prinzip stabil und selbst erhaltend, wenn im Durchschnitt auf jeden weiblichen Laichfisch am Ende eines Lebenszyklus wieder ein laichendes Weibchen kommt. Dies entspricht einem Populationsfaktor von $\geq 100\%$.⁷⁶¹ Der Populationsfaktor muss über mehrere Lebenszyklen hinweg im Durchschnitt $\geq 100\%$ betragen, damit natürlich bedingte Schwankungen des Populationsfaktors (z. B. aufgrund von Krankheiten) im Mittel ausgeglichen werden können. Neben dem Populationsfaktor ist daher auch eine kritische Mindestgröße der Teilpopulation zu gewährleisten, um die Resistenz der Teilpopulation gegen Zusammenbrüche zu erhöhen.⁷⁶² Der Populationsfaktor ist wiederum eine multiplikative Funktion der Überlebensraten in den Lebenszyklusphasen, die wiederum von den natürlichen und anthropogenen Einflussfaktoren in diesen Phasen abhängig sind.⁷⁶³ Die ökologische Durchgängigkeit der Fließgewässer fließt dabei in die kumulativen Aufstiegs- und Abstiegsraten ein, die für eine betrachtete Art den überleben Anteil in den Wanderphasen ihres Lebenszyklus anzeigen.⁷⁶⁴ Diese kumulativen Auf- und Abstiegsraten sind jeweils Funktion

einer abwanderungswilligen Teilpopulation (z. B. Blankaale, Salmonidensmolts), der unbeschädigt den Rhein und damit den Zugang zur Nordsee erreicht, vgl. Anderer et al. (2008), S. 569; LUWG (2008), S. 4. Im Durchgängigkeitskonzept des Landes Rheinland-Pfalz beziehen sich die Erreichbarkeitsraten also vornehmlich auf die diadromen Hauptwanderrouen. Diese werden als „Verbindungsgewässer“ klassifiziert und stellen (insb. in ihrer Bedeutung für diadrome Wanderungen) ökologisch besonders wichtige Schnittstellen für die Vernetzung von Lebensräumen dar. Darüber hinaus beherbergen die Verbindungsgewässer selbst wichtige Aufwuchsareale für den Aal und stellen den originären Lebensraum für die Artengemeinschaft der Barbenregion dar. Schließlich sind sie auch für die Vernetzung potamodromer Lebensräume von Bedeutung, vgl. Anderer et al. (2008), S. 572.

⁷⁵⁹ Vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 78; BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 13f. sowie auch Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 12-15.

⁷⁶⁰ Vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 81.

⁷⁶¹ Vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 85 sowie S. XV; Thiel/Magath (2011), insb. S. 20-33 sowie S. 52-59.

⁷⁶² Vgl. FGG Weser (2008), S. 19. Um die Verarmung der genetischen Vielfalt innerhalb einer Population und daraus resultierende Anfälligkeit gegenüber Krankheiten und Umwelteinflüssen zu vermeiden, ist zudem ein regelmäßiger genetischer Austausch unterschiedlicher Teilpopulationen zu ermöglichen, vgl. FGG Weser (2008), S. 19. Das heißt, dass in einem Flusseinzugsgebiet möglichst mehrere stabile Teilpopulationen zu erhalten sind.

⁷⁶³ Vgl. FGG Weser (2008), S. 19; Keuneke/Dumont (2011), S. 85.

⁷⁶⁴ Vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 85.

aller flussauf- bzw. abwärtsgerichteten Wanderungshemmnisse, die neben der Barrierewirkung der auf den jeweiligen Wanderrouten liegenden Querbauwerke auch die weiteren anthropogenen Einflüsse (Gewässerverschmutzung, strukturelle Verödung und ggf. Flussfischerei) sowie die natürliche Mortalität in diesen Phasen umfassen.⁷⁶⁵ In der zwischenzeitlichen marinen Lebensphase wirken zudem die Meeresverschmutzung sowie die Seefischerei als anthropogene Einflussfaktoren auf den verbleibenden Anteil laichbereiter Rückkehrer.⁷⁶⁶ Für den Reproduktionserfolg sowie die ersten Aufwuchsstadien sind schließlich die strukturellen und chemisch-physikalischen Bedingungen in den Laich- und Aufwuchshabitaten ausschlaggebend.⁷⁶⁷ Die wesentlichen populationsdynamischen Zusammenhänge werden in der folgenden Abbildung 5 exemplarisch für den Atlantischen Lachs zusammengefasst.

⁷⁶⁵ Vgl. DWA (2005), S. 53; CIS (2006a), S. 27; Albert/Langer (2007), S. 119; LAW A (2007), S. 3; Anderer et al. (2008), S. 571; FGG Weser (2008), S. 19; Anonymus (2008), S. 14-16; Anderer et al. (2010a), S. 35f.; Keuneke/Dumont (2011), S. 78f.; Thiel/Magath (2011), S. 19; Fladung/Simon/Brämick (2012), S. 6-18 sowie auch die Erläuterungen zum nachfolgenden Operationalisierungsschritt 3. So können auf der Wanderroute durch Abwasser- und Kühlwassereinleitungen (Schadstoffe, Sauerstoffmangel), eine unzureichende Wasserführung in Restwasserstrecken sowie aufgrund längerer naturferner Strecken mit befestigten, strukturlosen Ufern, Rückstau oder hydraulischen Belastungen Verödungszonen entstehen, die qualitative Wanderungshindernisse für Wanderfische darstellen und damit die Erreichbarkeitsraten bei Aufstieg und Abstieg vermindern können, vgl. Palm (2006a), S. 78, S. 83 sowie S. 87f.; Patt/Jürjing/Kraus (2009), S. 137; Gaumert (2010), S. 182f. In diesem Zusammenhang sind auch die Auswirkungen von Wasserentnahmen zu beachten. Übermäßige Wasserentnahmen (insb. in Niedrigwasserperioden) können die natürlichen Strömungsverhältnisse und Substratgefüge im Fließgewässer beeinträchtigen. Zudem kann sich durch eine Wasserentnahme die stoffliche Belastung aufgrund geringerer Verdünnung (schnelleres Erreichen der Schwellenwerte für Schadstoffkonzentrationen) verschärfen, vgl. Palm (2006a), S. 87f. Zu den Anforderungen der Biozönos an physikalisch-chemische Parameter (pH-Wert, Sauerstoff, Nährstoffe etc.) vgl. bspw. Podraza et al. (2005), S. 69-72; BMU (2006b), S. 111f. In diesem Zusammenhang sind auch die stofflichen Anforderungen der EG-Fischgewässerrichtlinie zu berücksichtigen, die bei ihren Schutzbestimmungen zwischen (sommerkalten) Salmoniden- und (sommerwarmen) Cyprinidengewässern differenziert, vgl. Richtlinie 2006/44/EG sowie BMU (2006b), S. 111; Meusel (2008), S. 189f. Zur Schwächung der Wanderfischpopulationen durch die Küsten- und Flussfischerei im Rheinsystem vgl. IKSR (2009), S. 18f.

⁷⁶⁶ Vgl. Städtler (2005), S. 372; Keuneke/Dumont (2011), S. 78f. In allen Phasen des Lebenszyklus wirken zudem Prädation, Konkurrenz und Krankheiten als natürliche Einflussfaktoren auf den Populationsfaktor, vgl. auch DWA (2005), S. 53; Thiel/Magath (2011), S. 19. Bei einem Populationsfaktor von über 100 % wächst die Teilpopulation. Das Populationswachstum wird wieder eingedämmt durch erhöhte Nahrungskonkurrenz, erhöhte Prädation und ggf. eine schnellere Verbreitung von Krankheiten bei höherer Populationsdichte.

⁷⁶⁷ Vgl. FGG Weser (2008), S. 19f. Zu den notwendigen Habitatverbesserungsmaßnahmen zählen eine Auflockerung und Entschlammung von Kiesflächen, die Sicherstellung ausreichender Wasserstände in Ausleitungsstrecken, eine Verbesserung der Strömungsverhältnisse sowie die Renaturierung der Ufer, vgl. BMU (1998), S. 175. Übermäßiger Wärmeeintrag (z. B. aus Kühlwassereinleitungen) kann zu Sauerstoffmangel und Eutrophierung in den Laich- und Aufwuchshabitaten führen, vgl. Palm (2006a), S. 83.

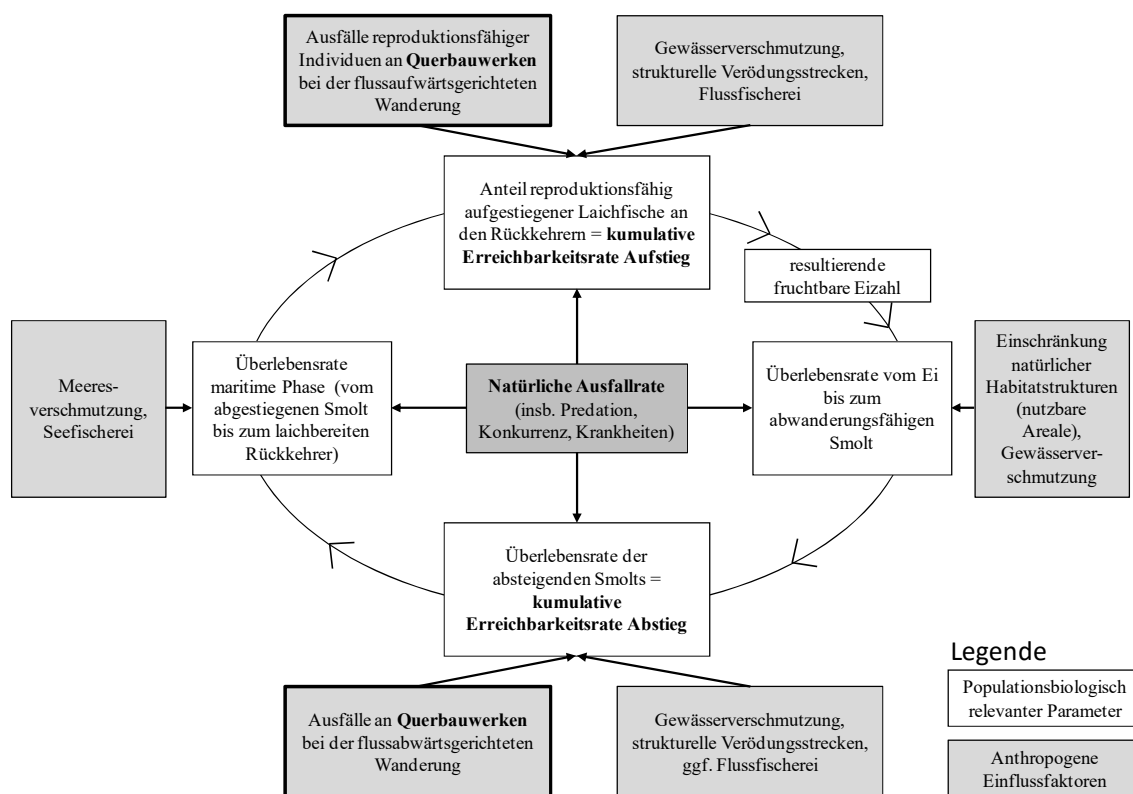


Abbildung 5: Populationsparameter im Lebenszyklus des Atlantischen Lachses⁷⁶⁸

Im Gesamtzusammenhang der populationsbiologischen Parameter können nun für die einzelnen Teilpopulationen Mindestanforderungen an die flussauf- und flussabwärtsgerichteten Erreichbarkeitsraten abgeleitet werden, die unter referenziellen Annahmen bzgl. der weiteren Parameter⁷⁶⁹ im Mittel einen Populationsfaktor von mindestens 100 % gewährleisten. Als Orientierungswert findet sich in der Literatur, dass eine populationsdynamisch ausreichende Erreichbarkeit eines Laich- und Aufwuchshabitats bzw. des Meeres als Migrationsdestinationen unwahrscheinlich ist, wenn die entsprechende aufwärts- oder abwärtsgerichtete Erreichbarkeitsrate geringer als 0,5 ist und somit weniger als 50 % der migrationswilligen Individuen ihre Destination erreichen können.⁷⁷⁰

⁷⁶⁸ Modifiziert nach Keuneke/Dumont (2011), S. 85. Zum Lebenszyklus des Atlantischen Lachses vgl. auch Thiel/Magath (2011), S. 21-34.

⁷⁶⁹ Da sich die Einflussfaktoren in der maritimen Lebenszyklusphase ohne internationale Koordinierung nur schwer beeinflussen lassen, erscheint es sinnvoll, diese Einflussfaktoren und die daraus resultierende Rückkehrerquote zunächst als gegeben anzusehen und lediglich möglichst genau abzuschätzen. Vor dem Hintergrund der Zielsetzung eines guten ökologischen Zustands erscheint es weiterhin plausibel, als Ausgangspunkt anzunehmen, dass in allen Wasserkörpern mit potenziellen Laich- und Aufwuchshabitats derart naturnahe Bedingungen hergestellt werden, dass die naturtypischen Reproduktions- und Aufwuchsraten nicht signifikant beeinträchtigt werden.

⁷⁷⁰ Vgl. FGG Weser (2008), S. 18; LUWG (2008), S. 117f.; Anderer et al. (2010a), S. 35f.; Anderer/Dumont/Massmann (2010), S. 38. Im Handbuch Querbauwerke wird allerdings zur Festlegung von Vorranggewässern für anadrome Arten eine Gesamtüberlebensrate von 75 % vorausgesetzt, vgl. MUNLV NRW (2005), S. 155-157 sowie auch DWA (2006), S. 74. Für den katadromen Europäischen Aal

Es lässt sich zusammenfassen, dass sich die ökologische Durchgängigkeit eines Gewässers neben anderen migrationshemmenden Faktoren über die aufwärts- oder abwärtsgerichtete Erreichbarkeit von Migrationsdestinationen mittels art- und destinationsbezogener Erreichbarkeitsraten operationalisieren lässt. In Form dieser art- und destinationsbezogenen Mindesterreichbarkeitsraten lassen sich die Anforderungen an die ökologische Durchgängigkeit von Gewässersystemen als Bindeglied zur Ausprägung der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna populationsbiologisch fundieren und entsprechende Handlungsziele operationalisieren. Sie indizieren, zu welchem Grad die Durchgängigkeit eines Gewässersystems gewährleistet sein muss, damit die betreffenden Arten stabile Teilpopulationen ausbilden können und die Fischfauna hinsichtlich der betrachteten Arten nicht mehr als geringfügig von der natürlichen fischfaunistischen Referenz abweicht.

Wie in Kap. 3.3 erläutert stellen Querbauwerke mehr oder weniger ausgeprägte Migrationshindernisse dar, die die ökologische Durchgängigkeit von Gewässern und damit die Vernetzung von Habitaten im Fließgewässerkontinuum beeinträchtigen oder sogar vollständig unterbinden. Wird der Grad der ökologischen Durchgängigkeit eines Fließgewässersystems über art- und destinationsbezogene Erreichbarkeitsraten operationalisiert, stellt sich in einem nächsten Schritt die Frage, inwieweit Querbauwerke und zugehörige Nutzungen die Erreichbarkeit bestimmter Migrationsdestinationen für bestimmte Arten einzeln und kumulativ beeinträchtigen.⁷⁷¹

wurde in der EG-Aalschutzverordnung eine spezifische Anforderung für den Abstieg ins Meer festgelegt, vgl. Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals sowie MUNLV (2009b), S. 4-35f.; BfG (2010a), S. 25f. Gemäß Art. 3 Abs. 4 der Aalschutzverordnung haben die Mitgliedstaaten „die anthropogene Mortalität zu verringern und so mit hoher Wahrscheinlichkeit die Abwanderung von mindestens 40 % derjenigen Biomasse an Blankaalen ins Meer zuzulassen, die gemäß der bestmöglichen Schätzung ohne Beeinflussung des Bestands durch anthropogene Einflüsse ins Meer abgewandert wäre.“ Bei den genannten 40 % handelt es sich also um eine einheitliche und verbindliche Anforderung, die für alle Aalpopulationen in der *aggregierten Betrachtung eines Einzugsgebietes* sicherzustellen ist. Hieraus können wiederum flussabwärtsgerichtete Mindesterreichbarkeitsraten für einzelne Teilpopulationen (insb. für diadrome Arten) im Einzugsgebiet differenziert abgeleitet werden, vgl. auch Anderer et al. (2008), S. 572f.; FGG Weser (2008), S. 18. Im Umsetzungsbericht 2012 zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Länder 2008 wird aufgrund der anthropogenen und natürlichen Einflüsse auf den Aalbestand zunächst mit einem weiteren Rückgang der Abstiegsquote gerechnet. Ein Erreichen des 40 %-Ziels wird für das Ende der 2020er Jahre – also zum Ende des dritten Bewirtschaftungszyklus zur Umsetzung der WRRL – für realistisch erachtet, vgl. Fladung/Simon/Brämick (2012), S. 27f. Zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Bundesländer vgl. umfassend Anonymus (2008) sowie Fladung/Simon/Brämick (2012). Mit Blick auf die Bestandserhaltung von Aalen ist schließlich auch zu beachten, dass sich Aale nicht künstlich durch Nachzucht vermehren lassen, sondern dass Besatzfische an anderer Stelle dem natürlichen Reproduktionszyklus entnommen werden müssen. Somit stellen Besatzmaßnahmen im Falle des Aals keine nachhaltige Stützung der Populationen dar, vgl. Albert/Langer (2007), S. 137.

⁷⁷¹ Vgl. DWA (2005), S. 222f.; Anderer et al. (2008), S. 570.

Schritt 3: Verursacherbezogene Operationalisierung der ökologischen Durchgängigkeit

Die flussauf- oder flussabwärtsgerichtete Erreichbarkeit einer Migrationsdestination wird immer dann beeinträchtigt, wenn auf der Wanderstrecke migrationswillige Individuen am Weiterkommen gehindert werden. Dies kann zum einen durch Mortalität geschehen oder zum anderen dadurch, dass das Weiterkommen durch ein Hindernis unterbunden wird (Sackgasseneffekt).⁷⁷² In beiden Fällen reduziert sich der Anteil der migrationswilligen Individuen, welcher mit angemessenem Zeit- und Energieaufwand das Migrationsziel (z. B. Laichhabitat) erreicht, und damit die betreffende art- und destinationsbezogene Erreichbarkeitsrate. Dementsprechend lässt sich die Beeinträchtigung der art- und destinationsbezogenen Erreichbarkeit über die Passierbarkeit der einzelnen Querbauwerkstandorte operationalisieren. In diesem Zusammenhang ist zunächst zu beachten, dass sich die flussauf- und flussabwärtsgerichtete Passierbarkeit von Querbauwerken strukturell unterscheiden. Während sich eine eingeschränkte Passierbarkeit von Querbauwerkstandorten flussaufwärts schwerpunktmäßig im physischen Zurückhalten von aufstiegswilligen Individuen im Unterwasser (Passageverhinderung) äußert, schlägt sich eine eingeschränkte abwärtsgerichtete Passierbarkeit insb. in einer letalen Schädigung von Individuen bei der Passage nieder.⁷⁷³ Folglich sind diese beiden Passagerichtungen differenziert zu betrachten. Da sich darüber hinaus die einzelnen Arten hinsichtlich ihrer physischen Fähigkeiten, ihrer Verhaltensweisen und ihrer biologischen Empfindlichkeit z. T. deutlich unterscheiden, ist die standortbezogene Passierbarkeit zudem artspezifisch zu differenzieren.⁷⁷⁴ Bspw. ist die Schädigungsrate in Wasserkraftturbinen u. a. von der Körperlänge der Fische abhängig, so dass die Schädigungsrate für adulte Blankaale deutlich höher liegt als für juvenile Salmonidensmolts.⁷⁷⁵ Schließlich sind bei der Bewertung der flussauf- und flussabwärtsgerichteten Passierbarkeit eines Standortes alle potenziellen Wanderpfade einzubeziehen.⁷⁷⁶

⁷⁷² Vgl. bereits Kap. 3.3.

⁷⁷³ Vgl. bereits Kap. 3.3. Allerdings ist zu beachten, dass auch abstiegswillige Individuen dauerhaft im Oberwasser zurückgehalten werden können und auf diese Weise im Reproduktionszyklus ausfallen können, ohne geschädigt zu werden. Dies ist der Fall, wenn Individuen das Querbauwerk als Wanderungshindernis wahrnehmen und in Form einer Fluchtreaktion weiter ins Oberwasser zurückkehren, vgl. DWA (2005), S. 92-96. Dieses Verhalten ist bspw. beim Aal zu beobachten, vgl. bspw. Becker et al. (2009), S. 31f.

⁷⁷⁴ Vgl. auch Keuneke/Dumont (2011), S. 62.

⁷⁷⁵ Vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 74-76.

⁷⁷⁶ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 83-91; LUWG (2008), S. 30-36; BfG (2010a), S. 27f.; Keuneke/Dumont (2011), S. 56-59. Die Fließwege und damit potenzielle Wanderpfade können an einem Standort verzweigt sein. Dies gilt insb. für Standorte mit mehreren Querbauwerken und Ausleistungsstrecken, vgl.

Von diesen Vorüberlegungen ausgehend kann die flussaufwärtsgerichtete Passierbarkeit eines Querbauwerkstandortes mittels artbezogener Aufstiegsraten operationalisiert werden.⁷⁷⁷ Diese zeigen an, welcher Anteil der über den Jahresverlauf aufstiegswilligen Individuen einer Art in angemessener Zeit und mit tolerablem Energieaufwand das betrachtete Querbauwerk passieren kann.⁷⁷⁸ Querbauwerke gelten flussaufwärts bereits als weitgehend unpassierbar, wenn sie eine vertikale Absturzhöhe von mehr als 0,3 m Fallhöhe aufweisen oder als glatte Gleiten konstruiert sind.⁷⁷⁹ Bei diesen Standorten ist die flussaufwärtsgerichtete Passierbarkeit im Wesentlichen vom Vorhandensein und der Ausgestaltung von Fischaufstiegshilfen abhängig.⁷⁸⁰ Die artbezogene Aufstiegsrate wird dann im Wesentlichen durch die wiederum artbezogenen Parameter Auffindbarkeit und Passierbarkeit der Fischaufstiegshilfe bestimmt.⁷⁸¹ Die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegshilfe für bestimmte Arten wird von deren räumlichen Anordnung am Querbauwerkstandort sowie der resultierenden Ausprägung einer Leitströmung determiniert.⁷⁸² Die Passierbarkeit einer Fischaufstiegshilfe für bestimmte Arten ist v. a. von ihrer technischen Ausgestaltung (insb. geometrische Abmessungen und hydraulische Bedingungen) sowie ihrer betrieblichen Funktionstüchtigkeit abhängig.⁷⁸³ Die Teilparameter Auffindbarkeit und Passierbarkeit von Wanderpfaden lassen sich wiederum ratenbasiert operationalisieren und stehen in Bezug auf die Aufstiegsrate in einem multiplikativen Zusammenhang.⁷⁸⁴ Die Gesamtaufstiegsrate U_{ij} für die Art i am Querbauwerkstandort j stellt dann das Aggregat der Auffindbarkeitsraten und Passierbarkeitsraten der einzelnen Wanderpfade über

FGG Weser (2008), S. 18. An Querbauwerksstandorten mit Schifffahrtsschleusen können auch die Schleusen einen Wanderpfad für den Auf- und Abstieg darstellen.

⁷⁷⁷ Vgl. LAWA (2007), S. 10; Anderer et al. (2008), S. 570; LUWG (2008), S. 33-39. Bspw. können Aufstiegsraten für die Wanderfischarten Lachs und Aal differenziert werden, vgl. LUWG (2008), S. 37-39.

⁷⁷⁸ Vgl. Anderer et al. (2008), S. 570.

⁷⁷⁹ Vgl. Podraza et al. (2005), S. 74f.; Mohaupt/Borchardt/Richter (2006), S. 143 sowie bereits Kap. 3.3.

⁷⁸⁰ Zu den unterschiedlichen Typen von Fischaufstiegsanlagen vgl. bereits Kap. 3.4.

⁷⁸¹ Vgl. bspw. FGG Weser (2008), S. 18 sowie bereits Kap. 3.4.

⁷⁸² Da sich die aufstiegswilligen Fische an der Hauptströmung orientieren, ist die die Auffindbarkeit am besten, wo der größte Abflussanteil ins Unterwasser gelangt (großräumige Auffindbarkeit). Bei Standorten mit Wasserkraftnutzung ist dies i. d. R. am Saugschlauch der Turbinen. Gerade bei Standorten mit verzweigter Wasserführung (z. B. Ausleitungsstandorten) sind jedoch wechselnde Abflussmuster je nach Gesamtabfluss und Betriebszuständen zu beachten. Immer wenn die Hauptströmung nicht zur Fischaufstiegshilfe führt, droht ein so genannter Sackgasseneffekt, der dazu führt, dass fehlgeleiteten Individuen der Aufstieg ins Oberwasser nicht oder nur verzögert gelingt, vgl. bereits Kap. 3.4.

⁷⁸³ Vgl. Ingenieurbüro Gebler (2005), S. 5; FGG Weser (2008), S. 18.

⁷⁸⁴ Das heißt, der Anteil der erfolgreich aufsteigenden Individuen ergibt sich aus der Multiplikation des Anteils, der einen Wanderpfad (z. B. Fischaufstiegshilfe) auffindet, und des Anteils derjenigen, die einen aufgefundenen Wanderpfad erfolgreich passieren können. Zur Ermittlung der Effektivität von Fischaufstiegsanlagen im Rahmen der Funktionskontrolle vgl. DWA (2006), S. 69f.

Aufstiegspfad	Auffindbarkeit	Passierbarkeit	Teilaufstiegsrate
Wehr (Rampe)	0,1	0,3	0,03
Fischaufstiegshilfe Wehr	0,2	0,95	0,19
Fischaufstiegshilfe Wasserkraftanlage	0,7	0,95	0,67
Gesamtaufstiegs- rate Standort			0,89

Tabelle 5: Exemplarische Aggregation einer artspezifischen Gesamtaufstiegsrate für einen exemplarischen Standort über den Jahresverlauf⁷⁸⁷

Analog lässt sich die flussabwärtsgerichtete Passierbarkeit eines Standortes für bestimmte Arten mittels artbezogener Abstiegsraten operationalisieren. Diese indizieren, welcher Anteil der im Jahresverlauf abstiegswilligen Individuen einer Art das Unterwasser eines Standortes ohne wesentliche Schädigung erreicht.⁷⁸⁸ Auch bei der abwärtsgerichteten Passage von Querbauwerkstandorten sind alle vorhandenen Abstiegsfade zu berücksichtigen. Der jeweilige Anteil der abstiegswilligen Individuen, der zu einem Zeitpunkt über einen bestimmten Abstiegsfad ins Unterwasser gelangt, verhält sich – ohne weitere Maßnahmen – in etwa proportional zur Aufteilung des Gesamtabflusses zu diesem Zeitpunkt.⁷⁸⁹ An Standorten mit Wasserkraftnutzung wird über den Jahresverlauf i. d. R. ein möglichst großer Anteil des Abflusses den Turbinen der Wasserkraftanlage zugeführt. Folglich wird ein entsprechend großer Anteil der abstiegswilligen Individuen dem Abstiegsfad „Turbinenpassage“ zugeführt, wo ein Anteil der Individuen durch Kontakt mit

⁷⁸⁷ Auffindbarkeit und Passierbarkeit können im Jahresverlauf insb. in Abhängigkeit von den Abflussverhältnissen variieren. In der letztlich populationsbiologisch relevanten Ganzjahresbetrachtung sind die zeitpunktbezogenen Aufstiegsraten mit der zeitlichen Verteilung der migrationswilligen Individuen der betrachteten Art zu gewichten, so dass den zeitpunktbezogenen Aufstiegsraten in wanderintensiven Perioden ein entsprechend höheres Gewicht zukommt.

⁷⁸⁸ Vgl. LAWA (2007), S. 10; Anderer et al. (2008), S. 570; LUWG (2008), S. 45-50. Unter die abstiegswilligen Individuen werden hier sowohl die aktiv abwandernden Individuen als auch die passiv verdrifteten Individuen subsummiert. Da sich die flussabwärtsgerichtete Beeinträchtigung der Querbauwerkspassage insb. in Form der letalen Schädigung von Individuen äußert, wird in der Literatur auch der Begriff „Überlebensrate“ verwendet, die das Komplement zur standortbezogenen Mortalitätsrate darstellt, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. XV. Allerdings ist zu beachten, dass auch flussabwärts abstiegswillige Individuen dauerhaft im Oberwasser zurückgehalten werden können und auf diese Weise im Reproduktionszyklus ausfallen können, ohne geschädigt zu werden. Dies ist der Fall, wenn Individuen das Querbauwerk als Wanderungshindernis wahrnehmen und in Form einer Fluchtreaktion weiter ins Oberwasser zurückkehren, vgl. DWA (2005), S. 92-96. Dieses Verhalten ist bspw. beim Aal zu beobachten, vgl. bspw. Becker et al. (2009), S. 31f. Um auch diesen Aspekt grundsätzlich abdecken zu können, wird in dieser Arbeit die umfassendere Bezeichnung „Abstiegsrate“ verwendet.

⁷⁸⁹ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 83 sowie S. 88.

Turbinenteilen, Druckschwankungen oder Kavitation verletzt oder letal geschädigt wird.⁷⁹⁰ Das Mortalitätsrisiko für passierende Fische ist im Wesentlichen von der Fischart (insb. der Körperlänge), dem Turbinentyp, der Turbinengröße und dem jeweiligen Betriebszustand der Turbine (z. B. Umdrehungsgeschwindigkeit und Stellung der Turbinenschaufeln) abhängig.⁷⁹¹ Wie in Kap. 3.4 erläutert, können zugeführte Fische durch mechanische Barrieren (z. B. Feinrechen) vom Eintritt in den Turbinenschacht abgehalten und über Bypässe schadlos ins Unterwasser weitergeleitet werden. Die Schädigungsrate bei der Turbinenpassage kann weiterhin durch veränderte Betriebsweisen verringert werden.⁷⁹² Der jeweilige Anteil der Individuen, der mit dem Abfluss dem Wehr zugeführt wird, steigt mit dem Wehrüberfall ins Unterwasser ab. In Abhängigkeit von Absturzhöhe und Unterwasserstrukturen (Wasserpolster) können auch hierbei Schädigungen erfolgen.⁷⁹³ Die Gesamtabstiegsrate D_{ij} für die Art i am Querbauwerkstandort j ergibt sich somit über den Jahresverlauf residual aus den aggregierten Ausfallraten der einzelnen Abstiegsprofile.⁷⁹⁴ Das Zusammenwirken unterschiedlicher Abstiegsprofile wird in Abbildung 7 und Tabelle 6 exemplarisch für einen Standort mit Wasserkraftnutzung, Ausleitung, einer Fischaufstiegsanlage am Wehr sowie einem mechanischen Fischschutz und Bypass am Turbineneinlauf verdeutlicht.

⁷⁹⁰ Vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 63.

⁷⁹¹ Vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 62f. Das Mortalitätsrisiko lässt sich grundsätzlich über Vor-Ort-Untersuchungen sowie durch parameterbezogene Prognosemodelle abschätzen, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 60-78.

⁷⁹² Vgl. Anderer et al. (2008), S. 572 sowie auch Köngeter/Moltrecht (2006), S. 60f. Die Schutzwirkung mechanischer Barrieren bzw. die technischen Anforderungen an ihre Ausgestaltung sind wiederum stark von den jeweiligen Arten (insb. Körpergröße) abhängig. Für abwandernde Salmonidensmolts mit ihrer geringen Körpergröße werden i. d. R. ein besonders enger Stababstand (10 mm) sowie ein oberflächennaher Bypass gefordert. Allerdings ist zu beachten, dass auch vom Feinrechen selbst – insb. bei ungeeigneten geometrischen und hydraulischen Rahmenbedingungen (z. B. zu hohe Anströmgeschwindigkeit) – ein signifikantes Schädigungspotenzial ausgehen kann, vgl. bspw. MUNLV NRW (2005), S. 83 und S. 88f.; DWA (2005), S. 96-100 sowie bereits Kap. 3.4. Zur Effektivität von Fischschutzeinrichtungen und Fischabstiegen sowie deren Ermittlung in Labor- und Freilanduntersuchungen vgl. DWA (2005), S. 208-222.

⁷⁹³ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 88.

⁷⁹⁴ Vgl. auch MUNLV NRW (2005), S. 184. Die Ausfallrate entspricht im Wesentlichen der Schädigungsrate auf dem jeweiligen Abstiegsprofil. Darüber hinaus müssen allerdings auch dauerhaft im Oberwasser – z. B. durch Fluchtreaktion – zurückgehaltene Individuen der Ausfallrate zugerechnet werden.

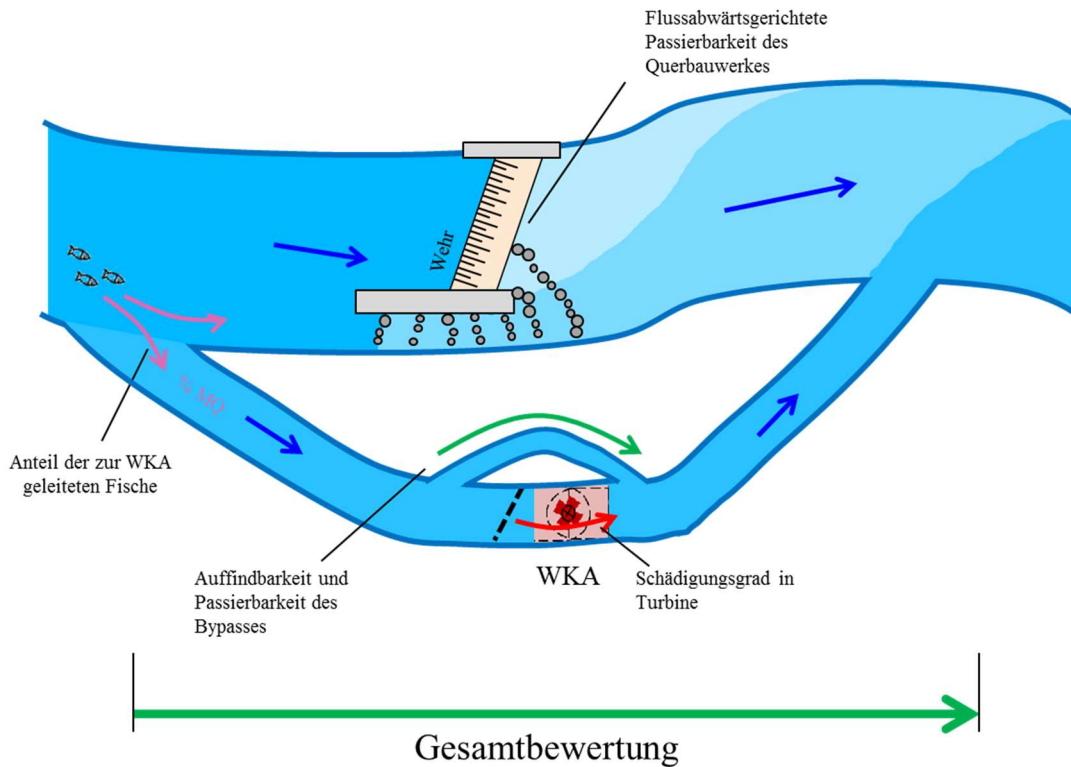


Abbildung 7: Abstiegspfade an einem Wasserkraftwerk mit Ausleitung⁷⁹⁵

Abstiegspfad	Zuführung gem. Abflusssteilung und Schutzwirkung Rechen	Überlebensrate = (1-Ausfallrate)	Teilabstiegsrate
Wehr	0,2	0,95	0,19
Rechen/Bypass	0,7	0,95	0,67
Turbinenpassage	0,1	0,75	0,08
Gesamtabstiegsrate Standort			0,93

Tabelle 6: Ermittlung der Gesamtabstiegsrate für einen exemplarischen Standort und eine exemplarische Art über den Jahresverlauf (Turbinenmortalität von 25 %)⁷⁹⁶

⁷⁹⁵ Modifiziert nach MUNLV NRW (2005), S. 88.

⁷⁹⁶ Die Zuführung zu den Abstiegspfaden sowie die Mortalität am Wehr können im Jahresverlauf insb. in Abhängigkeit von den Abflussverhältnissen variieren. Ebenso ist die Mortalität in der Turbine von den Betriebszuständen abhängig. In der letztlich populationsbiologisch relevanten Ganzjahresbetrachtung sind die zeitpunktbezogenen Aufstiegsraten mit der zeitlichen Verteilung der migrationswilligen Individuen der betrachteten Art zu gewichten, so dass den zeitpunktbezogenen Aufstiegsraten in wanderintensiven Perioden ein entsprechend höheres Gewicht zukommt.

In der Literatur wird angenommen, dass bei technisch optimaler Implementierung von Maßnahmen zum Fischschutz und -abstieg für die diadromen Wanderfischarten Aal und Lachs im Durchschnitt eine standortbezogene Überlebensrate von 95 % erreicht werden kann.⁷⁹⁷

Auf den Wanderstrecken einer migrationswilligen Teilpopulation stellen alle Querbauwerkstandorte zwischen dem jeweiligen Migrationsursprung (z. B. Meer) und der jeweiligen Migrationsdestination (z. B. Laichhabitat im Oberlauf) ein Teilhindernis dar. Entsprechend den artspezifischen Auf- bzw. Abstiegswahrscheinlichkeiten an den jeweiligen Standorten kann immer nur eine Teilmenge der an einem Migrationsursprung startenden Teilpopulation die einzelnen Querbauwerke überwinden. Über die jeweilige Wanderstrecke hinweg wirken die Hindernisse also multiplikativ kumulierend in beide Richtungen.⁷⁹⁸ Das bedeutet, dass die Erreichbarkeit einer Migrationsdestination an jedem Querbauwerkstandort reziprok zur jeweiligen artspezifischen Aufstiegsrate U_{ij} oder Abstiegsrate D_{ij} abnimmt. Berücksichtigt man weiterhin die Ausfallraten auf den Wanderstrecken zwischen den Wanderungshindernissen (natürliche Mortalität, anthropogene Einflüsse wie Fischerei), lässt sich die Erreichbarkeitsrate einer Migrationsdestination k für die Art j als Produkt der jeweiligen Auf- oder Abstiegswahrscheinlichkeiten U_{ij} bzw. D_{ij} an den Querbauwerkstandorten i sowie der sonstigen Ausfallraten ε_{ij} auf den Strecken zwischen den Querbauwerkstandorten operationalisieren:

Flussaufwärtsgerichtete Erreichbarkeitsrate: $\overrightarrow{E}_{kj} = \prod_{i=1}^n (U_{ij} \cdot \varepsilon_{ij})$

Flussabwärtsgerichtete Erreichbarkeitsrate: $\overleftarrow{E}_{kj} = \prod_{i=1}^n (D_{ij} \cdot \varepsilon_{ij})$

Diese Kettenwirkung von Querbauwerken lässt sich anhand der folgenden Abbildung 8 exemplarisch für die flussaufwärtsgerichtete Wanderung der Art Lachs in Bezug auf zwei Migrationsdestinationen (Laichhabitate) verdeutlichen. Zur Vereinfachung der Illustration seien die sonstigen Ausfallraten ε_i vernachlässigt und es sei angenommen, dass alle Querbauwerke auf den betrachteten Wanderstrecken für die betrachtete Art eine einheitliche Aufstiegsrate von 0,9 aufweisen.

⁷⁹⁷ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 155-157; Keuneke/Dumont (2011), S. 87.

⁷⁹⁸ Vgl. DWA (2006), S. 74f.; LAWA (2007), S. 3; LUWG (2008), S. 41-44; FGG Weser (2008), S. 18; Keuneke/Dumont (2011), S. 2f.

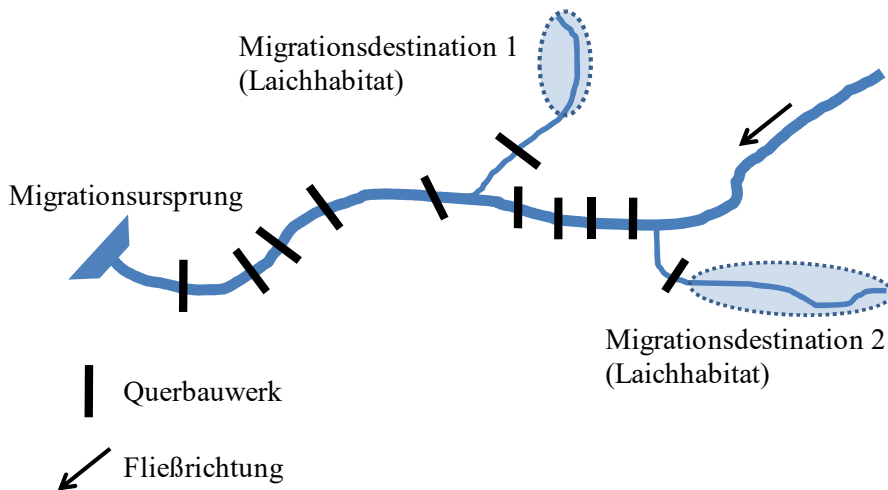


Abbildung 8: Kettenwirkung von Querbauwerken

Um das Laichhabitat 1 zu erreichen, müssen die aufsteigenden Lachse sechs Querbauwerke überwinden, so dass die kumulative Erreichbarkeitsrate \vec{E}_1 noch 0,53 ($0,9^6$) beträgt.⁷⁹⁹ In analoger Betrachtung liegt die kumulative Erreichbarkeitsrate des Laichhabitats 2 (\vec{E}_2) bei nur knapp 0,35, da insgesamt zehn Querbauwerke zu überwindenden sind. Der Erwartungswert der das Wanderungsziel erreichenden Individuen nimmt somit exponentiell mit der Anzahl der Wanderungshindernisse ab. Die exemplarische Betrachtung der Kettenwirkung von Querbauwerken und querbauwerksbasierten Nutzungen (z. B. Wasserkraftanlagen) verdeutlicht, dass eine populationsdynamisch gebotene Erreichbarkeit von Laichhabitaten schon bei zehn Querbauwerken auf der Wanderstrecke eher unwahrscheinlich ist, selbst wenn deren Passierbarkeit weitgehend gewährleistet ist.

Die Ausführungen dieses Abschnittes haben verdeutlicht, wie sich die Anforderungen der WRRL an die ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen als unterstützende Qualitätskomponente des ökologischen Gewässerzustands operationalisieren lassen. Zunächst lassen sich die Anforderungen eines guten Zustands an die Ausprägung der Fischfauna eines Wasserkörpers mittels des Bewertungssystems „fiBS“ ableiten. Hiervon ausgehend lässt sich die ökologische Durchgängigkeit eines Gewässers mittels art- und destinationsbezogener Erreichbarkeitsraten operationalisieren und lassen sich populationsdynamische Mindestanforderungen an die aufwärts- bzw. abwärtsgerichteten Erreich-

⁷⁹⁹ Das heißt, im betrachteten Beispiel können von 100 aufstiegswilligen Lachsen 53 das Laichhabitat 1 erreichen und sich reproduzieren. Bei der flussabwärtsgerichteten Wanderung ist insb. die Kettenwirkung der Wasserkraftanlagen ausschlaggebend für die Erreichbarkeit des Meeres. Bspw. wurde im Status quo die kumulierte Mortalität über zehn Wasserkraftanlagen am Oberrhein mit 40 % für Junglachse und 90 % für Aale abgeschätzt, vgl. Albert/Langer (2007), S. 205f. Zum Kumulationseffekt von Querbauwerken bezüglich des Fischeaufstieges in der Elbe vgl. Gaumert (2010), S. 182.

barkeit von Migrationsdestinationen ableiten. Die dabei insgesamt resultierenden Anforderungen an den Grad der Durchgängigkeit bestimmter Gewässerabschnitte können dementsprechend mit dem jeweiligen Artenspektrum und ihrer Wanderungsbedürfnisse variieren.⁸⁰⁰ Schließlich kann mithilfe der Erreichbarkeitsraten auch die kumulative Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit eines Fließgewässersystems verursacherbezogen durch die artspezifischen Auf- und Abstiegswahrscheinlichkeiten der Querbauwerkstandorte operationalisiert werden.⁸⁰¹ Auch wenn die aufgezeigte Ursache-Wirkungskette von der Passierbarkeit einzelner Querbauwerkstandorte bis zur resultierenden Ausprägung der Fischpopulation in bestimmten Wasserkörpern mit Unsicherheiten behaftet und durch zukünftiges Monitoring noch weiter zu erhärten ist,⁸⁰² kann sie dennoch als transparente und tragfähige Grundlage für die Erklärung von Defiziten im Ist-Zustand, für die Konkretisierung von Handlungszielen sowie für die operable Einschätzung der ökologischen Effektivität potenzieller Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit herangezogen werden.⁸⁰³

Die beschriebene Ausrichtung an populationsbiologisch abzuleitenden Mindesterreichbarkeitsraten folgt konsequent dem qualitätsorientierten Schutzkonzept der Umweltziele der Richtlinie, d. h. verursacherbezogene Anforderungen an die auf- und abwärtsgerichtete Passierbarkeit von Querbauwerkstandorten werden mittelbar aus den Anforderungen des guten ökologischen Zustands an die Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten (insb. der jeweiligen Fischfauna) abgeleitet. Aus regulatorischer Perspektive ist dabei wesentlich, dass bei der Verbesserung des Zustands der Fischfauna grundsätzlich Freiheitsgrade auf mehreren Ebenen bestehen. Da der Populationsfaktor eine multiplikative Verknüpfung der ratenbasierten Einzelparameter darstellt, kann eine bestimmte Erhöhung des art- und habitatbezogenen Populationsfaktors – in bestimmten Grenzen – *alternativ* über eine Verbesserung der flussauf- und flussabwärtsgerichteten Erreichbarkeitsraten, durch eine Verbesserung der reproduktionsrelevanten Bedingungen in den Laich- und Aufwuchshabitaten oder durch eine Verringerung der anthropogen bedingten Verluste in der marinen Lebensphase erreicht werden.⁸⁰⁴ Eine bestimmte Verbesserung

⁸⁰⁰ Vgl. auch LAWA (2007), S. 4.

⁸⁰¹ Vgl. Anderer et al. (2008), S. 570. Zur Operationalisierung des Gewässerzustands werden neben durchgängigkeitsbezogenen Erreichbarkeits-, Aufstiegs- und Überlebensraten auch weitere standort- und gewässerbezogene Raten und Indizes (z. B. zur Lebensraumveränderung durch Rückstau und Ausleitung herangezogen, vgl. LAWA (2007), S. 10-12; LUWG (2008), S. 4; Anderer et al. (2008), S. 569. Zur Methodik der Ermittlung dieser Raten und Indizes vgl. ausführlich LUWG (2008), S. 27-64.

⁸⁰² Vgl. Anderer et al. (2008), S. 570 sowie S. 573; Meusel (2008), S. 128; CIS (2011b), S. 57.

⁸⁰³ Vgl. LAWA (2007), S. 12f.; Anderer et al. (2008), S. 569f. sowie S. 572; FGG Elbe (2009), S. 42.

⁸⁰⁴ So können die Verluste auf den Wanderrouten durch hervorragende Reproduktionsbedingungen in sehr guten Habitaten zum Teil kompensiert werden, vgl. FGG Weser (2008), S. 18 sowie auch Kap. 6.5.

der flussauf- und flussabwärtsgerichteten Erreichbarkeitsraten kann wiederum alternativ durch eine Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit (insb. Reduzierung der Barrierewirkung von Querbauwerken), durch eine geringere Befischung oder durch eine Verbesserung der Wasserqualität auf der Wanderstrecke erreicht werden. Schließlich kann eine bestimmte Reduzierung der kumulativen Barrierewirkung der Querbauwerke auf einer Wanderstrecke durch alternative Maßnahmen an unterschiedlichen Standorten erfolgen. Soweit eine gleichwertige Verbesserung des Populationsfaktors über alternative Verbesserungen der anthropogenen Einflussfaktoren im Reproduktionszyklus einer Art erreicht werden kann, stehen diese in einer *substitutionalen* Beziehung und – aus ökonomischer Sicht – in Konkurrenz zueinander.⁸⁰⁵ Zur weiteren Konkretisierung dieser substitutionalen Freiheitsgrade sind in der Folge allerdings die relevanten regulatorischen Randbedingungen und daraus resultierende Restriktionen zu bestimmen.

Die exponentielle Kettenwirkung von Querbauwerken verdeutlicht aber bereits auch, dass die Verwirklichung des guten ökologischen Zustands mit einer nach Artzusammensetzung und Abundanz naturnahen Fischfauna in Fließgewässerabschnitten mit hoher Querbauwerksdichte und autochthonen Wanderfischhabitaten – insb. bei diadromen Arten – vielfach nicht möglich sein wird, ohne die Fortführung der querbauwerksbasierte Nutzungen (z. B. Schifffahrt und Wasserkraftnutzung) in Frage zu stellen.⁸⁰⁶ In einem nächsten Schritt wird daher verdeutlicht, inwiefern gewässerökologisch motivierte Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerkstandorten in einem Spannungsfeld zu weiteren umweltpolitischen und gesellschaftlichen Zielsetzungen stehen.

⁸⁰⁵ Aus ökonomischer Sicht bilden die skizzierten substitutionalen Handlungsspielräume die Basis einer kosteneffizienten Verwirklichung der Umweltziele, wie es in Art. 11 WRRL gefordert ist, vgl. hierzu ausführlich Kap. 5.2.

⁸⁰⁶ Gerade mit Blick auf die Nutzungseinschränkungen, die zur Verwirklichung des primären Umweltziels des guten Zustands bis 2015 erforderlich wären, sowie die damit einhergehenden gesamtwirtschaftlichen Opportunitätskosten stellt sich die Frage, ob für schlecht vernetzbare Wasserkörper Abweichungen von diesem primären Umweltziel zu rechtfertigen sind. Die ökonomischen Determinanten der Rechtfertigung sekundärer Umweltziele bei der Umsetzung der WRRL werden in Kap. 5. erörtert.

4.3 Interdependenzen querbauwerksbezogener Maßnahmen zu weiteren gesellschaftlichen Zielsetzungen

4.3.1 Politikintegration als Erfolgsfaktor

Aufgrund der Essentialität und Multifunktionalität der Ressource Wasser für das menschliche Leben und Wirtschaften wird der chemische und ökologische Zustand von Gewässern nahezu vom gesamten Spektrum menschlicher Aktivitäten beeinflusst. Hierdurch bringt die Verwirklichung gewässerschutzpolitischer Zielsetzungen eine sehr hohe regulatorische Komplexität mit sich. Zum einen unterliegen nicht alle Aktivitäten mit Einfluss auf den Gewässerzustand dem direkten „Zugriff“ der Gewässerschutzpolitik bzw. einer wasserrechtlichen Regulierung.⁸⁰⁷ Zum anderen sind diejenigen Aktivitäten, die wasserrechtlichen Regelungen unterworfen sind, auch gleichzeitig Gegenstand weiterer Politik- und Rechtsbereiche. Aus dieser zweiseitigen Verschränkung gewässerzustandsrelevanter Aktivitäten und gesellschaftlicher Politikbereiche können bedeutende Zielinterdependenzen – und in der Folge – auch instrumentelle Regelungsinterdependenzen resultieren.⁸⁰⁸

Bei der Umsetzung der gewässerschutzbezogenen Zielsetzungen der WRRL greift daher eine Verengung des Betrachtungsfeldes auf gewässerschutzpolitische bzw. wasserrechtliche Regelungen grundsätzlich zu kurz.⁸⁰⁹ Stattdessen sind auch alle weiteren Politik- und Rechtsbereiche, die einen unmittelbaren oder mittelbaren Einfluss auf relevante Aktivitäten (insb. die Gewässernutzungen) und damit den Zustand der Gewässer ausüben können, in ein kohärentes Gesamtkonzept einzubeziehen.⁸¹⁰ So wird bereits im Richtlinien-text der WRRL angemahnt, dass hinsichtlich einer erfolgreichen Umsetzung ihrer gewässerschutzpolitischen Zielsetzungen eine Kohärenz der WRRL mit anderen gemeinschaftlichen Politiken und Richtlinien anzustreben ist.⁸¹¹ Dieser Grundsatz der Politikintegration ist zudem eine wesentliche Anforderung des ebenfalls in der WRRL verankerten

⁸⁰⁷ Vgl. Stratenwerth (2006), S. 75f.; Durner (2009), S. 83; Durner (2010), S. 462. Als prominentes Beispiel wird in der Literatur häufig auf die Problematik der landwirtschaftlichen Düngung hingewiesen, die als diffuse Quelle von Nährstoffen eine wesentliche Beeinträchtigung des Gewässerzustands darstellen kann, jedoch nicht der öffentlich-rechtlichen Benutzungsordnung des Wasserrechts unterworfen ist, vgl. bspw. Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 396-398.

⁸⁰⁸ Vgl. Keudel (2007), S. 49.

⁸⁰⁹ Ähnlich argumentieren MÖCKEL/KÖCK hinsichtlich einer Politikintegration zur Umsetzung der Zielsetzungen des Naturschutzes, vgl. Möckel/Köck (2009), S. 320 sowie auch BMU (2010b), S. 46f.

⁸¹⁰ Vgl. Stratenwerth (2006), S. 75f. sowie auch Knopp (2004) S. 29f. Dies gilt insb. für diejenigen Aktivitäten, die selbst keiner wasserrechtlichen Regelung unterliegen, aber einen großen Einfluss auf den Gewässerzustand ausüben. Dies trifft insb. auf die diffusen Eintragungen von Nährstoffen aus der Landwirtschaft zu, vgl. bspw. Seidel/Rechenberg (2004), S. 214; Leymann (2001b), S. 25.

⁸¹¹ Vgl. Erwägungsgründe 9 und 16 WRRL.

Ansatzes eines integrierten Flussgebietsmanagements.⁸¹² Hiervon ausgehend lassen sich zahlreiche Integrationsschnittstellen und potenzielle Konfliktpunkte zu anderen Politikbereichen (Naturschutz, Raumordnung, Hochwasserschutz, Verkehr, Land- und Forstwirtschaft, Energie, Tourismus, Denkmalschutz etc.) identifizieren.⁸¹³

Ziel der in der WRRL geforderten Politikintegration ist es, dass alle relevanten Politikbereiche die Umsetzung der gewässerschutzpolitischen Zielsetzungen befördern.⁸¹⁴ Das heißt jedoch nicht, dass alle Politikbereiche und deren Zielsetzungen den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie generell unterzuordnen sind. Zwar besteht der vorrangige Zweck der WRRL in der „Erhaltung und [...] Verbesserung der aquatischen Umwelt“.⁸¹⁵ Dennoch wird insgesamt eine „nachhaltige Bewirtschaftung von Gewässern“⁸¹⁶ angestrebt, so dass weitere ökologische Ziele, aber auch ökonomische und soziale Zielsetzungen in die Bewirtschaftungsentscheidungen einfließen können und sollen. Dies äußert sich v. a. in der Umweltzielsystematik der WRRL, welche Freiheitsgrade zu einem gemeinwohlorientierten Ausgleich unterschiedlicher politischer Zielsetzungen eröffnet.⁸¹⁷ Eine Abwägung der in der WRRL verankerten Gewässerschutzziele mit weiteren politischen Zielsetzungen kann jedoch durch die Mitgliedstaaten nicht vollkommen frei oder gar willkürlich erfolgen. Vielmehr wird insb. durch die Umweltzielsystematik der WRRL ein spezifischer Abwägungsrahmen definiert, der bestimmte prozedurale Vorgaben macht, sachliche Bedingungen formuliert und ein Mindestschutzniveau für die Gewässer flächendeckend und bedingungslos einfordert.⁸¹⁸ Innerhalb dieses Rahmens können mögliche Einbußen bei anderen gesellschaftlich bedeutsamen Zielsetzungen explizit in die Entscheidungsprozesse der Bewirtschaftungsplanung einbezogen werden. Dies betrifft nicht nur die Auswahl alternativer Gewässerschutzmaßnahmen, sondern auch die Möglichkeit einer begründeten, wasserkörperbezogenen Abweichung vom primären gewässerbezogenen Umweltziel des guten Zustands.⁸¹⁹ Insgesamt lässt sich feststellen, dass im Rahmen einer Politikintegration zum einen mögliche Synergien zwischen Politikfeldern

⁸¹² Vgl. Kap. 4.2.2.

⁸¹³ Vgl. Erwägungsgrund 16 WRRL sowie Breuer (2005), S. 2; Grünebaum/Podraza/Weyand (2006), S. 463; Albrecht (2007), S. 478-507; Breuer (2007), S. 504; Meusel (2008), S. 36; BMU (2010b), S. 46f. Eine wesentliche Bedeutung wird vielfach der Integration der Gewässerschutzpolitik mit der Agrarpolitik zugewiesen, insb. um die Problematik der diffusen Stoffeinträge zu entschärfen, vgl. bspw. Albrecht (2007), S. 493-500.

⁸¹⁴ Vgl. Kampa/Kranz (2005), S. 8.

⁸¹⁵ Erwägungsgrund 19 WRRL.

⁸¹⁶ Erwägungsgrund 16 WRRL.

⁸¹⁷ Vgl. hierzu ausführlich Kap. 5.3 und 5.4.

⁸¹⁸ Vgl. ausführlich Kap. 5.3 (Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper) sowie Kap. 5.4 (Rechtfertigung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen).

⁸¹⁹ Vgl. CIS (2006a), S. 26; CIS (2008a), S. 5 sowie ausführlich Kap. 5.1 bis 5.4.

identifiziert und aktiviert werden können, zum anderen aber auch konfligierende Zielsetzungen aufgedeckt und gemeinwohlorientiert moderiert werden können. Damit unterstützt die WRRL im Grundsatz auch den umweltökonomischen Anspruch einer möglichst wohlfahrtsmaximierenden Moderation gesellschaftlicher Zielsetzungen.⁸²⁰

Ausgehend von Zielkonflikten können Konflikte bzw. Anreizüberlagerungen unterschiedlicher Instrumente in verschiedenen Politikbereichen einen ineffizienten Einsatz knapper Ressourcen und somit gesamtwirtschaftliche Wohlfahrtseinbußen bewirken.⁸²¹ Bspw. kann ein Instrument Anreize zur Ausweitung einer bestimmten Aktivität geben, während ein anderes Instrument gerade auf die Einschränkung derselben Aktivität gerichtet ist. Ebenso ist es möglich, dass die potenziellen Effizienzvorteile eines marktorientierten Instruments nicht zur Entfaltung kommen können, da die Handlungsflexibilität der Akteure durch starre ordnungsrechtliche Vorgaben in einem anderen Bereich indirekt eingeschränkt wird.⁸²² Der Grundsatz der Politikintegration bedingt daher ebenfalls eine ganzheitliche Betrachtung und ggf. integrationszielkonforme Harmonisierung der betreffenden Instrumente der direkten oder indirekten Verhaltenssteuerung. Beispielsweise sind im Rahmen der Umsetzung der WRRL vorhandene Förderprogramme in anderen Politikbereichen (z. B. Agrarpolitik, Energiepolitik) auf ihre Gewässerschutzrelevanz und mögliche Konflikte zu den Zielsetzungen der WRRL zu überprüfen und – wenn möglich – synergetisch in die Umsetzung der WRRL einzubinden.⁸²³

Im Folgenden werden die wesentlichen Schnittstellen einer notwendigen Politikintegration im Hinblick auf die spezifische gewässerpolitische Zielsetzung der Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern beleuchtet, welche – wie in den Kap. 4.2.4 bis 4.2.5 erörtert – eine wesentliche Voraussetzung zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands als primärem Umweltziel der WRRL darstellt.

Querbauwerke bilden die notwendige Grundlage vielfältiger Gewässernutzungen (Binnenschifffahrt, Stromerzeugung mittels Wasserkraft, Hochwasserschutz, Trinkwassergewinnung etc.).⁸²⁴ Diese Gewässernutzungen sind i. d. R. auch für gesamtwirtschaftliche

⁸²⁰ Zu den Grundzügen der Wohlfahrtsökonomie vgl. bereits Kap. 2.1 und 2.2.

⁸²¹ Vgl. bspw. OECD (1994), S. 30; Rowe (2001b), S. 422; Keudel/Oelmann (2005/06), S. 219; Keudel (2007), S. 49.

⁸²² Vgl. auch Rowe (2001b), S. 420; Keudel (2007), S. 49. Potenzielle Regelungsinterdependenzen bei der marktorientierten Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit werden in Kap. 6.4.2.4.6 untersucht.

⁸²³ Vgl. Fuhrmann (2001), S. 41; CIS (2006a), S. 5f.; CIS (2008a), S. 5; CIS (2011b), S. 3f. sowie auch Kap. 4.3.3.

⁸²⁴ Vgl. Kap. 3.2 und Kap. 3.3.

bzw. gesellschaftliche Zielsetzungen von Bedeutung und daher Gegenstand entsprechender sektorbezogener Politiken und zugehöriger Rechtsgebiete. Zunächst werden im Folgenden die Interdependenzen des Gewässerschutzes zu anderen Bereichen der Umweltpolitik (Klima- und Naturschutz) verdeutlicht. Diese Querschnittsthemen üben wiederum einen wesentlichen Einfluss auf die unterschiedlichen Sektorpolitiken aus. Ausgehend von den für die Errichtung von Querbauwerken dominierenden Nutzungsinteressen Binnenschifffahrt, Stromerzeugung mittels Wasserkraft sowie Hochwasserschutz werden im Folgenden die wesentlichen Zielsetzungen und Instrumente der Energiepolitik, der Verkehrspolitik sowie der Hochwasserschutzpolitik als wesentliche Integrationsschnittstellen skizziert.⁸²⁵

4.3.2 Interdependenzen mit der Klima- und Naturschutzpolitik

Aus der Perspektive eines übergreifenden staatlichen Planers sind im Sinne eines medienübergreifenden Umweltschutzes mögliche Synergien und Konflikte der gewässerschutzpolitischen Zielsetzungen zu anderen Bereichen des Umweltschutzes zu identifizieren und ggf. durch vermittelnde Lösungen sowie abwägende Priorisierung bestmöglich gemeinwohlorientiert zu koordinieren.⁸²⁶ Eine solche Interdependenz von umweltpolitischen Zielsetzungen lässt sich gerade auch für das spezifische Handlungsfeld der Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern feststellen.

Eine besondere Bedeutung kann in diesem Zusammenhang den umweltpolitischen Zielsetzungen im Bereich des Klimaschutzes zugesprochen werden. Aufgrund ihres hohen Stellenwertes im aktuellen gesellschaftlichen Zielsystem wirken die klimaschutzpolitischen Zielsetzungen auf nahezu alle Politikbereiche maßgeblich ein.⁸²⁷ Zwischen Klima-

⁸²⁵ Vgl. Kampa/Kranz (2005), S. 4-9; BMU (2010b), S. 46f. Aufgrund des spezifischen Erkenntnisinteresses dieser Arbeit wird im Bereich der Energiepolitik nur die querbauwerksbasierte Stromerzeugung mittels Wasserkraft betrachtet. Ebenso wird im Bereich der Verkehrspolitik nur die querbauwerksbasierte Binnenschifffahrt betrachtet. Darüber hinaus weisen Energie- und Verkehrspolitik weitere Berührungspunkte zum Gewässerschutz (bspw. die Kühlwassereinleitungen thermischer Kraftwerke oder diffuse Schadstoffeinträge durch Reifenabrieb von Fahrzeugen) auf, die jedoch nicht Gegenstand dieser Untersuchung sind und daher im Folgenden nicht weiter betrachtet werden.

⁸²⁶ Vgl. BMU (2010b), S. 48; BMU (2010c), S. 9. Die unterschiedlichen Anforderungen der Umweltmedien bilden ein Problempolygon, welches nicht durch die einzelnen Fachgesetze abgebildet wird, wodurch grundsätzlich eine Integration der Zielsetzungen durch den staatlichen Planer erforderlich wird, vgl. Becker (2010), S. 117.

⁸²⁷ Unter den Begriff Klimaschutz fallen allgemein alle Maßnahmen zur Vermeidung bzw. Verminderung einer anthropogen verursachten globalen Klimaerwärmung, von der – je nach Ausprägung – gravierende Schäden für die natürliche wie auch zivilisatorische Umwelt erwartet werden. Im Fokus des Klimaschutzes steht die Reduktion der Emissionen so genannter Treibhausgase (insb. CO₂), vgl. bspw. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 34-38; Bunge et al. (2001), S. 4-10; BMU (2010c), S. 45-47;

und Gewässerschutz besteht eine enge Verflechtung, die hinsichtlich der Umsetzung der WRRL auch im Rahmen der CIS adressiert wurde. In einem thematischen Policy Paper⁸²⁸ wurde einerseits die starke Abhängigkeit der Gewässerökologie von den klimatischen Rahmenbedingungen hervorgehoben. Demnach wird erwartet, dass eine Veränderung der klimatischen Rahmenbedingungen je nach Ausprägung schwerwiegende Auswirkungen auf den Zustand der Gewässer und die Bewirtschaftung der Wasserressourcen haben kann. Andererseits wird angenommen, dass die Verwirklichung der Zielsetzungen der WRRL (insb. eines guten Zustands der Gewässer) die Widerstands- und Anpassungsfähigkeit aquatischer Ökosysteme gegenüber klimatischen Veränderungen erhöht und in dieser Hinsicht eine synergetische Beziehung zum Klimaschutz aufweist.⁸²⁹ Demgegen-

Blankart (2011), S. 574-585. Darüber hinaus zählen zum Bereich des Klimaschutzes auch Maßnahmen zur Abmilderung der unvermeidbaren Folgen des Klimawandels bzw. zur Anpassung an den Klimawandel (z. B. Erhöhung von Deichen), vgl. BMU (2010c), S. 47 sowie S. 80f. Zu den Hintergründen, Strategien und Zielen der Klimaschutzpolitik in Deutschland vgl. bspw. UBA (2009c); BMU (2010c), S. 45-95. Im Rahmen der Klimaschutzpolitik wurden sowohl auf nationaler als auch auf supra- und internationaler Ebene Zielsetzungen hinsichtlich der Reduktion anthropogener Treibhausgasemissionen formuliert. Im so genannten Kyoto-Protokoll, welches 2005 in Kraft trat, wurden von den Teilnehmerstaaten erstmals verbindliche Reduktionsverpflichtungen für eine Reihe von Industrie- und Transformationsstaaten vereinbart, vgl. bspw. Staiß (2007), S. 231-241; Feess (2007), S. 225-243; BMU (2010c), S. 45-47; Blankart (2011), S. 577f.; Endres (2013), S. 312-320. Ein Nachfolgeabkommen für diese im Jahr 2012 ausgelaufene Vereinbarung befindet sich derzeit immer noch in der Verhandlung. Die Mitgliedstaaten der Europäischen Union haben sich bereits einseitig verpflichtet, bis zum Jahr 2020 ihre Emissionen um 20 % gegenüber dem Basisjahr 1990 zu senken, vgl. Europäische Kommission (2008) sowie UBA (2009c), S. 52; BMU (2010c), S. 67-72. Als nationale Zielsetzung in der Bundesrepublik Deutschland wird nunmehr bis 2020 eine Reduktion der Treibhausgasemissionen um 40 % gegenüber dem Basisjahr 1990 angestrebt. Langfristig sind zur international angestrebten Eindämmung der globalen Erwärmung auf 2 Grad Celsius sogar Reduktionen der Emissionen um 80 % anzustreben, vgl. CDU/CSU/FDP (2009), S. 25f. sowie auch UBA (2009c), insb. S. 51-53; BMU (2010c), S. 46f. sowie S. 90-94.

⁸²⁸ Vgl. CIS (2008a).

⁸²⁹ Vgl. CIS (2008a), S. 4f. Zum Zusammenhang zwischen der Beeinträchtigung von Ökosystemen und ihrer Anpassungsfähigkeit gegenüber klimatischen Veränderungen vgl. bspw. Möckel/Köck (2009), S. 318f. In diesem Zusammenhang sind mögliche Rückwirkungen klimatischer Veränderungen auf die gewässerökologischen Zielsetzungen zu beachten, so dass eine hinreichende Anpassungsfähigkeit von Gewässerschutzmaßnahmen an klimatische Veränderungen zu gewährleisten ist, vgl. BMU (2010b), S. 48. Wichtige Einflussfaktoren des Klimas auf den Zustand der Gewässer sind Veränderungen von Wassertemperatur und -qualität, des Abflusses, der Grundwasserneubildung, des Salzgehaltes, der Häufigkeit und Intensität von Wetterextremen und der damit verbundenen Hoch- und Niedrigwasserereignisse sowie die sich daraus ergebenden Auswirkungen auf die aquatischen Ökosysteme (insb. Artenverluste, Verlagerung von Ökoregionen, Eindringen fremder Arten etc.). Viele aquatische Organismen (z. B. Lachse) reagieren sensibel auf Veränderungen der Wassertemperatur. Erhöhte Wassertemperaturen können daher die regionale Verbreitung bestimmter Spezies beeinflussen und ggf. zu deren Abwanderung oder sogar zu deren Aussterben führen. Dies kann auch dazu beitragen, dass die Wiedererschließung historischer Habitats – etwa für Langdistanzwasserfische – verhindert und somit die Zielerreichung der WRRL (bei Beibehaltung der historischen Referenzzustände) gefährdet wird. Gegebenenfalls sind daher Referenzzustände an die geänderten klimatischen Rahmenbedingungen anzupassen. Im Policy Paper der CIS wird jedoch betont, dass klimatische Veränderungen keine generelle Rechtfertigung zur Einschränkung des Umweltziels des guten Zustands liefern, vgl. CIS (2008a), S. 4-6 sowie BMU (2006a), S. 6 und S. 11-15; EEA (2007), S. 100-104. Zu den Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserressourcen vgl. Leipprand et al. (2008), S. 5-118. Zur Auswirkung des Klimawandels auf die Hochwasserbildung vgl. Opp (2004b), S. 111. Zu den

über besteht jedoch auch ein Spannungsfeld von Klima- und Gewässerschutz, da bestimmte Maßnahmen zur Erreichung eines guten Zustands der Gewässer (bspw. Mindestwasserregelungen an Wasserkraftstandorten oder erhöhter Energieeinsatz für eine intensivere Abwasserbehandlung) c. p. zu einem Mehrausstoß von Treibhausgasen führen bzw. eine Intensivierung der Vermeidungsmaßnahmen an anderer Stelle bedingen.⁸³⁰ Dieser mögliche Zielkonflikt zwischen Gewässer- und Klimaschutz hat somit Auswirkungen auf Sektorpolitiken, die gleichzeitig in einem Zusammenhang mit Gewässerschutz- und Klimaschutzziele stehen (insb. Energie- und Verkehrspolitik).⁸³¹ Im Rahmen der CIS wird i. S. d. des im Vorkapitel postulierten gemeinwohlorientierten Ausgleichs ein ausgewogener Ansatz gefordert, um Klima- und Gewässerschutzziele weitestgehend in Einklang zu bringen.⁸³²

Darüber hinaus lässt sich eine starke inhaltliche Überschneidung zwischen der Umsetzung der WRRL und der Naturschutzpolitik und deren entsprechenden Rechtssetzungen auf gemeinschaftlicher und nationaler Ebene feststellen. Gewässer stellen integrale Bestandteile des Naturhaushaltes dar. In der WRRL wird zudem ein ökosystemares Verständnis von Gewässern zugrunde gelegt und es werden explizite Bestimmungen zu wasserabhängigen Schutzgebieten (insb. Feuchtgebiete und Flussauen)⁸³³ getroffen.⁸³⁴

Die wesentliche Zielsetzung der gemeinschaftlichen wie auch der deutschen Naturschutzpolitiken besteht in der Erhaltung der Biodiversität und der hierzu notwendigen Lebensräume in einem funktionsfähigen Naturhaushalt.⁸³⁵ Dementsprechend ist es der grundle-

möglichen Anpassungsstrategien an den Klimawandel mit Bezug zu Wasserressourcen, vgl. Leipprand et al. (2008), S. 119-178.

⁸³⁰ Die Kosten der zur Kompensation dieses Mehrausstoßes von Treibhausgasen erforderlichen Maßnahmen können als gesamtwirtschaftliche Kosten der Gewässerschutzmaßnahmen verstanden werden, vgl. hierzu auch Kap. 5.2.1, 5.3, und 5.4.

⁸³¹ Vgl. die anschließenden Kap. 4.3.3 und 4.3.4.

⁸³² Vgl. CIS (2008a), S. 5. Es wird jedoch betont, dass ein erwarteter Mehrausstoß von Treibhausgasen aufgrund von Maßnahmen nicht bereits als generelle Entschuldigung für ein Verfehlen des guten Zustands als primärem Umweltziel herangezogen werden kann.

⁸³³ Vgl. Jekel/Munk (2006), S. 529-532; Albrecht (2007), S. 483-487.

⁸³⁴ Vgl. Newbold (1998), S. 10-12; Jekel/Munk (2006), S. 525f.; Albrecht (2007), S. 479-487; Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 391; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 39f.; Reinhardt (2009b), S. 520; Durner (2010), S. 457; Becker (2010), S. 117; BMU (2010b), S. 46f. sowie auch Kap. 3.1. Des Weiteren sind auch die Interdependenzen des Binnen- und Küstengewässerschutzes mit dem Meeresschutz zu berücksichtigen, vgl. bspw. BMU (2010b), S. 49. Da dieser Aspekt eher für stoffliche Belastungen (insb. Nährstofffrachten) und weniger für hydromorphologische Belastungen relevant ist, werden Interdependenzen von Maßnahmen des Gewässerschutzes zum Meeresschutz im Folgenden nicht weiter betrachtet.

⁸³⁵ Vgl. bspw. Albrecht (2007), S. 479f.; Becker (2010), S. 109-118. Als zentrales Motiv für den Naturschutz wird neben der Bedeutung der Natur als heutige und zukünftige Lebensgrundlage für den Menschen auch der Eigenwert der Natur betont. Zudem ist der Schutzbegriff umfassend, d. h. vorsorgend, abwehrend, heilend und nachsorgend zu verstehen, vgl. Becker (2010), S. 111f.

gende Zweck des deutschen Naturschutzrechts, der Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes durch den Menschen entgegenzuwirken, indem schädliche Eingriffe in den Naturhaushalt weitestmöglich vermieden und unvermeidbare Eingriffe aus naturschutzfachlicher Sicht bestmöglich kompensiert werden.⁸³⁶ Das deutsche Naturschutzrecht besteht im Wesentlichen aus dem Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und den jeweiligen Landesgesetzen zum Naturschutz und zur Landschaftspflege.⁸³⁷

Wie der Gewässerschutz wird auch der Naturschutz mittlerweile stark von europarechtlichen Vorgaben geprägt.⁸³⁸ Als zentrale Rechtssätze auf Gemeinschaftsebene sind die Vogelschutzrichtlinie⁸³⁹ sowie die Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-Richtlinie)⁸⁴⁰ zu nennen.⁸⁴¹ Gemeinsam bilden diese Richtlinien die Grundlage des europäischen Schutzgebietsnetzwerkes „NATURA 2000“.⁸⁴² Durch die genannten Naturschutzrichtlinien

⁸³⁶ Vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 39 sowie auch Louis (2010), S. 78.

⁸³⁷ Ebenso wie der Gewässerschutz unterliegt der Naturschutz in Deutschland einer föderalen Kompetenzaufteilung. Bis zur Föderalismusreform von 2006 waren beide Rechtsgebiete Gegenstand der Rahmengesetzgebungskompetenz des Bundes und unterliegen seither der konkurrierenden Gesetzgebung mit Vollregelungskompetenz des Bundes und Abweichungsrechten der Länder gem. Art. 72 Abs. 3 GG, vgl. Fischer-Hüftle (2007), S. 78-85; Louis (2010), S. 77; Becker (2010), S. 105f. Nach dem Scheitern des geplanten Umweltgesetzbuches (UGB) wurde das BNatSchG ebenso wie das WHG als Vollregelung des Bundes zum 1. März 2010 novelliert, vgl. Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009, BGBl. I S. 2542 sowie auch Louis (2010), S. 77-89; Becker (2010), S. 105-163. Das neue BNatSchG orientiert sich inhaltlich am abgelösten Rahmengesetz in der Fassung von 2002 sowie am Referentenentwurf zum dritten Buch des UGB von 2009, vgl. Becker (2010), S. 106.

⁸³⁸ Vgl. bspw. Ekarth/Weyland/Schenderlein (2009), S. 389.

⁸³⁹ Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten, zuletzt geändert durch die Richtlinie 2006/105/EG.

⁸⁴⁰ Richtlinie 92/43/EWG des Rates zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, zuletzt geändert durch die Richtlinie 2006/105/EG.

⁸⁴¹ Vgl. Newbold (1998), S. 12; Füßer (2007), S. 339f.; Ssymank (2008), S. 158; Köck (2008), S. 155; Spieth/Appel (2009), S. 669; Reinhardt (2009a), S. 432; Reinhardt (2009b), S. 519. Zu den Zielen und Prinzipien des gemeinschaftlichen Umweltschutzes gem. Art. 174 EGV vgl. auch Reinhardt (2009a), S. 432 sowie Reinhardt (2009b), S. 518f.

⁸⁴² Vgl. Peters (2004), S. 300-304; Jekel/Munk (2006), S. 530-532; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 23-26. Grundlegende Zielsetzung der FFH-Richtlinie ist die Sicherung der Artenvielfalt von Flora und Fauna durch die Erhaltung ihrer natürlichen Lebensräume, vgl. Kerkmann (2005), S. 276f.; Möckel (2007), S. 602; Ssymank (2008), S. 158f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 24. Die Mitgliedstaaten werden zur Ergreifung von Maßnahmen zur Wahrung oder Wiederherstellung eines „günstigen Erhaltungszustands“ verpflichtet, wobei jedoch den regionalen Besonderheiten sowie gesellschaftlichen, kulturellen und wirtschaftlichen Anforderungen Rechnung getragen werden kann, vgl. Art. 2 Abs. 2 und 3 FFH-RL sowie bspw. Wrase (2004), S. 359; Ssymank (2008), S. 159-161. Gemäß Art. 6 Abs. 1 FFH-RL sind die hierfür notwendigen Erhaltungs- und Schutzmaßnahmen in Maßnahmen- bzw. Managementplänen zusammenzustellen. Gemäß Art. 6 Abs. 2 FFH-RL ist eine Verschlechterung der Lebensraumbedingungen zu vermeiden. Für Pläne und Projekte mit potenziell negativer Einwirkung auf Schutzgebiete ist eine Verträglichkeitsprüfung durchzuführen, vgl. Art. 6 Abs. 3 FFH-RL sowie Peters (2004), S. 298-360; Füßer (2005), S. 460-464; Möckel (2007), S. 604; Füßer (2007), S. 341-356; Ssymank (2008), S. 161-163; Spieth/Appel (2009), S. 669f.; Reinhardt (2009b), S. 523-525; Louis (2010), S. 85f.; Becker (2010), S. 132-141. Im Rahmen der Verträglichkeitsprüfung kann auch wirtschaftlichen und sozialen Belangen Rechnung getragen werden, vgl. Kerkmann (2005), S. 281; Wolf (2005), insb. S. 453-456. Gem. Art. 6 Abs. 4 FFH-RL sind unter engen Voraussetzungen Abweichungen von den ökologischen Zielsetzungen möglich. Hierzu müssen zwingende Gründe eines überwiegenden öffentlichen Interesses (z. B. Verkehr, Energieversorgung) vorliegen, das geplante Projekt ohne Alternative sein und adäquate Maßnahmen zur Sicherung der Kohärenz des Schutzregimes ge-

wird explizit auch der Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen in Gewässern sowie den angrenzenden Land- und Übergangsflächen umfasst, wobei insb. dem Aspekt der Biotopvernetzung und damit auch der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen eine wesentliche Bedeutung zukommt.⁸⁴³ Nicht zuletzt aufgrund dieser gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben kommt dem Schutz der Gewässerlebensräume und ihrer Vernetzungsfunktion im nationalen Naturschutzrecht ebenfalls eine wesentliche Bedeutung zu.⁸⁴⁴

Insgesamt kann also hinsichtlich des hier fokussierten Aspekts einer Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern von einer komplementären Beziehung zwischen Natur- und Gewässerschutzzielen ausgegangen werden.⁸⁴⁵

währleistet werden, sofern sie vom Vorhabensträger keine in technischer oder wirtschaftlicher Hinsicht unzumutbaren Anstrengungen bedingen, vgl. Spieth/Appel (2009), S. 671-678 sowie auch Wrase (2004), S. 356f.; Becker (2010), S. 128f. An die Verträglichkeitsprüfung schließen sich entsprechende Monitoring- sowie Berichtspflichten an, vgl. Art. 11 und 17 FFH-RL sowie bspw. Ssymank (2008), S. 163f. Die Mitgliedstaaten sind zudem verpflichtet, die nach den Anforderungen der Richtlinie schutzwürdigen Gebiete auf ihrem Territorium an die Europäische Kommission zu melden und auszuweisen (so genannte FFH-Gebiete), vgl. Art. 3 und 4 FFH-RL sowie auch bspw. Möckel (2007), S. 603; Köck (2008), S. 155f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 25f. Die Kriterien zur Ausweisung von Schutzgebieten können Anhang III FFH-RL entnommen werden. Im Anhang I der FFH-Richtlinie sind die Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse aufgelistet, die unter den Schutzzadius der FFH-Richtlinie gestellt werden.

⁸⁴³ Vgl. Art. 10 FFH-RL sowie bspw. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 235. Zu den Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse zählen gem. Anhang I, Gruppe 32 FFH-RL diejenigen Abschnitte von Fließgewässern, die eine natürliche oder naturnahe Dynamik sowie eine nur unwesentlich beeinträchtigte Wasserqualität aufweisen. Durch die FFH-Richtlinie soll in diesen Abschnitten die gewässertypische Biodiversität langfristig gesichert werden, vgl. Albert/Langer (2007), S. 41. Die Anhänge II, IV und V FFH-RL listen darüber hinaus die besonders schützenswerten Tier- und Pflanzenarten auf. In Anhang II a) FFH-RL werden zahlreiche aquatische Tierarten (u. a. der Atlantische Lachs) aufgeführt, wodurch je nach Referenzbiozönose eines Wasserkörpers eine inhaltliche Überschneidung zu den biologischen Qualitätskomponenten des Anhang V WRRL (insb. zur Qualitätskomponente Fischfauna) vorliegt, vgl. Möckel (2007), S. 602; Albert/Langer (2007), S. 70f.; BfG (2010a), S. 23f.; Durner (2010), S. 457. Ebenso können die in Anhang II b) FFH-RL aufgelisteten Pflanzenarten Bestandteil der biologischen Qualitätskomponenten der WRRL sein (z. B. Makrophyten).

⁸⁴⁴ Vgl. § 1 Abs. 3 Nr. 3 BNatSchG sowie bspw. Albrecht (2007), S. 480; Möckel/Köck (2009), S. 323f.; Durner (2010), S. 457. Gemäß § 21 Abs. 5 BNatSchG „sind die oberirdischen Gewässer einschließlich ihrer Randstreifen, Uferzonen und Auen als Lebensstätten und Biotope für natürlich vorkommende Tier- und Pflanzenarten zu erhalten. Sie sind so weiterzuentwickeln, dass sie ihre großräumige Vernetzungsfunktion auf Dauer erfüllen können.“

⁸⁴⁵ Vgl. Albrecht (2007), S. 482. Aufgrund der inhaltlichen Überschneidung der Schutzzadien sind die Managementpläne zur Umsetzung der FFH-Richtlinie von den Behörden mit der Bewirtschaftungsplanung nach WRRL abzustimmen, wobei das jeweils strengere Schutzziel Vorrang hat, vgl. Albert/Langer (2007), S. 42f. Der besondere Schutz naturnaher aquatischer Biotope im Naturschutzrecht befördert i. d. R. konkret die Verwirklichung eines guten Gewässerzustands und flankiert die im deutschen Wasserrecht verankerte Zielsetzung, die Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts zu bewahren, vgl. Fröhlich/Irmer (2005), S. 189f.; Jekel/Munk (2006), S. 525f.; Möckel (2007), S. 607; BMU (2010b), S. 47f. sowie bereits Kraemer/Jäger (1997), S. 24; Newbold (1998), S. 17. Dies ist jedoch nicht mit einer generellen Kongruenz von Naturschutzrecht und Wasserrecht gleichzusetzen. Das Wasserrecht als originäres Wirtschaftsrecht ist zwar mittlerweile stark von ökologischen, naturschutzrechtskonformen Zielsetzungen geprägt, enthält jedoch weiterhin auch originär wasserwirtschaftliche Zielsetzungen, die in einem Spannungsfeld zu den ökologischen Zielsetzungen zu sehen sind, vgl. Reinhardt (2009a), S. 431f. sowie Reinhardt (2009b), S. 520f. Zum Spannungsverhältnis von Naturschutzrecht und Wasserrecht vgl. ausführlich Reinhardt (2009a) und (2009b).

In diesem Sinne lässt sich auch instrumentell eine grundsätzliche Flankierung gewässerschutzorientierter, ordnungsrechtlicher Bestimmungen durch die wesentlichen naturschutzrechtlichen Instrumente – die Landschaftsplanung, die so genannte Eingriffsregelung sowie die Ausweisung von (gewässerbezogenen) Schutzgebieten – feststellen.⁸⁴⁶ Allerdings fokussiert die Schutzwirkung dieser Instrumente auf neue Eingriffe in den Naturhaushalt (z. B. die Neuerrichtung von Stauanlagen), es besteht also keine wesentliche Wirkung in Bezug auf nachträgliche Verbesserungen an bestehenden Standorten.⁸⁴⁷

In bestimmten Fällen ist allerdings ein Konflikt zwischen Natur- und Gewässerschutzzielen hinsichtlich der Wiederherstellung der Durchgängigkeit möglich.⁸⁴⁸ Dies kann bspw. der Fall sein, wenn zur Umsetzung der ökologischen Zielsetzungen der WRRL der Rückbau von Querbauwerken oder eine sonstige erhebliche Veränderung des Abflussregimes (z. B. durch Erhöhung der Wasserführung in Restwasserstrecken) erfolgen soll und die

⁸⁴⁶ Zu den Instrumenten des Naturschutzrechtes vgl. bspw. Fischer-Hüftle (2007), S. 82f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 46-50; Louis (2010), S. 80-85; Becker (2010), S. 119-151. Die Landschaftsplanung ist in den §§ 8-12 BNatSchG geregelt. Gem. § 8 BNatSchG dient die Landschaftsplanung der vorsorgenden, örtlichen wie überörtlichen Konkretisierung der Ziele, Erfordernisse und Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege. Hierzu dienen u. a. Landschaftsprogramme, Landschaftsrahmenpläne und Landschaftspläne. Für die Zulässigkeit und Ausgestaltung wirtschaftlicher Vorhaben wie die Errichtung von Querbauwerken sind die Regelungen zu Eingriffen in Natur und Landschaft von wesentlicher Bedeutung, vgl. Becker (2010), S. 122. Im Sinne der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung sind menschliche Eingriffe in die Natur soweit wie möglich zu unterlassen oder zumindest in ihren Auswirkungen zu begrenzen, vgl. Reinhardt (2009a), S. 433f.; Reinhardt (2009b), S. 521-523 sowie Becker (2010), S. 123-132. Im Unterschied zur Umweltverträglichkeitsprüfung nach UVPG ist die Anwendung der Eingriffsregelung unabhängig von der Art des Vorhabens an das Auftreten erheblicher Beeinträchtigungen der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes geknüpft, vgl. Köppel/Peters/Wende (2004), S. 11-17. Ist die Vermeidung nicht möglich und lässt sich der Eingriff durch ein übergeordnetes gesellschaftliches Interesse rechtfertigen, sind die nicht vermeidbaren Folgen des Eingriffes prinzipiell gleichartig auszugleichen (z. B. Renaturierungsmaßnahme im Gewässer). Ist auch dies nicht praktikabel, können aus naturschutzfachlicher Sicht gleichwertige Ersatzmaßnahmen vorgenommen werden (z. B. durch Aufforstung eines Waldes in einem naturschutzfachlich gleichwertigen Umfang), vgl. §§ 13-17 BNatSchG. Insb. hinsichtlich der Sicherstellung der Gleichwertigkeit sind komplexe und nicht vollständig objektivierbare naturschutzfachliche Abwägungen erforderlich. Zum Verfahrensablauf sowie zur Abgrenzung von Ausgleich und Ersatz vgl. bspw. Köppel (2004), S. 19-170; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 48-50; Louis (2010), S. 81-83. Bei der naturschutzrechtlichen Abwägung verfügt die Behörde über Spielräume hinsichtlich der Gewichtung und vergleichenden Bewertung der abzuwägenden Belange. Zur Problematik der naturschutzrechtlichen Abwägung vgl. bspw. Becker (2010), S. 125f. Die Möglichkeit einer monetären Kompensation stellt lediglich eine Ausweidlösung im Falle nicht durchführbarer Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen dar. Die Bemessung der Ersatzzahlung ist durch Rechtsverordnung zu regeln, vgl. § 15 Abs. 6 und 7 BNatSchG sowie Becker (2010), S. 129f. Seit der Novelle des BNatSchG von 2010 können auch Maßnahmen, die in wasserwirtschaftlichen Maßnahmenprogrammen festgelegt sind, als Kompensationsmaßnahmen i. S. d. Eingriffsregelung in Betracht kommen, vgl. Louis (2010), S. 81f. Besondere Restriktionen gelten für Eingriffe in Schutzgebieten gemäß §§ 20 bis 36 BNatSchG (insb. auch die bereits erwähnten „NATURA 2000“-Gebiete). Die Ausweisung von Schutzgebieten sowie die unterschiedlichen Schutzgebietstypen (z. B. Nationalparks, „NATURA 2000“-Gebiete) sind in den §§ 20-36 BNatSchG geregelt. Der Vollzug und die Überwachung von Naturschutz und Landschaftspflege erfolgt durch die zuständigen Behörden der Bundesländer sowie das Bundesamt für Naturschutz nach pflichtgemäßem Ermessen, vgl. § 3 BNatSchG sowie bspw. Becker (2010), S. 118f.

⁸⁴⁷ Inwiefern durch Instrumente des Naturschutzrechtes die Flexibilität möglicher marktorientierter Instrumente gehemmt werden kann, wird in Kap. 6.4.2.4.6 geprüft.

⁸⁴⁸ Vgl. Albrecht (2007), S. 482; Möckel (2007), S. 606f.; BMU (2010b), S. 48.

damit einhergehende Veränderung des bestehenden Wasserhaushalts zu einer Beeinträchtigung von geschützten Biotopen (z. B. Feuchtgebieten) führen würde.⁸⁴⁹ In solchen Konfliktfällen können die Anforderungen der naturschutzpolitischen Erhaltungs- und Entwicklungsziele in den durch die Umweltzielsystematik der WRRL abgesteckten Abwägungsrahmen (Art. 4 Abs. 3 bis 9 WRRL) einfließen und so einer Gesamtabwägung zugeführt werden.⁸⁵⁰

Über das Naturschutzrecht hinaus ergeben sich Schutzanforderungen an die Fischfauna aus dem Fischereirecht.⁸⁵¹ So können auf Basis der Fischereigesetze und -verordnungen der Bundesländer Auflagen zum Schutz der Fischfauna an Wasserkraftanlagen sowie der Verbesserung der Durchgängigkeit durch geeignete Vorrichtungen erfolgen – allerdings teilweise unter dem Vorbehalt, dass diese Vorrichtungen mit der Wasserkraftnutzung vereinbar und wirtschaftlich zumutbar sind.⁸⁵² Hieraus kann eine Regelungsüberlagerung mit sachlich gleichgerichteten gewässerschutzpolitischen Instrumenten resultieren.⁸⁵³

⁸⁴⁹ Vgl. Möckel (2007), S. 604. Ein weiterer potenzieller Konflikt von Gewässer- und Naturschutz kann aus der Konkurrenz dieser unterschiedlichen Bereiche der Umweltpolitik um knappe finanzielle, aber auch personelle Ressourcen im Bereich der Fachverwaltungen entstehen. Im Sinne eines integrierenden, medienübergreifenden Umweltschutzes sind gegenseitige Kannibalisierungseffekte zu vermeiden und eine gegenseitige Ergänzung i. S. e. integrierten Biotopverbundschutzes voranzutreiben, vgl. LAWA (1996), S. 17.

⁸⁵⁰ Vgl. Möckel (2007), S. 608 sowie auch BMU (2010b), S. 48. Im Bereich des Umweltrechtes kann weiterhin von grundsätzlich komplementären Beziehungen zu den Zielsetzungen der bereits erwähnten Umweltverträglichkeitsprüfung sowie auch des Umweltschadensgesetzes ausgegangen werden. Das Gesetz über die Vermeidung und Sanierung von Umweltschäden (Umweltschadensgesetz - USchadG) vom 10. Mai 2007 (BGBl. I S. 666), zuletzt geändert am 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), fordert die Vermeidung und Sanierung der im Rahmen beruflicher Tätigkeiten entstehender Umweltschäden durch den jeweiligen Verursacher, soweit dies durch andere Rechtsvorschriften des Bundes oder der Länder nicht bereits näher bestimmt wird oder in ihren Anforderungen nicht dem USchadG entspricht, vgl. § 1 USchadG. Unter den Begriff Umweltschaden fallen dabei gem. § 2 USchadG insb. auch Schädigungen von Arten und natürlichen Lebensräumen nach Maßgabe des § 19 BNatSchG sowie Schädigungen von Gewässern nach Maßgabe des § 90 WHG. Zu den beruflichen Tätigkeiten i. S. d. USchadG fallen gem. Anlage 1 Nr. 6 USchadG auch Aufstauungen von oberirdischen Gewässern gem. § 9 Abs. 1 Nr. 2 WHG, die einer Erlaubnis oder Bewilligung gemäß § 8 Abs. 1 WHG bzw. einer Planfeststellung oder Plangenehmigung gem. § 68 Abs. 1 oder Abs. 2 WHG bedürfen. Der Verursacher hat Umweltschäden auf eigene Kosten zu sanieren (primäre Sanierung) oder gleichwertige Ersatzressourcen zu schaffen (ergänzende Sanierung). Gegebenenfalls ist zusätzlich ein zwischenzeitlicher Funktionsverlust auszugleichen. Zum Umweltschadensgesetz vgl. auch Bruns/Kies/Peters (2009), insb. S. 154-159; Becker (2010), S. 80-95; Lauer (2010b), S. 697; Drost (2010), S. 24.

⁸⁵¹ Die Fischereigesetze der Bundesländer (einschließlich der zugehörigen Verordnungen) regeln – unbeschadet wasserrechtlicher Vorschriften – die Gewässernutzung der Fischerei in stehenden und fließenden Gewässern, vgl. bspw. § 1 LFischG NRW. Hierzu zählen u. a. auch Regelungen zum Schutz der Fischbestände, wodurch sich eine sachliche Schnittmenge zu den Zielsetzungen des Gewässerschutzes (insb. in Form der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna) ergibt.

⁸⁵² Vgl. DWA (2005), S. 225-233. Bei „unvermeidlichen“ Schäden an der Fischfauna sind Entschädigungen zu leisten, vgl. DWA (2005), S. 226. Schließlich sind auch Bestimmungen des Tierschutzrechts einschlägig, welches vermeidbare Schäden und Leiden für Wirbeltiere verbietet, vgl. DWA (2005), S. 226f.

⁸⁵³ Durch starre ordnungsrechtliche Anforderungen im Fischereirecht kann bspw. die Flexibilität möglicher marktorientierter Instrumente gehemmt werden, vgl. Kap. 6.4.2.4.6.

4.3.3 Interdependenzen zum Ausbau der regenerativen Stromerzeugung

Die deutsche wie auch die gemeinschaftliche Energiepolitik⁸⁵⁴ wird seit den 1990er Jahren maßgeblich von klimaschutzpolitischen Zielsetzungen beeinflusst.⁸⁵⁵ In diesem Zusammenhang wird der verstärkten Nutzung erneuerbarer Energiequellen⁸⁵⁶ eine wesentliche Bedeutung zugemessen.⁸⁵⁷ Da sich mit erneuerbaren Energiequellen Strom und Wärme weitgehend CO₂-frei oder zumindest CO₂-neutral erzeugen lassen, die Emission weiterer Luftschadstoffe (insb. SO₂, NO_x) vermieden wird, nicht-erneuerbare Ressourcen geschont und der Abhängigkeit von Brennstoffimporten entgegengewirkt werden kann,⁸⁵⁸ wird die Steigerung des Anteils erneuerbarer Energieträger sowohl im Elektrizitäts- als auch im Wärmemarkt seit den 1990er Jahren zunehmend forciert und bildet gleichfalls ein wesentliches Element der deutschen und gemeinschaftlichen Nachhaltigkeitsstrategien.⁸⁵⁹ Die Bundesrepublik Deutschland strebt langfristig eine weitestgehende

⁸⁵⁴ Unter den Begriff der Energiepolitik lassen sich alle (insb. staatlichen) Maßnahmen zusammenfassen, die unmittelbar die Wertschöpfungskette der Energiewirtschaft betreffen. Die umfasst sowohl den Elektrizitäts- als auch den Wärmesektor mit den verschiedenen Energieträgern (insb. Gas, Kohle, Öl, Kernenergie und erneuerbare Energien), vgl. bspw. Frenz/Kane (2010), S. 464.

⁸⁵⁵ Vgl. BMU (2010a), S. 1; Frenz/Kane (2010), S. 468-470. Zur Entwicklung einer europäischen Energiepolitik vgl. Frenz/Kane (2010), S. 464f. Zur Energiepolitik in Deutschland und in der Europäischen Union vgl. bspw. Röttgen (2010), S. 14-16; Oettinger (2010), S. 10-13; Frenz/Kane (2010), S. 465-475.

⁸⁵⁶ Zum Begriff der erneuerbaren Energie vgl. bereits FN 317 sowie auch Lehnert/Vollprecht (2009), S. 309f.

⁸⁵⁷ Vgl. hier sowie zu Folgendem Europäische Kommission (1997b), S. 5-7; BMU (2005b), S. 4-6; BMU (2006a), S. 105; CIS (2006a), S. 11f.; Reinhardt (2006b), S. 205f.; Staiß (2007), S. 229-282; Quaschnig (2007), S. 43-48; Europäische Kommission (2008), S. 7-9; BMU (2009a), S. 8; Salje (2009), S. 135-140; Giesecke/Mosonyi (2009), S. 15 und S. 18; Lehnert/Vollprecht (2009), S. 307f.; Frenz/Kane (2010), S. 466; Gawel et al. (2011), S. 277. Die Sicherstellung einer nachhaltigen Energieversorgung gehört zu den wirtschaftspolitischen Eckpfeilern einer modernen Industrie- und Informationsgesellschaft. Laut deutschem Energiewirtschaftsgesetz soll die Energieversorgung grundsätzlich dem so genannten „energiewirtschaftlichen Zieldreieck“ aus Wirtschaftlichkeit, Versorgungssicherheit und Umweltverträglichkeit genügen, vgl. § 1 Abs. 1 EnWG sowie bspw. auch Giesecke/Mosonyi (2009), S. 18-20. Auf europäischer Ebene sind als konkrete Zielsetzungen die Verwirklichung des Binnenmarktes, die Versorgungssicherheit, die Erhaltung und Verbesserung der Umwelt sowie die Interkonnektion der Energienetze verankert, vgl. Art. 194 Abs. 1 i. V. m. Art. 11 AEUV sowie Frenz/Kane (2010), S. 466f.

⁸⁵⁸ Vgl. Europäische Kommission (2005), S. 3; Staiß (2007), S. 23f.; BMU (2008), S. 19-22; BMU (2009a), S. 8. Darüber hinaus wird auch die technologische und wirtschaftliche Bedeutung erneuerbarer Energien aus industrie- und beschäftigungspolitischer Sicht als Motiv angeführt, vgl. bspw. Staiß (2007), S. 34-43 sowie S. 352-356; Röttgen (2010), S. 14-16.

⁸⁵⁹ Auf EU-Ebene bildete eine Mitteilung der Europäischen Kommission von 1997 (so genanntes Weißbuch) die Grundlage für eine Gemeinschaftsstrategie zum Ausbau der erneuerbaren Energien. In diesem Zusammenhang wurde ein Aktionsplan für den Zeitraum bis zum Jahr 2010 formuliert, vgl. Europäische Kommission (1997b). Hierauf aufbauend wurde 2001 die Richtlinie 2001/77/EG zur Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen im Elektrizitätsbinnenmarkt (RES-E-Richtlinie) erlassen, die nationale Richtziele für den Anteil erneuerbarer Energien an der Stromerzeugung im Jahr 2010 festlegte, um EU-weit einen Durchschnittswert von 22 % zu erreichen, vgl. Art. 3 sowie Anhang RES-E-Richtlinie. Für Deutschland wurde hierbei ein nationaler Richtwert von 12,5 %

Umstellung der Energieversorgung auf erneuerbare Energien an und hat sich hierfür bereits ambitionierte Zwischenziele gesetzt.⁸⁶⁰ Bis 2025 soll der Anteil erneuerbarer Energien an der Stromversorgung auf mindestens 40 % bis 45 % steigen, bis 2050 sollen es mindestens 80 % sein.⁸⁶¹ Vor dem Hintergrund der vergleichsweise beschränkten natürlichen Erschließungspotenziale bedingen diese ambitionierten Zielsetzungen gerade in Deutschland eine optimale Ausnutzung und Integration aller erneuerbaren Energiequellen.⁸⁶²

In diesem Zusammenhang kommt der Stromerzeugung aus Wasserkraft als regenerativer Energiequelle nicht zuletzt aufgrund ihrer vergleichsweise wenig fluktuierenden und gut prognostizierbaren Einspeisung eine stabilisierende Rolle im Portfolio der regenerativen Stromerzeugungstechnologien und damit eine hohe energiewirtschaftliche Bedeutung zu.⁸⁶³ Allerdings stellt der Aufstau von Gewässern durch Querbauwerke sowie die Schä-

festgelegt. In der Mitteilung der Europäischen Kommission „Fahrplan für erneuerbare Energien. Erneuerbare Energien im 21. Jahrhundert: Größere Nachhaltigkeit in der Zukunft“ wurde eine Langzeitstrategie formuliert und für das Jahr 2020 ein verbindliches Ziel von 20 % für den Anteil erneuerbarer Energien am *Gesamtendenergieverbrauch* in der EU sowie ein Mindestanteil von 10 % Biokraftstoffen gefordert, vgl. Europäische Kommission (2006a). Diese Zielsetzung wurde in das so genannte Europäische Klima- und Energiepaket aus dem Jahr 2008 übernommen. Dessen zentraler Bestandteil ist die Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG (so genannte Erneuerbare-Energien-Richtlinie, EE-RL), wodurch erstmals eine europäische Gesamtregelung für alle Bereiche der erneuerbaren Energien (Strom, Wärme/Kälte sowie Transport) eingeführt und entsprechende nationale Zielmarken für den Anteil erneuerbarer Energien am Gesamtendenergieverbrauch im Jahr 2020 festgelegt werden (Deutschland: 18 %), vgl. Anhang I EE-RL sowie auch Lehnert/Vollprecht (2009), S. 307f. Zur Ausbaustrategie der erneuerbaren Energien in der EU vgl. ausführlich Staiß (2007), S. 245-285; BMU (2009a), S. 48-60 sowie auch Frenz/Kane (2010), S. 470-473; Monopolkommission (2011), S. 224f.

⁸⁶⁰ Vgl. hier sowie zu Folgendem BMU (2009a), S. 8f.; Monopolkommission (2011), S. 225 sowie auch § 1 Abs. 2 EEG 2009. Zur Einbettung in das energie- und klimapolitische Gesamtkonzept vgl. Staiß (2007), S. 266- 270; BMU (2009a), S. 10.

⁸⁶¹ Vgl. § 1 EEG 2012 sowie auch BMU (2010a), S. 2; Salje (2012), S. 142-146; BDEW (2014), S. 14f. Nach einer Studie des Umweltbundesamtes ist bis zum Jahr 2050 sogar eine 100 %-ige Umstellung der Stromerzeugung auf erneuerbare Energiequellen möglich und anzustreben, vgl. UBA (2010a), S. 9-11.

⁸⁶² Zur Umsetzung der Ausbauziele ist grundsätzlich auch die Stromerzeugung aus Wasserkraft unverzichtbar, vgl. Staiß (2007), S. 321f.

⁸⁶³ Vgl. BMU (2005b), S. 5 sowie Heimerl (2005), S. 1/17; Keitz/Kraemer (2006), S. 309; CIS (2011b), S. 8-15. Zur zeitlichen Variabilität des Energieangebots sowie zu den resultierenden Erzeugungseigenschaften im Vergleich zu anderen regenerativen Erzeugungsarten vgl. Kaltschmitt/Streicher (2006), S. 534-547. Trotz der grundsätzlichen Erneuerbarkeit der Energiequelle Wasser werden nicht alle Formen der Stromerzeugung aus Wasserkraft den erneuerbaren Energien zugeordnet. In welchem Umfang die Stromerzeugung aus Wasserkraft den erneuerbaren Energien zugeordnet wird, ist dabei insb. für die Inanspruchnahme von Förderinstrumenten sowie für die nationale Zielerreichung im Sinne der gemeinschaftsrechtlichen Vorgaben von Bedeutung. Gemäß Anhang II der Richtlinie 2009/28/EG darf Stromerzeugung aus Pumpspeicherkraftwerken bei der Ermittlung der Zielerreichung für den Ausbau erneuerbarer Energien nicht einfließen. Da Pumpspeicherkraftwerke keine originäre Energiequelle darstellen, sondern durch ihren Pumpbetrieb den zuvor in anderen Kraftwerken erzeugten, „überschüssigen“ Strom speichern und zur Deckung von Bedarfsspitzen wieder abgeben, stellen diese keine originäre erneuerbare Energiequelle dar, vgl. bereits Kap. 3.2.

digung von Organismen in den Turbinen eine signifikante Beeinträchtigung der Gewässerökologie dar, die einer Erreichung eines guten ökologischen Zustands i. S. d. WRRL in vielen Fällen entgegensteht.⁸⁶⁴ Gewässerökologisch motivierte Maßnahmen an Wasserkraftanlagen sind wiederum mit einem entsprechenden Verlust an regenerativer Stromerzeugung und somit c. p. mit einer Verlangsamung und ggf. Verteuerung der gesellschaftlichen Zielsetzungen des Klimaschutzes und des Ausbaus der regenerativen Stromerzeugung verbunden.⁸⁶⁵ Dieses Spannungsfeld besteht nicht nur bei Betrachtung des Rückbaus bestehender Querbauwerke und Wasserkraftanlagen als Extremmaßnahme, sondern kennzeichnet auch die skalierbaren Zwischenlösungen, die darauf abzielen, die gewässerökologische Verträglichkeit der Wasserkraftnutzung an einem Standort zu verbessern. Das heißt, soweit entsprechende Modifikationen der Wasserkraftnutzung (z. B. Errichtung von Fischaufstiegsanlagen, Sicherstellung einer Mindestwasserführung in Restwasserstrecken)⁸⁶⁶ mit Erzeugungseinbußen einhergehen, werden neben den einzelwirtschaftlichen Erträgen der Betreiber auch die gesellschaftlichen Zielsetzungen eines Ausbaus der regenerativen Stromerzeugung sowie der Vermeidung von Treibhausgasen entsprechend gehemmt.⁸⁶⁷ Dem staatlichen Planer stellt sich daher wiederum die Aufgabe, das vorliegende Spannungsfeld in Form eines gemeinwohlorientierten Ausgleiches aufzulösen.⁸⁶⁸ Dementsprechend sind auch instrumentelle Wirkungüberlagerungen zu vermeiden, die einem gemeinwohlorientierten Ausgleich von Gewässerschutz- und Kli-

⁸⁶⁴ Vgl. Kap. 3.3. Ein Spannungsfeld zum Gewässerschutz besteht auch bei der energetischen Nutzung von Biomasse (inkl. Biogas). Hierbei kann zum einen ein intensiver Anbau von Brennstoffen gewässerschutzpolitische Zielsetzungen gefährden (z. B. durch erhöhten Düngereinsatz beim Anbau von Energiepflanzen). Zum anderen ergeben sich gerade bei Biogasanlagen Störfallrisiken, bei denen angrenzende Gewässer etwa durch auslaufende Gülle verseucht werden können, vgl. bspw. Kiefer (2007), S. 27f.; Flasbarth (2012), S. 332. Zur energetischen Nutzung von Biomasse und Biogas vgl. ausführlich Staiß (2007), S. 47-88.

⁸⁶⁵ Selbst wenn der Wegfall der regenerativen Stromerzeugung aus Wasserkraft physisch durch Mobilisierung zusätzlicher Potenziale bei anderen regenerativen Energieträgern kompensiert werden kann, sind bei einer solchen Kompensation zusätzliche Kosten sowie Verzögerungen bei der Erreichung der Zielsetzungen zu erwarten. Erste Schätzungen von EU-Mitgliedstaaten gehen von einem Verlust an regenerativer Stromerzeugung im Zuge der WRRL-Umsetzung von bis zu 5 % aus, vgl. CIS (2011b), S. 56.

⁸⁶⁶ Vgl. Kap. 3.4.

⁸⁶⁷ Vgl. CIS (2008a), S. 5 sowie Kap. 3.4. Maßnahmenkosten (inkl. Erlöseinbußen aufgrund von Erzeugungsverlusten) können zudem zu einer Unwirtschaftlichkeit von Wasserkraftanlagen führen. Werden aufgrund dessen Standorte aufgegeben, entfällt die regenerative Stromerzeugung dieser Standorte vollständig.

⁸⁶⁸ Aufgrund der verbleibenden, sich teilweise im Fließgewässersystem kumulierenden Restbeeinträchtigungen ist zu erwarten, dass solch ein gemeinwohlorientierter Ausgleich in vielen Fällen nicht dem Primärziel eines guten ökologischen Zustands für alle betroffenen Wasserkörper entsprechen kann. Die Umsetzung eines gemeinwohlorientierten Ausgleichs muss daher in diesen Fällen den Anforderungen einer Inanspruchnahme der in Art. 4 Abs. 3 bis 7 verankerten Abweichungsmöglichkeiten von der Zielsetzung eines guten Zustands genügen, vgl. CIS (2011b), S. 7-9 sowie ausführlich Kap. 5.3 und 5.4.

maschutzzielen entgegenlaufen. Im Rahmen der CIS wurde bspw. gefordert, die Förderung der Wasserkraftnutzung als erneuerbare, klimaschonende Form der Energiegewinnung an gewässerökologische Anforderungen zu knüpfen und Anreize für gewässerökologische Verbesserungsmaßnahmen zu geben.⁸⁶⁹

In der Bundesrepublik Deutschland ist das zentrale Instrument zur Förderung des Ausbaus des Anteils erneuerbarer Energien an der Stromerzeugung das „Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien“ (so genanntes „Erneuerbare-Energien-Gesetz“, EEG), welches in seiner ersten Fassung im Jahr 2000 in Kraft trat und seitdem in mehreren Novellen weiterentwickelt wurde.⁸⁷⁰ Das grundlegende Ziel dieses Fördersystems ist es, „im Interesse des Klima- und Umweltschutzes eine nachhaltige Entwicklung der Energieversorgung zu ermöglichen und den Beitrag erneuerbarer Energien an der Stromversorgung deutlich zu erhöhen“.⁸⁷¹ Hierzu werden die Netzbetreiber zur vorrangigen Abnahme und Einspeisung der Stromerzeugung aus Anlagen zur Erzeugung erneuerbarer Energie zu technologie- und anlagengrößenbezogen spezifizierten Mindestvergütungssätzen verpflichtet, um entsprechende Investitionen in den Ausbau der jeweiligen erneuerbaren

⁸⁶⁹ Vgl. CIS (2011b), S. 3 sowie S. 57.

⁸⁷⁰ Vgl. bspw. Staiß (2007), S. 169; Büsgen/Dürschmidt (2008), S. 8f. Neben dem im Folgenden fokussierten Instrument der Einspeisevergütung umfasst die staatliche Förderung zur Markteinführung erneuerbarer Energien in Deutschland auch Investitionskostenzuschüsse, verbilligte Darlehen, Steuerbegünstigungen und Betriebskostenzuschüsse. Zu einem Gesamtüberblick der Förderinstrumente im Bereich der Erneuerbaren Energien vgl. bspw. Staiß (2007), S. 163-224 sowie auch Bunge et al. (2001), S. 64 und S. 66-69. Zur Entstehung und Weiterentwicklung des EEG vgl. ausführlich Salje (2012), S. 92-121.

⁸⁷¹ § 1 EEG 2000. Das EEG 2000 stellt wiederum eine Weiterentwicklung des 1990 in Kraft getretenen Stromeinspeisungsgesetzes dar. Zur Entwicklung von Stromeinspeisungsgesetz und EEG vgl. ausführlich Salje (2009), S. 50-81. Laut Begründung zum Gesetz soll durch den Förderungsmechanismus des EEG zum einen der Wettbewerbsnachteil erneuerbarer Energien gegenüber konventionellen Energieträgern kompensiert werden, der aus einer fehlenden Internalisierung der externen Kosten der konventionellen Stromerzeugung resultiert. Spiegelbildlich gesehen wird durch das EEG also ein externer Nutzen der regenerativen Stromerzeugung im Vergleich zur konventionellen Referenz vergütet, vgl. Bunge et al. (2001), S. 84. Zum anderen sind die höheren Stromgestehungskosten bei sich neu entwickelnden Technologien wie der Windkraft, Fotovoltaik etc. auf die bisher mangelnde Marktdurchdringung und fehlende Lernkurven- und Skaleneffekte zurückzuführen. Im Sinne einer Initialförderung soll daher die Marktdurchdringung gefördert werden, so dass durch Skalen- und Lernkurveneffekte sowie durch technologische Weiterentwicklung die Stromgestehungskosten auf ein wettbewerbsfähiges Niveau sinken. Flankierend zur Förderung erneuerbarer Energien soll die Internalisierung externer Kosten bei konventionellen Stromerzeugungsarten vorangetrieben werden, so dass langfristig auf eine Förderung erneuerbarer Energien verzichtet werden kann, vgl. Deutscher Bundestag (2000), S. 18-20; Reinhardt (2006b), S. 205f.; Staiß (2007), S. 163 sowie S. 184-186; BMU (2008), S. 20-22. Zu den vermiedenen externen Kosten, insb. CO₂-Schadenskosten vgl. Staiß (2007), S. 45-47; Salje (2009), S. 133-143. Als Instrument des Klimaschutzes ist das EEG nicht unumstritten. Kritiker bemängeln eine mangelhafte Kompatibilität und Überlagerung mit dem EU-Emissionshandelssystem mit der Konsequenz einer klimapolitischen Wirkungslosigkeit zu überhöhten gesamtwirtschaftlichen Kosten, vgl. bspw. WB BMWA (2004), S. 401-404; Blankart (2011), S. 579f.; Monopolkommission (2011), S. 229f. Dagegen attestiert das Umweltbundesamt eine kohärente Verzahnung von Emissionshandel und EEG, da die aufgrund der EEG-Förderung erwarteten Wachstumsraten der erneuerbaren Energien bei der Festlegung der Emissionshandelsziele berücksichtigt wurden, vgl. UBA (2009c), S. 60f.

Technologien anzureizen.⁸⁷² Durch das EEG 2000 wurden u. a. neue und bestehende Wasserkraftanlagen bis zu einer Leistung von 5 MW zeitlich unbefristet gefördert.⁸⁷³

Als Beitrag zur Politikintegration erfolgte mit der Novellierung des EEG im Jahr 2004 (EEG 2004) erstmals eine Anknüpfung der EEG-Förderung für Strom aus Wasserkraft an die im nationalen Wasserrecht zur Umsetzung der WRRL verankerten Bewirtschaftungsziele für Oberflächengewässer.⁸⁷⁴ Einerseits wurde der Vergütungsanspruch für kleine Neuanlagen in der Leistungsklasse bis 500 kW an die Bedingungen geknüpft, dass ein guter ökologischer Zustand des Gewässers erreicht oder der ökologische Zustand wesentlich verbessert wird und darüber hinaus kein neues Querbauwerk errichtet wird oder dieses primär anderen wasserwirtschaftlichen Zwecken dient.⁸⁷⁵ Weiterhin wurde ein ökonomischer Anreiz zu einer ökologisch orientierten Modernisierung von Bestandsanlagen

⁸⁷² Vgl. Staiß (2007), S. 185f. sowie auch Reinhardt (2006b), S. 206; Gawel et al. (2011), S. 277. Durch marktunabhängige, feste Mindestvergütungssätze, die über einen bestimmten Zeitraum garantiert sind, sollen die Planungssicherheit und Wirtschaftlichkeit von Investitionen in Erneuerbare Energien sichergestellt werden, vgl. Deutscher Bundestag (2000), S. 19. Die spezifischen Vergütungssätze orientieren sich dazu an den Vollkosten der jeweiligen Technologien. Die Mehrkosten dieser Einspeisevergütung gegenüber dem Marktwert werden auf die Endkunden überwältigt, vgl. ausführlich Salje (2012), S. 997-1204. Fördersysteme auf Basis von Einspeisetarifen kommen auch in den meisten anderen Mitgliedstaaten der EU zur Anwendung. Als alternative Fördersysteme wurden in einigen Ländern auch Quoten- bzw. Zertifikatmodelle (bspw. Großbritannien, Italien), steuerliche Anreize (z. B. Finnland) sowie Ausschreibungssysteme (z. B. Irland) eingeführt. Dabei werden die verschiedenen Systeme teilweise auch in Kombination angewendet, vgl. bspw. Europäische Kommission (2005), S. 4f. sowie S. 25f.; Staiß (2007), S. 253-257; BMU (2009a), S. 59f. Trotz laufender Harmonisierungsbestrebungen wurde in der neuen EE-RL von 2009 zunächst auf die Zielsetzung der Schaffung eines einheitlichen Fördersystems in der Europäischen Union verzichtet, vgl. Lehnert/Vollprecht (2009), S. 312.

⁸⁷³ Vgl. § 4 EEG 2000. Demnach wurde die dem Leistungsanteil bis 500 kW zuzurechnende Erzeugung mit 15 Pfennigen bzw. 7,67 Cent je kWh vergütet. Der über den Leistungsanteil von 500 kW hinaus erzeugte Strom wurde mit einem Satz von 13 Pfennigen bzw. 6,65 Cent je kWh vergütet. Dieses Prinzip einer gestaffelten Leistungsvergütung ist auch für die folgenden Novellierungen des EEG kennzeichnend. Die Förderung großer Wasserkraftanlagen ab einer Leistung von 5 MW wurde dagegen ausgeschlossen, da davon ausgegangen wurde, „dass große Anlagen auch ohne Aufnahme in den Anwendungsbereich dieses Gesetzes wirtschaftlich betrieben werden können und andererseits gerade dezentrale kleinere Anlagen zum Standbein der zukünftigen Energieversorgung werden sollen.“, Deutscher Bundestag (2000), S. 21. Zu beachten ist, dass das EEG 2000 aufgrund von Übergangsbestimmungen (z. B. § 21 EEG 2004) weiterhin für entsprechende Altanlagen Gültigkeit hat, so dass bspw. zwischenzeitlich nicht modernisierte Wasserkraftanlagen weiterhin nach dem EEG 2000 gefördert werden. Zum parallelen Fortbestehen der aufeinanderfolgenden EEG-Versionen vgl. Heimerl/Held/Krull (2008), S. 134 sowie Anderer et al. (2012), S. 18.

⁸⁷⁴ Vgl. Staiß (2007), S. 207-209 sowie Heimerl (2005), S. 8/17-10/17. Zu den weiteren Änderungen im Rahmen der EEG-Novelle von 2004 vgl. bspw. Staiß (2007), S. 184f.; Salje (2009), S. 58f. sowie auch Gawel et al. (2011), S. 277f. Im Rahmen der CIS wurde die in Deutschland vorgenommene Integration gewässerökologischer Anforderungen in den energiepolitischen Förderungsmechanismus des EEG als „Best Practice“-Beispiel angeführt, vgl. CIS (2006a), S. 31f. Gewässer- und Klimaschutz sollen idealerweise Hand in Hand gehen: „Ziel der Bundesregierung und der Länder ist es, eine Leistungssteigerung erneuerbarer Energien verbunden mit einer gewässerökologischen Verbesserung zu erreichen.“, BMU (2010b), S. 65. Zu einer Übersicht der Förderinstrumente in der Europäischen Union unter Bezugnahme auf ökologische Anforderungen vgl. CIS (2011b), S. 36-38.

⁸⁷⁵ Vgl. § 6 Abs. 1 S. 2 EEG 2004 sowie auch Dumont (2005), S. 18-24; Reinhardt (2006b), S. 206f.; Breuer (2006), S. 19f. Laut Begründung zum EEG 2004 soll durch diese neu eingefügte Beschränkung bei der Errichtung von Kleinwasserkraftwerken dem besonderen Spannungsfeld dieser Anlagen mit eher

(Inbetriebnahme vor dem Inkrafttreten der Novelle am 1. August 2004) implementiert.⁸⁷⁶

Ein erhöhter Vergütungssatz wurde gewährt, wenn im Zuge der Anlagenmodernisierung zumindest eine wesentliche Verbesserung des ökologischen Zustands erreicht wird.⁸⁷⁷

Durch den erhöhten Vergütungssatz sollte den Auswirkungen der aus der WRRL resultierenden Gewässerschutzanforderungen auf die Wirtschaftlichkeit der Anlagen Rechnung getragen werden.⁸⁷⁸ Nachdem diese gewässerschutzbezogenen Anforderungen im Zuge der EEG-Novelle von 2009 im Wesentlichen fortgeschrieben wurden,⁸⁷⁹ erfolgte

geringen Energiepotenzialen sowie einem i. d. R. erheblichen Eingriff in die Gewässerökologie kleiner, naturnaher Fließgewässer mit Laich- und Aufwuchshabitaten Rechnung getragen werden, vgl. BMU (2004b), S. 29f.; Bundesregierung (2009), S. 8. Die darüber hinaus im Gesetzestext des EEG vorgenommene Referenz auf den guten ökologischen Zustands ist insofern problematisch formuliert, als dass dieser sich i. S. d. WRRL auf ganze Wasserkörper bezieht und daher kaum durch Verbesserungen an einer einzelnen Wasserkraftanlage allein herbeigeführt werden kann. Der ökologische Zustand eines Wasserkörpers ist vielmehr von einer Vielzahl weiterer Faktoren (z. B. anderen Wasserkraftanlagen, weiteren hydromorphologischen Beeinträchtigungen sowie auch Einleitungen von Schadstoffen) abhängig. Dementsprechend wird die alternative Voraussetzung einer wesentlichen Verbesserung des ökologischen Zustands im Fokus der Betrachtungen stehen müssen. Die Feststellung einer wesentlichen Verbesserung kann dabei sinnvollerweise nur im Einzelfall erfolgen, vgl. auch BMU (2005b), S. 21-23. Im Gesetzgebungsprozess beklagte der Bundesrat allerdings zu Recht eine systematische Inkonsistenz, da an Neuanlagen mit einer Leistung von mehr als 500 kW bis zu 5 MW gar keine ökologischen Anforderungen gestellt wurden, vgl. Bundesrat (2004), S. 6.

⁸⁷⁶ Vgl. BMU (2004b), S. 29f. sowie auch Dumont (2005), S. 21; BMU (2005b), S. 5-37; Deutscher Bundestag (2007), S. 37; Heimerl/Held/Krull (2008), S.133f.; Keuneke/Dumont (2011), S. 93f.

⁸⁷⁷ Vgl. § 21 Abs. 1 Nr. 2 EEG 2004 i. V. m. § 6 Abs. 1 EEG 2004. Die erhöhte Vergütung von 9,67 Cent je kWh bezieht sich allerdings nur auf den Leistungsanteil bis 500 kW. Der Vergütungssatz für den Leistungsanteil über 500 kW beträgt für Neu- und Bestandsanlagen wie beim EEG 2000 und unabhängig von gewässerökologischen Anforderungen 6,65 Cent je kWh, vgl. § 6 Abs. 1 EEG 2004. Eine weitere Neuerung des EEG 2004 hinsichtlich der Wasserkraft war die Einbeziehung von großen Wasserkraftanlagen von über 5 MW bis 150 MW in den Vergütungsmechanismus, soweit sie bis zum 31.12.2012 erneuert werden und aufgrund dessen sowohl eine Erhöhung der Jahresarbeit von mindestens 15 % als auch einen guten ökologischen Zustand bzw. eine wesentliche Verbesserung des ökologischen Zustands realisieren. Die Vergütung erfolgt gestaffelt und ist auf die zusätzlich erzeugte Jahresarbeit beschränkt, vgl. § 6 Abs. 2 EEG 2004 sowie BMU (2004b), S. 30f.; Staiß (2007), S. 210f.

⁸⁷⁸ Vgl. BMU (2004b), S. 29; BMU (2005b), S. 5 sowie auch Staiß (2007), S. 208f. Darüber hinaus sollte durch den erhöhten Vergütungssatz der Befristung der noch im EEG 2000 unbefristeten Vergütungs-dauer auf 30 Jahre Rechnung getragen werden, vgl. BMU (2004b), S. 29. Als Nachweis einer hinreichenden Erfüllung der operationalisierungsbedürftigen Anforderung einer „wesentlichen Verbesserung“ wurde auf die wasserrechtliche Zulassung durch die zuständige Wasserbehörde abgestellt, vgl. § 6 Abs. 3 bzw. § 21 Abs. 1 Nr. 2 EEG 2004 sowie auch BMU (2004b), S. 31; Dumont (2005), S. 25f. Um eine „[...] bundeseinheitliche und transparente Umsetzung der Vergütungsregelung nach dem EEG in Bezug auf die geforderte Verbesserung der Gewässerökologie zu gewährleisten [...]“, BMU (2005b), S. 6, wurde durch das BMU im grundsätzlichen Einvernehmen mit den Verbänden der Wasserkraftnutzer und des Naturschutzes sowie unter Beteiligung der Länder ein Leitfaden für die Vergütung von Strom aus Wasserkraft als Empfehlung für den wasserrechtlichen Vollzug in den zuständigen Landesbehörden erarbeitet, vgl. BMU (2005b), S. 6f. Der Leitfaden konkretisierte die Voraussetzungen für eine Mehrvergütung (mindestens eine wesentliche Verbesserung des ökologischen Zustands) durch Handlungsempfehlungen zur biologischen Durchgängigkeit für aquatische Organismen (flussauf- und -abwärts), zum Mindestwasserabfluss sowie zur Feststoffbewirtschaftung und Stauraumbewirtschaftung, vgl. BMU (2005b), S. 25-37. Hierbei handelte es sich jedoch zunächst nur um die Darstellung grundsätzlicher Handlungsbereiche, die vor dem Hintergrund standortspezifischer Rahmenbedingungen im Einzelfall zu konkretisieren waren und wobei nur in seltenen Fällen alle Handlungsbereiche zum Tragen kamen, vgl. Heimerl (2005), S. 9/17f.

⁸⁷⁹ Ausgehend von den Handlungsempfehlungen des Erfahrungsberichtes zum EEG 2004 erfolgte zum Jahr 2009 erneut eine große Novelle des EEG (Gesetz zur Neuregelung des Rechts Erneuerbarer Energien im Strombereich und der damit zusammenhängende Vorschriften vom 25.10.2008, BGBl. 2008 I S.

im Zuge der Novellierung des EEG zum Jahre 2012 (EEG 2012⁸⁸⁰) eine Abkehr vom Nachweis einer „wesentlichen Verbesserung“ des ökologischen Zustands. Stattdessen wurde nunmehr deklaratorisch auf die Einhaltung der in der WHG Novelle von 2010 eingeführten wasserkraftrelevanten Spezialvorschriften zur Durchgängigkeit, Mindestwasserführung und Fischschutz (§§ 33-35 WHG) sowie die allgemeinen Grundsätze nach § 6 Abs. 1 Satz 1 Nr. 1 und 2 WHG referenziert, welche durch die zuständige Behörde oder (allerdings restriktiver als im EEG 2009) durch einen Umweltgutachter zu bescheinigen war.⁸⁸¹ Die gewässerökologischen Anforderungen an eine Vergütung wurden

2074, EEG 2009), um das Förderinstrument durch eine weitere Verbesserung der Effizienz und Effektivität an die erhöhten Erfordernisse der fortgeschriebenen Ausbau- und Emissionsminderungsziele anzupassen, vgl. Deutscher Bundestag (2007), S. 43f.; BMU (2008), S. 1-8. Im Zuge einer Vereinheitlichung der Vergütungszeiträume auf 20 Jahre (im EEG 2004 noch 30 Jahre bei Wasserkraftanlagen bis 5 MW), aber auch um bessere Anreize zum (ökologisch verträglichen) Ausbau der Wasserkraftnutzung zu setzen, wurden die Vergütungssätze für Wasserkraftanlagen noch einmal erhöht, vgl. BMU (2008), S. 7 sowie S. 49-53; Salje (2009), S. 609f. sowie S. 612-620; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 50-58. Für den Leistungsanteil bis 500 kW betrug er nunmehr 12,67 Cent je kWh für Anlagen, die seit dem 1. Januar 2009 in Betrieb gegangen sind, vgl. § 23 Abs. 1 EEG 2009. Für den darüber hinaus gehenden (neu eingeführten) Leistungsanteil bis 2 MW betrug der Vergütungssatz 8,65 Cent je kWh, für den Leistungsanteil von 2 MW bis 5 MW noch 7,65 Cent je kWh. Gem. § 23 Abs. 6 EEG 2009 wurden Neuanlagen unabhängig von ihrer Leistungsklasse nur noch gefördert, wenn sie ohne neu errichtetes oder vorrangig zu anderen wasserwirtschaftlichen Zwecken errichtetes Querbauwerk auskommen, vgl. auch BMU (2008), S. 51-53. Darüber hinaus wurde auch der Vergütungssatz für Anlagen, die ab dem 1. Januar 2009 modernisiert werden und dadurch zumindest eine wesentliche Verbesserung des ökologischen Zustands herbeiführen, auf 11,67 Cent je kWh (Leistungsanteil bis 500 kW) bzw. 8,65 Cent je kWh (Leistungsanteil bis 5 MW) erhöht, vgl. § 23 Abs. 2 i. V. m. Abs. 5 EEG 2009 sowie Salje (2009), S. 623-628. Die Anforderung einer wesentlichen Verbesserung des guten ökologischen Zustands wurde durch Nennung geeigneter Maßnahmenkategorien in § 23 Abs. 5 EEG 2009 konkretisiert. Neben einer wesentlichen Verbesserung der biologischen Durchgängigkeit wurden die Maßnahmenbereiche Mindestwasserführung, Stauraumbewirtschaftung, Feststoffbewirtschaftung, Uferstruktur sowie die Anbindung von Altarmen und das Anlegen von Flachgewässerzonen angeführt, „soweit die betreffenden Maßnahmen einzeln oder in Kombination unter Beachtung der jeweiligen Bewirtschaftungsziele erforderlich sind, um einen guten ökologischen Zustand zu erreichen.“, § 23 Abs. 5 EEG 2009 sowie bspw. Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 87-98. Ob diese Voraussetzungen erfüllt sind, ist wiederum im Rahmen einer wasserrechtlichen Zulassung durch die zuständige Behörde oder aber (soweit keine Zulassung erforderlich ist) durch einen Umweltgutachter i. S. d. Umweltauditgesetzes festzustellen, vgl. § 23 Abs. 5 EEG 2009 sowie BMU (2008), S. 28 sowie S. 53; Salje (2009), S. 626. In diesem Zusammenhang wird in der Gesetzesbegründung zum EEG 2009 wiederum auf den bereits erwähnten Leitfaden des BMU aus dem Jahr 2005 (BMU 2005b) hingewiesen, vgl. BMU (2008), S. 53. Zu möglichen Mitnahmeeffekten und zur Mißbrauchsgefahr infolge kostengünstiger gewässerökologischer Verbesserungsmaßnahmen und externer Begutachtung vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 102-109.

⁸⁸⁰ Vgl. Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 25. Oktober 2008 (BGBl. I S. 2074), zuletzt geändert durch Artikel 2 Absatz 69 des Gesetzes vom 22. Dezember 2011 (BGBl. I S. 3044). Im Zuge der Neufassung des § 23 EEG wurden u. a. die Vergütungsstruktur für Alt- und Neuanlagen vereinfacht sowie der Modernisierungstatbestand für Bestandsanlagen weiter konkretisiert (Erhöhung der installierten Leistung oder des Leistungsvermögens oder einer technischen Einrichtung zur ferngesteuerten Reduzierung der Einspeiseleistung als Voraussetzungen), vgl. Salje (2012), S. 683-692.

⁸⁸¹ Vgl. § 23 Abs. 4 EEG 2012 sowie BMU (2010c), S. 63f.; Gawel et al. (2011), S. 279; Salje (2012), S. 694-699. Zu den wasserrechtlichen Rahmenbedingungen vgl. ausführlich Kap. 6.2. Durch diese unmittelbare Referenzierung auf wasserrechtliche Vorschriften erübrigt sich die Notwendigkeit einer Konkretisierung einer „wesentlichen Verbesserung“ des ökologischen Zustands außerhalb des wasserrechtlichen Bewirtschaftungsrahmens, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 87-112 sowie S. 151f.; Salje (2012), S. 695. Durch die schlussendlich im EEG 2012 vorgenommene unmittelbare Referenzierung auf die einschlägigen wasserrechtlichen Vorschriften wird nunmehr „eine einheitliche

dadurch materiell tendenziell anspruchsvoller, da die Bescheinigung einer „wesentlichen Verbesserung“ i. d. R. bereits bei Durchführung einer bedeutenden ökologischen Verbesserungsmaßnahme (z. B. Errichtung eines Fischaufstiegs) möglich war. Nunmehr wurde offenbar die Bescheinigung einer vollumfänglichen Erfüllung aller Anforderungen (inkl. Fischschutz) vorausgesetzt.⁸⁸² Im Rahmen der letzten Novelle des EEG zum 1. August 2014 wurde mit Blick auf die Modernisierung von Wasserkraftanlagen nunmehr die energiewirtschaftliche Anforderung einer Erhöhung des Leistungsvermögens der Anlage in den Vordergrund gerückt und dabei zwischen wasserrechtlich genehmigungsbedürftigen und nicht genehmigungsbedürftigen Ertüchtigungsmaßnahmen unterschieden.⁸⁸³ Die in § 23 Abs. 4 EEG 2012 enthaltende explizite Anknüpfung an konkrete Vorschriften des WHG wurde vom Gesetzgeber als redundant erkannt und – im Rahmen der genannten Differenzierung von Ertüchtigungstatbeständen – durch einen allgemeinen Verweis auf eine wasserrechtliche Genehmigung ersetzt.⁸⁸⁴ Das heißt, dass die relevanten gewässerökologischen Anforderungen des Wasserrechts nunmehr implizit abgedeckt werden, indem die Wasserbehörden die Genehmigung der Ertüchtigungsmaßnahme an die Umsetzung aktueller gewässerökologischer Anforderungen knüpfen.⁸⁸⁵

Wertung von Wasserwirtschaftsrecht, Wasserökologie und EEG-Förderung sichergestellt“, Salje (2012), S. 697.

⁸⁸² In der Praxis können sich aus dieser Formulierung neue Unsicherheiten bzgl. der Vergütungsvoraussetzungen ergeben, da die Anforderungen des WHG im Zusammenhang mit den Bewirtschaftungszielen der §§ 27-31 WHG stehen, die durchaus auch Fristverlängerungen und sequentielle Nachrüstungen zulassen (z. B. zunächst Fischaufstieg und später Fischschutz und -abstieg, für den vielfach noch Forschungsbedarf gesehen wird). In diesem Fall wird sich die bescheinigende Behörde vermutlich schwertun, die vollumfängliche Erfüllung der Anforderungen zu bescheinigen, wodurch aber wiederum die Finanzierung der Erstmaßnahme zum Fischaufstieg in Frage steht, vgl. auch Kap. 6.4.2.4.6.

⁸⁸³ Für den Fall einer genehmigungspflichtigen Ertüchtigungsmaßnahme wird keine Mindestanforderung an die Erhöhung des Leistungsvermögens festgesetzt, so dass bereits eine inkrementelle Leistungserhöhung ausreichend ist. Demgegenüber wird für den Fall einer nicht genehmigungspflichtigen Ertüchtigungsmaßnahme eine Erhöhung des Leistungsvermögens von mindestens zehn Prozent vorausgesetzt, vgl. § 40 Abs. 2 EEG 2014.

⁸⁸⁴ In der Gesetzesbegründung wird darauf verwiesen, dass die bundeseinheitlichen Vorschriften des WHG ausreichend gewährleisten, „dass keine Wasserkraftanlagen errichtet und betrieben werden, die im Widerspruch zu gewässerökologischen Vorgaben stehen. Vor diesem Hintergrund wird im Sinne der Konsistenz des EEG 2014 und der klaren Abgrenzung zwischen der rechtlichen Ausgestaltung des Förderregimes und den ordnungsrechtlichen Anforderungen der Fördertatbestand an das Vorliegen der wasserrechtlichen Zulassung für die Ertüchtigungsmaßnahme geknüpft [...] Dies vermeidet redundante Regelungen zum Fachrecht im EEG 2014, ohne dass der Grundsatz berührt wird, dass nur gewässerökologisch vertretbare Wasserkraftanlagen durch das EEG 2014 gefördert werden sollen.“, Deutscher Bundestag (2014), S. 140. Da nun im EEG nicht mehr auf den gesamten Katalog wasserrechtlicher Anforderungen verwiesen wird, besteht wieder volle Flexibilität für eine stufenweise Umsetzung gewässerökologischer Anforderungen (z. B. zunächst Fischaufstieg, später Fischschutz), ohne dass dies bezüglich der erhöhten Vergütung zu den in FN 882 problematisierten Rechtsunsicherheiten führt.

⁸⁸⁵ Zur Festsetzung von wasserrechtlichen Inhalts- und Nebenbestimmungen vgl. Kap. 6.2.2 und 6.2.3.

Vor dem Hintergrund des dem Förderregime des EEG zugrunde liegenden Vollkostenprinzips ist eine Berücksichtigung der Kosten verschärfter gewässerökologischer Anforderungen in den Vergütungssätzen sowohl für Neuanlagen als auch für die Modernisierung von Bestandsanlagen konsequent. Aus der höheren Vergütung resultiert eine Anreiz- und Finanzierungswirkung für eine Modernisierung von Wasserkraftanlagen, die nicht nur eine Erhöhung des Leistungsvermögens ermöglicht, sondern auch eine damit einhergehende Umsetzung verschärfter gewässerökologischer Anforderungen erleichtert und somit insgesamt zu einem gewässerökologisch konformen Ausbau der Stromerzeugung aus Wasserkraft beiträgt.⁸⁸⁶ Die Anreizfunktion greift dann, wenn Betreiber durch die Umsetzung von Ertüchtigungsmaßnahmen (inkl. der damit einhergehenden gewässerökologischen Anforderungen) ihre einzelwirtschaftliche Situation gegenüber dem Status quo verbessern können und somit die Ertüchtigungsmaßnahme aus ökonomischem Eigeninteresse vorantreiben.⁸⁸⁷ Dieser Fall wird dem Charakter des EEG als Anreizinstrument am ehesten gerecht. Ist im Zuge der Ertüchtigung keine einzelwirtschaftliche Verbesserung erzielbar, besteht zwar kein Anreiz zur eigenmotivierten Umsetzung von genehmigungspflichtigen Ertüchtigungsmaßnahmen. Für den Fall einer behördlichen Anordnung gewässerökologischer Verbesserungsmaßnahmen (z. B. Bau einer Fischtreppe), die ebenfalls den in § 40 Abs. 2 EEG 2014 angeführten Tatbestand der Genehmigungspflicht erfüllen oder im Zuge einer anderen genehmigungspflichtigen Maßnahme angeordnet werden, resultiert aber zumindest eine Teilfinanzierungswirkung⁸⁸⁸ für diese Maßnahmen,

⁸⁸⁶ Vgl. Dumont (2005), S. 21-24; Deutscher Bundestag (2007), S. 39; Heimerl/Held/Krull (2008), S. 133-136; Held/Krull (2008), S. 18f. sowie auch BMU (2010b), S. 65f. Zu einer Auswertung nach EEG 2004 und 2009 modernisierter Anlagen und konkreten Fallbeispielen vgl. Anderer et al. (2012), S. 55-61 sowie S. 91-121.

⁸⁸⁷ In diesen Fällen kann die EEG-Mehrvergütung aus Sicht der Betreiber eine „Win-win-Lösung“ herbeiführen, da die Kosten der ökologischen Verbesserungsmaßnahme durch die höhere spezifische Vergütung überkompensiert werden, vgl. Uhlendahl (2008), S. 278, S. 285 sowie S. 431.

⁸⁸⁸ Bereits mit Blick auf den Modernisierungstatbestand im Rahmen der früheren Fassungen des EEG wurde darauf hingewiesen, dass aufgrund der sehr unterschiedlichen Rahmenbedingungen an den verschiedenen Standorten einerseits sowie des Grundsatzes der bundeseinheitlichen Vergütungssätze andererseits in vielen Fällen nicht sichergestellt ist, dass die Neuanlagenvergütung bzw. die Mehrerlöse aus einer Modernisierung die Kosten ökologischer Verbesserungsmaßnahmen vollständig abdecken, vgl. Dumont (2005), S. 23f.; Anderer et al. (2012), S. 122. Dies entspricht dem in der Gesetzesbegründung zum EEG 2004 dargelegten allgemeinen Vergütungsprinzip des EEG, wonach den Betreibern bei rationeller Betriebsführung ein wirtschaftlicher Betrieb ihrer Anlagen zwar grundsätzlich ermöglicht werden soll, eine rentable Vergütung in allen Einzelfällen jedoch weder garantiert werden kann noch soll, vgl. BMU (2004b), S. 28. Bereits im Erfahrungsbericht zum EEG 2004 wurde daher festgestellt, dass die Mehrerlöse insb. bei Kleinanlagen nicht ausreichen dürften, die Mehrkosten aufgrund ökologischer Anforderungen vollständig abzudecken, vgl. Deutscher Bundestag (2007), S. 41 sowie auch Staiß (2007), S. 93; Klauer et al. (2007), S. 76; Heimerl/ Held/Krull (2008), S. 133f. Im Falle anspruchsvoller Anforderungen (z. B. Maßnahmen für die Wanderfische Aal und Lachs) zeigen sich auch bei größeren Anlagen z. T. deutliche Unterdeckungen der Mehrkosten durch die EEG-Mehrerlöse. Dies verdeutlichen Maßnahmenzenarien für die Wasserkraftanlagen an der Weser, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 167f.

so dass die wirtschaftliche Tragfähigkeit der Anlagen hinsichtlich verschärfter gewässerökologischer Anforderungen verbessert und die Gefahr der Aufgabe von zukünftig unwirtschaftlichen Standorten verringert wird.⁸⁸⁹ Somit wird durch die Teilfinanzierungswirkung des EEG bei Bestandsanlagen mit bestehenden wasserrechtlichen Zulassungen der „Zumutbarkeitsspielraum“ der Wasserbehörden bei der nachträglichen Verschärfung von gewässerökologischen Anforderungen tendenziell erweitert.⁸⁹⁰ Da die Genehmigung von Ertüchtigungsmaßnahmen implizit an die Einhaltung gewässerökologischer Anforderungen gekoppelt ist, kann die Gewährung einer erhöhten Vergütung auch im EEG 2014 als flankierendes Teilkompensations- bzw. Teilfinanzierungsinstrument zur Umsetzung wasserrechtlich verankerter gewässerökologischer Maßnahmen charakterisiert werden.⁸⁹¹ Die auch im neuen EEG 2014 schlussendlich beibehaltene Verankerung von

⁸⁸⁹ Vgl. Held/Krull (2008), S. 18f. sowie auch Anderer et al. (2012), S. 122. In diesem Fall wird der Betreiber bestrebt sein, die in § 40 Abs. 2 EEG 2014 vorausgesetzte Erhöhung des Leistungsvermögens so zu gestalten, dass eine möglichst hohe Teilfinanzierungswirkung hinsichtlich der ökologischen Maßnahmen erzielt und somit die Wirtschaftlichkeit der Anlage möglichst wenig verringert wird.

⁸⁹⁰ Vgl. auch BMU (2008), S. 51; Drost (2010), S. 16. Zur Zumutbarkeit nachträglicher Benutzungsaufgaben im Rahmen wasserrechtlicher Verfahren vgl. Kap. 6.2. Zur Einschätzung der Zumutbarkeit von Maßnahmenkosten, aber auch zur Identifikation von Windfallprofits wird bei EEG-Anlagen vorgeschlagen, den kapitalisierten Mehrertrag aus der Vergütung den Maßnahmenkosten gegenüberzustellen, wobei den Betreibern zur Gewährleistung einer tatsächlichen Anreizwirkung auch eine Marge verbleiben soll, vgl. bspw. Dumont (2005), S. 27 sowie S. 42-50; Klauer et al. (2007), S. 68f. sowie S. 75f.; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 102-112; Keuneke/Dumont (2011), S. 95. Überwiegt der Barwert der Mehrerlöse den der Maßnahmenkosten, kann eine Unverhältnismäßigkeit unstrittig ausgeschlossen werden. Verbleibt eine Nettobelastung des Betreibers, ist dies jedoch noch nicht unmittelbar mit einer unzumutbaren Belastung gleichzusetzen. Vielmehr ist zu prüfen, inwieweit der derzeitige Gewinn des Anlagenbetreibers zur Finanzierung von Maßnahmen herangezogen werden kann, so dass immer noch eine angemessene Eigenkapitalverzinsung verbleibt. Problematisch ist hierbei, dass die Ertragslage des Betreibers der Behörde nicht vollständig transparent ist, vgl. Klauer et al. (2007), S. 68-76. Die Gegenüberstellung von Mehrerlösen und Maßnahmenkosten ist allerdings nur aussagekräftig, wenn neben den direkten Maßnahmenkosten auch die indirekten Kosten aus Nutzungseinschränkungen berücksichtigt werden, vgl. Heimerl/Held/Krull (2008), S. 133-136; Held/Krull (2008), S. 19. Zu möglichen Mitnahmeeffekten und zur Mißbrauchsgefahr infolge geringfügiger gewässerökologischer Verbesserungsmaßnahmen und externer Begutachtung vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 102-112. Ökologische Verbesserungsmaßnahmen im Zusammenhang mit der Wasserkraftnutzung können neben dem EEG auch durch weitere Förderinstrumente auf europäischer und nationaler Ebene unterstützt werden. Zu einer ausführlichen Auswertung der Förderprogramme vgl. Anderer et al. (2012), S. 122-172.

⁸⁹¹ Im Gegensatz dazu regte der zum EEG 2004 erstellte Leitfaden des BMU für die Vergütung von Strom aus Wasserkraft an, den wasserrechtlichen Maßnahmenumfang (Errichtung von Fischaufstiegsanlagen, Mindestwasserregelungen) am möglichen Mehrertrag aus der EEG-Vergütung auszurichten: „Die Vergütungsregelung des EEG ermöglicht eine variable, auf einen Standort zugeschnittene Festlegung und Umsetzung von Anforderungen und Maßnahmen [...]“, BMU (2005b), S. 6, vgl. auch BMU (2005b), S. 24f. Hierdurch könnte zwar eine Kongruenz von Maßnahmenumfang und Mehrertrag hergestellt werden, so dass die Kostentragfähigkeit der betroffenen Betreiber in jedem Fall gewährleistet werden könnte. Dies würde allerdings bedeuten, dass die ökologische Zielerreichung an einem Standort vom möglichen Mehrertrag aus dem EEG abhängig wäre. Dies könnte zwar im Sinne des EEG 2004 noch als wesentliche Verbesserung des Gewässerzustands interpretiert werden. Die wasserrechtlich geforderten Bewirtschaftungsziele (insb. der gute ökologische Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial) würden jedoch bei ungünstigen Kosten-Mehrertrags-Verhältnissen nicht erreicht. Dementsprechend wäre eine solche Vorgehensweise durch eine entsprechende wasserrechtliche Rechtfertigung von wasserkörperbezogenen Ausnahmetatbeständen abzusichern. Zur Problematik einer Ausrichtung der ökologischen Zielsetzungen der WRRL an der Kostentragfähigkeit einzelner

gewässerökologischen Ausschlusskriterien (insb. kein neues Querbauwerk) ist weiterhin als überflüssig zu werten, da eine Förderfähigkeit durch das EEG gerade nicht von der Notwendigkeit einer wasserrechtlichen Zulassung und den damit einhergehenden Benutzungsbedingungen entbindet und gerade mit Blick auf Neuanlagen auch nicht von einem Vollzugsdefizit auszugehen ist.⁸⁹²

Inwieweit der Fördermechanismus des EEG die Funktionsweise marktorientierter Instrumente zur Implementierung von Verbesserungsmaßnahmen im Bereich der ökologischen Durchgängigkeit von Gewässern unterstützen oder hemmen würde, wird in Kap. 6.4.2.4.6 untersucht.

4.3.4 Interdependenzen mit verkehrspolitischen Zielsetzungen zur Nutzung der Binnenschifffahrt

Der in Bezug auf eine Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit skizzierte potenzielle Konflikt zwischen Klima- und Gewässerschutzzielen wirkt in ähnlicher Weise auch in den Bereich der Verkehrspolitik hinein. Aufgrund des steigenden Verkehrsaufkommens sowohl im Güter- als auch im Personenverkehr ist die relative Bedeutung der verkehrsbedingten CO₂-Emissionen in den letzten Jahrzehnten gewachsen.⁸⁹³ Folglich bedingt die Erreichung der langfristigen Klimaschutzziele der Bundesrepublik Deutschland

Akteure vgl. Held/Krull (2008), S. 17-19 sowie Kap. 5.4. Abschließend sei darauf hingewiesen, dass die Subventionierung gewässerökologischer Verbesserungsmaßnahmen über das EEG nicht im Sinne der klassischen Gemeinlast aus den allgemeinen, steuerfinanzierten Haushalten erfolgt, sondern von der Gesamtheit der Stromkunden als mittelbaren Verursachern im Rahmen der Wälzung der durch das EEG entstehenden Mehrkosten (so genannte EEG-Umlage) getragen wird.

⁸⁹² Vgl. Reinhardt (2006b), S. 206 sowie S. 214; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 135f. Gewässerökologische Anforderungen können von den Wasserbehörden für Neu- und Bestandsanlagen unbeschadet einer Förderfähigkeit durch das EEG entsprechend den wasserrechtlichen Bestimmungen festgesetzt werden. Die ökologischen Zielsetzungen der WRRL können somit nicht durch die Anreizung eines Ausbauinteresesses durch das EEG ausgehebelt werden, da der wasserrechtliche Genehmigungsvorbehalt dominant ist. Die Formulierung gewässerökologischer Ausschlusskriterien wurde daher bereits in der Stellungnahme des Bundesrates zum Gesetzentwurf des EEG 2004 kritisiert: „Es ist nicht Zweck und Aufgabe des EEG, an geförderte Anlagen zusätzliche oder ggf. auch gleichlautende ökologische Anforderungen zu stellen, die Gegenstand anderer fachspezifischer umweltrechtlicher Vorschriften und Verfahren sind. Wenn Wasserkraft-Anlagen nach diesen Vorschriften – ggf. auch einer vorgeschriebenen Umweltverträglichkeitsprüfung – zulässig sind, besteht kein Grund, sie von der allgemeinen EEG-Förderung derartiger Anlagen auszuschließen und damit faktisch zu verhindern. Die bundesgesetzliche EEG-Förderung würde damit auch in rechtlich bedenklicher Weise faktisch mit Gestaltungskompetenzen der Länder kollidieren.“, Bundesrat (2004), S. 6, ähnlich Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 111. Zu den wasserrechtlichen Rahmenbedingungen vgl. ausführlich Kap. 6.2. Zum Verhältnis von EEG und Wasserrecht sowie Fischereirecht vgl. Reinhardt (2006b), S. 207-214 sowie Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 134-152.

⁸⁹³ So ist der Anteil der verkehrsbedingten CO₂-Emissionen im Zeitraum von 1990 bis 2007 von 15,7 % auf 18,4 % angestiegen, vgl. UBA (2009c), S. 75 sowie auch UBA (2010b), S. 172-200.

eine Verstärkung der Reduktionsanstrengungen im Verkehrssektor.⁸⁹⁴ Hierzu stellt neben der Verkehrsvermeidung und der Verminderung der Emissionsintensität von Verkehrsmitteln auch die Verkehrsverlagerung auf weniger emissionsintensivere Verkehrsträger eine wichtige Teilstrategie dar.⁸⁹⁵ Im Bereich des Güterverkehrs gilt die Binnenschifffahrt als ein Transportsystem, mit dem große Gütermengen nicht nur verhältnismäßig kostengünstig und sicher, sondern auch mit geringeren spezifischen Energieverbräuchen und damit CO₂-Emissionen befördert werden können.⁸⁹⁶ Daher besteht eine zentrale verkehrspolitische Zielsetzung in der Verlagerung von Gütervolumina von der Straße nicht nur auf die Schiene, sondern auch auf die Wasserstraße.⁸⁹⁷ Dementsprechend soll der zuletzt rückläufige Anteil der Binnenschifffahrt am so genannten Modal Split der Verkehrsträger bis zum Jahr 2015 wieder auf 14 % gesteigert werden.⁸⁹⁸

Demgegenüber stellt der Ausbau von Flüssen zu Schifffahrtsstraßen im Falle einer durchgehenden Stauregelung in Verbindung mit einer Begradigung die wohl massivste Form anthropogener Überprägung von natürlichen Gewässerstrukturen und -ökosystemen dar, die folglich mit der Zielsetzung eines guten ökologischen Zustands nicht vereinbar ist.⁸⁹⁹ Zudem kommt gerade den als Wasserstraße nutzbaren großen Flüssen eine besondere ökologische Vernetzungsfunktion für das jeweilige Fließgewässersystem zu.⁹⁰⁰ Aus rein gewässerökologischer Perspektive wäre somit ein Rückbau möglichst vieler Stauanlagen an bisher staugeregelten Wasserstraßen anzustreben. Dies würde allerdings die Nutzbarkeit dieser Gewässer für die Binnenschifffahrt erheblich einschränken oder unmöglich machen. In der Konsequenz würde im Gegensatz zu den skizzierten verkehrspolitischen Zielsetzungen eine entsprechende Verlagerung von Gütertransporten auf andere Verkehrsträger notwendig. Insb. im Falle einer Verlagerung auf die Straße wäre dann c. p.

⁸⁹⁴ Vgl. auch Bundesregierung (2008), S. 7; BMVBS (2013), S. 17f. sowie S. 22. Zu den Zielsetzungen einer nachhaltigen Verkehrspolitik, vgl. bspw. Bundesregierung (2008), insb. S. 4-17; CDU/CSU/FDP (2009), S. 34-41.

⁸⁹⁵ Vgl. Bundesregierung (2002), S. 112; UBA (2009c), S. 75; BMVBS (2013), S. 18f. sowie S. 22.

⁸⁹⁶ Vgl. BMU (2010b), S. 61 sowie auch Kap. 3.2.

⁸⁹⁷ Vgl. Bundesregierung (2008), S. 12f.; CDU/CSU/FDP (2009), S. 39. Auch auf europäischer Ebene wird die Binnenschifffahrt als Bestandteil eines nachhaltigen Verkehrssystems gesehen, vgl. bspw. CIS (2006a), S. 13f.

⁸⁹⁸ Vgl. Statistisches Bundesamt (2008), S. 34f.

⁸⁹⁹ Vgl. Kap. 3.2 sowie auch Keitz/Kraemer (2006), S. 306f.

⁹⁰⁰ Insb. sind die großen Flüsse die Hauptwanderwegen für diadrome Langdistanzwanderfische zwischen dem Meer und den Habitaten in den Oberläufen der Zuflüsse, vgl. BfG (2010a), S. 6. Darüber hinaus stellen die großen Flüsse (im hinreichend natürlichen Zustand) selbst wichtige Laich- und Aufwuchshabitats für anadrome Arten (z. B. Maifisch) sowie Lebensraum für den katadromen Aal sowie eine Vielzahl von potamodromen Arten (z. B. Barbe) dar, vgl. BfG (2010a), S. 11 sowie S. 14-17.

auch mit erheblichen zusätzlichen CO₂-Emissionen zu rechnen.⁹⁰¹ Wiederum ist aus Sicht eines gesamtwirtschaftlichen Planers eine gemeinwohlorientierte, abwägende Moderation divergierender gesellschaftlicher Einzelzielsetzungen erforderlich.⁹⁰² In diesem Zusammenhang sind neben der grundsätzlichen Frage, ob bestimmte Gewässer als Verkehrswege in einem staugeregelten Zustand verbleiben oder gar zusätzliche Gewässer zu diesem Zwecke ausgebaut werden sollen oder nicht, die in Kap. 3.4 aufgeführten Maßnahmenoptionen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit an bestehenden Staustufen als abgestufte Kompromisslösungen zu eruieren.

Für die als Wasserstraßen genutzten Gewässer sind bei der Integration unterschiedlicher gesellschaftlicher Zielsetzungen spezifische rechtliche Rahmenbedingungen und Zuständigkeiten zu beachten.⁹⁰³ Während die Zuständigkeit für die Gewässerbewirtschaftung im Allgemeinen bei den Wasserwirtschaftsverwaltungen der Bundesländer (Wasserbehörden) liegt⁹⁰⁴, befinden sich die wichtigsten natürlichen und künstlichen Schifffahrtswege im Eigentum des Bundes und werden als Bundeswasserstraßen auf Grundlage des Bundeswasserstraßengesetzes (WaStrG)⁹⁰⁵ durch die Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen des Bundes (WSV) verwaltet.⁹⁰⁶ Durch diese Behörden nimmt der Bund sowohl die wasserwirtschaftlichen Aufgaben des Aus- und Neubau als auch die Unterhaltung von Bundeswasserstraßen als hoheitliche Aufgabe wahr.⁹⁰⁷

⁹⁰¹ Eine signifikante Einschränkung der Binnenschifffahrt würde den aktuellen Zielsetzungen der Verkehrspolitik massiv widersprechen: „Auch in Zukunft ist eine umwelt- und klimafreundliche Verkehrspolitik ohne See- und Binnenschifffahrt undenkbar.“, BMU (2010b), S. 63, vgl. auch Kap. 5.3.3. Demgegenüber argumentieren KEITZ/KRAEMER, dass die Binnenschifffahrt aufgrund des Schweregewichts auf den Massenguttransport vornehmlich mit der Bahn konkurriert, vgl. Keitz/Kraemer (2006), S. 307.

⁹⁰² Vgl. auch Keitz/Kraemer (2006), S. 308.

⁹⁰³ Vgl. BMU (2010b), S. 63.

⁹⁰⁴ Vgl. bereits Kap. 4.2.2.1 sowie auch das Kap. 6.2.1.

⁹⁰⁵ Bundeswasserstraßengesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. Mai 2007 (BGBl. I S. 962; 2008 I S. 1980), zuletzt geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 27. April 2010 (BGBl. I S. 540). Das Bundeswasserstraßengesetz konkretisiert die grundgesetzliche Regelung der Zuständigkeit gemäß Art. 89 Abs. 2 S. 1 GG, vgl. auch Kraemer/Jäger (1997), S. 34; Sander/Lersner (2001), S. 394; Heinz/Esser (2009), S. 254; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 35.

⁹⁰⁶ Vgl. § 1 i. V. m. Anlage 1 WaStrG, Art. 89 Abs. 1 und 2 GG sowie Solf (2006), S. 126-128; MUNLV NRW (2009b), S. 13/6; Heinz/Esser (2009), S. 254.

⁹⁰⁷ Vgl. § 7 Abs. 1 bzw. § 12 Abs. 1 WaStrG. Gem. § 8 Abs. 1 WaStrG umfasst die Unterhaltungspflicht des Bundes an Bundeswasserstraßen die Erhaltung eines ordnungsgemäßen Zustands für den Wasserabfluss und die Erhaltung der Schifffbarkeit, vgl. auch Albert/Langer (2007), S. 17f. Der Aus- und Neubau sowie die etwaige Beseitigung einer Bundeswasserstraße erfordern gem. § 14 Abs. 1 WaStrG eine Planfeststellung als eigenständiges Genehmigungsverfahren. Hierbei sind die vom jeweiligen Vorhaben berührten öffentlichen und privaten Belange einschließlich der Umweltverträglichkeit im Rahmen der Abwägung zu berücksichtigen, wobei jedoch die Anhörungs-, Planfeststellungs- und Genehmigungsbehörde die zuständige Wasser- und Schifffahrtsdirektion selbst ist. Weder der Ausbau von Bundeswasserstraßen noch die Maßnahmen zu deren Unterhaltung bedürfen einer wasserrechtlichen Gestattung der Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder, vgl. § 7 Abs. 3 bzw. § 12 Abs. 5

Die Bewirtschaftung der Bundeswasserstraßen nach WaStrG war ursprünglich umfassend auf die Verkehrsfunktion der Wasserstraßen, also die Sicherheit und Leichtigkeit des Schiffsverkehrs, ausgerichtet.⁹⁰⁸ Eine verstärkte Integration gewässerökologischer Belange in den Bewirtschaftungsumfang erfolgte erst sukzessive infolge der Pflicht zur Umsetzung der WRRL.⁹⁰⁹ Seit dem Inkrafttreten der WHG-Novelle im Jahr 2010 muss sich auch an Bundeswasserstraßen die Pflege und Entwicklung der Gewässer als öffentlich-rechtliche Verpflichtung an den Bewirtschaftungszielen der §§ 27-31 WHG und den

WaStrG. Zur Wahrung der Bedürfnisse der Landeskultur und der Wasserwirtschaft ist jedoch ein Einvernehmen mit den Ländern herzustellen, vgl. § 4 sowie § 14 Abs. 3 WaStrG. Das bedeutet, dass alle verkehrsbezogenen Maßnahmen der Bundeswasserstraßenverwaltung, welche wasserwirtschaftliche oder landeskulturelle Belange berühren, der Zustimmung der jeweiligen Landesbehörde bedürfen, vgl. Solf (2006), S. 126-128; Heinz/Esser (2009), S. 254.

⁹⁰⁸ Vgl. Albert/Langer (2007), S. 17; MUNLV NRW (2009b), S. 13/6.

⁹⁰⁹ Vor der normativen Umsetzung der WRRL war gemäß WaStrG lediglich relativ unspezifisch den Belangen des Naturhaushaltes Rechnung zu tragen, das Bild und der Erholungswert der Gewässerlandschaft zu berücksichtigen und die natürlichen Lebensgrundlagen zu wahren, vgl. § 8 Abs. 1 WaStrG a. F. (Bundeswasserstraßengesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 4. November 1998, BGBl. I S. 3294, zuletzt geändert durch Art. 20 des Gesetzes vom 15. Dezember 2001, BGBl. I S. 3762). Im Zuge der normativen Umsetzung der WRRL wurde auch das Bundeswasserstraßengesetz angepasst, vgl. Art. 2a des siebten Gesetzes zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 18.06.2002, BGBl. I 2002, S. 1921. Fortan waren bei der Unterhaltung und beim Aus- bzw. Neubau explizit auch die Bewirtschaftungsziele nach §§ 24a-d WHG a. F. zu *berücksichtigen*. Das heißt, dass eventuell kollidierende Interessen im Einzelfall abzuwägen waren, wobei den Umweltbelangen jedoch kein grundsätzlicher Vorrang zukam, vgl. Heinz/Esser (2009), S. 254. Die Umsetzung der Bewirtschaftungsziele an den Bundeswasserstraßen wurde weiterhin nicht als originäre Aufgabe der Bundeswasserstraßenverwaltung verstanden, vgl. Albert/Langer (2007), S. 17-19; Heinz/Esser (2009), S. 254f. sowie auch Czychowski/Reinhardt (2010), S. 537. Eine stringente Umsetzung der WRRL sowie auch der europäischen Naturschutzrichtlinien erschien jedoch auf dieser Basis kaum möglich, vgl. Seidel/Rechenberg (2004), S. 213f.; Albert/Langer (2007), S. 19, S. 40-44 sowie S. 217-221. Seit Ende 2007 erfolgten daher weitere Integrationsschritte von verkehrs- und gewässerschutzpolitischer Zielsetzungen durch eine Konkretisierung der Zuständigkeiten der Bundeswasserstraßenbewirtschaftung in Form mehrerer verwaltungsinterner Erlasse des zuständigen Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (BMVBS), vgl. BMVBS (2007) sowie auch Heinz/Esser (2009), S. 255f.; MUNLV NRW (2009b), S. 13/6. Mit dem Erlass zur wasserwirtschaftlichen Unterhaltung von Bundeswasserstraßen vom Februar 2009 wurde erstmals eine *aktive* Umsetzung ökologischer Zielsetzungen der WRRL angestrebt und als erweiterte Verantwortlichkeit grundsätzlich anerkannt, vgl. BMVBS (2009a), insb. S. 2. Als ökologische Zielstellungen nach WRRL werden insb. Verbesserungen der Strukturvielfalt und -güte als Grundlage verbesserter Lebensbedingungen für Tiere und Pflanzen im Gewässer- und Uferbereich angestrebt. Nicht verantwortlich sieht sich dagegen die WSV bei Unterhaltungsmaßnahmen, die allein der Gewässerreinigung und dem Hochwasserschutz dienen. Auch Renaturierungen oder Gewässerstrukturverbesserungen, die über den Bereich der Unterhaltung hinausgehen und somit als Ausbau gelten, werden weiterhin in der Zuständigkeit der Länder gesehen. Zur Umsetzung der neuen Unterhaltungspraxis wurde zudem ein Handlungskonzept erstellt, vgl. BMVBS (2009a), S. 2f. sowie auch BMU (2010b), S. 63. Darüber hinaus wurde in einem eigenen Erlass die konkrete Fragestellung der ökologischen Durchgängigkeit von Bundeswasserstraßen aufgegriffen: „Um das Ziel der WRRL zu erreichen, ist daher die Erhaltung oder Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit von Stauanlagen auch an Bundeswasserstraßen erforderlich.“, BMVBS (2009b), S. 1. Damit wurde im Vorgriff auf die Novellierung des WHG die Verantwortlichkeit der WSV bzgl. der eigenverantwortlichen Erhaltung bzw. Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit von Bundeswasserstraßen anerkannt, vgl. BMVBS (2009b), S. 2 sowie MUNLV NRW (2009b), S. 13/6.

entsprechenden Maßnahmenprogrammen nach § 82 WHG ausrichten und darf deren Verwirklichung insb. nicht gefährden.⁹¹⁰ Zudem wurde der Bundeswasserstraßenverwaltung im neuen WHG die Verantwortlichkeit zur Wahrung oder Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen nach Maßgabe der Bewirtschaftungsziele ausdrücklich zugewiesen.⁹¹¹ In der Folge wurden die Erarbeitung fachlicher Grundlagen durch die Fachbehörden des Bundes (Bundesanstalt für Gewässerkunde – BfG, Bundesanstalt für Wasserbau – BAW) verstärkt und – unter Bezugnahme auf die vorhandenen Konzepte der Bundesländer – ein strategisches Priorisierungskonzept für die Wiederherstellung der Durchgängigkeit an den Bundeswasserstraßen erarbeitet, welches den besonderen nutzungsbedingten Restriktionen Rechnung trägt.⁹¹²

Es kann somit festgestellt werden, dass gerade im Hinblick auf den Bereich der ökologischen Durchgängigkeit eine weitestgehende Integration der ökologischen Anforderungen der WRRL in den ursprünglich rein verkehrspolitisch geprägten Bereich der Bundeswasserstraßenbewirtschaftung erfolgt ist.⁹¹³ Im Unterschied zu den zuvor beschriebenen Erzeugungsverlusten im Bereich der Wasserkraftnutzung ist durch Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit wie die Errichtung von Fischpässen keine Beeinträchtigung der Funktionsfähigkeit des Gewässers als Wasserstraße zu erwarten, sofern von der „Radikallösung“ eines Rückbaus der Stauanlagen abgesehen wird.⁹¹⁴ Allerdings führt die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit an den Staustufen der

⁹¹⁰ Vgl. § 39 WHG sowie auch MUNLV NRW (2009b), S. 13/6. Dennoch verbleiben trotz der klarstellenden Feststellung des § 4 Abs. 1 WHG, dass die aus dem Gewässereigentum resultierenden wasserrechtlichen Pflichten (insb. die beschriebene Unterhaltungspflicht) explizit auch für den Bund als Eigentümer der Bundeswasserstraßen gelten, gewisse verfassungsrechtliche Unsicherheiten bzgl. der künftigen Verantwortlichkeiten. Danach könnte der Bund nur zur Bewältigung der durch seine eigene Tätigkeit als Betreiber der Wasserstraßen ausgelösten Beeinträchtigungen (z. B. Unterbrechung der Durchgängigkeit), nicht aber zu einem darüber hinaus gehenden eigenständigen Umweltschutz verpflichtet sein. Dessen Ausführung und Finanzierung würde demnach weiterhin den Ländern obliegen. Außerhalb der konkreten Verpflichtung des § 34 Abs. 3 WHG sind nach dem Wortlaut des § 12 Abs. 7 S. 3 WaStrG die Bewirtschaftungsziele lediglich zu *berücksichtigen*, vgl. Durner (2010), S. 461 sowie die dort angeführte Literatur.

⁹¹¹ Vgl. § 34 Abs. 3 WHG; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 537; BMVBS (2012), insb. S. 5 sowie auch Kap. 6.2.3.

⁹¹² Vgl. Bundesregierung (2009), S. 9; BMVBS (2009b), S. 2f.; BfG (2010a), insb. S. 17-21 sowie S. 37-105; BAW/BfG (2011); BMVBS (2012), insb. S. 6-14. Das Priorisierungskonzept bildet die Grundlage für die Abstimmungen mit den Bundesländern bzgl. der zeitlichen Koordinierung der Maßnahmenumsetzung über den Zeitraum von 2009 bis 2027, wonach an den bundeseigenen Stauanlagen eine synergetische Anlehnung der Maßnahmenumsetzung an anstehende verkehrsbedingte Bau- und Instandhaltungsmaßnahmen erfolgen und ein effizientes, wirtschaftliches Handeln gewährleistet werden soll, vgl. BMVBS (2009b), S. 2f.

⁹¹³ Vgl. auch BMU (2010b), S. 63.

⁹¹⁴ Von einem Rückbau der Stauanlagen wird durch die flächendeckende Ausweisung der Bundeswasserstraßen als erheblich veränderte Wasserkörper zunächst abgesehen. Zur Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper vgl. ausführlich Kap. 5.3. In der Konsequenz ist an den als erheblich verändert

Bundeswasserstraßen zu einer erheblichen Belastung des Budgets des zuständigen BMVBS.⁹¹⁵ Es kann also argumentiert werden, dass die Umsetzung der gewässerschutzpolitischen Anforderungen indirekt eine Einschränkung oder Verzögerung anderer verkehrspolitischer Zielsetzungen (z. B. Ausbau des Schienennetzes) mit sich bringt.

4.3.5 Interdependenzen mit der Hochwasserschutzpolitik

Da Querbauwerke in vielen Fällen in der Haupt- oder Nebenfunktion auch dem Hochwasserschutz dienen, ist hinsichtlich einer Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Gewässersystemen auch eine Koordination der Gewässerschutzpolitik mit der Hochwasserschutzpolitik erforderlich.⁹¹⁶ Obgleich der Gewässerschutz und der Hochwasserschutz mit den Gewässern und deren Einzugsgebieten den gleichen materiellen Regelungsgegenstand aufweisen, ist der Hochwasserschutz in der WRRL nur sehr eingeschränkt integriert.⁹¹⁷ Potenzielle Konflikte zu den Zielsetzungen der WRRL ergeben sich

klassifizierten Bundeswasserstraßen statt des guten ökologischen Zustands lediglich ein gutes ökologisches Potenzial anzustreben, vgl. Albert/Langer (2007), S. 38-40; Heinz/Esser (2009), S. 254f.; Durner (2010), S. 461.

⁹¹⁵ Es wird erwartet, dass die Umsetzung von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit an 260 Stauufen die öffentlichen Budgets der Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen bzw. des dahinter stehenden Bundesverkehrsministeriums mit ca. 750 Mio. Euro im Zeitraum bis 2027 belasten wird, vgl. Bundesregierung (2011), S. 1. Zwar wurden in der Vergangenheit bereits an zahlreichen Stauanlagen an Bundeswasserstraßen Fischwechsellanlagen installiert. Im Regelfall werden insb. die älteren dieser Anlagen nach heutigen Erkenntnissen und Erfahrungen jedoch als nicht hinreichend funktionstüchtig eingeschätzt, so dass entsprechender Ersatz- oder Modernisierungsbedarf besteht, Heinz/Esser (2009), S. 255; BAW/BfG (2011), S. 4.

⁹¹⁶ Vgl. CIS (2006a), S. 14-16; Albrecht (2007), S. 488; Uhrendahl (2008), S. 436. Hochwasser an Fließgewässern stellt grundsätzlich eine natürliche Erscheinung im Rahmen des Wasserkreislaufs dar, welche durch eine zeitlich begrenzte Erhöhung der Wasserstände i. V. m. einem Ausufer des Gewässers gekennzeichnet ist, vgl. bspw. Opp (2004b), S. 86 sowie auch § 72 WHG. Mit einem solchen temporären Wasserüberfluss können jedoch gravierende wasserwirtschaftliche Probleme verbunden sein, so dass versucht wird, durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen mitigierenden Einfluss auf Hochwasserereignisse zu nehmen, vgl. bspw. WBGU (1998), S. 102-112; BMU (2006a), S. 92-96; Leist (2007), S. 66-70. Die natürliche Ausprägung von Hochwässern ist primär abhängig von der zeitlichen und räumlichen Verteilung sowie der Intensität von Niederschlägen (ggf. i. V. m. Schmelzwasser) in Relation zu Größe, Struktur und Abflusseigenschaften des aufnehmenden Einzugsgebiets, vgl. LAWA (1995), S. 2-7; BMU (1998), S. 170; Gleim/Opp (2004), S. 214f.; Lattermann (2005), S. 67. Zu Hochwasserursachen und -arten sowie zu den Eigenschaften von Hochwasserwellen vgl. Rössert (1984), S. 145-152. Ihre Intensität wird jedoch auch durch menschliche Aktivitäten am Gewässer selbst (insb. Begradigung, Eindeichung) sowie in der Fläche des Einzugsgebietes (Versiegelung und Bodennutzung) beeinflusst. Die bedeutende Höhe der Schäden durch Hochwasserereignisse resultiert dabei auch aus der starken Verdichtung von anthropogenen Werten im Umfeld von Gewässern (insb. Siedlungskonzentrationen), vgl. BMU (2006a), S. 92; Leist (2007), S. 67f. Zu den Ursachen und Ausprägungen von Hochwasserereignissen basierend auf den jeweiligen Ereignis- sowie Einzugsgebietscharakteristika vgl. Opp (2004b), S. 86-95.

⁹¹⁷ Vgl. Albrecht (2007), S. 488; Reinhardt (2008a), S. 468; Albrecht/Wendler (2009), S. 608; BMU (2010b), S. 50. Stattdessen wurde im Jahr 2007 auf gemeinschaftlicher Ebene eine eigenständige Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken,

hinsichtlich des technischen Hochwasserschutzes.⁹¹⁸ Hierunter fallen insb. Eindeichungen sowie die Steuerung von Hochwasserabflüssen durch Rückhaltebecken und Talsperren.⁹¹⁹ Auch Staustufen an Flüssen können in einem begrenzten Umfang zu einer Entzerrung der Hochwasserwelle innerhalb einer Staustufenkette beitragen.⁹²⁰ Demgegenüber wird die ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern durch Hochwasserrückhaltebecken, Stauanlagen und Talsperren beeinträchtigt oder sogar vollständig unterbrochen.⁹²¹ Eine Verbesserung bzw. Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit ließe wiederum Einschränkungen des Hochwasserschutzes erwarten, wenn entsprechende Querbauwerke des technischen Hochwasserschutzes zur Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands zurückgebaut würden und nicht gleichzeitig eine funktio-

HWRL) erlassen, vgl. auch Albrecht/Wendler (2009), S. 608. Kernstück der HWRL ist die Aufstellung von Hochwassermanagementplänen bis 2015, die mit den Umweltzielen der WRRL und somit auch mit den seit Ende 2009 vorliegenden Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen der WRRL zu koordinieren sind, vgl. Art. 7 und Art. 9 HWRL sowie auch Reinhardt (2008a), S. 472f.; BMU (2010b), S. 50. Dabei können sowohl Synergien mit als auch Konflikte zu den Zielsetzungen der WRRL auftreten, vgl. Albrecht/Wendler (2009), S. 611-616 sowie auch Keitz/Kraemer (2006), S. 311-318. Deutliche Synergien ergeben sich bspw. bei Maßnahmen zum Wasserrückhalt in der Fläche sowie zur Erhöhung der Retentionswirkung in Auen, wodurch auch die diffusen Einträge durch Abschwämmung vermindert werden, vgl. Albrecht (2007), S. 491f.; BMU (2010b), S. 50. Auf nationaler Ebene ist der Hochwasserschutz in das Wasserrecht sowie verschiedene Fachgesetze wie das Baugesetzbuch auf Bundes- und Landesebene integriert, vgl. BMU (2006a), S. 95; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 35f. Im neuen WHG ist die wasserwirtschaftliche Aufgabe des Hochwasserschutzes in den §§ 72-81 WHG geregelt. Dabei wurde in den §§ 72-75 WHG auch die EG-Hochwasserrichtlinie in nationales Recht umgesetzt, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 73-76; Drost (2010), S. 23; Becker (2010), S. 74-79.

⁹¹⁸ Vgl. Albrecht (2007), S. 492f.; Albrecht/Wendler (2009), S. 611. Maßnahmen des Hochwasserschutzes sowie der Hochwasservorsorge zielen primär auf eine Steuerung des Abflusses zum Abflachen der Hochwasserwelle ab. Hierbei kann zwischen technischem und naturnahem Hochwasserschutz differenziert werden, vgl. LAWA (1995), S. 7-18; Opp (2004b), S. 104; Lattermann (2005), S. 73; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 84. Zum technischen Hochwasserschutz vgl. auch Baumgart et al. (2005), S. 71-73. Zur Bewältigung von Hochwasserrisiken vgl. auch WBGU (1998), S. 112-121. Neuere Erkenntnisse lassen jedoch vermehrt negative Auswirkungen technischer Maßnahmen auf den Hochwasserabfluss erkennen. So führten die Eindeichungen zu einem Verlust natürlicher Überflutungsflächen und i. V. m. Laufbegradigungen zu einer Beschleunigung der Hochwasserwellen und einer Erhöhung der Hochwasserscheitel (u. a. durch Überlagerungen von Hochwasserwellen im Einzugsgebiet), vgl. BMU (1998), S. 170-173; Gleim/Opp (2004), S. 219f.; Opp (2004b), S. 90.

⁹¹⁹ Vgl. Rössert (1984), S. 153; BMU (1998), S. 41 Lattermann (2005), S. 68-75; Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 476f.

⁹²⁰ Vgl. BMU (1998), S. 171; Lattermann (2005), S. 73. Dagegen stellt OPP fest: „Auch Staustufen, wie sie für die ganzjährige Gewährleistung der Schifffahrt in die Flüsse eingebaut wurden, z. B. an der Mosel, tragen zur schnelleren Hochwasserbildung bei.“, Opp (2004b), S. 108.

⁹²¹ Vgl. Kap. 3.3. Auch tragen die im Rahmen dieser technischen Maßnahmen vorgenommenen hydromorphologischen Veränderungen der Gewässer in beträchtlichem Umfang zu einer Zerstörung naturnaher Gewässer- und Auenlebensräume bei, vgl. BMU (2006b), S. 30; BMU (1998), S. 41. Moderne, integrierte Hochwasserschutzstrategien setzten daher vermehrt auf die Erhaltung und Neuschaffung natürlicher Überschwemmungsflächen, bspw. durch Deichrückverlegungen und Reaktivierung der Talauen. Zum integrierten Hochwasserschutz vgl. bspw. LAWA (1995) sowie Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 474-476; Gleim/Opp (2004), S. 220-222; Opp (2004b), S. 104-111; Patt/Schackers/Wieprecht (2005), S. 277-284; BMU (2006a), S. 94. Darüber hinaus wird ein früher Rückhalt von Hochwasserwellen durch Renaturierung der Zuflüsse angestrebt, vgl. BMU (1998), S. 41; Diehl (2004b), S. 212; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 178-179.

nale Substitution durch naturnahe Hochwasserschutzmaßnahmen erfolgen kann. Hinsichtlich weiterer gewässerökologischer Maßnahmenoptionen wie der Errichtung von Fischwegen ist dagegen von keiner erheblichen Beeinträchtigung der Hochwasserschutzfunktion von Querbauwerken auszugehen. Es ist allerdings einzuschränken, dass eine Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit an Talsperren durch den Bau von Fischtreppen oder Ähnlichem aufgrund der großen Höhenunterschiede i. d. R. technisch nicht umsetzbar ist.⁹²² Da der Hochwasserschutz eine wasserwirtschaftliche Aufgabe von überragendem gesellschaftlichem Interesse ist, stellt die Sicherstellung der Belange des Hochwasserschutzes eine wesentliche Randbedingung für die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit sowie allgemein für das Erreichen eines guten ökologischen Zustands dar.⁹²³

4.4 Zwischenfazit zu den umweltpolitischen und rechtlichen Rahmenbedingungen

Die Ausführungen des vierten Kapitels haben verdeutlicht, dass eine hinreichende ökologische Durchgängigkeit und Vernetzung von Fließgewässern wesentliche Voraussetzungen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands i. S. d. Umweltziele der WRRL darstellen. Die Bestandsaufnahmen des Jahres 2004 sowie die laufende Überwachung des Gewässerzustands haben jedoch gezeigt, dass gerade auch die Defizite der ökologischen Durchgängigkeit an vielen Gewässern einer Erreichung des guten ökologischen Zustands in Deutschland entgegenstehen. Folglich ist die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit zu den Handlungsschwerpunkten bei der Umsetzung der Richtlinie zu zählen.⁹²⁴ Es wurde weiterhin verdeutlicht, dass sich die kumulativen Auswirkungen von Querbauwerken auf den ökologischen Zustand der Wasserkörper eines Flusseinzugsgebiets sowie auch die ökologische Effektivität der in Kap. 3.4 erörterten Maßnahmenoptionen über eine ratenbasierte Bewertung operationalisieren lassen. Populationsdynamisch fundierte Erreichbarkeitsraten von Migrationsdestinationen bilden dabei das Bindeglied zur Ausprägung der Fischfauna und den qualitätsorientierten Umweltzielen der Richtlinie.

⁹²² Vgl. Redeker (2005), S. 35-40.

⁹²³ Vgl. auch Albrecht/Wendler (2009), S. 615f. Entsprechende Abweichungen vom primären Umweltziel aus Gründen des Hochwasserschutzes sind entsprechend richtlinienkonform zu begründen. Von wesentlicher Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper gem. Art. 4 Abs. 3 WRRL, vgl. hierzu ausführlich Kap. 5.3.

⁹²⁴ Vgl. BMU (2010b), S. 10.

Aufgrund hoher Maßnahmenkosten sowie Nutzungseinschränkungen tritt eine gewässerökologisch gebotene Intensivierung von ökologischen Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerken jedoch verstärkt in Konflikt zu anderen gesellschaftlichen Zielsetzungen. Daher stellt sich für einen gesamtwirtschaftlich orientierten Planer hinsichtlich der Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands auch die Frage nach einem möglichen Missverhältnis von Kosten und Nutzen aus Sicht der Allgemeinheit. Die WRRL erlaubt unter bestimmten Voraussetzungen auf Wasserkörperebene ein Abweichen von der primären Zielsetzung eines guten Zustands. Neben technischen Gründen und natürlichen Ursachen können Mitgliedstaaten zu einer richtlinienkonformen Rechtfertigung einer solchen Abweichung auch auf ökonomische Erwägungen abstellen. Im anschließenden fünften Kapitel wird daher eingehender untersucht, inwieweit der Handlungsbedarf zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen auch von (umwelt-)ökonomischen Anforderungen bestimmt ist und welche instrumentellen Vorgaben zur Allokation von Maßnahmen an Querbauwerken sich aus der Regelungssystematik der Richtlinie ableiten lassen.

5 Umweltökonomische Anforderungen an die Allokation gewässerökologischer Maßnahmen an Querbauwerken im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie

5.1 Überblick: Integrierter Bewirtschaftungsprozesses zur Verwirklichung standardorientierter Umweltziele

Die Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands impliziert im Regelfall einen substantiellen Handlungsbedarf. Im Fokus der folgenden Ausführungen stehen die Fragen, welche umweltökonomischen Anforderungen in der WRRL verankert sind und wie sich diese zum einen auf den Umfang und zum anderen auf die Art und Weise der Allokation von ökologischen Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerken auswirken.⁹²⁵

Umweltökonomische Anforderungen finden sich in mehreren Bestimmungen der Richtlinie und werden vielfach als „ökonomische Elemente“ oder „wirtschaftliche Aspekte“ der Richtlinie bezeichnet.⁹²⁶ Sie sind jedoch in der Richtlinie – u. a. durch die Verwendung unbestimmter Rechtsbegriffe – nur relativ vage angelegt und bilden zudem ein komplexes Gefüge mit expliziten und impliziten Bezügen. Daher stellt sich im Hinblick auf eine praktische Umsetzung der Richtlinienanforderungen die Aufgabe, die enthaltenen ökonomischen Anforderungen konzeptionell zu konkretisieren und zu operationalisieren und dabei eine kohärente Integration aller ökonomischen Anforderungen zu gewährleisten.⁹²⁷ Hierbei sind die bereits im Rahmen der Common Implementation Strategy (CIS) ausgearbeiteten Umsetzungsleitlinien und politischen Stellungnahmen von besonderer Bedeutung.⁹²⁸

Um die Zusammenhänge der ökonomischen Anforderungen an die Maßnahmenallokation zu verdeutlichen, wird im Folgenden zunächst der multidisziplinäre und integrierte Bewirtschaftungsprozess⁹²⁹ zur materiellen Umsetzung der Umweltziele der WRRL grob

⁹²⁵ Der Terminus der Maßnahmenallokation beschreibt im Folgenden also jede staatlich gesteuerte Verortung von Maßnahmen in inhaltlicher (Ausgestaltung und Dimensionierung), zeitlicher und räumlicher Hinsicht sowie die damit einhergehende Verpflichtung von individuellen Maßnahmen- und Kostenträgern.

⁹²⁶ Vgl. Kap. 4.2.1.

⁹²⁷ Zur Problematik der unbestimmten Rechtsbegriffe bei der Umsetzung der WRRL vgl. Berendes (2002), S. 216-218; Brackemann et al. (2002), S. 38; CIS (2003a), S. 14; Interwies et al. (2006), S. 383f.

⁹²⁸ Zur gemeinsamen Umsetzungsstrategie CIS vgl. bereits Kap. 4.2.2.

⁹²⁹ Für die Gesamtheit der ordnenden Eingriffe des Staates im Bereich der Wasserressourcen hat sich in Deutschland der Begriff der (Gewässer-)Bewirtschaftung etabliert. Diese wird allgemein definiert als „Abstimmung der Gewässernutzungen [...] auf Nutzungserfordernisse und Nutzungsmöglichkeiten nach den Zielvorstellungen der Wasserwirtschaft [...] unter Beachtung der Erfordernisse des Naturhaushalts“, DIN 4049-1, S. 4; vgl. auch Grünewald (2001), S. 1125-1129. In ökonomischer Hinsicht ist Bewirtschaftung allgemein die „staatlich geregelte Knappheitsbewältigung in den Fällen, in denen

strukturiert und aus umweltökonomischer Sicht charakterisiert, bevor in den Folgekapiteln die einzelnen umweltökonomischen Anforderungen an die Maßnahmenallokation eingehender beleuchtet werden.⁹³⁰

Die WRRL kann grundlegend als ein finaler – also auf das Erreichen von Umweltqualitätszielen – ausgerichteter Regelungsansatz charakterisiert werden.⁹³¹ Basierend auf den in Anhang V WRRL festgelegten Qualitätskomponenten sind nach Maßgabe der Bestimmungen des Art. 4 WRRL gewässerzustandsbasierte Umweltziele durch die Mitgliedstaaten wasserkörperbezogen festzulegen und umzusetzen.⁹³² Obgleich es grundsätzlich dem Wesen einer europäischen Richtlinie entspricht, dass den Mitgliedstaaten bei der Zielverwirklichung die Wahl der Mittel überlassen bleibt⁹³³, enthält die WRRL in gewissem Umfang auch prozedurale Vorgaben zur Unterstützung des finalen Regelungskonzeptes.⁹³⁴ Um ein planvolles und transparentes – d. h. letztlich auch kontrollierbares – Vorgehen der Mitgliedstaaten zu gewährleisten, wurden in der Richtlinie bereits grundlegende Eckpunkte zur Strukturierung und Koordinierung eines integrierten Planungs-, Umsetzungs- und Kontrollprozesses zur Verwirklichung der Umweltziele mit entsprechenden Meilensteinen und Fristen verankert.⁹³⁵ Aufbauend auf einer initialen und dann regelmäßig zu wiederholenden Bestandsaufnahme des Gewässerzustands nach Art. 5 WRRL sowie der laufenden Gewässerüberwachung nach Art. 8 WRRL stellen die Maßnahmenprogramme nach Art. 11 WRRL sowie die Bewirtschaftungspläne nach Art. 13 WRRL die zentralen

der Markt dazu weder effektiv noch effizient noch gerecht in der Lage ist.“, Ewringmann/Cichorowski/Bizer (2004), S. 5. In diesem Sinne kann der Bewirtschaftungsbegriff auch auf den Prozess der Umsetzung der WRRL angewendet werden. Im deutschen Wasserrecht wird anstelle des Begriffs „Umweltziel“ der Begriff „Bewirtschaftungsziel“ verwendet, vgl. Kap. 6.2.

⁹³⁰ Zunächst wird im Kap. 5.2 die Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern im Kontext kosteneffizienter Maßnahmenprogramme charakterisiert. Im Anschluss daran werden die in der WRRL verankerten Mechanismen zur Ableitung sekundärer Umweltziele auf Basis ökonomischer Abwägungen im Hinblick auf das Maßnahmenfeld der ökologischen Durchgängigkeit beleuchtet. Entsprechend der Systematik des Art. 4 WRRL werden in diesem Zusammenhang die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper (Kap. 5.3) sowie die Begründung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen als Ausnahmetatbestände (Kap. 5.4) unterschieden. Kap. 5.5 widmet sich schließlich kurz der Frage, welche Anforderungen für die Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit aus den Bestimmungen des Art. 9 WRRL zur kostendeckenden und verursachergerechten Bepreisung von Wasserdienstleistungen abzuleiten sind.

⁹³¹ Vgl. bspw. Breuer (2005), S. 6 sowie S. 18; Kappert (2006), S. 200; Breuer (2007), S. 505f.; Albrecht (2007), S. 30.

⁹³² Vgl. Kap. 4.2.4.

⁹³³ Vgl. bspw. Hentschel (2005), S. 107-144.

⁹³⁴ Vgl. Albrecht/Wendler (2009), S. 609.

⁹³⁵ Vgl. BMU (2004a), S. 10; Schumann/Dietrich/Lotov (2005), S. 191. Die Transparenz des Bewirtschaftungsprozesses und der resultierenden Bewirtschaftungsentscheidungen ist auch Voraussetzung für die in der WRRL verankerten partizipativen Elemente der Bewirtschaftung in Form der Öffentlichkeitsbeteiligung, vgl. bspw. Holzwarth (2002), S. 106 sowie Kap. 4.2.1.

Planungsinstrumente einer umweltzielgerichteten Bewirtschaftung der Gewässer auf Basis von Flussgebieten dar.⁹³⁶

Als primäre ökologische Zielsetzung des Bewirtschaftungsprozesses sieht die WRRL die Verwirklichung eines „guten Zustands“ aller Gewässer bis 2015 vor.⁹³⁷ Dieser gute Zustand ist ein leitbildorientierter Umweltqualitätsstandard, der für die unterschiedlichen Oberflächenwasserkörper jeweils als nur geringfügige Abweichung von ihrem naturbelassenen, gewässerspezifisch zu differenzierenden Referenzzustand fachlich zu spezifizieren ist.⁹³⁸ Allerdings ermöglicht die Umweltzielsystematik des Art. 4 WRRL, dass die Mitgliedstaaten unter bestimmten Bedingungen von diesem primären Umweltqualitätsstandard i. S. v. sekundären Umweltzielen abweichen können (so genannte Ausnahmetatbestände).⁹³⁹ Eine temporäre Abweichung vom primären Umweltziel „guter Zustand bis 2015“ (Fristverlängerung) sowie ein weniger strenges Umweltziel können jeweils für einzelne Wasserkörper zum einen dadurch begründet werden, dass (noch) keine technisch umsetzbaren Maßnahmen zur vollständigen Verwirklichung des „guten Zustands“ zu Verfügung stehen. Zum anderen können auch die erwarteten Maßnahmenwirkungen auf die Umwelt i. w. S. (insb. andere Umweltmedien) sowie die mit der Umsetzung der zielführenden Maßnahmen verbundenen ökonomischen Auswirkungen (Maßnahmenkosten, Nutzungseinschränkungen) eine Grundlage zur Abweichung vom primären Umweltziel darstellen: für Wasserkörper, die in ihrer Hydromorphologie stark verändert sind (Heavily Modified Water Bodies, HMWB), kann anstelle des „guten ökologischen Zustands“ als Zielsetzung ein „gutes ökologisches Potenzial“ angesetzt werden, wenn andernfalls wesentliche Nutzungen des Gewässers oder die Umwelt i. w. S. signifikant beeinträchtigt würden.⁹⁴⁰ Darüber hinaus kann sowohl für natürliche als auch stark veränderte Wasserkörper eine Fristverlängerung begründet werden, wenn die fristgerechte Verwirklichung „unverhältnismäßig hohe Kosten verursachen“⁹⁴¹ würde. Wenn nachgewie-

⁹³⁶ Vgl. bspw. Seidel (1998), S. 433; Fuhrmann (2001), S. 40; Leymann (2001b), S. 25; BMU (2004a), S. 11; Dworak/Pielen (2006), S. 2; Londong (2006), S. 9f.; Keitz (2006), S. 255-257; Grünebaum/Podraza/Weyand (2006), S. 462; Dieckmann (2008), S. 2; Klauer et al. (2008c), S. 47-59; Klauer et al. (2008d), S. 301-360; Kolcu (2008), S. 3; Meusel (2008), S. 22f.; Ginzky (2009), S. 242. Auch im Vorfeld der Umsetzung der WRRL enthielt das deutsche Wasserrecht bereits Planungsinstrumente, darunter auch Bewirtschaftungspläne. Ihre Reichweite war jedoch deutlich eingeschränkter und die Kohärenz lokaler und übergreifender Planungen unzureichend, vgl. bspw. Leymann (2001b), S. 25; Kessler (2004), S. 135; Hentschel (2005), S. 11-34; Londong et al. (2006), S. 7f.

⁹³⁷ Vgl. die Ausführungen in Kap. 4.2.4.

⁹³⁸ Vgl. bspw. Klauer et al. (2008c), S. 54 sowie auch bereits Kap. 4.2.4.

⁹³⁹ Vgl. Art. 4 Abs. 3-9 WRRL sowie auch bereits Kap. 4.2.4.

⁹⁴⁰ Vgl. Art. 4 Abs. 3 WRRL sowie ausführlich Kap. 5.3.

⁹⁴¹ Art. 4 Abs. 4 a) iii) WRRL.

sen werden kann, dass selbst eine verzögerte Verwirklichung des guten Zustands „unverhältnismäßig teuer“⁹⁴² wäre, kann gem. Art. 4 Abs. 5 WRRL ein weniger strenges Umweltziel festgelegt werden, welches hinsichtlich der in Anhang V WRRL aufgeführten Qualitätskomponenten eine größere Abweichung vom leitbildbasierten Referenzzustand erlaubt.⁹⁴³ Ob die Voraussetzungen für die Festsetzung sekundärer Umweltziele erfüllt sind, kann jedoch erst im Zuge eines zunächst auf die Verwirklichung des guten Zustands ausgerichteten Maßnahmenplanungsprozesses geprüft werden. Es besteht also eine Interdependenz von Maßnahmenplanung und endgültiger Zielbestimmung, so dass beide Prozesse mittels – ggf. iterativer – Rückkopplungen zu verknüpfen sind.⁹⁴⁴

Darüber hinaus bedarf es einer kohärenten Verknüpfung der in der WRRL verankerten Bewirtschaftungsebenen. Da die Umweltziele individuell für die einzelnen Wasserkörper festzulegen sind, bedarf es zum einen einer wasserkörperbasierten Maßnahmenplanung. Zum anderen sind die Maßnahmenprogramme gem. Art. 11 Abs. 1 WRRL entsprechend der in Art. 3 WRRL verankerten Pflicht einer flussgebietsweiten Koordinierung der Bewirtschaftung letztlich für ganze Flussgebietseinheiten (bzw. deren nationale Anteile) aufzustellen. Daher können sich weder die Planung der erforderlichen Maßnahmen noch etwaige Festlegungen von sekundären Zielsetzungen auf eine isolierte Betrachtung einzelner Wasserkörper beschränken.⁹⁴⁵ Von der notwendigen flussgebietsbezogenen Koordinierung von Zielen und Maßnahmen kann dementsprechend eine weitere Rückkopplung auf die Maßnahmenplanung sowie ggf. die Zielbestimmung auf Wasserkörperebene ausgehen, bis schlussendlich ein kosteneffizientes Maßnahmenprogramme zur Verwirklichung der (ggf. modifizierten) Umweltziele der Wasserkörper in einer Flussgebietseinheit feststeht und die wesentlichen Rahmenbedingungen und Ergebnisse des Bewirtschaftungsplanungsprozesses im Bewirtschaftungsplan der Flussgebietseinheit dokumentiert sind.⁹⁴⁶

⁹⁴² Art. 4 Abs. 5 S. 1 WRRL.

⁹⁴³ Vgl. ausführlich Kap. 5.4.

⁹⁴⁴ Vgl. auch Schumann/Dietrich/Lotov (2005), S. 198.

⁹⁴⁵ Vgl. bspw. Interwies et al. (2004), S. 62-64; Keitz/Kessler (2008), S. 356 sowie Kap. 4.2.2.

⁹⁴⁶ Vgl. bspw. Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 414-416; Dworak/Pielen (2006), S. 3-7; Albrecht (2007), S. 401. An den integrierten Maßnahmenplanungs- und Zielbestimmungsprozess schließt sich im nächsten Schritt die administrative und materielle Implementierung der geplanten Maßnahmen sowie die Evaluierung der Maßnahmenwirkungen und des Zielerreichungsgrades an, vgl. bspw. Bosenius (2001), S. 30. Die Evaluierung bildet die Basis für die regelmäßige Überprüfung und etwaige Aktualisierung der vorgenommenen Maßnahmenplanung und Zielbestimmung in Hinblick auf den anschließenden Bewirtschaftungszyklus. Zu den Bewirtschaftungszyklen der WRRL vgl. bereits Kap. 4.2.2.1. Die Bewirtschaftungspläne nach Art. 13 WRRL dienen vornehmlich als Informationsinstrument der zusammenführenden und zusammenfassenden Dokumentation aller relevanten Aspekte des vorgelagerten integrierten Bewirtschaftungsplanungsprozesses, vgl. bspw. Lanz/Scheuer (2001), S. 14-16;

Im Rahmen des skizzierten integrierten Bewirtschaftungsprozesses wird die Allokation von Maßnahmen im Wesentlichen durch zwei allgemeine umweltökonomische Anforderungen geleitet:

- (1) die Anforderung der wasserkörperübergreifenden Kosteneffizienz bestimmt die Auswahl alternativer Maßnahmenoptionen innerhalb der Maßnahmenprogramme.
- (2) die Rechtfertigung sekundärer Umweltziele auf Basis ökonomischer Abwägungen bestimmt den ökologischen Handlungsbedarf, der durch die Allokation von Maßnahmen abzudecken ist,

Darüber hinaus wird in der Richtlinie mit der Anforderung einer kostendeckenden und verursachergerechten Bepreisung von Wasserdienstleistungen gem. Art. 9 WRRL ein ökonomisches Steuerungsinstrument im Umfeld so genannter Wasserdienstleistungen eingefordert.⁹⁴⁷

Aus der Gesamtsystematik des integrierten Bewirtschaftungsprozesses wird ersichtlich, dass der Regelungsansatz der Richtlinie im umweltökonomischen Sinne dem standardorientierten Ansatz der Umweltpolitik zuzuordnen ist.⁹⁴⁸ Die Umweltziele gemäß Art. 4

Berendes (2002), S. 215; Breuer (2005), S. 11-13 sowie S. 16f.; Hentschel (2005), S. 70-72; Köck/Unnerstall (2006), S. 33f.; Albrecht (2007), S. 398-403 sowie S. 406-408; Breuer (2007), S. 508; Zilkens (2007), S. 37; Dieckmann (2008), S. 5; Deutscher Bundestag (2009a), S. 77; Becker (2010), S. 80. Gem. Anhang VII WRRL umfassen die Bewirtschaftungspläne u. a. eine allgemeine Beschreibung der jeweiligen Flussgebietseinheit, eine Zusammenfassung der bedeutenden Belastungen des Gewässerzustands, eine Zusammenfassung der wirtschaftlichen Analyse, ein Verzeichnis der Schutzgebiete, die Ergebnisse des Überwachungsprogramms sowie die Festlegungen der Umweltziele für die einzelnen Wasserkörper oder Wasserkörpergruppen einschließlich der Dokumentation und Begründung von Ausnahmetatbeständen, vgl. bspw. Bosenius (2001), S. 31, Lanz/Scheuer (2001), S. 15f.; Epiney/Felder (2002), S. 51-53; Hentschel (2005), S. 68-76; Albrecht/Wendler (2009), S. 614f. Das inhaltliche Kernstück des Bewirtschaftungsplanes bildet die Zusammenfassung des flussgebietsweiten Maßnahmenprogramms, vgl. Fuhrmann (2000), S. 36; Holzwarth (2002), S. 107; Albrecht (2007), S. 401; Albrecht/Wendler (2009), S. 614. Die im Bewirtschaftungsplan dokumentierten Rahmenbedingungen und Zielsetzungen der Bewirtschaftung dienen ebenfalls als Koordinationsinstrument für nachgelagerte Bewirtschaftungsentscheidungen, Fuhrmann (2000), S. 37; BMU (2004a), S. 12; Hentschel (2005), S. 72-76; Breuer (2007), S. 508. Schließlich dient die in den Bewirtschaftungsplänen enthaltene Dokumentation der wesentlichen Entscheidungsgrundlagen und Ergebnisse des Bewirtschaftungsplanungsprozesses auch der verwaltungsinternen sowie auch externen Kontrolle der Umsetzungsaktivitäten (v. a. durch die Europäische Kommission), vgl. BMU (2004a), S. 12; BMU (2010b), S. 10. So müssen in den Aktualisierungen der Bewirtschaftungspläne auch die Nichtumsetzung zuvor geplanter Maßnahmen erklärt sowie notwendige Nachbesserungen des Maßnahmenprogramms aufgrund überschätzter Wirksamkeit dokumentiert werden, vgl. Lanz/Scheuer (2001), S. 16.

⁹⁴⁷ Inwiefern diese spezifische Anforderung auf das im Rahmen dieser Untersuchung fokussierte Handlungsfeld der ökologischen Durchgängigkeit einwirkt, ist sowohl abhängig vom Verständnis des Wasserdienstleistungsbegriffes als auch von der konzeptionellen Konkretisierung einer kostendeckenden und verursachergerechten Bepreisung, vgl. hierzu Kap. 5.5 sowie ausführlich Lange/Krull (2014).

⁹⁴⁸ Vgl. Desens (2008), S. 109; Londong et al. (2006), S. 39; Unnerstall (2009), S. 238; Kolcu (2010), S. 79f. sowie auch Meusel (2008), S. 75.

i. V. m. Anhang V WRRL konstituieren im umweltökonomischen Sinne exogene Umweltqualitätsstandards, die gemäß Art. 11 Abs. 1 i. V. m. Anhang III WRRL auf kosteneffiziente Weise zu erreichen sind. Die in Art. 4 WRRL enthaltenen Möglichkeiten, sekundäre Umweltziele zur Wahrung der Verhältnismäßigkeit von Kosten und Nutzen festzulegen, sind aus ökonomischer Sicht nicht als Optimalitätsanspruch i. S. d. First-Best-Ideals, sondern als eine ökonomische Suffizienzbedingung im Rahmen der exogenen Festlegung von Umweltqualitätsstandards zu werten.⁹⁴⁹

Die Planung von kosteneffizienten Maßnahmen, die Prüfung sekundärer Umweltziele auf Wasserkörperebene wie auch die Koordinierung von Maßnahmen und Umweltzielen im Gesamtzusammenhang der Flussgebietseinheiten erfordern eine tragfähige Daten- bzw. Informationsbasis.⁹⁵⁰ Der skizzierte integrierte Bewirtschaftungsprozess wird daher von zwei unterstützenden Querschnittsprozessen flankiert, die die jeweils benötigten multidisziplinären Planungs- und Entscheidungsgrundlagen bereitstellen sollen und in der Richtlinie ebenfalls „institutionalisiert“ wurden (insb. Art. 5 i. V. m. Anhang III WRRL).

Die notwendigen Informationen zur fachlichen Dimensionierung und Verortung von Maßnahmen sind der ökologischen Bestandsaufnahme, den fachlichen Ursache-Wirkungsanalysen sowie der laufenden qualitätsorientierten Gewässerüberwachung zu entnehmen.⁹⁵¹ Darüber hinaus sollen gem. Art. 5 Abs. 1 Spstr. 3 i. V. m. Anhang III WRRL

⁹⁴⁹ Der standardorientierte Ansatz der WRRL bleibt durch die Möglichkeiten zur Begründung von sekundären Umweltzielen auf Basis ökonomischer Erwägungen (Art. 4 Abs. 3 bis 7 WRRL) im Kern unberührt. Zwar kann – wie in Kap. 5.4 noch näher ausgeführt wird – bei der ökonomischen Begründung sekundärer Umweltziele auf den methodischen Ansatz der Kosten-Nutzen-Analyse zurückgegriffen werden, welcher ebenfalls zur Ermittlung einer pareto-optimalen Allokation i. S. d. First-Best-Ideals genutzt werden kann. Das Analysekriterium ist jedoch grundlegend verschieden. Während sich ein pareto-optimales Umweltqualitätsniveau aus einem gesamtwirtschaftlichen Grenzkosten- und Grenznutzenkalkül herleitet, bezieht sich das Kriterium der „Unverhältnismäßigkeit“ der Kosten gemäß der Auslegung im CIS-Prozess auf ein Missverhältnis gesamtwirtschaftlicher *Gesamtkosten* und *Gesamtnutzen* in einem hydrografischen Betrachtungsgebiet. Anstelle einer ökonomischen Optimalitätsbedingung steht also lediglich eine ökonomische Suffizienzbedingung, vgl. Kap. 5.4. Zudem werden auch die auf Basis der Ergebnisse einer Kosten-Nutzen-Analyse begründbaren weniger strengen Umweltziele wiederum auf Basis fachlich ökologischer Kriterien als Zustandsziele im Rahmen der Bewirtschaftungspläne festgelegt und in Form von entsprechenden Handlungs- und Parameterzielen operationalisiert (bspw. Maximalkonzentrationen eines Schadstoffes im Gewässer). Sie stellen somit methodisch weiterhin eine exogene Vorgabe eines (nun materiell abgeschwächten) Umweltqualitätsstandards dar, durch dessen Qualität der Nebenbedingung ökonomischer Suffizienz Rechnung getragen wird. Demgegenüber zielt eine First-Best-Optimierung auf eine Korrektur des Marktmechanismus durch eine vollständige Internalisierung aller externen Kosten und Nutzen ab, wobei sich das optimale Umweltqualitätsniveau endogen bestimmt und die Festlegung von Umweltstandards entbehrlich ist, vgl. bspw. Gawel (2001), S. 15f. Der Regelungsansatz der WRRL entspricht somit jenem praxisorientierten Kompromiss zwischen dem Effizienzanspruch der ökonomischen Theorie und der politischen Festlegung ökologisch orientierter Standards, der von ENDRES allgemein als „aufgeklärte“ Standardfestlegung bezeichnet wird, Endres (2009), S. 21f.

⁹⁵⁰ Vgl. Holzwarth (2002), S. 111.

⁹⁵¹ Vgl. bspw. Grünebaum/Podraza/Weyand (2006), S. 462.

durch die so genannte wirtschaftliche Analyse auch planungs- und entscheidungsrelevante ökonomische Informationen für die Bewirtschaftungsprozesse in den Flussgebietseinheiten bereitgestellt werden.⁹⁵² In Anhang III werden der wirtschaftlichen Analyse zwei explizite Funktionen zugewiesen.⁹⁵³ Zum einen sind ausreichend Daten bereitzustellen, um die „einschlägigen Berechnungen [durchführen zu können], die erforderlich sind, um dem Grundsatz der Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen gemäß Art. 9 [...] Rechnung zu tragen.“⁹⁵⁴ Zum anderen müssen Kostenschätzungen bereitgestellt werden, um „die in Bezug auf die Wassernutzung kosteneffizientesten Kombinationen der in das Maßnahmenprogramm nach Art. 11 aufzunehmenden Maßnahmen“⁹⁵⁵ identifizieren zu können. Um ein einheitliches Verständnis der grundlegenden Funktionen der wirtschaftlichen Analyse und der daraus abzuleitenden Anforderungen an deren Ausgestaltung zu fördern,⁹⁵⁶ wurden die Funktionen der wirtschaftlichen Analyse durch die CIS Arbeitsgruppe WATECO („Water and Economics“) in einem (unverbindlichen) Guidance Document etwas konkretisiert.⁹⁵⁷ In diesem Zusammenhang wurde das Verständnis der wirtschaftlichen Analyse zweckentsprechend um implizite Funktionen erweitert, um den weiteren ökonomischen Informationsbedürfnissen bei der Richtlinienumsetzung Rechnung zu tragen.⁹⁵⁸ Diese bestehen im Wesentlichen in der Bereitstellung einer ökonomischen Informationsbasis zur Prüfung sekundärer Umweltziele, also der Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern gem. Art. 4 Abs. 3 WRRL sowie der Begründung

⁹⁵² Vgl. Erwägungsgrund 36 WRRL sowie auch Interwies/Kraemer (2001), S. 2-15; Petry/Unnerstall/Hansjürgens (2004), S. 97f.; BMU (2004), S. 90-94; Pielen (2007), S. 78; Ammermüller (2011), S. 35-37.

⁹⁵³ Die expliziten Funktionen lassen sich unmittelbar dem Wortlaut der Bestimmungen zur wirtschaftlichen Analyse (Art. 5 sowie Anhang III WRRL) entnehmen, vgl. Interwies/Kraemer (2001), S. 3.

⁹⁵⁴ Anhang III a) WRRL. In diesem Zusammenhang ist eine langfristige Prognose des Wasserangebots und der Wassernachfrage in einer Flussgebietseinheit zu berücksichtigen. Hierbei sind – soweit erforderlich – die Mengen, Preise und Kosten sowie geplante Investitionen im Bereich der Wasserdienstleistungen abzuschätzen.

⁹⁵⁵ Anhang III b) WRRL.

⁹⁵⁶ Die in Anhang III WRRL gewählten Formulierungen bieten den Mitgliedstaaten bei der Umsetzung einen weiten Interpretationsspielraum. Gleichzeitig bestanden bei Inkrafttreten der WRRL in vielen Mitgliedstaaten im Bereich der Wasserwirtschaft nur vergleichsweise geringe Erfahrungen mit dem Einsatz ökonomischer Entscheidungsunterstützungs- und Steuerungsinstrumente, vgl. Brackemann et al. (2002), S. 38-41 sowie auch Interwies et al. (2006), S. 385f. Trotz gemeinsamer Vorarbeiten zeigten die bei der Europäischen Kommission eingegangenen Berichte zur Bestandsaufnahme des Jahres 2004 eine recht uneinheitliche Durchführung der wirtschaftlichen Analyse durch die einzelnen Mitgliedstaaten, vgl. auch Grünebaum/Podraza/Weyand (2006), S. 462; Interwies et al. (2006), S. 388-391; Pielen (2007), S. 79f. sowie auch Köck (2009), S. 232.

⁹⁵⁷ Vgl. CIS (2003a), S. 1f. sowie Brackemann et al. (2002), S. 41; Michel/Quadflieg/Rathje (2006), S. 363. Allerdings wird betont, dass die vorgeschlagenen Konkretisierungen an nationale oder regionale Umstände anzupassen sind, vgl. CIS (2003a), S. 2.

⁹⁵⁸ Vgl. CIS (2003a), S. 11f. sowie auch Interwies/Kraemer (2001), S. 3 sowie S. 12-15; Kessler (2001), S. 16f.; Brackemann et al. (2002), S. 39-41; Rindler (2003), S. 154; Petry/Unnerstall/Hansjürgens (2004), S. 97f.; Kluge (2005), S. 53.

von Fristverlängerungen, weniger strengen Umweltzielen sowie neuen Verschlechterungen des Gewässerzustands gem. Art. 4 Abs. 4 bis 7 WRRL. In diesem Zusammenhang sind Abschätzungen direkter Maßnahmenkosten, indirekter Maßnahmenkosten (Opportunitätskosten aus Nutzungseinschränkungen) sowie des Nutzens von Umweltqualitätsverbesserungen von wesentlicher Bedeutung.⁹⁵⁹

Die wirtschaftliche Analyse wird von der WATECO als fortlaufender Prozess verstanden, durch den die notwendigen Informationen hinsichtlich der jeweiligen Umsetzungsschritte zeitgerecht und in hinreichender Qualität bereitzustellen sind.⁹⁶⁰ Die erste Stufe der wirtschaftlichen Analyse zum Jahr 2004 stellte als Komplement zur naturwissenschaftlich-fachlichen Charakterisierung der Flussgebiete zunächst eine Bestandsaufnahme aggregierter ökonomischer Merkmale der Wassernutzungen in den Flussgebietseinheiten dar.⁹⁶¹ Darüber hinaus sollten die ersten Grundlagen für die Erstellung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne des Jahres 2009 sowie die Umsetzung des Kostendeckungsgrundsatzes zum Jahr 2010 gelegt werden.⁹⁶² Diese noch grobe Informati-

⁹⁵⁹ Vgl. Interwies/Kraemer (2001), S. 12-15; Brackemann et al. (2002), S. 39; Ammermüller (2011), S. 38-40 sowie ausführlich Kap. 5.4. Insofern bietet das auf die Ausgestaltung der wirtschaftlichen Analyse fokussierte Guidance Document der WATECO auch methodische Orientierung bzgl. der ökonomischen Begründung von Ausnahmetatbeständen, vgl. Interwies et al. (2006), S. 382f.

⁹⁶⁰ Vgl. CIS (2003a), S. 15-27; Borchardt/Richter/Willecke (2006), S. 141f.; Michel/Quadflieg/Rathje (2006), S. 363.

⁹⁶¹ Vgl. Brackemann et al. (2002), S. 38; Interwies et al. (2006), S. 386; Pielen (2007), S. 79. Zur Evaluierung der volkswirtschaftlichen Bedeutung der bestehenden Wassernutzungen auf aggregierter Ebene wurde vornehmlich auf allgemein verfügbare Daten, bspw. aus Erhebungen der statistischen Ämter, zurückgegriffen, vgl. Michel/Quadflieg/Rathje (2006), S. 362-370.

⁹⁶² Vgl. Brackemann et al. (2002), S. 39f.; CIS (2003a), S. 18-20; Michel/Quadflieg/Rathje (2006), S. 379; Interwies et al. (2006), S. 388-391; Pielen (2007), S. 79. Hinsichtlich der Erstellung von Maßnahmenprogrammen fokussierte die erste Stufe der wirtschaftlichen Analyse v. a. auf strategisch-orientierende Überlegungen. Im Hinblick auf eine zielgerichtete Dimensionierung von Maßnahmen zum Zieljahr 2015 waren in diesem Zusammenhang bereits die erwarteten Entwicklungen der für den Gewässerzustand relevanten wirtschaftlichen Faktoren und Wassernutzungen (u. a. auch Prognose der wirtschaftlichen Nutzung von Gewässern durch Wasserkraftnutzung und Binnenschifffahrt) sowie die Wirkungen der bereits in der Planung bzw. Umsetzung befindlichen Maßnahmen (z. B. laufende Renaturierungsprogramme) als Baseline-Szenario abzuschätzen, vgl. BMU (2004a), S. 93; Borchardt/Richter/Willecke (2006), S. 150-153; Michel/Quadflieg/Rathje (2006), S. 370f.; Interwies et al. (2006), S. 386f.; Pielen (2007), S. 79; Meusel (2008), S. 25f. sowie S. 130. Darüber hinaus wurden auch methodische Grundlagen der Maßnahmenplanung und -bewertung entwickelt und Kostendaten auf Basis vergangener sowie bereits konkret geplanter Vorhaben erhoben, vgl. Brackemann et al. (2002), S. 40-42; Pielen (2007), S. 81. In diesem Zusammenhang ist bspw. die Zusammenstellung eines Handbuchs zur Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen im Auftrag des Umweltbundesamtes zu nennen, vgl. Interwies et al. (2004) sowie Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 414-416; Pielen (2007), S. 81. Mit Blick auf die Umsetzung des Kostendeckungsgrundsatzes für Wasserdienstleistungen gem. Art. 9 WRRL wurde eine erste Bestandsaufnahme von Kostendeckungsgraden in der Wasserver- und Abwasserentsorgung durchgeführt, vgl. bspw. Michel/Quadflieg/Rathje (2006), S. 372-377; Interwies et al. (2006), S. 387. In der Bundesrepublik Deutschland wurden die Anforderungen an die Durchführung der wirtschaftlichen Analyse im Rahmen einer LAWA-Arbeitshilfe konkretisiert, vgl. LAWA (2003). Um die dort vorgeschlagenen Konkretisierungen einer wirtschaftlichen Analyse auf Plausibilität und Praktikabilität im wasserwirtschaftlichen Vollzug zu testen, wurde das

onsbasis war in der Folge im Hinblick auf die Erstellung der ersten Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne zum Ende des Jahres 2009 entscheidungszweckentsprechend fortzuschreiben und zu vertiefen.⁹⁶³ Hierbei lag der Schwerpunkt der ökonomischen Entscheidungsunterstützung auf der Analyse der Kosteneffizienz alternativer Maßnahmenprogramme, der ökonomischen Begründung sekundärer Umweltziele sowie der Implementierung einer kostendeckenden und verursachergerechten Bepreisung von Wasserdienstleistungen nach Art. 9 WRRL.⁹⁶⁴

5.2 Maßnahmenprogramme als Rahmen der Allokation von gewässer-ökologischen Maßnahmen an Querbauwerken

5.2.1 Funktionalität kosteneffizienter Maßnahmenprogramme nach Art 11 i. V. m. Anhang III WRRL

Gemäß Art. 11 Abs. 1 WRRL müssen die Mitgliedstaaten dafür sorgen, dass für alle in ihrem Hoheitsgebiet befindlichen Teile von Flussgebietseinheiten „unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Analysen gemäß Artikel 5 ein Maßnahmenprogramm festgelegt wird, um die Ziele gemäß Artikel 4 zu verwirklichen.“⁹⁶⁵ Das Maßnahmenprogramm bil-

Pilotprojekt „Bewirtschaftungsplan Mittelrhein“ durchgeführt, wobei die Ermittlung aktueller Kostendeckungsgrade der Wasserdienstleistungen im Mittelpunkt stand, vgl. Michel/Pejas/Quadflieg (2002); Michel/Pejas (2003) sowie auch Brackemann et al. (2002), S. 41f.; Rindler (2003), S. 154-156.

⁹⁶³ Vgl. CIS (2003a), S. 21-27; Michel/Quadflieg/Rathje (2006), S. 377-379. In diesem Zusammenhang ergeben sich höhere Ansprüche an die Qualität der bereitzustellenden Entscheidungsgrundlagen und somit auch an die einzusetzenden Analysemethoden, vgl. Michel/Quadflieg/Rathje (2006), S. 364 sowie Interwies et al. (2006), S. 388f. Dennoch ist auch in dieser vertieften Planungsphase grundsätzlich ein angemessenes Verhältnis von Entscheidungsqualität und Analyseaufwand zu wahren. Gemäß Anhang III kann den bei der Erhebung von Daten den damit verbundenen Kosten Rechnung getragen werden, so dass bei der Bereitstellung maßnahmenbezogener Kostenschätzungen i. d. R. eine gewisse Ungenauigkeit verbleiben muss. In diesem Zusammenhang sind auch die Informationsasymmetrien zwischen Wassernutzern und planenden Behörden von wesentlicher Bedeutung, vgl. auch Kap. 5.2.2 und 6.2.5. Zur Ermittlung von Kostenschätzungen vgl. auch RPA (2004), S. 45-51.

⁹⁶⁴ Vgl. CIS (2003a), S. 24f. sowie auch Interwies et al. (2006), S. 391-397. Formal sind die Ergebnisse der wirtschaftliche Analyse sowie der naturwissenschaftlich-fachlichen Bestandsaufnahme im Hinblick auf die folgenden Bewirtschaftungszyklen zu überprüfen und ggf. zu aktualisieren, vgl. Art. 5 Abs. 2 WRRL sowie auch Brackemann et al. (2002), S. 39; CIS (2003a), S. 17; Interwies et al. (2006), S. 385.

⁹⁶⁵ Art. 11 Abs. 1 WRRL sowie bspw. Epiney/Felder (2002), S. 43f. Das Maßnahmenprogramm ist zunächst auf die jeweiligen nationalen Anteile von Flussgebietseinheiten beschränkt, da es sich gemäß Art. 11 Abs. 1 WRRL auf nationale Gesetzgebungen beziehen kann, vgl. Zilkens (2007), S. 37; Dieckmann (2008), S. 6.

det also den Handlungsbedarf zur materiellen Verwirklichung der Umweltziele der Richtlinie ab.⁹⁶⁶ Als „handlungsbezogenes Gegenstück“⁹⁶⁷ der im Bewirtschaftungsplan dokumentierten rechtsverbindlichen Umweltziele stellt das Maßnahmenprogramm das zentrale aggregierte Steuerungsinstrument der Richtlinie zur Gewässerbewirtschaftung dar.⁹⁶⁸ Für den ersten Bewirtschaftungszyklus mussten die Maßnahmenprogramme gem. Art. 11 Abs. 7 WRRL bis Ende 2009 erstellt und bis Ende 2012 mit konkreten Maßnahmen hinterlegt und diese initiiert werden.⁹⁶⁹ Die Aktualisierung der Maßnahmenprogramme für den nächsten Bewirtschaftungszyklus hat gem. Art. 11 Abs. 8 WRRL bis Ende 2015 zu erfolgen und ist bis Ende 2018 in die Praxis umzusetzen.⁹⁷⁰

Gemäß Art. 11 Abs. 2 WRRL sind bei der Aufstellung von Maßnahmenprogrammen „grundlegende Maßnahmen“ und „ergänzende Maßnahmen“ zu unterscheiden.⁹⁷¹

Die in Art. 11 Abs. 3 WRRL aufgelisteten grundlegenden Maßnahmen sind die für alle Wasserkörper unabhängig von ihrem jeweiligen Zielerreichungsgrad „zu erfüllenden

⁹⁶⁶ Vgl. BMU (2010b), S. 9.

⁹⁶⁷ Seidel/Rechenberg (2004), S. 219.

⁹⁶⁸ Vgl. Dieckmann (2008), S. 5f. sowie auch Bosenius (2001), S. 29; Hödl (2005), S. 107f.; Solf (2006), S. 33; Dworak/Pielen (2006), S. 2; Albrecht (2007), S. 391; Meusel (2008), S. 22; Durner (2009), S. 78. Die normative Transformation der Maßnahmenprogramme nach Art. 11 WRRL erfolgte im dt. Wasserrecht erstmals im Rahmen der 7. Novelle des WHG a. F., vgl. auch Albrecht (2007), S. 424-430 sowie bereits Kap. 4.2.2.1.

⁹⁶⁹ Vgl. bspw. Breuer (2005), S. 13. Zur Verpflichtung der Mitgliedstaaten zur Aufstellung von Maßnahmenprogrammen (und Bewirtschaftungsplänen) sowie der rechtlichen Form der Umsetzung vgl. ausführlich Hentschel (2005), S. 77-80 und S. 105-184 sowie auch Hödl (2005), S. 108f.; Köck/Unnerstall (2006), S. 33f.; Albrecht (2007), S. 430-437. Die Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne des ersten Bewirtschaftungszyklus waren bis zum 22.03.2010 an die Europäische Kommission zu übermitteln, vgl. Irmer et al. (2009), S. 52/11. Die geforderte Implementierung der Maßnahmenprogramme bis 2012 beinhaltet insb., dass entsprechenden Gesetzesanpassungen durch- und Förderprogramme eingeführt werden, vgl. BMU (2010b), S. 45. Um die Kontrolle durch die Europäische Kommission zu erleichtern, mussten die Mitgliedstaaten gem. Art. 15 Abs. 3 WRRL bis Ende 2012 einen Fortschrittsbericht erstellen, vgl. auch Dieckmann (2008), S. 9. In der Zwischenzeit hat die Europäische Kommission auf Basis der eingereichten Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne „Compliance Checks“ durchgeführt. Neben einer allgemeinen Vollständigkeitsprüfung lag dabei das Augenmerk auf den Anstrengungen der Mitgliedstaaten in den Bereichen Hydromorphologie und Schadstoffbelastung (inkl. Landwirtschaft) sowie den Vorgehensweisen bei der Ausweisung von HMWB, der Klassifikation von ökologischem Zustand und Potenzial, der Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen sowie der Implementierung kostendeckender Wasserpreise, vgl. CIS (2008d), S. 4; Irmer et al. (2009), S. 52/11-52/14. Sofern die Europäische Kommission zur Einschätzung kommt, dass Mitgliedstaaten ihren Umsetzungsverpflichtungen (z. B. bei der Rechtfertigung von Ausnahmen) nicht hinreichend nachkommen, kann sie entsprechende Vertragsverletzungsverfahren gegen die Mitgliedstaaten einleiten, die in eine Klage vor dem Europäischen Gerichtshof münden können, vgl. auch Epiney/Felder (2002), S. 36; Hentschel (2005), S. 60f.

⁹⁷⁰ Vgl. bspw. auch Breuer (2005), S. 15; Muro et al (2006), S. 59.

⁹⁷¹ Vgl. bspw. auch Hentschel (2005), S. 80; Hödl (2005), S. 109; Breuer (2007), S. 508f.; Schiller et al. (2008), S. 89; LAWA (2008c), S. 1; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 10f.; BMU (2010b), S. 45.

Mindestanforderungen“.⁹⁷² Ihre Umsetzung kann nicht im Rahmen von Ausnahmeregelungen abgeschwächt werden.⁹⁷³ Wesentliche grundlegende Maßnahmen beziehen sich auf die Umsetzung des gemeinschaftlichen Gewässerschutzrechts, welches bereits vor Inkrafttreten der WRRL eingeführt wurde (Art. 11 Abs. 3 a) i. V. m. Anhang VI, Teil A WRRL), sowie auf grundlegende Anforderungen an die rechtlichen Rahmenbedingungen zur Nutzung von Wasserressourcen in den Mitgliedstaaten, die jedoch z. T. nur vage formuliert sind.⁹⁷⁴ Für den Untersuchungsrahmen dieser Arbeit sind insb. folgende grundlegende Maßnahmen relevant:

- Art. 11 Abs. 3 b) WRRL: geeignete Maßnahmen zur Umsetzung der Ziele des Art. 9 WRRL (Kostendeckung der Wasserdienstleistungen),⁹⁷⁵
- Art. 11 Abs. 3 c) WRRL: Maßnahmen zur Gewährleistung einer effizienten und nachhaltigen Wassernutzung, soweit dies für die Verwirklichung der Umweltziele gem. Art. 4 WRRL notwendig ist,
- Art. 11 Abs. 3 e) WRRL: Entnahmen aus Oberflächengewässern und Aufstauungen von Oberflächengewässern sind unter eine staatliche Aufsicht mit Genehmigungsvorbehalt zu stellen, zu begrenzen, regelmäßig zu überprüfen und ggf. anzupassen,⁹⁷⁶
- Art. 11 Abs. 3 i) WRRL: Maßnahmen zur Gewährleistung der hydromorphologischen Bedingungen, die zur Verwirklichung der für die jeweiligen Wasserkörper festgelegten Umweltziele erforderlich sind. Hierzu sind nutzungsbedingte hydromorphologische Beeinträchtigungen der Gewässer wiederum durch Genehmigungsvorbehalt zu begrenzen und regelmäßig zu überprüfen.⁹⁷⁷

⁹⁷² Art. 11 Abs. 3 S. 1 WRRL, vgl. auch CIS (2003a), S. 21; Epiney/Felder (2002), S. 44-48; Breuer (2005), S. 13f.; Fröhlich/Irmer (2005), S. 159; Hentschel (2005), S. 81-91; Hödl (2005), S. 110-117; Keitz (2006), S. 255-257; Zilkens (2007), S. 37; Albrecht (2007), S. 392; LAWA (2008c), S. 1f.; Albrecht/Wendler (2009), S. 614f.

⁹⁷³ Vgl. bspw. Kessler (2006), S. 48; CIS (2008b), S. 4 sowie auch Kap. 5.4.

⁹⁷⁴ Vgl. Erwägungsgründe 25, 26 WRRL sowie Fuhrmann (2000), S. 36; Bosenius (2001), S. 29; Holzwarth (2002), S. 107f.; CIS (2003a), S. 21; Seidel/Rechenberg (2004), S. 219; BMU (2004a), S. 11; Dieckmann (2008), S. 2 sowie S. 7-9; Meusel (2008), S. 22; BMU (2010b), S. 45. Art. 11 Abs. 3 a) WRRL umfasst auch gemeinschaftliche Rechtsnormen, die indirekt dem Gewässerschutz dienen, z. B. die FFH-RL, vgl. Anhang VI, Teil A WRRL sowie Dieckmann (2008), S. 8. Zum Verhältnis von WRRL und FFH-RL als gemeinschaftliche Naturschutzrichtlinie vgl. bereits Kap. 4.3.2.

⁹⁷⁵ Vgl. auch bspw. Hentschel (2005), S. 86f.; Albrecht (2007), S. 393. Zu den Bestimmungen des Art. 9 WRRL und deren möglichen Implikationen für die Fragestellung dieser Arbeit vgl. Kap. 5.5.

⁹⁷⁶ Vgl. bspw. auch Bosenius (2001), S. 29f.; BMU (2004a), S. 11; Breuer (2005), S. 15; Hentschel (2005), S. 87; Fröhlich (2005b), S. 25; Meusel (2008), S. 22; Reinhardt (2009a), S. 433.

⁹⁷⁷ Vgl. bspw. auch Bosenius (2001), S. 29f.; BMU (2004a), S. 11; Fröhlich (2005b), S. 25; Meusel (2008), S. 22; Reinhardt (2009a), S. 433. Insgesamt wird deutlich, dass die grundlegenden Maßnahmen nicht überschneidungsfrei abgegrenzt sind. So ergibt sich eine inhaltliche Überschneidung der Maßnahmen nach Art. 11 Abs. 3 b) und c) WRRL, da eine effiziente und nachhaltige Wassernutzung auch ein Kernziel der Bestimmungen des Art. 9 WRRL darstellt. Ebenso überlagern sich die Maßnahmen nach

Über die grundlegenden Maßnahmen hinaus sind zur Sicherstellung der Zielerreichung im Sinne des Art. 4 WRRL ggf. ergänzende Maßnahmen zu ergreifen.⁹⁷⁸ In Anhang VI, Teil B WRRL ist ein weites, generisches Spektrum möglicher ergänzender Maßnahmen aufgelistet: Neben Bau- und Sanierungsmaßnahmen (z. B. Renaturierung von Ufer- und Sohlstrukturen, Errichtung von Fischpässen an Querbauwerken) sowie der Neuschaffung bzw. Wiederherstellung von Feuchtgebieten – also Maßnahmen, die konkret auf die Verbesserung des Gewässerzustands ausgerichtet sind – verweist Anhang VI, Teil B WRRL auch auf das gesamte Spektrum umweltpolitischer Instrumente, mithilfe derer zielführende gewässerzustandsbezogene Maßnahmen bei relevanten Dritten, insb. den Wassernutzern, induziert werden können.⁹⁷⁹ Laut Erwägungsgrund 38 WRRL „sollten die Mitgliedstaaten auch den Einsatz wirtschaftlicher Instrumente vorsehen.“ Es wird somit deutlich, dass der WRRL ein weiter Maßnahmenbegriff zugrunde liegt, der alle direkt oder indirekt staatlich eingeleiteten Aktivitäten und Handlungen zur materiellen Verwirklichung der Umweltziele der Richtlinie umfasst (vgl. Abbildung 9).⁹⁸⁰

Art. 11 Abs. 3 e) und i) WRRL, da hydromorphologische Beeinträchtigungen von Gewässern im Wesentlichen durch Aufstauungen verursacht werden. Die in Art. 11 Abs. 3 e) und i) WRRL eingeforderten Genehmigungsvorbehalte waren im Wasserrecht der Bundesrepublik Deutschland bereits im Vorfeld der WRRL verankert, vgl. bspw. BMU (2004a), S. 15; Seidel/Rechenberg (2004), S. 219; Reinhardt (2009a), S. 433 sowie Kap. 6.2. Durch diese Bestimmungen der WRRL wird jedoch auch die regelmäßige Überprüfung dieser wasserrechtlichen Genehmigungen stärker eingefordert, vgl. auch Fröhlich (2005b), S. 25; Köck/Unnerstall (2006), S. 29.

⁹⁷⁸ Vgl. Art. 11 Abs. 4 WRRL sowie bspw. auch Seidel (1998), S. 434; Blöch (1999), S. 69; Fuhrmann (2000), S. 36; Bosenius (2001), S. 30; Epiney/Felder (2002), S. 48f.; BMU (2004a), S. 11f.; Breuer (2005), S. 14; Hentschel (2005), S. 91; Hödl (2005), S. 117f.; Dworak/Pielen (2006), S. 2; Keitz (2006), S. 254; Breuer (2007), S. 509; Zilkens (2007), S. 37; Albrecht (2007), S. 396f.; LAWA (2008c), S. 3; Schiller et al. (2008), S. 90; BMU (2010b), S. 45. Darüber hinaus können ergänzende Maßnahmen auch der freiwilligen Zielübererfüllung dienen, vgl. LAWA (2008c), S. 3.

⁹⁷⁹ Vgl. bspw. auch Fuhrmann (2000), S. 36; CIS (2004b), S. 14; Interwies et al. (2004), S. 3; BMU (2004a), S. 11f.; Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 415; Keitz/Kessler (2008), S. 359. Neben rechtlichen, administrativen, wirtschaftlichen und steuerlichen Instrumenten werden auch „weiche“ Maßnahmen wie Fortbildungen und Demonstrationsvorhaben angeführt, vgl. Seidel/Rechenberg (2004), S. 219; Interwies et al. (2006), S. 394.

⁹⁸⁰ Vgl. Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 414f.; Hentschel (2005), S. 80; Dworak/Pielen (2006), S. 2f.; Schiller et al. (2008), S. 90-93. Allgemein werden Maßnahmen als zielgerichtete bzw. zweckgerichtete Handlungen verstanden, vgl. Schiller et al. (2008), S. 88. PETRY ET AL. differenzieren in diesem Zusammenhang umweltbezogene und akteursbezogene Maßnahmen. Dabei sind umweltbezogene Maßnahmen in ihrer Wirkweise durch eine direkte Veränderung der Umweltqualität gekennzeichnet, während akteursbezogene Maßnahmen das Handeln der wasserwirtschaftlichen Akteure in Bezug auf die Durchführung umweltbezogener Maßnahmen beeinflussen, vgl. Petry et al. (2005), S. 95 sowie Schiller et al. (2008), S. 91f. Umweltbezogene Maßnahmen umfassen insofern sowohl additive Maßnahmen („end-of-pipe“) als auch integrierte Maßnahmen, vgl. allgemein auch Lange (1978), S. 179-202; Michaelis (1996), S. 51-53; Häder (1997), S. 109f. Akteursbezogene Maßnahmen entsprechen dagegen den umweltpolitischen Instrumenten, vgl. Petry et al. (2005), S. 95 sowie Schiller et al. (2008), S. 92. Demgegenüber wird im Handbuch des Umweltbundesamtes zur Maßnahmenplanung nach Art. 11 WRRL der Begriff Maßnahme im engeren Sinne nur auf diejenigen Eingriffe angewendet, die unmittelbar zu einer Verbesserung des Gewässerzustands führen. Darunter fallen vorrangig Maßnahmen baulicher Art und solche Maßnahmen, die direkt am Gewässer durchgeführt werden. Als charakteristisch für unmittelbar gewässerzustandsbezogene Maßnahmen wird angesehen, dass sie mit hoher Wahrscheinlichkeit, kurzfristig und lokal begrenzt wirksam werden und dass ihre Wirksamkeit

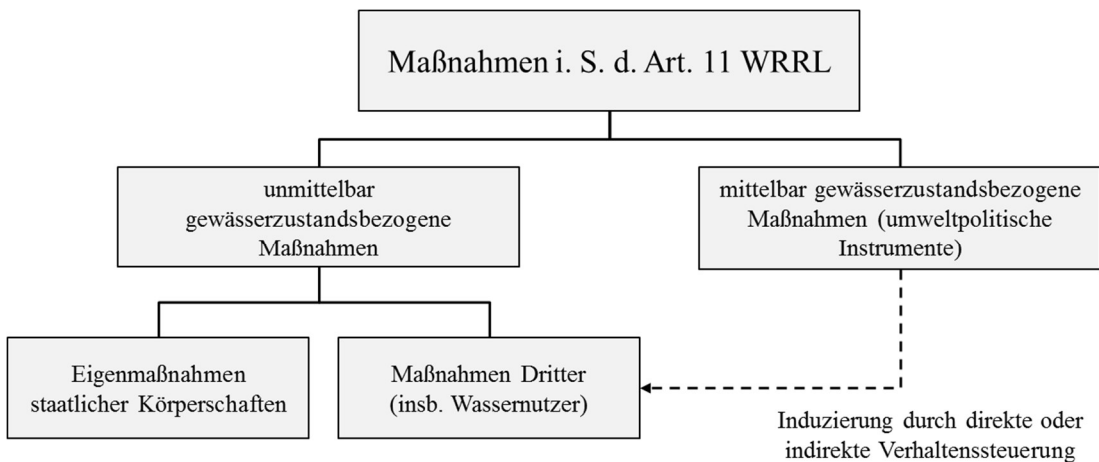


Abbildung 9: Maßnahmen i. S. v. Art. 11 WRRL

Die unmittelbar gewässerzustandsbezogenen Maßnahmen sind entweder von staatlichen Körperschaften als Eigenmaßnahmen (z. B. Renaturierung eines begradigten Bachlaufes durch die gewässerunterhaltungspflichtige Gebietskörperschaft) oder aber von Dritten – also insb. den Wassernutzern – durchzuführen.⁹⁸¹ Maßnahmen bei Dritten werden im Regelfall durch staatliche Instanzen in Form einer direkten oder indirekten Verhaltenssteuerung mittels umweltpolitischer Instrumente induziert (z. B. direkte Verhaltenssteuerung durch ordnungsrechtliche Auflagen, indirekte Verhaltenssteuerung durch markorientierte Anreize wie Abgaben).⁹⁸² Es besteht somit ein funktionaler Zusammenhang zwischen den aktorsbezogenen umweltpolitischen Instrumenten und den daraus resultierenden gewässerzustandsbezogenen Maßnahmen.⁹⁸³ In diesem Sinne können umweltpolitische Instrumente als mittelbar gewässerzustandsbezogene Maßnahmen charakterisiert werden. Da

daher vergleichsweise gut vorherzusagen ist. Ebenso ist charakteristisch, dass die Entscheidung über ihren Einsatz in der Regel vor Ort in den zuständigen Wasserbehörden getroffen wird. Von diesen Maßnahmen werden im Handbuch begrifflich die Instrumente abgegrenzt. Diese zielen auf eine Veränderung von Rahmenbedingungen ab, um so das Verhalten relevanter Akteure mittelbar zu beeinflussen und damit die Umsetzung bzw. Durchführung von Maßnahmen zu unterstützen. Diese Beeinflussung kann nach Ansicht der Autoren des Handbuches über die rechtlichen oder wirtschaftlichen Rahmenbedingungen, aber auch durch bessere Information und Aufklärung erfolgen, vgl. Interwies et al. (2004), S. 3, S. 24 sowie S. 43f.; Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 415; Interwies et al. (2006), S. 394.

⁹⁸¹ Vgl. Schiller et al. (2008), S. 91-93; Durner (2009), S. 79.

⁹⁸² Vgl. bspw. Interwies et al. (2004), S. 3 sowie S. 22f.; Keudel (2005), S. 5; Dworak/Pielen (2006), S. 2f.; Schiller et al. (2008), S. 92f.; Unnerstall/Scheidt (2008), S. 227-231; Durner (2009), S. 79-83. Zur Systematik der umweltpolitischen Instrumente vgl. bereits Kap. 2.3. In die Kategorie wirtschaftlicher Instrumente ist sachlich auch die kostendeckende Bepreisung von so genannten Wasserdienstleistungen nach Art. 9 WRRL einzuordnen, vgl. hierzu Kap. 5.5. Einen Sonderfall stellen Maßnahmen dar, die von Dritten freiwillig durchgeführt werden (z. B. um sich bei umweltbewussten Kunden einen Wettbewerbsvorteil zu verschaffen oder aus Motiven, die nicht primär auf den Gewässerschutz abzielen).

⁹⁸³ Gewässerzustandsrelevante Maßnahmen Dritter sowie die zugehörigen umweltpolitischen Instrumente stellen also funktionale Bündel dar, vgl. Petry et al. (2005), S. 95 sowie auch Görlach/Kranz/Interwies

das Maßnahmenprogramm nach Art. 11 WRRL explizit auch instrumentelle Bestandteile umfasst und gerade der Einsatz wirtschaftlicher Instrumente der indirekten Verhaltenssteuerung nachgelagerte Freiheitsgrade bzgl. der Maßnahmenentwicklung auf Ebene der adressierten Akteure bedingt, wird bereits einsichtig, dass ein Maßnahmenprogramm gemäß Art. 11 WRRL keinen abschließenden Katalog konkreter Detailmaßnahmen umfassen kann.⁹⁸⁴

Die Entwicklung der Maßnahmen sowie deren Zusammenstellung als Maßnahmenprogramm stellt eine multidisziplinäre Aufgabenstellung mit naturwissenschaftlichen, ingenieurwissenschaftlich-technischen sowie ökonomischen Aspekten dar.⁹⁸⁵ Im Ergebnis muss jedes Maßnahmenprogramm ein systematisches und kohärentes Konzept zur Verwirklichung der wasserkörperbezogenen⁹⁸⁶ Umweltziele im zugehörigen Flussgebiet liefern, was bereits einen immensen Planungsanspruch darstellt.⁹⁸⁷ Entsprechend der Dualität der Bewirtschaftungsebenen in der Systematik der WRRL ist es sowohl auf die lokale als auch auf die einzugsgebietsbezogene Zielerreichung auszurichten.⁹⁸⁸ Obschon der Wasserkörper die primäre Bewirtschaftungseinheit darstellt, geht mit der flussgebietsbezogenen Bewirtschaftungsperspektive die substantielle Anforderung einher, die Ursachen für den defizitären Zustand eines Gewässers sowie entsprechende Lösungsansätze in einer Gesamtbetrachtung des Einzugsgebietes festzustellen.⁹⁸⁹

(2005), S. 415; Londong et al. (2006), S. 165; Karl et al. (2006), S. 8; Schiller et al. (2008), S. 92f.; Unnerstall/Scheidt (2008), S. 227f. Ein Beispiel für ein solches Bündel ist der Bau eines Fischpasses, der aufgrund einer ordnungsrechtlichen Auflage erfolgt.

⁹⁸⁴ BREUER verwendet in diesem Zusammenhang treffend den Begriff der „programmatische[n] Makrosteuerung“, Breuer (2005), S. 12.

⁹⁸⁵ Vgl. Dworak/Pielen (2006), S. 1f.; Ammermüller (2011), S. 37f.

⁹⁸⁶ Da Grundwasserwasserkörper im Kontext der vorliegenden Fragestellung eine untergeordnete Bedeutung aufweisen, werden Wasserkörper im Folgenden – soweit nicht anders bezeichnet – als Oberflächenwasserkörper (Fließgewässer und Seen) verstanden.

⁹⁸⁷ Vgl. Erwägungsgründe 25, 26 WRRL; Fuhrmann (2000), S. 36; Fuhrmann (2001), S. 41; Epiney/Felder (2002), S. 50f.; BMU (2004a), S. 12; Interwies et al. (2004), S. 62-64; Breuer (2005), S. 11f.; Hentschel (2005), S. 95-97; Knopp (2005), S. 30; Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 412; Stratenwerth (2006), S. 62; Londong et al. (2006), S. 3; Breuer (2007), S. 505f. Zur Charakterisierung der Maßnahmenauswahl als Entscheidungsproblem vgl. Schumann/Dietrich/Lotov (2005), S. 191-196; Klauer et al. (2008c), S. 44-47. Zur Auswahl und Kombination von Maßnahmen vgl. auch ATV-DVWK (2001), S. 21-76; Böhm et al. (2002); Petry et al. (2005), S. 90-98; Karl et al. (2006), insb. S. 10-15; Londong et al. (2006); Lange et al. (2007), insb. S. 85-120; Albrecht (2007), S. 391; Klauer et al. (2008c), insb. S. 52-59; Klauer/Schiller/Petry (2008), S. 278-291; Klauer et al. (2008d), S. 301-360.

⁹⁸⁸ Vgl. Bosenius (2001), S. 32; Fuhrmann (2001), S. 40; Interwies et al. (2004), S. 25f.; Dworak/Pielen (2006), S. 3 sowie S. 7; Stratenwerth (2006), S. 66f.; Solf (2006), S. 36f.; Breuer (2007), S. 508; Meusel (2008), S. 12 sowie S. 35; Klauer et al. (2008b), S. 40; Klauer et al. (2008c), S. 45; Keitz/Kessler (2008), S. 356; BMU (2010b), S. 38.

⁹⁸⁹ Vgl. Fuhrmann (2001), S. 41; Interwies et al. (2004), S. 62-64; Solf (2006), S. 36f.; Stratenwerth (2006), S. 66f. sowie auch Breuer (2007), S. 506 und S. 512. Art. 11 Abs. 1 WRRL verweist sowohl auf die Flussgebietseinheit als auch auf die Umweltziele gem. Art. 4 WRRL, die wasserkörperbezogen festzulegen sind. Der Wasserkörper, ein homogen abgrenzbarer Gewässerabschnitt, ist die grundlegende Bewirtschaftungseinheit der WRRL. Die Umweltziele sind für diese lokale Bewirtschaftungseinheit

Die Gewährleistung der ökologischen Zielerreichung für die jeweiligen Wasserkörper in einer Flussgebietseinheit stellt also die grundlegende Anforderung an ein Maßnahmenprogramm gem. Art. 11 WRRL dar. In der qualitätsorientierten Umweltzielsystematik der WRRL ist die Verwirklichung eines „guten Zustands bis 2015“ als primäres Umweltziel für alle Oberflächenwasserkörper definiert.⁹⁹⁰ Dementsprechend ist die Maßnahmenplanung zunächst auf dieses Ziel auszurichten.⁹⁹¹ Hierzu ist ausgehend von den vorhandenen und erwarteten Defiziten, Belastungen und Verursacherbereichen⁹⁹² eine Kombination von Maßnahmen zu entwickeln, die in ihrem Zusammenwirken – also unter Berücksichtigung von Wirkungsinterdependenzen und Wirkungsunsicherheiten – mit hinreichend

jeweils individuell festzulegen. Die Maßnahmenplanung ist daher vorrangig auf die einzelnen Wasserkörper auszurichten, da dadurch spezifische Lösungen zur Begegnung unterschiedlicher lokaler und regionaler Gegebenheiten und Bedarfe ermöglicht werden, vgl. Erwägungsgrund 13 WRRL sowie auch Interwies et al. (2004), S. 25; Londong et al. (2006), S. 5. Gleichzeitig sieht die WRRL jedoch eine integrierte Bewirtschaftung der Wasserressourcen innerhalb der natürlichen hydrologischen Einheiten – den Flusseinzugsgebieten – vor (Flussgebietsmanagement). Die flussgebietsweite Koordination der Maßnahmenplanung muss mindestens so intensiv sein, dass die Kohärenz aller Maßnahmen in den Einzugsgebieten durch eine entsprechende Zusammenarbeit auf lokaler, einzelstaatlicher sowie gemeinschaftlicher Ebene sichergestellt ist, vgl. Erwägungsgrund 14 WRRL sowie bereits Kap. 4.2.2. Eine kohärente Integration der Bewirtschaftungsebenen Flussgebiet und Wasserkörper muss sowohl Top-Down- als auch Bottom-Up-Koordinationsselemente aufweisen (Gegenstromprinzip), vgl. Knopp (2005), S. 31; Dworak/Pielen (2006), S. 3-7. Im Rahmen einer Top-Down-Vorkoordination sind die wesentlichen für die Gesamtbewirtschaftung der Flussgebietseinheit maßgeblichen Bewirtschaftungsfragen (z. B. Nährstoffeinträge, Durchgängigkeit) zu identifizieren und für die Maßnahmenplanung in den Wasserkörpern entsprechende Rahmenbedingungen zur Erreichung der Umweltziele auf aggregierter Ebene (Flussgebietseinheit) zu verankern. Bei der fachlichen Konkretisierung der Maßnahmen dominiert dagegen die Bottom-Up-Planung ausgehend von den Rahmenbedingungen in den einzelnen Wasserkörpern, vgl. Fuhrmann (2000), S. 37; Ramm/Hill (2003), S. 11; Interwies et al. (2004), S. 62-64; Klauer et al. (2008c), s. 45f. sowie S. 51f.; Schiller et al. (2008), S. 82f.; Klauer et al. (2008d), S. 306f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 244. Schließlich sind bei der Maßnahmenplanung auch die Auswirkungen auf den Meeresschutz zu berücksichtigen, vgl. bspw. Meusel (2008), S. 35; BMU (2010b), S. 46f.

⁹⁹⁰ Zur qualitätsorientierten Umweltzielsystematik vgl. bereits Kap. 4.2.4.

⁹⁹¹ Vgl. Holzwarth (2005), S. 511 sowie Kap. 5.1.

⁹⁹² Die Analyse der Defizite, Belastungen und Verursacherbereiche erfolgt im Rahmen der WRRL durch die so genannte IMPRESS-Analyse (Impacts and Pressures), vgl. ausführlich CIS (2003f) sowie auch Interwies et al. (2004), S. 5; Mohaupt/Borchardt/Richter (2006), S. 134-142. Die wesentlichen Parameter für den hydromorphologischen Zustand eines Gewässers werden in Deutschland im Rahmen der so genannten Strukturgütekartierung erhoben und dokumentiert. Die in der Gewässerstrukturgütekartierung enthaltenen abiotischen Faktoren können als Grundlage für die Beurteilung der unterstützenden, hydromorphologischen Qualitätskomponenten im Rahmen der ökologischen Zustandsbewertung gemäß Anhang V WRRL dienen, vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 155. Eine wesentliche Informationsgrundlage hinsichtlich der Beeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit von Flussgebieten liefern Querbauwerkskataster und -informationssysteme, die bspw. Art, Absturzhöhe, ggf. vorhandene Fischpässe sowie die Nutzung eines Querbauwerkes erfassen, vgl. LAWa (2007), S. 4f. sowie MUNLV NRW (2005), S. 57-65; Müller/Bleck (2005), S. 16-18; Anderer/Dumont/Kolf (2007), S. 10; Anderer et al. (2008), S. 569; LfU Bayern (2011), S. 37-39 sowie S. 43; Anderer et al. (2012), S. 62-93. Von zunehmender Bedeutung ist auch der Einsatz geographischer Informationssysteme (GIS), vgl. bspw. Grünwald (2001), S. 1141-1156; Michels et al. (2005), S. 165-190.

hoher Wahrscheinlichkeit eine fristgerechte und vollständige Verwirklichung der ökologischen Zielerreichung gewährleistet (Anforderung der ökologischen Effektivität).⁹⁹³

In Analogie zur fachlichen Operationalisierung der Umweltziele (insb. des guten ökologischen Zustands) lassen sich für die Maßnahmenplanung nachgelagerte Bezugsebenen der ökologischen Effektivität ableiten.⁹⁹⁴ In der Regel werden einzelne Maßnahmenwirkungen nicht direkt auf den letztlich resultierenden Gewässerzustand, sondern auf konkretere Entwicklungs-, Handlungs- oder Parameterziele bezogen, welche fachlich aus den erforderlichen Zielausprägungen der biologischen Qualitätskomponenten des Gewässerzustands abgeleitet werden, bereits einen Ursachenbezug herstellen und i. d. R. messbar sind.⁹⁹⁵ So stellt die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit der Oberflächengewässer in einem Flussgebiet ein Handlungsziel dar, welches darauf ausgerichtet ist, die Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten (insb. Fischfauna und Makrozoobenthos) soweit zu verbessern, dass dem angestrebten Gewässerzustand – also primär dem guten ökologischen Zustand – entsprochen wird.⁹⁹⁶ Diesem Handlungsziel können nun wiederum konkrete Maßnahmen (z. B. die Errichtung eines Fischpasses in der technischen Ausführung x am Querbauwerk y) zugeordnet werden.⁹⁹⁷ Hierfür ist wiederum eine ausreichende Operationalisierung des Zielerreichungsgrades erforderlich, um Anforderungen an die Auswahl, Ausgestaltung, Dimensionierung und Verortung konkreter Maßnahmen ableiten zu können.⁹⁹⁸

⁹⁹³ Vgl. CIS (2003a), S. 165-167; Interwies et al. (2004), S. 35; RPA (2004), S. 53-58; RPA (2005), Part B; Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 414f.; CIS (2006b), S. 17; Dworak/Pielen (2006), S. 3; Lange et al. (2007), S. 86-90; Klauer et al. (2008c), S. 43 sowie S. 54-57; Keitz/Kessler (2008), S. 359; Schiller et al. (2008), S. 77f.; Meusel (2008), S. 80 sowie S. 101-107; Klauer/Schiller/Petry (2008), S. 277f.; Albrecht/Wendler (2009), S. 616;. Die relevante Bezugsbasis für die Maßnahmenplanung (im ersten Bewirtschaftungszyklus) ist die voraussichtliche Ziellücke im Jahr 2015. Unter Berücksichtigung des Baseline-Szenarios i. S. v. Anhang III WRRL, also der erwarteten Entwicklung der Wassernutzungen, der bereits laufenden und geplanten Maßnahmen im Gewässerschutz sowie der grundlegenden Maßnahmen i. S. d. Art. 11 Abs. 3 WRRL, können die voraussichtlichen Defizite für das Jahr 2015 abgeschätzt und der Bedarf an ergänzenden Maßnahmen abgeleitet werden. Bei der Bildung ökologisch zielführender Maßnahmenkombinationen sind nicht zuletzt räumliche Wechselwirkungen zwischen Wasserkörpern zu berücksichtigen, vgl. Interwies et al. (2004), S. 62-64; Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 416; Klauer et al. (2008c), S. 58. Zur Abschätzung der Wirksamkeit von Maßnahmen und der Wahrscheinlichkeit der Zielerreichung vgl. bspw. Interwies et al. (2004), S. 58f.; Petry et al. (2005), S. 95f.; Lange et al. (2007), S. 86-90 sowie 96-98; Meusel (2008), S. 84f. sowie S. 110-115; Klauer et al. (2008c), S. 56f.; Rode et al. (2008), S. 203-226; Klauer/Schiller/Petry (2008), S. 287f.; Klauer et al. (2008d), S. 321-331.

⁹⁹⁴ Vgl. RPA (2004), S. 54-56; RPA (2005), S. B-6f.

⁹⁹⁵ Vgl. bspw. Interwies et al. (2004), S. 12; Londong et al. (2006), S. 86f.; Klauer et al. (2008c), S. 54; Schiller et al. (2008), S. 78-81; Klauer et al. (2008d), S. 310-313 sowie S. 318f. Ursachenbezogene Handlungsziele weisen also bereits eine grobe Maßnahmenorientierung auf, vgl. Schiller et al. (2008), S. 80.

⁹⁹⁶ Zur fachlichen Operationalisierung der Anforderungen an die ökologische Durchgängigkeit vgl. bereits Kap. 4.2.6.

⁹⁹⁷ Vgl. Schiller et al. (2008), S. 89.

⁹⁹⁸ Vgl. RPA (2004), S. 53f. sowie bereits Kap. 4.2.6.

Für die Bildung zielführender Maßnahmenkombinationen ist wesentlich, dass die biologischen Qualitätskomponenten insb. im Falle intensiv genutzter Gewässer nicht monokausal beeinträchtigt werden.⁹⁹⁹ Für Defizite der Fischfauna können neben der Beeinträchtigung der Durchgängigkeit auch eine strukturelle Verarmung der Habitate sowie stoffliche Belastungen ursächlich sein.¹⁰⁰⁰ Eine intendierte Verbesserung des Zustands der Fischfauna muss also in Entsprechung der relevanten Belastungen in mehrere Handlungsziele übersetzt werden. Anders herum betrachtet können bestimmte Maßnahmen wiederum mehreren Handlungszielen dienen und damit im Rahmen eines Maßnahmenprogrammes eine synergetische Effektivität aufweisen.¹⁰⁰¹ Schließlich ist auch die hydrologische und ökologische Verbundenheit der Gewässer in einem Flusseinzugsgebiet von besonderer Bedeutung für die Maßnahmenplanung.¹⁰⁰² Bestimmte Belastungen bzw. Defizite wirken sich nicht nur lokal im unmittelbar betroffenen Wasserkörper, sondern wasserkörperübergreifend im Flusseinzugsgebiet aus. Die Beeinträchtigung der (linearen) Durchgängigkeit von Fließgewässern stellt neben den Einträgen von Schad- und Nährstoffen die wesentlichste wasserkörperübergreifende Belastung des Fließgewässerzustands dar.¹⁰⁰³ Während die in einem Fließgewässer in Fließrichtung mitgeführten Schad- und Nährstoffe je nach Ausmaß den Zustand der biologischen Qualitätskomponenten in unterliegenden Wasserkörpern beeinträchtigen, kann sich eine Beeinträchtigung der linearen Durchgängigkeit eines Gewässers durch Querbauwerke sowohl auf unterliegende als auch oberliegende Wasserkörper auswirken. Insb. aber wird die Erreichbarkeit von Habitaten in oberliegenden Wasserkörpern erschwert oder verhindert.¹⁰⁰⁴ Die wasserkörperübergreifenden Wirkungen bestimmter Belastungen bzw. Defizite implizieren also eine Interdependenz der Maßnahmenplanung auf den Bewirtschaftungsebenen „Wasserkörper“ und „Flussgebietseinheit“.¹⁰⁰⁵ Dabei können zwei Perspektiven unterschieden werden:

⁹⁹⁹ Vgl. bspw. RPA (2005), S. B-8; Meusel (2008), S. 103-110 sowie S. 236. Zu wichtigen anthropogenen Einflüssen sowie den Wechselwirkungen in Fließgewässersystemen vgl. Londong et al. (2006), S. 5.

¹⁰⁰⁰ Vgl. bereits Kap. 4.2.6. Die Fischfauna und das Makrozoobenthos eines Gewässers können darüber hinaus auch von Wärmebelastungen (z. B. aus Kühlwassereinleitungen) beeinträchtigt sein. Insb. Salmoniden, zu denen neben Forelle und Äsche auch der Lachs zählt, reagieren empfindlich auf höhere Gewässertemperaturen, vgl. Londong et al. (2006), S. 55-57.

¹⁰⁰¹ Vgl. Londong et al. (2006), S. 88f.

¹⁰⁰² Zur hydrologischen und ökologischen Vernetzung von Gewässern in Flussgebieten vgl. bereits Kap. 3.1 und 4.2.2.

¹⁰⁰³ Vgl. Interwies et al. (2004), S. 62; RPA (2005), S. B-7f.; Dworak/Pielen (2006), S. 7; Stratenwerth (2006), S. 66f.; Klauer et al. (2008c), S. 45f., Meusel (2008), S. 84; Schiller et al. (2008), S. 82 sowie S. 94f.

¹⁰⁰⁴ Vgl. bereits Kap. 3.3.

¹⁰⁰⁵ Vgl. Dworak/Pielen (2006), S. 3-7; Schiller et al. (2008), S. 81f.; Klauer et al. (2008d), S. 306f. Da sich diese Defizite und Belastungen des ökologischen Gewässerzustands nur wasserkörperübergreifend

- (1) Eine Maßnahme, die „an“ einem Wasserkörper ergriffen wird, kann über diesen hinaus auch den Zustand weiterer Wasserkörper beeinflussen (maßnahmenbezogene Perspektive).
- (2) Der Zustand eines Wasserkörpers kann durch Maßnahmen „an“ mehreren Wasserkörpern beeinflusst werden (wasserkörperbezogene Perspektive).

Da in der Umweltzielsystematik der WRRL die verbindlichen ökologischen Zielsetzungen wasserkörperbezogen definiert sind, ist für die Bewirtschaftungsentscheidungen letztlich die wasserkörperbezogene Perspektive entscheidend. Die erforderliche ökologische Zielerreichung in einem Flusseinzugsgebiet, auf welches sich das Maßnahmenprogramm nach Art. 11 WRRL bezieht, stellt wiederum das Aggregat der Umweltziele der jeweiligen Wasserkörper des Flusseinzugsgebietes dar. Ein Maßnahmenprogramm für eine Flussgebietseinheit ist demnach ökologisch effektiv, wenn es die Verwirklichung aller wasserkörperbezogenen Umweltziele gewährleistet.

Aus ökonomischer Sicht implizieren alle Maßnahmen zur Verwirklichung der Umweltziele Opportunitätskosten, d. h. es werden knappe Ressourcen gebunden, die für andere Zwecke nicht mehr zur Verfügung stehen.¹⁰⁰⁶ Um unnötige Wohlfahrtsverluste bei der Verwirklichung der exogen gesetzten Umweltziele zu vermeiden, ist in der WRRL die Anforderung verankert, *kosteneffiziente* Maßnahmenprogramme zusammenzustellen (engl. „most cost-effective combination of measures“).¹⁰⁰⁷ Die Anforderung der Kosteneffizienz erfordert, dass jeweils die Kombination von Maßnahmen zu ermitteln ist, die

verringern lassen, werden die Wiederherstellung der linearen Durchgängigkeit sowie die Verringerung von Schad- und Nährstofffrachten im Kontext der Maßnahmenplanungsaktivitäten in Deutschland auch als „überregionale Bewirtschaftungsziele“, BMU (2010b), S. 38, bezeichnet und von regionalen und lokalen Bewirtschaftungszielen (z. B. lokalen Habitatverbesserungen) abgegrenzt. Der Begriff „Bewirtschaftungsziel“ wird im deutschen Wasserhaushaltsgesetz eigentlich synonym zum Begriff „Umweltziel“ i. S. v. Art. 4 WRRL verwendet, welche auf den aggregierten Zustand eines Gewässers bezogen sind. Wie das hier angeführte Beispiel zeigt, wird der Begriff „Bewirtschaftungsziel“ in der Praxis der Bewirtschaftungsplanung jedoch teilweise auch konkreter i. S. v. defizitbezogenen Handlungszielen zur Verwirklichung der aggregierten Zustandsziele verwendet.

¹⁰⁰⁶ Vgl. bspw. Ewringmann (2006b), S. 74; Londong et al. (2006), S. 16; Hanusch (2011), S. 2.

¹⁰⁰⁷ Die Anforderung der Kosteneffizienz findet sich nicht unmittelbar in Art. 11 WRRL, sondern in Anhang III der Richtlinie, welcher die Funktionen der wirtschaftlichen Analyse nach Art. 5 WRRL näher bestimmt. Hierin ist jedoch ein expliziter Bezug auf die Erstellung des Maßnahmenprogrammes gemäß Art. 11 WRRL enthalten (Anhang III b) WRRL). Demnach sollen auf Basis der im Rahmen der wirtschaftlichen Analyse gesammelten Informationen „die in Bezug auf die Wassernutzung kosteneffizientesten Kombinationen der in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 aufzunehmenden Maßnahmen“ ermittelt werden, Anhang III b) WRRL, vgl. auch BMU (2004a), S. 96-98. Die Anforderung der „Effizienz“ bei der Bewirtschaftung von Wasserressourcen wird auch im Erwägungsgrund 18 WRRL betont. Allerdings lässt die Anforderung der Kosteneffizienz den Mitgliedstaaten im Kontext des Art. 11 WRRL gewisse Spielräume, da die Ergebnisse der wirtschaftlichen Analyse, die gem. Anhang III b) WRRL der Ermittlung kosteneffizienter Maßnahmenkombinationen dient, formal nur zu „berücksichtigen“ sind, vgl. Art. 11 Abs. 1, S. 1 WRRL sowie auch Klauer et al. (2008b), S. 35; Klauer et al. (2008c), S. 46; Klauer/Schiller/Petry (2008), S. 279. Neben den Kriterien der ökologischen Effektivität sowie der Kosteneffizienz werden zur Maßnahmenauswahl weitere Kriterien wie

die gegebenen ökologischen Zielsetzungen im Betrachtungsgebiet – d. h. letztlich dem gesamten Flusseinzugsgebiet – zu den geringsten Kosten erreichen kann.¹⁰⁰⁸ Da in der WRRL grundlegend ein gesamtwirtschaftliches Kostenverständnis¹⁰⁰⁹ zugrunde gelegt wird, ist ein Maßnahmenprogramm kosteneffizient im Sinne von Art. 11 i. V. m. Art. 5 und Anhang III WRRL, wenn die gesamtwirtschaftlichen Opportunitätskosten der gewässerökologischen Zielerreichung minimiert werden.¹⁰¹⁰ Die ökonomische Entscheidungsunterstützung bei der Auswahl von Maßnahmen zur Verwirklichung der Umweltziele besteht somit in der Durchführung einer gesamtwirtschaftlich ausgerichteten Kosteneffizienzanalyse alternativer Maßnahmenkombinationen mit gleichwertiger ökologischer Effektivität (engl. Cost-Effectiveness Analysis).¹⁰¹¹

die Akzeptanz, Konflikte mit Naturschutz oder Ähnliches vorgeschlagen. Zu einem Überblick vgl. Meusel (2008), S. 115f. Das aus Art. 11 Abs. 1 S.1 i. V. m. Art. 5 und Anhang III WRRL resultierende Kosteneffizienzgebot wurde im deutschen Wasserrecht im zweiten Halbsatz des § 82 Abs. 2 WHG verankert, vgl. auch Deutscher Bundestag (2009a), S. 76.

¹⁰⁰⁸ „The programme which costs least will be the most cost effective.“, CIS (2003a), S. 69, vgl. auch Fuhrmann (2001), S. 40f.; Knopp (2005), S. 30; Pielen/Holländer (2005), S. 19; CIS (2006b), S. 17; Interwies et al. (2006), S. 393; Londong et al. (2006), S. 3 sowie S. 36-39; Karl et al. (2006), S. 8; Nocker et al. (2007), S. 8; Pielen (2007), S. 79; Klauer et al. (2008b), S. 34f.; Meusel (2008), S. 75f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 244; Ammermüller (2011), S. 37.

¹⁰⁰⁹ „Note that the Directive defines costs as economic costs, which are the costs to society as a whole, as opposed to financial costs, which are the costs to particular economic agents.“, CIS (2003a), S. 116. „economic costs“ basieren wiederum auf dem Opportunitätskostenprinzip, vgl. CIS (2003a), S. 69 sowie bspw. RPA (2005), S. 33f.; Londong et al. (2006), S. 16f.; Kellermann (2012), S. 72f. Zwar stellen die finanziellen Kosten, die einzelnen Akteuren bei der Umsetzung von Maßnahmen entstehen, einen bedeutenden Anteil der gesamtwirtschaftlichen Kosten dar. Darüber hinaus sind jedoch auch gesamtwirtschaftliche Zusatzkosten zu berücksichtigen, die in den Kalkulationen einzelner Akteure keinen Niederschlag finden (externe Kosten). Anstelle des im Rahmen der CIS regelmäßig verwendeten Begriffes der finanziellen Kosten wird im Folgenden der Begriff der einzelwirtschaftlichen Kosten verwendet, vgl. auch Desens (2008), S. 156.

¹⁰¹⁰ Insofern wird deutlich, dass die Zusammenstellung kosteneffizienter Maßnahmenprogramme dem standardbasierten Second-Best-Ansatz der Umweltökonomie folgt, der darauf abzielt exogen vorgegebene ökologische Zielsetzungen zu möglichst geringen gesamtwirtschaftlichen Kosten zu erreichen, vgl. bereits Kap. 2.3.

¹⁰¹¹ Das CIS Guidance Document definiert die Cost-Effectiveness Analysis als „Assessing the least-costly way for the economy or for specific economic sectors achieving well-defined environmental objectives for water resources. Clearly, this ensures best use of limited financial resources allocated to the water sector.“, CIS (2003a), S. 8 sowie auch CIS (2003a), S. 69 und S. 161-179 und bspw. Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 416; RPA (2005), Part D; Dworak/Pielen (2006), S. 3; Ewringmann (2006b), S. 74; Zilkens (2007), S. 40 sowie zu einer exemplarischen Kosteneffizienzanalyse Londong et al. (2006), S. 120-151. Der in der englischen Version des Anhang III WRRL verwendete Terminus „cost-effective“ lässt sich allerdings sowohl mit „kosteneffizient“ als auch mit „kostenwirksam“ übersetzen. Hiervon ausgehend wird in der deutschen Literatur zur Bewirtschaftungsplanung teilweise auch der Begriff der Kostenwirksamkeitsanalyse bzw. Kosteneffektivitätsanalyse verwendet, vgl. bspw. Meusel (2008), S. 74-77; BMU (2010b), S. 45. Sowohl Kostenwirksamkeit als auch Kosteneffizienz sind unterschiedliche Ausprägungen des ökonomischen Prinzips und unterscheiden sich in ihrer Perspektive: während das Kriterium der Kosteneffizienz von einem gegebenen Ziel ausgeht, welches zu minimalen Kosten zu erreichen ist, bezieht sich das Kriterium der Kostenwirksamkeit bzw. Kosteneffektivität auf die bestmögliche Verwendung eines festen Budgets i. S. e. höchstmöglichen Zielerreichung, vgl. bspw. Hanusch (2011), S. 172f.; Londong et al. (2006), S. 36-39; Meusel (2008), S. 75f. Im Kontext der Maßnahmenplanung können also mittels Kostenwirksamkeitsanalyse bzw. Kosteneffektivitätsanalyse Maßnahmen identifiziert werden, die je eingesetzter Geldeinheit die höchste Effektivität in Bezug auf eine ökologische Zielsetzung aufweisen, z. B. Identifikation der

Zunächst ausgehend vom primären Umweltziel des guten ökologischen Zustands vergleicht die Kosteneffizienzanalyse alle alternativen, zielführenden Maßnahmenkombinationen anhand der damit verbundenen gesamtwirtschaftlichen Kostenschätzungen.¹⁰¹² Hierzu sind hinreichend verlässliche Abschätzungen der Wirksamkeit der Einzelmaßnahmen, ihrer Wechselwirkungen¹⁰¹³ sowie ihrer Kosten erforderlich.¹⁰¹⁴ Da die mit der Durchführung von Maßnahmen einhergehenden Kosten in vielen Fällen über mehrere Perioden verteilt anfallen (z. B. Unterhaltungskosten sowie laufende Nutzungseinbußen)

Maßnahme, die die höchste Reduktion der Nitratreinträge in ein Gewässer je eingesetztem Euro erzielt. Eine Kostenwirksamkeitsanalyse ermöglicht also ein Ranking von Einzelmaßnahmen auf Basis spezifischer Kosten bzw. Kostenrichtwerte. Ein solches Ranking von Maßnahmen nach Kostenwirksamkeit stellt eine wesentliche Vorarbeit für die Zusammenstellung kosteneffizienter Maßnahmenkombinationen dar. Die Arbeitsgruppe WATECO empfiehlt, die Kosteneffektivität (einzelner Maßnahmen) als Relation von Kosten und Zielerreichung, konkret in Kosten pro Einheit Effektivität (z. B. Reduktion einer Tonne Nitrat) zu beurteilen, vgl. CIS (2003a), S. 169-172 sowie auch Böhm et al. (2002), S. 19; Dworak/Pielen (2006), S. 3; Bräuer/Neubert (2008), S. 184-188 sowie S. 194-199; Klauer/Schiller/Petry (2008), S. 279f. Vor dem Hintergrund der Umweltzielsystematik der WRRL ist jedoch letztlich die Perspektive der ökologischen Effektivität in Bezug auf den Gewässerzustand bzw. dessen in Anhang V verankerten Qualitätskomponenten maßgeblich. Das heißt, es ist entscheidend, dass Einzelmaßnahmen (unter Berücksichtigung ihrer Wechselwirkungen) zielführend kombiniert und dabei die Gesamtkosten minimiert werden. Dem fixed effectiveness approach der WRRL kann methodisch daher nur durch die Anforderung der Kosteneffizienz Rechnung getragen werden. In ökonomischer Hinsicht impliziert der fixed effectiveness approach die Nutzengleichheit alternativer Maßnahmenkombinationen, vgl. auch Londong et al. (2006), S. 13f. Eine Aufweichung dieses fixed effectiveness Ansatzes in Form eines Abwägungsprozesses von Wirksamkeit und Kosten (vgl. Interwies et al. (2004), S. 3 sowie S. 57-61; Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 416) ist aufgrund der inhärenten Abwägungsschwierigkeiten methodisch problematisch und widerspricht dem in der WRRL verankerten Systematik vollständig zielführender Maßnahmenkombinationen, vgl. auch Lange et al. (2007), S. 86-88.

¹⁰¹² Vgl. CIS (2006b), S. 17 sowie auch CIS (2003a), S. 12.

¹⁰¹³ Einzelmaßnahmen können in Kombination hinsichtlich ihrer Wirksamkeit unterschiedlich in Wechselwirkung treten. Im Falle synergetischer Maßnahmen ergibt sich eine superadditive Wirkung, d. h. die gemeinsame ökologische Effektivität übersteigt die Summe der Einzeleffektivitäten. Dagegen hemmen sich antagonistische Maßnahmen in ihrer Wirkung, so dass eine subadditive Gesamtwirkung resultiert. Maßnahmen ohne Wechselwirkungen können als neutral bezeichnet werden, vgl. bspw. Interwies et al. (2004), S. 45-49; Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 415; Meusel (2008), S. 75f.; Klauer et al. (2008d), S. 329f. Je genauer Wechselwirkungen zwischen Maßnahmen abgeschätzt werden können, desto zielgerichteter können diese dimensioniert werden, so dass bei hinreichender Gewährleistung der erforderlichen Gesamteffektivität Kosteneinsparungen realisiert werden können, vgl. Interwies et al. (2004), S. 45f.; Keitz/Kessler (2008), S. 359; Klauer/Schiller/Petry (2008), S. 282-285. Im Zusammenhang mit Synergien ist auch zu beachten, dass Maßnahmen einen Beitrag für mehrere Handlungsziele leisten können, vgl. bspw. Klauer/Schiller/Petry (2008), S. 281.

¹⁰¹⁴ Von Relevanz für die Kosteneffizienz sind auch die Vorlaufzeit – also wie lange dauert es, bis a) eine Maßnahmen implementiert ist und b) sich die ökologische Wirksamkeit einstellt – sowie die Lebensdauer einer Maßnahme – d. h., wann eine Maßnahme zur Sicherstellung der ökologischen Effektivität zu erneuern ist, so dass die Kosten der Maßnahme erneut anfallen, vgl. bspw. Interwies et al. (2004), S. 41; Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 414-416; CIS (2006b), S. 17; Dworak/Pielen (2006), S. 3f.; Lange et al. (2007), S. 97. Zur Abschätzung von Maßnahmenkosten vgl. auch Böhm et al. (2002), S. 25-27; CIS (2003a), S. 168; Petschow et al. (2005), S. 136-141; Bräuer/Neubert (2008), S. 175-199. Erste Anhaltspunkte für Kostenschätzungen können so genannte Kostenrichtwerte liefern, die durchschnittliche Erfahrungswerte repräsentieren. Allerdings hängen sowohl die Wirksamkeit als auch die Kosten einer Maßnahme stark von den jeweiligen Standortbedingungen ab, vgl. Petry et al. (2005), S. 96f. Da die Kosten einer Maßnahme ggf. über viele Perioden in der Zukunft anfallen, sind Kostenschätzungen maßgeblich von den Zukunftserwartungen im Planungszeitpunkt abhängig. Die Kosteneffizienz eines Maßnahmenprogrammes stellt somit eine Ex-ante-Betrachtung auf dem Erwartungsstand im Planungszeitpunkt dar.

und im Regelfall von einer Gegenwartspräferenz sowohl der einzelwirtschaftlichen Betroffenen als auch eines gesamtwirtschaftlichen Planers auszugehen ist, ist die Kosteneffizienz grundsätzlich dynamisch i. S. v. „Kostenbarwerten“ zu beurteilen.¹⁰¹⁵ Zur möglichst vollständigen Beurteilung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz sind folgende Kostenkategorien zu betrachten:¹⁰¹⁶

- (1) Direkte einzelwirtschaftliche Maßnahmenkosten: Verwendung insb. finanzieller Ressourcen von Wassernutzern oder staatlichen Körperschaften zur Durchführung von gewässerzustandsverbessernden Maßnahmen (z. B. Planungs-, Bau- und Betriebskosten einer Fischaufstiegsanlage),¹⁰¹⁷

¹⁰¹⁵ Betrachtet man Gewässerschutzmaßnahmen als Investitionen, sind aus investitionstheoretischer Sicht streng genommen nicht Kosten, sondern Auszahlungen (Anschaffungsauszahlung und laufende Auszahlungen) sowie entfallende Einzahlungen zu betrachten, vgl. bspw. Londong et al. (2006), S. 43-46 sowie S. 49f.; Lange et al. (2007), S. 101. Im Folgenden wird jedoch aus Gründen der sprachlichen Vereinfachung der im Zusammenhang mit der eher volkswirtschaftlich geprägten Kosteneffizienzfragestellung gebräuchliche Terminus „Kosten“ verwendet und im finanzwirtschaftlichen Sinne synonym zu Auszahlungen verstanden. Dieses Verständnis liegt auch der in der wasserwirtschaftlichen Praxis gebräuchlichen Betrachtung von „Kostenbarwerten“ sowie annuitätischen „Jahreskosten“ zur wirtschaftsanalytischen Beurteilung der relativen Vorteilhaftigkeit alternativer Maßnahmen zugrunde, wie sie auch in den Richtlinien der LAWA zur dynamischen Kostenvergleichsrechnung beschrieben sind, vgl. LAWA (2005a) sowie auch RPA (2005), S. C-41f.; Lange et al. (2007), S. 101 sowie S. 156-160. Bei der dynamischen Betrachtung des Kosteneffizienzkriteriums in Form von Kostenbarwerten oder Jahreskosten stellt sich allerdings die Frage nach dem zugrunde zu legenden Diskontierungsfaktor mit dem die Kosten in unterschiedlichen Perioden vergleichbar gemacht werden, vgl. zu dieser Problematik auch Kap. 5.4.2.2.

¹⁰¹⁶ Vgl. zu Folgendem Böhm et al. (2002), S. 25f.; CIS (2003a), S. 116-120 und S. 168-179; RPA (2004), S. 33-45; RPA (2005), Part C; Interwies et al. (2004), S. 50-56; Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 415f.; Londong et al. (2006), S. 40-42; Lange et al. (2007), S. 33-35; Meusel (2008), S. 77-80; CIS (2009a), S. 34. Grundsätzlich sind bei allen betrachteten Kostenkategorien jeweils die Nettokosten der Maßnahmen zu betrachten. Mögliche Kosteneinsparungen bzw. Zusatzerlöse (z. B. aus der Verwertung von Klärschlamm) sind gegenzurechnen, vgl. CIS (2003a), S. 117; RPA (2005), S. C-3 sowie S. C-23; Londong et al. (2006), S. 42. Allerdings ist bei einzelwirtschaftlichen Kosteneinsparungen bzw. Zusatzerlösen stets zu hinterfragen, ob es sich auch aus gesamtwirtschaftlicher Sicht um eine tatsächliche Kosteneinsparung handelt. Bspw. stellt eine erhöhte Einspeisevergütung nach dem EEG, die ein Wasserkraftbetreiber im Falle einer gewässerökologischen Modernisierung seiner Anlage in Anspruch nehmen kann, aus einzelwirtschaftlicher Sicht eine Kosteneinsparung dar. Aus gesamtwirtschaftlicher Sicht erfolgt jedoch keine Kosteneinsparung, sondern lediglich ein distributiver Transfer von Kosten auf die umlagepflichtigen Stromkunden, vgl. bereits Kap. 4.3.3. Zur Notwendigkeit einer Bereinigung der Kosten von Transfers und Subventionen vgl. RPA (2005), S. C-25 bis C-28; Dworak/Pielen (2006), S. 7. Zur effizienzvermindernden Wirkung nicht betrachteter relevanter Kostenkategorien vgl. allgemein bspw. Gawel (2001), S. 25 sowie S. 39f.

¹⁰¹⁷ Unter einzelwirtschaftlichen Kosten werden hier diejenigen (auszahlungswirksamen) Kosten verstanden, die bei einem einzelnen Wirtschaftssubjekt, bspw. einem Unternehmen, anfallen (einzelwirtschaftliche Betrachtungsweise). Je nach Stand der Planung einer Maßnahme und der erforderlichen Planungsgenauigkeit kommen unterschiedlich präzise und aufwändige Verfahren der Kostenermittlung zur Anwendung: Kostenschätzungen werden allgemein als überschlägige Ermittlung der Gesamtkosten im Rahmen der Vorplanung bzw. Vorauswahl verstanden, die auf Basis möglichst genauer Bedarfsangaben (Mengengerüst) und fortgeschriebener Erfahrungswerte zu den Kosten (z. B. aus Kostendatensammlungen und Kostenkurven) ermittelt werden, vgl. LAWA (2005a), S. 3/4 und 3/5. Die direkten einzelwirtschaftlichen Kosten von wasserwirtschaftlichen Maßnahmen lassen sich mit geringem Aufwand zumindest grob mittels erfahrungsbasierter Kostenrichtwerte abschätzen, vgl. Interwies et al. (2004), S. 50; Londong et al. (2006), S. 16f. Diese sind als umso verlässlicher einzuschätzen, je standardisierter die jeweilige Maßnahme ist und je umfangreicher die Erfahrungswerte.

- (2) Indirekte einzelwirtschaftliche Kosten: Nutzeneinbußen im Zusammenhang mit gewässerzustandsverbessernden Maßnahmen infolge von Nutzungseinschränkungen (z. B. Erlöseinbußen eines Wasserkraftbetreibers aufgrund einer Mindestwasserregelung),¹⁰¹⁸
- (3) Gesamtwirtschaftliche (Zusatz-)Kosten: externe Kosten, die im Zusammenhang mit der Durchführung von gewässerzustandsverbessernden Maßnahmen bei Dritten resultieren (z. B. externe Kosten aus der Verlagerung von Umweltbelastungen in andere Umweltmedien im Falle einer Verlagerung von Gütertransportvolumina vom Binnenschiff auf die Straße),¹⁰¹⁹

Neben den anfänglichen Investitionskosten (Kosten für Flächeninanspruchnahme und Projektentwicklung, Bau- und Erschließungskosten) sind auch Reinvestitionskosten für Anlagenbestandteile, die während des Betrachtungszeitraums zu ersetzen sind, sowie die laufenden Betriebs- und Unterhaltungskosten (bspw. Personal-, Material- und Energiekosten) zu berücksichtigen, vgl. LAWA (2005a), S. 3/1 – 3/9 sowie auch RPA (2004), S. 36-38 sowie S. 45-51; RPA (2005), S. C-17 bis C-21; Lange et al. (2007), S. 156-160; Meusel (2008), S. 78-80. Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit von Querbauwerken sind allerdings als wenig standardisiert einzuschätzen, da die technische Ausführung und damit die Kosten im hohen Maße von den jeweiligen Standortverhältnissen abhängig sind, vgl. Kap. 3.4 sowie auch Kap. 6.2.5.

¹⁰¹⁸ Vgl. Interwies et al. (2004), S. 170f.; Londong et al. (2006), S. 16f.; Nocker et al. (2007), S. 92f.; Meusel (2008), S. 78. Sofern entsprechende Marktpreise vorliegen, lassen sich auch Nutzeneinbußen aus Nutzungseinschränkungen ausgehend vom Mengeneffekt mit verhältnismäßig geringem Aufwand abschätzen. Problematisch für die Abschätzung solcher indirekter Maßnahmenkosten ist jedoch, dass der entgangene Nutzen in vielen Fällen von den individuellen Präferenzen und Wertschätzungen sowie auch von zukünftigen Erwartungen abhängt. Bspw. sind im Bereich der Wasserkraftnutzung die indirekten Maßnahmenkosten infolge von Erzeugungsverlusten aufgrund der langfristigen Wirkungen auch davon abhängig, welche Erwartungen bzgl. der langfristigen Strompreisentwicklung zugrunde gelegt werden, vgl. auch Kap. 3.4 und 6.2.5.

¹⁰¹⁹ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 135f.; LAWA (1996), S. 13f.; Leymann (2001b), S. 25; CIS (2003a), S. 173; Görlach/Interwies (2004), S. 18f.; RPA (2004), S. 40-42; Interwies et al. (2004), S. 50 sowie S. 55f.; RPA (2005), S. C-29 bis C-34; Londong et al. (2006), S. 40-42 sowie S. 90-94; Klauer et al. (2008d), S. 330; Meusel (2008), S. 78f.; Krull/Pianowski (2008), S. 9f.; BMU (2010b), S. 46f.; Lange/Krull (2014), S. 121-125. Zu betrachten sind in diesem Zusammenhang u. a. die Verlagerungen von Umweltwirkungen, die im Rahmen von Substitutionsprozessen entstehen können, weil eine Wasser- bzw. Gewässernutzung zur Erreichung der gewässerbezogenen Umweltziele eingeschränkt wird und die entsprechenden nutzbringenden Güter bzw. Dienstleistungen auf andere Art und Weise erbracht werden. Diese Verlagerungseffekte müssen sich jedoch nicht zwingend in Form tatsächlich höherer Umweltschädigungen und damit Umweltschadenskosten bei Dritten niederschlagen, sondern können sich auch in Form zusätzlicher Vermeidungskosten bei Dritten manifestieren. Zu den gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten, die aus Einschränkungen der querbauwerksbasierten Nutzungen „Stromerzeugung aus Wasserkraft“ sowie „Binnenschiffahrt“ resultieren können, vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 139; Lange/Krull (2014), S. 233-235 sowie bereits Kap. 3.4 und die nachfolgenden Kap. 5.3.3 und 5.4.2.2. Um im Rahmen einer Kosteneffizienzanalyse einen aussagekräftigen Alternativenvergleich zu erhalten, sind alternative Maßnahmenkombinationen grundsätzlich so zu gestalten, dass neben einer gleichwertigen Erreichung der aquatischen Umweltziele auch ein vergleichbares medienübergreifendes Schutzniveau der Umwelt gewährleistet wird oder die Unterschiede entsprechend als Kosten berücksichtigt werden. Hierzu können bspw. Flächenverbräuche bzw. Biotopschäden durch Ausgleichsmaßnahmen kompensiert werden und deren Kosten in den Kostenvergleich einbezogen werden. Die medienübergreifenden Auswirkungen der Maßnahmenprogramme auf die Umwelt sind ohnehin im Rahmen einer strategischen Umweltprüfung (SUP) gem. RL 2001/42/EG zu ermitteln, vgl. Reinhardt (2005), S. 501; Muro et al. (2006), S. 61; Jekel (2006), S. 83f.; Reinhardt (2007b), S. 718f.; Deutscher Bundestag (2009a), S. 77; Becker (2010), S. 192f.; Durner (2010), S. 456. Zu den Zielen, Inhalten und Ablauf einer SUP vgl. bspw. Wende (2004), S. 269-281. Andererseits ist es auch möglich, dass bestimmte Maßnahmen zu einem externen Nutzen außer-

- (4) Induzierte gesamtwirtschaftliche (Zusatz-)Kosten: Maßnahmen zur Verbesserung des Gewässerzustands können in der Volkswirtschaft u. U. weitere nachteilhafte Effekte induzieren (bspw. Erlöseinbußen in Zulieferindustrien),¹⁰²⁰
- (5) Informations- und Transaktionskosten: Hierzu zählen insb. Planungs-, Administrations- und Kontrollkosten der Behörden sowie die Informations-, Such- und ggf. Handelskosten der Akteure.¹⁰²¹

halb der ökologischen Zielsetzung der WRRL führen (bspw. gleichzeitige Reduktion von Schadstoffeinträgen in die Luft). In diesem Fall sind auch diese Zusatznutzen von Maßnahmen als „negative Kosten“ der gewässerökologischen Zielerreichung abzuschätzen und im Rahmen der Kosteneffizienzanalyse zu berücksichtigen, vgl. Londong et al. (2006), S. 40-42; Meusel (2008), S. 78f.

¹⁰²⁰ In diesem Zusammenhang können induzierte Produktions-, Einkommens- sowie Beschäftigungseffekte in der Volkswirtschaft betrachtet werden. Negative Produktionseffekte stellen Kosten für die Volkswirtschaft dar, da weniger Güter und Dienstleistungen dem Konsum zur Verfügung stehen und von der reduzierten Produktion auch eine verringerte Beschäftigung und Einkommenserzielung ausgehen. Über die Verflechtungen der Volkswirtschaft können Produktionseffekte in verschiedenen Bereichen induziert werden, vgl. RPA (2004), S. 39f.; RPA (2005), S. C-35-40; OECD (2006), S. 77-83. Das Ausmaß der induzierten Produktions-, Einkommens- sowie Beschäftigungseffekte ist nicht zuletzt von den Wettbewerbswirkungen in den durch direkte Maßnahmenkosten oder Nutzungseinschränkungen betroffenen Sektoren abhängig. Auch bei den induzierten Kosten kommt es auf eine Nettobetrachtung an, da durch entsprechende Maßnahmenprogramme auch positive Auswirkungen in bestimmten Wirtschaftszweigen mit entsprechenden Produktions-, Einkommens- sowie Beschäftigungseffekten auftreten können. Induzierte Folgeeffekte in der Volkswirtschaft lassen sich letztlich nur über komplexe und aufwändige Modellierungen der Volkswirtschaft (z. B. Gleichgewichtsmodelle) abschätzen, vgl. bspw. OECD (2006), S. 77-79. Die CIS-Arbeitsgruppe WATECO empfiehlt daher, induzierte Folgekosten im Rahmen der Kosteneffizienzanalyse nicht zu berücksichtigen, vgl. CIS (2003a), S. 117. Dies erscheint insofern nachvollziehbar, als dass diese Kosten schwer zu ermitteln sind bzw. ihre Ermittlung mit einem großen Aufwand verbunden ist (zur vollständigen Abschätzung wäre ein Totalmodell der Volkswirtschaft erforderlich), vgl. Interwies et al. (2004), S. 51-56 sowie S. 101; RPA (2005), S. C-38f. Es empfiehlt sich jedoch zumindest eine qualitative Einschätzung, ob unterschiedliche Maßnahmenkombinationen sich erheblich hinsichtlich der induzierten Folgekosten unterscheiden, da eine generelle Vernachlässigung zu gesamtwirtschaftlichen Effizienzverlusten führen könnte, vgl. auch Interwies et al. (2004), S. 59f.; Lange et al. (2007), S. 99f. Inwieweit und in welcher Form volkswirtschaftliche Effekte in die Kosteneffizienzanalyse einbezogen werden, ist daher auf Basis einer Abwägung von Informationskosten und erforderlicher Entscheidungsqualität abzuwägen, vgl. Lange et al. (2007), S. 100.

¹⁰²¹ Vgl. Häder (1997), S. 96-102 sowie S. 159-175; Interwies et al. (2004), S. 51f.; RPA (2004), S. 34; RPA (2005), S. C-19; Dworak/Pielen (2006), S. 6; Nocker et al. (2007), S. 8. Die Verwaltungskosten werden von der Arbeitsgruppe WATECO unter die direkten Maßnahmenkosten subsumiert, vgl. CIS (2003a), S. 117. Da diese Kosten jedoch weniger als direkte Maßnahmenkosten zu sehen sind, sondern eher als Begleitkosten, die insb. von den zugehörigen institutionellen Rahmenbedingungen bzw. eingesetzten umweltpolitischen Instrumenten abhängig sind, werden diese Kosten hier den Transaktionskosten als separater Kostenkategorie zugeordnet. Auf diese Weise können die Kosteneffizienzauswirkungen unterschiedlicher institutioneller Rahmenbedingungen transparenter abgebildet und in die Anforderung der gesamtwirtschaftlichen Kostenminimierung einbezogen werden. Zur Abgrenzung und Bedeutung von Transaktionskosten vgl. bereits Kap. 2.3. Grundsätzlich ist zu beachten, dass auch die Identifizierung einer kostenminimierenden Maßnahmenkombination im Rahmen der Kosteneffizienzanalyse Informationskosten verursacht. Die CIS-Arbeitsgruppe WATECO empfiehlt daher, sich auf die Einbeziehung der wesentlichen Kostenkomponenten zu beschränken, vgl. auch CIS (2003a), S. 162. Die direkten einzelwirtschaftlichen Kosten lassen sich durch einen zentralen Planer insb. bei standardisierten Maßnahmen auf Basis von Erfahrungswerten relativ zuverlässig und mit geringem Aufwand abschätzen, vgl. Interwies et al. (2004), S. 50-56; Lange et al. (2007), S. 99 sowie S. 157. Die Nutzeneinbußen bei Akteuren aufgrund von Nutzungseinschränkungen sind deutlich schwieriger abzuschätzen, da sie vielfach von den individuellen Wertschätzungen der Akteure und deren Zu-

Das Kosteneffizienzkriterium kann allerdings im Rahmen der Maßnahmenplanung überhaupt nur Relevanz entfalten, wenn es möglich ist, die gleiche ökologische Effektivität in Bezug auf den Gewässerzustand mittels alternativer Maßnahmenkombinationen zu erzielen, die also im Sinne der Umweltziele der Richtlinie ökologisch äquivalent sind.¹⁰²² Nur in diesem Fall besteht eine Handlungsflexibilität, die wiederum auf unterschiedlichen Freiheitsgraden beruhen kann.¹⁰²³

- (1) technologische Freiheitsgrade: die Verminderung einer gewässerzustandsrelevanten Belastung kann in gleichem Umfang durch unterschiedliche technische Maßnahmen erzielt werden. Bspw. kann die industrielle Einleitung eines Schadstoffes durch Reinigung des Abwassers (additive Maßnahme) oder durch unterschiedliche Veränderungen des Produktionsprozesses (integrierte Maßnahme) erreicht werden. Ebenso kann geprüft werden, ob eine bestimmte Reduktion der Fischmortalität an einer Wasserkraftanlage alternativ durch einen Rechen oder durch ein betriebliches Turbinenmanagement erzielt werden kann.¹⁰²⁴
- (2) akteursbezogene und räumliche Freiheitsgrade: in vielen Fällen entstammen gleichartige Belastungen des Gewässerzustands mehreren Belastungsquellen. Bspw. können Einträge eines Schadstoffes gleichzeitig aus verschiedenen Punktquellen (z. B. kommunale und industrielle Einleitungen) herrühren. In diesem Fall können auch gleichartige Maßnahmen an unterschiedlichen Standorten am Gewässer eine ökologisch äquivalente Belastungsreduktion bewirken (Unterlieger-Oberliegerbeziehung). Die ökologische Äquivalenz von Maßnahmen an unterschiedlichen Standorten hängt jedoch stark von den spezifischen Eigenschaften der jeweiligen Belastung im Gewässer ab.¹⁰²⁵

kunftserwartungen (z. B. hinsichtlich Preisentwicklungen) abhängen. Bezüglich dieser privaten Informationen ist daher von substantiellen Informationsasymmetrien auszugehen, vgl. bereits Kap. 2.1 und 2.3.

¹⁰²² Zur Anforderung der ökologischen Äquivalenz vgl. bereits Kap. 2.3. Darüber hinaus lässt sich aus Art. 11 Abs. 3 Satz 1 WRRL folgern, dass die Umsetzung der spezifizierten grundlegenden Maßnahmen nicht aus Kosteneffizienzgründen gegenüber alternativen Maßnahmen zur Gänze in Frage gestellt werden kann. Dies heißt jedoch nicht, dass nicht für jede grundlegende Maßnahme die Anforderung einer kosteneffizienten Ausgestaltung gestellt werden kann.

¹⁰²³ Zur „Gleichwertigkeit“ unterschiedlicher Maßnahmentypen im Rahmen der Maßnahmenprogramme vgl. auch Kessler (2006), S. 48. Zu den betrieblichen Anpassungsoptionen an umweltpolitische Restriktionen vgl. allgemein auch Lange (1978).

¹⁰²⁴ Zur Unterscheidung von integrierten und additiven Maßnahmen vgl. bspw. Lange (1978), S. 179-202; Michaelis (1996), S. 51-53; Häder (1997), S. 109f. sowie auch Kap. 3.4.

¹⁰²⁵ Vgl. bspw. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 40-48; Fuhrmann (2001), S. 40; Stratenwerth (2006), S. 67; Keudel (2007), S. 10-20; Schiller et al. (2008), S. 94f.; Meusel (2008), S. 76f. Hinsichtlich einer ökologisch äquivalenten Reduktion von Schadstoffeinträgen ist der jeweilige Zusammenhang zwischen Emission und Immission zu betrachten. Dieser ergibt sich v. a. aus den Diffusions-, Akkumulations- und Abbauprozessen des betrachteten Schadstoffes im Gewässer, vgl. bspw. Kemper (1993),

- (3) Unter Umständen können auch gewisse zeitliche Freiheitsgrade bei der Reduzierung von Belastungen durch entsprechende Maßnahmen bestehen. Hierbei ist die ökologische Äquivalenz jedoch wiederum von den spezifischen Eigenschaften der jeweiligen Belastung im Gewässer abhängig. Aufgrund ihrer mehrjährigen Bewirtschaftungsfristen bietet die WRRL auch ohne die Notwendigkeit einer formalen Fristverlängerung einen gewissen Spielraum bzgl. der Vorlaufzeit alternativer Maßnahmen.¹⁰²⁶
- (4) Schließlich können unterschiedliche Belastungen in gewissen Umfang eine gleichwertige Auswirkung auf eine übergeordnete ökologische Zielsetzung aufweisen, so dass Maßnahmen zur Verminderung dieser unterschiedlichen Belastungen ebenfalls in gewissen Umfang als ökologisch äquivalent eingestuft werden können. Bspw. wird die Ausprägung der biologischen Qualitätskomponente „Fischfauna“ und damit der ökologische Zustand eines Gewässers i. S. v. Anhang V WRRL sowohl von stofflichen Belastungen der Gewässerqualität, der ökologischen Durchgängigkeit als auch den weiteren hydromorphologischen Verhältnissen eines Gewässers (z. B. Ufer- und Sohlstruktur) beeinflusst.¹⁰²⁷ Es kann also bspw. geprüft werden, ob eine Übererfüllung der Anforderungen an den chemischen Zustand (sehr guter chemischer Zustand) bestimmte Defizite in der Gewässerstruktur derart kompensieren kann, dass die biologischen Qualitätskomponenten dem guten ökologischen Zustand entsprechen.

Ausgehend von den skizzierten Freiheitsgraden können umweltzustandsbezogene Maßnahmen hinsichtlich der Bildung zielführender Maßnahmenkombinationen einen substitutionalen oder limitationalen Charakter aufweisen.¹⁰²⁸ Eine umweltzustandsbezogene

S. 67-81; Keudel (2007), S. 10-20. Aufgrund unterschiedlicher Standortbedingungen ist es unwahrscheinlich, dass Maßnahmen an unterschiedlichen Standorten vollkommen gleichartig ausgestaltet werden können. Insofern implizieren akteursbezogene Freiheitsgrade bereits auch technologische Freiheitsgrade.

¹⁰²⁶ Für eine ökologische Äquivalenz im Sinne der formalen Umweltziele der WRRL ist es irrelevant, ob die ökologische Wirkung bereits 2013 oder erst 2015 eintritt; in beiden Fällen ist die Zielerreichung in der Frist bis 2015 erreicht. Im Rahmen der strukturellen Gewässerrenaturierung kann dadurch eine Beschränkung auf Initialmaßnahmen zur anschließenden eigendynamischen Gewässerentwicklung ökologisch äquivalent zu einer mehr baulich unterstützten Gewässerrenaturierung sein.

¹⁰²⁷ Vgl. bereits Kap. 4.2.4 und 4.2.6. Umgekehrt wirken sich Verbesserungen der Gewässerstruktur positiv auf die Abbauprozesse von Nährstoffen (Nitrat und Phosphor) aus, vgl. bspw. Rode et al. (2008), S. 224f.

¹⁰²⁸ Die Unterscheidung limitationaler und substitutionaler Maßnahmen lehnt sich an die Kategorisierung von Produktionsfaktoren im Kontext von Produktionsfunktionen an. Die unterschiedlichen Maßnahmen und ihre Dimensionierung können demnach als Inputfaktoren im Rahmen einer Produktionsfunktion mit dem Output einer bestimmten ökologischen Umweltqualitätsverbesserung interpretiert werden. Zur Substitutionalität und Limitationalität im Kontext von Produktionsfunktionen vgl. allgemein bspw. Schumann/Meyer/Ströbele (2007), S. 134-139 sowie in Bezug auf natürliche Ressourcen Groboshch (2003), S. 63.

Maßnahme, die durch ihre konkrete technische Spezifizierung und Dimensionierung sowie ihre Verortung (z. B. Verringerung der Einleitung eines bestimmten Schadstoffes um 10 % durch Einbau eines Filters an der Anlage X) bestimmt ist, kann insoweit als *substitutional* charakterisiert werden, wie sie durch eine technologisch oder räumlich alternative Maßnahme substituiert werden kann, ohne dass die definierte ökologische Effektivität (z. B. Erreichung des guten ökologischen Zustands auf Basis der biologischen Qualitätskomponenten) verfehlt wird.¹⁰²⁹ In dem Umfang, wie eine bestimmte umweltzustandsbezogene Maßnahme zur Erreichung der ökologischen Effektivität unabdingbar ist, weist sie bzgl. des Umweltziels einen *limitationalen* Charakter auf.¹⁰³⁰ Die Differenzierung substitutionaler und limitationaler Bestandteile einer Maßnahmenkombination ist aus umweltökonomischer Sicht wesentlich, da nur die substitutionalen Bestandteile dem Kosteneffizienzkriterium zugänglich sind. Grundsätzlich können alle unter den Punkten (1) bis (4) angeführten Freiheitsgrade Ansatzpunkte für substitutionale Maßnahmen liefern.

Für die unter Punkt (2) skizzierte Möglichkeit räumlicher Freiheitsgrade sind die bereits skizzierten wasserkörperübergreifenden Wirkungen bestimmter Belastungen bzw. Defizite und die hieraus resultierende Interdependenz der Maßnahmenplanung auf den Bewirtschaftungsebenen „Wasserkörper“ und „Flussgebietseinheit“ wesentlich.¹⁰³¹ Da bspw. die stoffliche Belastung eines Wasserkörpers im Regelfall auch durch Einträge an oberliegenden Wasserkörpern determiniert ist, kann eine bestimmte Reduktion der stofflichen Belastung dieses Wasserkörpers ebenfalls durch alternative Maßnahmen an den unterschiedlichen Wasserkörpern erreicht werden.¹⁰³² Ebenso können die lineare Durchgängigkeit und damit der Zustand der Fischfauna in einem Wasserkörper durch die kumulative Wirkung von Querbauwerken an mehreren Wasserkörpern beeinträchtigt sein.¹⁰³³ Eine bestimmte Verbesserung der Erreichbarkeit eines Laichhabitats kann dementsprechend alternativ durch Maßnahmen an unterschiedlichen Querbauwerken in den

¹⁰²⁹ Eine über die definierte Zielsetzung hinausgehende ökologische Effektivität ist dabei als unschädlich anzusehen. Im Idealfall vollständiger Skalierbarkeit von Maßnahmen würde eine Übererfüllung jedoch durch entsprechende geringere Dimensionierung ausgeschlossen, da auf diese Weise erwartungsgemäß Ressourcen und damit Kosten eingespart werden können. In der Praxis ist jedoch i. d. R. von nur eingeschränkt skalierbaren Maßnahmen auszugehen, vgl. bspw. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 22f. sowie S. 127-146.

¹⁰³⁰ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 84.

¹⁰³¹ Vgl. RPA (2004), S. 8; Dworak/Pielen (2006), S. 3-7; Stratenwerth (2006), S. 66f.; Schiller et al. (2008), S. 81f.; Klauer et al. (2008d), S. 306f.

¹⁰³² Vgl. bspw. Keudel (2007), S. 20-24.

¹⁰³³ Vgl. Kap. 3.3. Dies ist insb. für Defizite bei Langdistanzwanderfischarten anzunehmen.

unterliegenden Wasserkörpern erreicht werden.¹⁰³⁴ Für die Anforderung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz des (flussgebietsbezogenen) Maßnahmenprogrammes bedeutet dies, dass immer dann, wenn sich Belastungen bzw. Defizite nicht nur rein wasserkörperbezogen auswirken, zu prüfen ist, ob mittels ökologisch äquivalenter Maßnahmenoptionen an unterschiedlichen Wasserkörpern eine Reduktion der gesamtwirtschaftlichen Kosten erreicht werden kann (standortübergreifende bzw. flussgebietsweite Kosteneffizienz).¹⁰³⁵ In räumlicher Hinsicht kann eine hinreichende ökologische Äquivalenz für die so genannten Fernwirkungen angenommen werden, während Nahwirkungen nur im direkten räumlichen Zusammenhang vermindert werden können.¹⁰³⁶ Hinsichtlich der räumlichen Substitutionalität von Maßnahmen ist also entscheidend, in welchem Ausmaß Fern- und Nahwirkungen von Beeinträchtigungen für die Spezifizierung und Dimensionierung dieser Maßnahmen maßgeblich sind.

Der unter Punkt (4) angeführte Freiheitsgrad ist schließlich wesentlich, um auch eine belastungs- bzw. defizitübergreifende Kosteneffizienz bei der Verwirklichung der übergeordneten, gewässerzustandsbezogenen Umweltziele zu gewährleisten (z. B. chemische Gewässerqualität vs. Habitatstrukturen vs. Durchgängigkeit).¹⁰³⁷ Allerdings ist davon auszugehen, dass eine ökologische Äquivalenz von Maßnahmen in unterschiedlichen Defizitbereichen i. d. R. nur in mehr oder weniger engen Bandbreiten besteht, die im jeweiligen Kontext zu bestimmen sind.¹⁰³⁸

¹⁰³⁴ Vgl. hierzu bereits Kap. 4.2.6 sowie auch die nachfolgenden Kap. 5.2.3 und 6.2.5.

¹⁰³⁵ Vgl. Interwies et al. (2004), S. 62; Petry et al. (2005), S. 97f.; Londong et al. (2006), S. 3; Dworak/Pielen (2006), S. 3-7; Klauer et al. (2008c), S. 58; Meusel (2008), S. 76f.; Schiller et al. (2008), S. 82 (FN 34) sowie S. 94f.

¹⁰³⁶ Zur Abgrenzung von Nah- und Fernwirkungen vgl. bspw. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 50f. und S. 55f. Bei wasserkörperübergreifenden Defiziten mit Fernwirkungscharakter ist es also möglich, durch eine flussgebietsweite Koordination der Maßnahmen Effizienzgewinne bei der Verwirklichung der Umweltziele zu erzielen, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 60f. sowie S. 176. Gerade durch diese flussgebietsweite Abstimmung der Maßnahmen nach dem Kriterium der Kosteneffizienz wird eine „neue Qualität des Gewässerschutzes“, Fuhrmann (2001), S. 40, erreicht. Hierbei dürfen allerdings die Kosten der wasserkörperübergreifenden Koordination (Transaktionskosten) nicht außer Acht gelassen werden, vgl. auch Zilkens (2007), S. 33f. Die standortübergreifende Kosteneffizienz zielt im Wesentlichen auf die intrasektorielle Kosteneffizienz (z. B. Kläranlagen an unterschiedlichen Standorten bzw. Wasserkörpern) ab. Eine Diskussion der Fern- und Nahwirkungen im Zusammenhang mit Querverbauungen von Fließgewässern sowie deren Implikationen für die standortübergreifende Maßnahmenflexibilität erfolgt in Kap. 6.2.5.

¹⁰³⁷ Da die unterschiedlichen Defizite i. d. R. auch auf unterschiedliche Verursachersektoren zurückzuführen sind, zielt die defizitübergreifende Kosteneffizienz auch auf eine verursacherbezogen intersektorielle Kosteneffizienz ab. Bspw. können übermäßige Wärmebelastungen eines Salmonidengewässers u. a. auf Wärmeeinträge aus Kühlwasser wie auch auf Aufstauungen zurückzuführen sein, so dass der Rückbau von Stauhaltungen sowie die Verringerung der Wärmeeinträge im gewissen Umfang als alternative Maßnahmen zur Verringerung der Wärmebelastung des Gewässers verstanden werden können, vgl. Londong et al. (2006), S. 61f.

¹⁰³⁸ Der limitationale Charakter einer Maßnahme bzgl. bestimmter Belastungen kann sich auch unmittelbar aus konkreten rechtlichen Anforderungen ergeben. So sind zur Verwirklichung des guten chemischen

5.2.2 Restriktionen bei der Zusammenstellung kosteneffizienter Maßnahmenprogramme in der Praxis

Um eine hinreichend verlässliche Zielerreichung zu gewährleisten, muss dem staatlichen Planer eine belastbare Informationsbasis bzgl. der Wirkung von gewässerzustandsbezogenen Maßnahmen und deren Wechselwirkungen (Systemverständnis der Ursache-Wirkungs-Beziehungen) vorliegen.¹⁰³⁹ Gerade im ersten Bewirtschaftungszyklus ist jedoch noch von einem vielfach eingeschränkten Verständnis der hydrologischen und ökologischen Zusammenhänge in den Fließgewässern auszugehen. Dies betrifft auch die Zusammenhänge zwischen den (unterstützenden) hydromorphologischen Qualitätskomponenten (inkl. der ökologischen Durchgängigkeit) und den zustandsbestimmenden biologischen Qualitätskomponenten (z. B. Fischfauna). Entsprechende Wissenslücken können nur sukzessive im Rahmen von Grundlagenforschung geschlossen werden.¹⁰⁴⁰ Über die ökologischen Zusammenhänge und Maßnahmenwirkungen hinaus besteht in vielen Fällen auch substantielle Unsicherheit bzgl. der Kosten von Maßnahmenoptionen.¹⁰⁴¹ Gerade bei innovativen Maßnahmen liegen wenige Erfahrungswerte vor, so dass selbst direkte Maßnahmenkosten (Bau- und laufende Betriebskosten) nur grob geschätzt werden können. Auch sind die Kosten einiger Maßnahmen stark von den örtlichen Gegebenheiten des Standortes abhängig, so dass diese Kosten substantielle Bandbreiten aufweisen können und eine Übertragbarkeit von Erfahrungswerten erschwert ist.¹⁰⁴² Dies trifft gerade auch auf Maßnahmen zur Wiederherstellung bzw. Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit zu, die i. d. R. standortangepasste Lösungen erfordern.¹⁰⁴³

Zustands konkrete Umweltqualitätsnormen bzgl. bestimmter Schadstoffe einzuhalten, vgl. bereits Kap. 4.2.4.

¹⁰³⁹ Vgl. Interwies et al. (2004), S. 45-49; Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 414-416; Londong et al. (2006), S. 161; Lange et al. (2007), S. 97f.; Schiller et al. (2008), S. 93. Zur Beurteilung der Effektivität von Maßnahmen müssen insb. die relevanten Ursache-Wirkungszusammenhänge ermittelt werden. Zur modellgestützten Abschätzung und Abbildung von Maßnahmenwirkungen vgl. bspw. Petry et al. (2005), S. 95f. Podraza et al. (2005), S. 56-69; Schumann et al. (2005a), S. 83-108; Borchardt/Funke (2005), S. 109-127; Rode (2008), S. 117-120; Wagenschein/Rode (2008), S. 167-174.

¹⁰⁴⁰ Vgl. Fuhrmann (2001), S. 41; CIS (2003b), S. 62-64. „In the meantime, Member States will have to base the design of POMs [Programmes of Measures – Anmerkung des Verfassers] on the best available knowledge and judgments.“, CIS (2003b), S. 63.

¹⁰⁴¹ Vgl. RPA (2005), S. C-43 bis C-48; Petschow et al. (2005), S. 136; Dworak/Pielen (2006), S. 8; OECD (2006), S. 77.

¹⁰⁴² Vgl. Interwies et al. (2004), S. 25; Petry et al. (2005), S. 96f.; Petschow et al. (2005), S. 136; Interwies et al. (2006), S. 387. Im Rahmen einer anschließenden Maßnahmenevaluierung können Ist-Kosten durchgeführter Maßnahmen mit den geschätzten Plan-Kosten abgeglichen werden, um die Planungsgrundlagen für die Fortschreibung der Maßnahmenprogramme zu verbessern. vgl. Interwies et al. (2004), S. 62f.

¹⁰⁴³ Vgl. bereits Kap. 3.4.

Die Auswahl eines kosteneffizienten Maßnahmenprogrammes ist aus Sicht eines staatlichen Planers grundlegend als Optimierungs- und Entscheidungsproblem unter Unsicherheit zu betrachten.¹⁰⁴⁴ Dem Aspekt der Unsicherheit kann in der Planung grundsätzlich durch die Verwendung von geschätzten Wahrscheinlichkeiten, die Bildung von Szenarien/Bandbreiten sowie Sensitivitätsanalysen Rechnung getragen werden.¹⁰⁴⁵ Zudem ist das Ausmaß der (verbleibenden) Unsicherheit bzgl. Wirkungen und Kosten von Maßnahmen auch vom Grad der Informationsbeschaffung im Rahmen des Planungsprozesses abhängig.¹⁰⁴⁶ Da die Beschaffung von zusätzlichen Informationen ebenfalls mit Kosten verbunden ist, ist ein angemessenes Verhältnis von Entscheidungsqualität und Analyseaufwand anzustreben.¹⁰⁴⁷

¹⁰⁴⁴ Vgl. CIS (2003a), S. 65; RPA (2004), S. 59-61; Karl et al. (2006), S. 16; Lange et al. (2007), S. 90; Sigel (2007), S. 42f.; Meusel (2008), S. 79f. sowie S. 84f.; Klauer et al. (2008c), S. 59f. Aus entscheidungstheoretischer Sicht stellt die Zusammenstellung eines gesamtwirtschaftlich kosteneffizienten Maßnahmenprogramms somit ein Optimierungsproblem mit Wirkungs- und Bewertungsdefekten dar. Zu Strukturmängeln von Entscheidungssituationen vgl. allgemein bspw. Behrens/Delfmann (2004), S. 16-21. Wirkungsdefekte liegen vor, da die Wirkungen möglicher Maßnahmen sowie deren Wechselwirkungen sich im Hinblick auf die angestrebte Zielerreichung (ökologische Handlungsziele und übergeordnete Umweltziele im Sinne von Anhang V WRRL) nicht genau abschätzen lassen, vgl. Dworak/Pielen (2006), S. 8; Keitz/Kessler (2008), S. 359; Klauer et al. (2008c), S. 59. Bewertungsdefekte liegen vor, da sich relevante Merkmale des Optimierungsproblems, z. B. gesamtwirtschaftliche Kosten, nicht vollständig quantifizieren lassen, vgl. Schumann/Dietrich/Lotov (2005), S. 192f.; Dworak/Pielen (2006), S. 8f.; Lange et al. (2007), S. 89f.; Klauer et al. (2008c), S. 50f.; Klauer/Schiller/Petry (2008), S. 279. Zur Abgrenzung der verschiedenen Ausprägungen von Unsicherheit im Rahmen der Entscheidungstheorie sowie zum theoretischen Verständnis von Wahrscheinlichkeiten vgl. bspw. Hansjürgens (2001a), S. 85f.; Sigel (2007), S. 45-84. Zur Unsicherheit im Kontext der Umsetzung der WRRL vgl. ausführlich Sigel (2007), S. 85-121. SIGEL analysiert ebenso, wie in bestimmten CIS-Leitfäden auf den Faktor Unsicherheit eingegangen wird und erfragt die Einschätzung der Unsicherheit bestimmter Sachverhalte durch Experten aus Behörden, die für die Umsetzung der WRRL zuständig sind, vgl. Sigel (2007), S. 123-208.

¹⁰⁴⁵ Vgl. RPA (2004), S. 59-61; RPA (2005), S. C-45f.; Europäische Kommission (2003), S. 42-46; Europäische Kommission (2006b), S. 11f.; Karl et al. (2006), S. 16-19; Lange et al. (2007), S. 100; Klauer et al. (2008), S. 60. Erscheint es auf dieser Basis zweifelhaft, dass der gute Zustand oder das gute Potenzial eines Wasserkörpers mit hinreichender Wahrscheinlichkeit innerhalb der Frist erreicht werden kann, ist eine entsprechende Fristverlängerung nach Art. 4 Abs. 4 WRRL in Anspruch zu nehmen, vgl. Kap. 5.4.1.

¹⁰⁴⁶ Vgl. Sigel (2007), S. 115-118 sowie S. 199-202.

¹⁰⁴⁷ Vgl. RPA (2004), S. 61; Görlach (2007), S. 4-9; Lange et al. (2007), S. 99f.; Schiller et al. (2008), S. 93. Gemäß Anhang III, S. 1 WRRL sind bei der Erhebung der für die Zusammenstellung kosteneffizienter Maßnahmenkombinationen notwendigen Daten auch die Kosten der Datenerhebung zu berücksichtigen. Die Auswahl kosteneffizienter Maßnahmen hat „auf der Grundlage von Schätzungen ihrer potentiellen Kosten“ zu erfolgen, Anhang III b) WRRL. Präzise, standortspezifische Kostendaten werden für die Bewirtschaftungsplanung und die dabei vorzunehmende Kosteneffizienzbetrachtung eher selten vorliegen. Darüber hinaus ist grundsätzlich anzunehmen, dass Schätzungen gesamtwirtschaftlicher Zusatzkosten einer erheblich größeren Unsicherheit als die Schätzungen der einzelwirtschaftlichen Maßnahmenkosten unterliegen, vgl. Lange et al. (2007), S. 99f.

Gerade wenn gewässerzustandsbezogene Maßnahmen durch Dritte (Wassernutzer) durchgeführt werden müssen, ist ein staatlicher Planer in vielen Fällen auch mit der Problematik einer asymmetrischen Informationsverteilung konfrontiert.¹⁰⁴⁸ Das heißt, der Planer kann sich nicht darauf verlassen, dass ihm Informationen, die möglicherweise bei Dritten – insb. den Wassernutzern – vorliegen, vollständig und wahrheitsgemäß zur Verfügung gestellt werden.¹⁰⁴⁹ Eine asymmetrische Informationsverteilung bzgl. der technischen Umsetzbarkeit von Maßnahmen sowie der damit verbundenen direkten Maßnahmenkosten kann insb. aus der besseren Standortkenntnis der jeweiligen Wassernutzer resultieren. Noch gravierender dürften i. d. R. die Informationsasymmetrien bzgl. der indirekten Maßnahmenkosten infolge von Nutzungseinschränkungen sein. Die damit einhergehenden Opportunitätskosten beruhen grundlegend auf individuellen Wertschätzungen und Erwartungen der Wassernutzer, die als genuin private Informationen einem staatlichen Planer nicht ohne weiteres zugänglich sind.¹⁰⁵⁰

Des Weiteren sind Maßnahmen in der Praxis i. d. R. aufgrund von Unteilbarkeiten nicht vollständig skalierbar, so dass bei der Zusammenstellung von kosteneffizienten Maßnahmenkombinationen mit diskreten Sprüngen bzgl. Wirksamkeit und Kosten geplant werden muss.¹⁰⁵¹

Darüber hinaus decken sich gerade im Falle einer föderalistisch dezentralen Verwaltungsstruktur wie in der Bundesrepublik Deutschland die von der Richtlinie als Grundlage der

¹⁰⁴⁸ Vgl. Hecht/Werbeck (2006), S. 112-118, S. 122-126 und S. 222f. sowie allgemein Häder (1997), S. 10; OECD (2006), S. 77; Feess (2007), S. 283-286 und Kap. 2.3. Informationsasymmetrien können aber auch bei Eigenmaßnahmen in der Trägerschaft staatlicher Körperschaften auftreten. Für die Detailplanung und Umsetzung greifen die staatlichen Auftraggeber dieser Maßnahmen i. d. R. auf externe Planungsbüros, fachliche Gutachter und Dienstleister zurück, die einen Informationsvorsprung bzgl. der technischen Optionen und der damit verbundenen Kosten haben. Insb. wenn Planungsbüros durch einen Prozentsatz des Maßnahmenvolumens entlohnt werden, bestehen möglicherweise Fehlanreize zur nicht-kosteneffizienten Planung von Maßnahmen. Dieses Risiko kann jedoch im Rahmen von Ausschreibungen sowie der Vertragsgestaltung verringert werden.

¹⁰⁴⁹ Vgl. Hecht/Werbeck (2006), S. 112-118, S. 122-126 und S. 222f. sowie allgemein bspw. Häder (1997), S. 10; OECD (2006), S. 77 und Kap. 2.3. Betroffene Wassernutzer haben einen Anreiz, die Nutzen einbußen bzw. Kosten gegenüber dem staatlichen Planer zu übertreiben, um das Ausmaß der bei ihnen durchzuführenden Maßnahmen zu begrenzen, vgl. Hecht/Werbeck (2006), S. 241f. Dennoch sollte ein kooperatives Zusammenwirken von Behörden und Wassernutzern bei der Ermittlung kosteneffizienter Maßnahmen nicht per se ausgeschlossen werden: „Involving water users and other stakeholders in the identification of cost-effective measure options can help identify practical solutions and improve the effectiveness of the selected measures by increasing stakeholders’ understanding of, and support for, them.“, CIS (2006b), S. 17; vgl. auch Interwies et al. (2004), S. 50 sowie Kap. 4.2.1 und Kap. 5.4.2.4.

¹⁰⁵⁰ Vgl. Häder (1997), S. 59 und S. 155-159 sowie auch Londong et al. (2006), S. 157f.; Hecht/Werbeck (2006), S. 241; Hanusch (2011), S. 2.

¹⁰⁵¹ Vgl. Klauer/Schiller/Petry (2008), S. 281 sowie auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 123-146. Aufgrund dieser Unteilbarkeiten bei der Dimensionierung von Maßnahmen kann Kosteneffizienz nicht im theoretisch strengen Sinne einer vollkommenen Angleichung der Grenzvermeidungskosten verstanden werden.

Gewässerbewirtschaftung bestimmten hydrologische Einheiten i. d. R. nicht mit den bestehenden Verwaltungseinheiten (Bundesländer, Kreise und Kommunen).¹⁰⁵² Das heißt, dass die Planung, die Festsetzung und der Vollzug von Maßnahmen in einem hydrologisch zusammenhängenden Gewässersystem nicht in der Hand einer Verwaltung liegen. In diesem Kontext können Koordinationsmängel zwischen Verwaltungseinheiten einer einzugsgebietsweiten Kosteneffizienz des Maßnahmenprogrammes entgegenstehen. Die Problematik der verwaltungsübergreifenden Koordination ist gerade für die Behebung der wasserkörperübergreifenden Defizite, also auch für die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit, von Bedeutung.¹⁰⁵³

Schließlich kann die Planung und Implementierung eines gesamtwirtschaftlich kosteneffizienten Maßnahmenprogrammes auch durch verteilungspolitische Erwägungen überlagert werden. Gewässerzustandsbezogene Maßnahmen können für bestimmte Produzenten oder Konsumenten mit teilweise signifikanten Nutzen- bzw. Einkommenseinbußen verbunden sein.¹⁰⁵⁴ Neben den direkten Maßnahmenkosten, die von Dritten zu tragen sind, sind in diesem Zusammenhang v. a. die Nutzeneinbußen aufgrund einer erforderlichen Einschränkung ihrer Wassernutzungen zu beachten. Bspw. können die direkten und indirekten Kosten von Maßnahmen zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit den Betrieb einer bestehenden Wasserkraftanlage im Extremfall sogar unwirtschaftlich machen. Ebenso können Maßnahmen im Bereich von Kläranlagen zu einer Anhebung der Abwassergebühren in der entsprechenden Kommune führen, die insb. einkommensschwache Verbrauchersegmente belasten und somit auch sozialpolitische Implikationen haben.¹⁰⁵⁵ In der politischen Praxis ist der Aspekt der „Kostenträgerschaft“ bzw. die daraus resultierende distributive Lastenverteilung von wesentlicher Bedeutung für die Akzeptanz des Maßnahmenprogrammes durch die betroffenen Akteure bzw. die resultierenden Friktionen und Interessenskonflikte.¹⁰⁵⁶ Um politische Widerstände, Interessenskonflikte und daraus möglicherweise resultierende Hemmnisse und Verzögerungen

¹⁰⁵² Zur föderalistischen Struktur der Wasserwirtschaftsverwaltung vgl. Kap. 6.2.1.

¹⁰⁵³ Vgl. auch Interwies et al. (2004), S. 62f.

¹⁰⁵⁴ Vgl. CIS (2003a), S. 177; Petschow et al. (2005), S. 158-163 sowie allgemein auch Lintz (1994), S. 65-70; Gawel (2001), S. 31-38; Rowe (2001a), S. 304-321.

¹⁰⁵⁵ Vgl. CIS (2003a), S. 177 sowie auch Rowe (2001a), S. 321f. Zu möglichen Interessenskonflikten der betroffenen Stakeholder vgl. Dworak/Pielen (2006), S. 7 sowie ausführlich Uhlendahl (2008).

¹⁰⁵⁶ Vgl. bspw. Lintz (1994), S. 65-70; Gawel (2001), S. 31-38; Rowe (2001a), S. 304-331; Petschow et al. (2005), S. 153; Schumann et al. (2005), S. 357-361; Hecht/Werbeck (2006), S. 277-233; Lange et al. (2007), S. 70f. sowie 103-112; Stemplewski et al. (2008), S. 255-257; Klauer et al. (2008b), S. 34f.; Klauer/Schiller/Petry (2008), S. 285f.; Meusel (2008), S. 115-117. Zum Aspekt der Kostenträgerschaft von Maßnahmen im Kontext der WRRL vgl. auch Petschow et al. (2005), S. 158f.; Grünebaum et al. (2006), S. 16; Lange et al. (2007), S. 80f.; Klauer et al. (2008b), S. 34f. sowie Held/Krull (2009).

bei der Verwirklichung der ökologischen Zielsetzungen möglichst zu vermeiden, sind umweltpolitische Planer vielfach bestrebt eine als fair empfundene Lastenteilung anzustreben, um eine möglichst breite Akzeptanz der Maßnahmenprogramme als Ganzes zu gewährleisten.¹⁰⁵⁷ Wenn in der Folge die tatsächliche Allokation gewässerzustandsbezogener Maßnahmen auf eine gleichmäßige (pro rata) und damit vordergründig als „verursachergerecht“¹⁰⁵⁸ empfundene Aufteilung der insgesamt erforderlichen Nutzungsanpassung abzielt oder aber bestimmte Verursacherbereiche aufgrund einer als gering empfundenen Kostentragfähigkeit aus der Maßnahmenallokation ausgenommen werden, kann dies der Anforderung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz zuwiderlaufen, da zur Zielerreichung auf Maßnahmen an anderer Stelle mit höheren Vermeidungskosten zurückgegriffen werden muss.¹⁰⁵⁹ Die Gefahr, dass die Akzeptanz von betroffenen Akteursgruppen durch insgesamt höhere gesamtwirtschaftliche Kosten erkaufte wird, besteht v. a. dann, wenn sich mögliche distributive Kompensationsmechanismen zur Entkopplung von Maßnahmenträgerschaft und Kostenträgerschaft – bspw. aufgrund mangelnder Koordinationsbereitschaft bei unterschiedlichen Verwaltungszuständigkeiten – nicht implementieren lassen.¹⁰⁶⁰

Die Frage der „Kostenträgerschaft“ von Maßnahmen muss auch die Überwälzbarkeit vom unmittelbaren Kostenträger einer Maßnahme (z. B. kommunaler Betreiber einer Kläranlage) auf nachgelagerte Gruppen (z. B. Abwassergebührenzahler der Kommune) berücksichtigen. Die Verteilungskonflikte zwischen Akteursgruppen sind wesentliche Einflussfaktoren im Hinblick auf die politische Durchsetzbarkeit eines Maßnahmenprogrammes. Zum Aspekt der politischen Durchsetzbarkeit vgl. bereits allgemein Kap. 2.3. Darüber hinaus sind im Kontext der Kostenträgerschaft bzw. Lastenverteilung auch rechtliche Schranken zu berücksichtigen. Insb. ist gegenüber den einzelnen Betroffenen der rechtsstaatliche Grundsatz der Verhältnismäßigkeit zu wahren. Zum rechtsstaatlichen Grundsatz der Verhältnismäßigkeit im Kontext des Wasserrechtes vgl. Kap. 6.2.2.

¹⁰⁵⁷ Vgl. Fuhrmann (2001), S. 41; Petschow et al. (2005), S. 153; Dehnhardt/Hirschfeld (2005), S. 32; Londong et al. (2006), S. 7.

¹⁰⁵⁸ Die Frage der „Verursachergerechtigkeit“ kann in der Realität durch weitere Faktoren kompliziert werden. Bspw. könnten Akteure, die bereits im Vorfeld ihre Belastungen reduziert haben, eine Pro-rata-Reduktion der Belastungen im Status quo als nicht gerecht empfinden, da sie bereits im Vorfeld durch Vermeidungsmaßnahmen in Vorleistung getreten sind („Early action“-Problematik), vgl. RPA (2004), S. 18; Endres (2013), S. 179f. sowie auch 6.4.2.2.1.

¹⁰⁵⁹ Vgl. auch Schumann/Dietrich/Lotov (2005), S. 191. Allerdings gibt die WRRL den Mitgliedstaaten einen rechtlichen Spielraum, neben der Kosteneffizienz auch andere Erwägungen einfließen zu lassen, da die Ergebnisse der wirtschaftlichen Analyse, die gem. Anhang III b) WRRL der Ermittlung kosteneffizienter Maßnahmenkombinationen dient, formal nur zu „berücksichtigen“ sind, vgl. Art. 11 Abs. 1, S. 1 WRRL sowie auch Klauer et al. (2008b), S. 35. Der Verzicht auf Effizienz zugunsten von distributiven Erwägungen ist jedoch aus umweltökonomischer Sicht grundsätzlich kritisch zu sehen, da damit insgesamt Wohlfahrtsverluste einhergehen. Stattdessen wären distributive Transfers vorzuziehen, vgl. auch Kap. 5.4.2.3.

¹⁰⁶⁰ Diese Problematik kann sich bspw. in einem Oberlieger-Untерliegerverhältnis auf zwischenstaatlicher Ebene einstellen. Zur besonderen Problematik der zwischenstaatlichen Maßnahmenkoordination in Flusseinzugsgebieten vgl. bspw. Interwies et al. (2004), S. 62; Hecht/Werbeck (2006), S. 178-233. Allerdings kann die Frage der Kostentragfähigkeit bestimmter Akteure auch Rückwirkungen auf die gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz haben. Insb. wenn gewerbliche Wassernutzungen durch Anpassung der Nutzungsrechte unwirtschaftlich werden, sind die daraus resultierenden gesamtwirtschaftlichen Kosten im Kontext der Kosteneffizienz zu berücksichtigen. Bspw. kann im Falle einer

Aus den beschriebenen Anforderungen an die gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz und den praktischen Restriktionen der Planung lassen sich bereits wesentliche Implikationen für den Einsatz umweltpolitischer Instrumente im Kontext kosteneffizienter Maßnahmenprogramme gemäß Art. 11 WRRL ableiten.

5.2.3 Implikationen für den Einsatz umweltpolitischer Instrumente zur Allokation gewässerzustandsbezogener Maßnahmen

Durch Art. 11 i. V. m. Anhang III WRRL wird das allgemeine umweltökonomische Kriterium der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz konkret für den gemeinschaftlichen Gewässerschutz verankert: Grundlegende Aufgabe staatlicher Bewirtschaftungsplanung ist es demnach, durch Eigenmaßnahmen sowie die Allokation¹⁰⁶¹ von Maßnahmen bei Dritten – also privatwirtschaftlichen Wassernutzern – die ökologischen Zielsetzungen für die Wasserkörper einer Flussgebietseinheit (primär der gute Zustand, ggf. sekundäre Umweltziele)¹⁰⁶² zu gesamtwirtschaftlich minimalen Kosten umzusetzen.¹⁰⁶³ In dem Maße, wie privatwirtschaftliche Nutzungsinteressen der Erreichung oder Sicherung der jeweiligen ökologischen Zielsetzungen entgegenstehen, muss durch die Allokation von gewässerzustandsverbessernden Maßnahmen bei Dritten auch in die vielfach konkurrierenden, privatwirtschaftlichen Nutzungsstrukturen eingegriffen werden.¹⁰⁶⁴ Im Zuge dieser Real-

maßnahmenbedingt unwirtschaftlichen Wasserkraftnutzung mit der Aufgabe des Standortes ein Verlust externer Nutzen einhergehen, vgl. Kap. 5.4.3.

¹⁰⁶¹ Unter der Allokation von Maßnahmen wird im Rahmen dieser Untersuchung die Gesamtheit regulatorischer Handlungen zur Steuerung von gewässerzustandsbezogener Maßnahmen bei Dritten verstanden. In prozessualer Hinsicht umfasst dies die Stufen der Planung, der Institutionalisierung der Verhaltenssteuerung sowie der Kontrolle inkl. Sanktionierung. Die Allokation von Maßnahmen lässt sich inhaltlich durch die Parameter Umsetzungsfrist, konkrete technische Ausgestaltung, räumliche Verortung sowie aktorsbezogene Dimensionierung (Maßnahmenträgerschaft) und Finanzierungspflicht (Kostenträgerschaft) charakterisieren.

¹⁰⁶² Zu den Rahmenbedingungen der Festlegung sekundärer Umweltziele vgl. die nachfolgenden Kap. 5.3 und 5.4.

¹⁰⁶³ Vgl. Interwies et al. (2006), S. 393f.

¹⁰⁶⁴ Vgl. Unnerstall/Scheidt (2008), S. 244. Die Allokation gewässerzustandsverbessernder Maßnahmen bei Dritten impliziert also eine im Regelfall nicht freiwillige Einschränkung der im Status quo explizit oder implizit vorliegenden Nutzungsrechte. Wasserrechtliche Nutzungsrechte stellen in institutioneller Hinsicht Property Rights dar, vgl. allgemein bereits Kap. 2.1. Um eine verlässliche Handlungsgrundlage für eine solche Reallokation von Nutzungsrechten zu schaffen, gehört die Implementierung regelmäßig zu überprüfender Genehmigungsverhalte für Gewässernutzungen zu den grundlegenden Maßnahmen nach Art. 11 Abs. 3 WRRL. Hierdurch wird sicher- und klargestellt, dass die originären Nutzungsrechte der Gewässer grundsätzlich beim Staat bzw. der Allgemeinheit liegen und Wassernutzern lediglich in einem bestimmten Umfang für einen bestimmten Zeitraum übertragen werden. Die wesentliche Bedeutung der Maßnahmenallokation bei Dritten kommt auch dadurch zum Ausdruck, dass die Mitgliedstaaten in Art. 23 WRRL aufgefordert werden, für wirksame, angemessene und abschreckende Sanktionen gegen eine nicht ordnungsgemäße Befolgung der zur Umsetzung der Richtlinie erlassenen innerstaatlichen Vorschriften zu sorgen, vgl. Erwägungsgrund 53 WRRL. Zur

lokation individueller Nutzungsrechte ist zu gewährleisten, dass in aggregierter Betrachtung sowohl wasserkörperbezogen als auch flussgebietsbezogen eine umweltzielkonforme Residualnutzung erreicht wird. Die Anforderung der Kosteneffizienz impliziert dabei, dass die residualen Nutzungsrechte auf diejenigen Verwendungen allokiert werden, die gesamtwirtschaftlich den höchsten Nettonutzen stiften.¹⁰⁶⁵

Die zielentsprechende Allokation von gewässerzustandsbezogenen Maßnahmen bzw. die damit verbundene Reallokation residualer Nutzungsrechte bei Dritten bedarf der Durchsetzung mit umweltpolitischen Instrumenten. Hierzu stehen dem umweltpolitischen Entscheider grundsätzlich Instrumente der direkten wie auch der indirekten Verhaltenssteuerung zur Verfügung.¹⁰⁶⁶ Die Art des Instruments bestimmt, inwieweit die Ausgestaltung und Verortung von gewässerzustandsbezogenen Maßnahmen von einem staatlichen Planer determiniert ist.¹⁰⁶⁷ Instrumente der indirekten Verhaltenssteuerung implizieren allgemein eine geringere Allokationstiefe, d. h., es verbleiben dem Adressaten mehr dezentrale Freiheitsgrade bei der Materialisierung konkreter Maßnahmen auf nachgeordneter Ebene. Demgegenüber sind Instrumente der direkten Verhaltenssteuerung tendenziell durch eine hohe Allokationstiefe gekennzeichnet, d. h., die dezentralen Freiheitsgrade bei der Maßnahmenmaterialisierung sind deutlich eingeschränkter.¹⁰⁶⁸

Eine große Allokationstiefe, d. h. die zentralistische Vorgabe konkreter Maßnahmenausgestaltungen, ist vor dem Hintergrund der Anforderung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz problematisch, wenn der zentrale Entscheider in der Behörde mit Informationsasymmetrien bzgl. der Existenz, der Wirksamkeit oder der Kosten konkreter Maßnah-

Ausgestaltung der Genehmigungsvorbehalte im deutschen Wasserrecht sowie zu den rechtlichen Randbedingungen einer nachträglichen Einschränkung, Modifikation oder Rücknahme von Nutzungsrechten vgl. Kap. 6.2.

¹⁰⁶⁵ Andernfalls wäre eine alternative Allokation residualer Nutzungsrechte mit geringeren Opportunitätskosten und damit zu gesamtwirtschaftlich geringeren Kosten möglich, vgl. hierzu auch Lange/Krull (2014), S. 204-209.

¹⁰⁶⁶ Zum Spektrum umweltpolitischer Instrumente vgl. bspw. Unnerstall/Scheidt (2008), S. 228-231 sowie bereits Kap. 2.3.

¹⁰⁶⁷ Bzgl. der Eigenmaßnahmen staatlicher Körperschaften (z. B. im Kontext der Gewässerunterhaltung) ist im Regelfall von einer Vollplanung der Maßnahmen durch die entsprechende Körperschaft auszugehen.

¹⁰⁶⁸ Zu den dezentralen Freiheitsgraden im Kontext der direkten und indirekten Verhaltenssteuerung vgl. bereits Kap. 2.3. Auch im Falle einer direkten Verhaltenssteuerung mittels Auflagen können gewisse dezentrale Freiheitsgrade verbleiben. Diese hängen insb. von der Formulierung der Auflage ab. Werden bspw. einer Kläranlage Emissionsgrenzwerte vorgegeben, verbleibt den Betreibern immer noch die Wahl der technischen Mittel zur Einhaltung dieser Grenzwerte. Wird dagegen auch die Anwendung einer bestimmten Reinigungstechnologie vorgeschrieben, ist der Handlungsspielraum des Betreibers nur noch gering. Zur unterschiedlichen Ausgestaltung von Auflagen vgl. bereits Kap. 2.3.

menoptionen konfrontiert ist, da er in diesem Fall bereits die kosteneffiziente Maßnahmenoption im individuellen Verursacherkontext nicht identifizieren kann.¹⁰⁶⁹ Wenn darüber hinaus das adressierte Defizit durch Fernwirkungen geprägt ist und somit räumlich und akteursübergreifend substitutionale Maßnahmenpotenziale vorliegen, betrifft diese Schwierigkeit zudem die akteursübergreifende Verortung und Dimensionierung des insgesamt erforderlichen Maßnahmenumfangs. Insb. in den Fällen, in denen technisch und räumlich substitutionale Maßnahmenpotenziale in Verbindung mit einer asymmetrischen Informationsverteilung zugunsten von Wassernutzern vorliegen, erscheint daher eine geringe Allokationstiefe erfolgversprechend, bei der die nachgelagerte Maßnahmenmaterialisierung dezentral durch die ökonomischen Anreize marktorientierter Instrumente koordiniert wird.¹⁰⁷⁰ Die in Art 11 i. V. m. Anhang III WRRL verankerte Anforderung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz impliziert somit ein Prüfgebot, bei welchen gewässerzustandsbezogenen Defizitbereichen die Allokation erforderlicher Maßnahmen mittels marktorientierter Instrumente i. S. e. indirekten Verhaltenssteuerung eine gesamtwirtschaftliche Kosteneinsparung gegenüber einer direkten (ordnungsrechtlichen) Verhaltenssteuerung ermöglichen kann.¹⁰⁷¹ Die Allokation von Maßnahmen mittels marktorientierter Instrumente der indirekten Verhaltenssteuerung wird im Folgenden als *dezentrale Maßnahmenallokation* bezeichnet. Hierbei fokussiert sich die staatliche Planung

¹⁰⁶⁹ Vgl. Häder (1997), S. 10 sowie S. 49f.; Hecht/Werbeck (2006), S. 112-118 und S. 122-126; OECD (2006), S. 77. In diesem Kontext ist insb. das spezifische Wissen des Akteurs über seinen Standort und seine Nutzungsprozesse von erheblicher Bedeutung. Dieses Wissen ist genuin privat, kann nur zu hohen Kosten transferiert werden und ist der Behörde nicht verlässlich zugänglich, vgl. Häder (1997), S. 76-83 sowie S. 121-132.

¹⁰⁷⁰ Mit Blick auf die Anforderung der Kosteneffizienz ist in diesem Zusammenhang wesentlich, dass die nutzenmaximierenden Akteure durch die ökonomischen Anreize „gezwungen“ werden, ihre privaten Informationen implizit, d. h. im Rahmen ihrer dezentralen Entscheidungen offenzulegen „gezwungen“ werden, ihre privaten Informationen implizit, d. h. im Rahmen ihrer dezentralen Entscheidungen offenzulegen, vgl. bspw. Häder (1997), S. 51f. sowie bereits Kap. 2.3. Die den marktorientierten Instrumenten inhärente akteursbezogene Flexibilität ermöglicht zudem eine Entkopplung von Kosten- und Maßnahmenträgerschaft, so dass zugleich eine verursachergerechte Kostenanlastung und eine möglichst kosteneffizienten Maßnahmenallokation unterstützt wird. Preisbasierte Instrumente (z. B. eine Abgabe nach dem Standard-Preis-Ansatz) können eine verursachergerechte Kostenanlastung gewährleisten, indem alle Verursacher entsprechend der definierten Bemessungsgrundlage mit dem festgelegten Abgabensatz belastet werden. Tatsächliche Maßnahmen werden jedoch nur von denjenigen Akteuren ergriffen, die aggregiert die geringsten Vermeidungskosten aufweisen und dadurch einzelwirtschaftlich eine Kosteneinsparung gegenüber der Abgabenzahlung erzielen können. Bei mengenbasierten Instrumenten (z. B. handelbare Zertifikate) kann durch die Möglichkeit des Handels eine verursachergerechte Primärallokation in eine kosteneffiziente Sekundärallokation der Zertifikate bzw. der entsprechenden Maßnahmen transformiert werden. Zur allgemeinen Funktionsweise preis- und mengenbasierter Instrumente vgl. bereits Kap 2.3 sowie im spezifischen Kontext der ökologischen Durchgängigkeit Kap. 6.3 und 6.4.

¹⁰⁷¹ Vgl. Hecht/Werbeck (2006), S. 174; Gawel et al. (2011), S. 39.

auf die Konzipierung und Koordination umweltpolitischer Rahmenbedingungen, während die entsprechenden gewässerzustandsbezogenen Maßnahmen dezentral bei den Gewässernutzern geplant werden.

Die Operationalisierbarkeit einer dezentralen Maßnahmenallokation mittels marktorientierter Instrumente ist jedoch wesentlich von den spezifischen Eigenschaften eines Defizites abhängig.¹⁰⁷² Insb. ist es erforderlich, dass den ökonomischen Anreizen eine hinreichend mess- und damit kontrollierbare ökologische Bezugsbasis zugrunde gelegt werden kann.¹⁰⁷³ Im Kontext der ökologischen Durchgängigkeit bietet die in Kap. 4.2.6 erörterte ratenbasierte Bewertung eine tragfähige Basis zur Abbildung der ökologischen Effektivität von Maßnahmen, mit der – bei entsprechender Verknüpfung mit Kosteninformationen – die kosteneffiziente Maßnahmenkombinationen für die Zielerreichung in einem Betrachtungsgebiet ermittelt werden kann.¹⁰⁷⁴

Eine dezentrale Maßnahmenallokation kann bei wasserkörperübergreifenden Defiziten allerdings nur dann zu einer gesamtwirtschaftlichen Kostenminimierung auf Flussgebietsebene führen, wenn die dezentrale Anreizwirkung marktorientierter Instrumente nicht durch administrative Bruchstellen im Flusseinzugsgebiet beschränkt wird.¹⁰⁷⁵ Um alle relevanten Akteure zu erfassen, muss die räumliche Reichweite des Instruments idealerweise der räumlichen Reichweite des Defizites entsprechen. Sofern also keine übergeordnete Flussgebietsbehörde mit entsprechenden instrumentellen Kompetenzen geschaffen wird, ist zumindest eine entsprechende instrumentelle Koordination zwischen den zuständigen administrativen Einheiten (insb. Bundesländer) erforderlich.¹⁰⁷⁶

¹⁰⁷² In diesem Zusammenhang sind auch mögliche (hemmende oder verstärkende) Wechselwirkungen von umweltpolitischen Instrumenten von wesentlicher Bedeutung, vgl. bspw. Keitz/Kessler (2008), S. 359. Neben instrumentellen Überlagerungen im Bereich des Gewässerschutzes sind gerade auch Interdependenzen mit anderen Politikbereichen zu berücksichtigen. Im Kontext der querbauwerksbasierten Gewässernutzungen sind als Sektorpolitiken die Verkehrspolitik (Binnenschifffahrt) sowie die Energiepolitik (Stromerzeugung aus Wasserkraft) sowie übergreifend die Klimaschutz- und Naturschutzpolitik von Bedeutung, vgl. Kap. 4.3. Inwiefern sich ökologische Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerken für eine dezentrale Allokation mittels marktorientierter Instrumente eignen, wird in Kap. 6.2.5 erörtert.

¹⁰⁷³ Vgl. bspw. Shortle/Horan (2008), S. 109.

¹⁰⁷⁴ Vgl. auch FGG Elbe (2009), S. 42.

¹⁰⁷⁵ Vgl. für stoffliche Defizite auch Keudel (2007), S. 28-30.

¹⁰⁷⁶ Zu den flussgebietsweiten Koordinationsanforderungen vgl. bereits Kap. 4.2.2. Die grundsätzliche Inkongruenz von hydrologischen und administrativen Einheiten lässt sich i. d. R. nicht auflösen, da die rechtliche Implementierung umweltpolitischer Instrumente durch Gesetze und Verordnungen in der Regel einheitlich für ein bestimmtes Gebiet auf höherer administrativer Ebene erfolgt (Staat, Bundesland), vgl. Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 416; Dworak/Pielen (2006), S. 2f. Es ist daher zu prüfen, inwieweit eine flussgebietsbezogene Instrumentenabstimmung rechtlich möglich ist (dies impliziert eine potenzielle Ungleichbehandlung von Standorten an unterschiedlichen Flussgebieten in der gleichen administrativen Einheit), vgl. auch Görlach/ Kranz/ Interwies (2005), S. 416; Dworak/Pielen (2006), S. 3-7; Keitz/Kessler (2008), S. 359.

In einer Gesamtschau der spezifischen Rahmenbedingungen ist weiterhin zu prüfen, inwiefern mit der Implementierung und Nutzung marktorientierter Instrumente gegenüber einer direkten (ordnungsrechtlichen) Verhaltenssteuerung zusätzliche Transaktionskosten verbunden sind.¹⁰⁷⁷ Schließlich ist zu hinterfragen, inwieweit die Gefahr einer Inkongruenz einzel- und gesamtwirtschaftlicher Nutzungsanpassungskalküle besteht. In Falle einer Inkongruenz bestehen für die Akteure Anreize zur Ergreifung von Maßnahmen, die zwar ihre einzelwirtschaftlichen Kosten minimieren, aber – aufgrund von externen Kosten, die mit den Maßnahmen einhergehen – gesamtwirtschaftlich nicht zu einer kostenminimalen Verwirklichung der Umweltziele führen.¹⁰⁷⁸ In den Fällen, in denen mögliche Flexibilisierungsvorteile durch hohe Transaktionskosten oder die Gefahr externer Kosten konterkariert werden, sowie im Falle akuter Belastungen (Gefahrenabwehr) oder reiner Nahwirkungen ohne dezentrale Flexibilitätspotenziale sind dementsprechend ordnungsrechtliche Instrumente mit direkter Verhaltenssteuerung und großer Allokationstiefe vorzugswürdig.¹⁰⁷⁹

5.2.4 Gewässerbezogenes Monitoring der ökologischen Zielerreichung

Eine systematische und vergleichbare Überwachung des Gewässerzustands stellt eine notwendige Grundlage sowohl für die Planung als auch die Erfolgskontrolle der aufzustellenden Maßnahmenprogramme dar.¹⁰⁸⁰ Daher waren gem. Art. 8 Abs. 1 WRRL bis Ende 2006 von den Mitgliedstaaten in jeder Flussgebietseinheit Überwachungsprogramme zu implementieren, die ausgehend von den in der Bestandsaufnahme identifizierten Defiziten einen kohärenten und umfassenden Überblick des Zustands der Wasserkörper ermöglichen.¹⁰⁸¹

¹⁰⁷⁷ Vgl. bereits Kap. 2.3.

¹⁰⁷⁸ Vgl. hierzu näher Kap. 6.2.5.

¹⁰⁷⁹ Vgl. Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 415; Dworak/Pielen (2006), S. 7; Unnerstall (2008), S. 229f.

¹⁰⁸⁰ Vgl. Erwägungsgrund 36 WRRL sowie auch BMU (2004a), S. 108; Irmer/Rechenberg (2006), S. 127; BMU (2010b), S. 15-17. Zu den allgemeinen Anforderungen eines entscheidungsorientierten Monitorings im Rahmen eines integrierten Flussgebietsmanagements vgl. GWP/INBO (2009), S. 92-95.

¹⁰⁸¹ Vgl. auch Holzwarth (2005), S. 511 sowie S. 513.

Durch das fortlaufende biologische und chemische Monitoring des Gewässerzustands rückt die Analyse der Auswirkungen der in der Bestandsaufnahme identifizierten Nutzungsdrücke in den Betrachtungsfokus (Immissionsperspektive).¹⁰⁸² Um ein aussagekräftiges Bild des Gewässerzustands zu erhalten, muss die Überwachungssystematik für jede der in Anhang V WRRL festgelegten Qualitätskomponenten kennzeichnende Parameter abdecken.¹⁰⁸³ Für die notwendige Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten mussten in den vergangenen Jahren Verfahren neu entwickelt oder wesentlich weiterentwickelt werden.¹⁰⁸⁴

Die Überwachungssystematik der WRRL unterscheidet zwischen einer Überblicksüberwachung, einer operativen Überwachung der Gewässer sowie einer ergänzenden Überwachung zu Ermittlungszwecken.¹⁰⁸⁵

Die Überblicksüberwachung gemäß Anhang V, Abschnitt 1.3.1 WRRL ist auf Basis eines eher grobmaschigen Überwachungsstellennetzes an ausgewählten Wasserkörpern durchzuführen, um für die Flussgebietseinheit sowie für bestimmte Teileinzugsgebiete eine überblicksartige Einschätzung des Gesamtzustands der zugehörigen Wasserkörper sowie eine Indikation längerfristiger Entwicklungen zu erhalten.¹⁰⁸⁶ Den sachlichen Untersuchungsrahmen dieser über ein Jahr innerhalb der Geltungsdauer eines Bewirtschaftungsplans durchzuführenden Überwachung bilden die vier biologischen Qualitätskomponenten, die hydromorphologischen Qualitätskomponenten sowie eine intensive chemisch-physikalische Überwachung.¹⁰⁸⁷

¹⁰⁸² Vgl. MUFV RLP (2008), S. 55. Die Ausrichtung des Monitorings orientiert sich dazu grundsätzlich an den im Rahmen der Bestandsaufnahme festgestellten Belastungssituationen sowie der Zusammenfassung dieses Belastungsbildes in den wichtigen Bewirtschaftungsfragen, vgl. Irmer et al. (2009), S. 52/10.

¹⁰⁸³ Vgl. Lanz/Scheuer (2001), S. 23f.

¹⁰⁸⁴ Vgl. BMU (2004a), S. 101; Podraza et al. (2005), S. 9f.; Köck (2009), S. 233; BMU (2010b), S. 15 sowie Kap. 4.2.6.

¹⁰⁸⁵ Vgl. BMU (2010b), S. 16f. sowie auch BMU (2004a), S. 101-105; Irmer/Rechenberg (2006), S. 127-131; MUFV RLP (2008), S. 62; Scholten/Landwüst (2012), S. 37. Die Überwachung zu Ermittlungszwecken gem. Anhang V, Abschnitt 1.3.3 WRRL dient insb. der Ursachenforschung, wenn Gründe für eine Zielverfehlung nicht hinreichend bekannt sind, sowie der Auswirkungsabschätzung bei unbeabsichtigten Verschmutzungen, vgl. Irmer/Rechenberg (2006), S. 130f.; Irmer et al. (2009), S. 52/8; BMU (2010b), S. 16f. Diese wird im Folgenden nicht näher betrachtet.

¹⁰⁸⁶ Vgl. Podraza et al. (2005), S. 79; Irmer/Rechenberg (2006), S. 127f.; MUFV RLP (2008), S. 62; Irmer et al. (2009), S. 52/3; BMU (2010b), S. 16. Zu den detaillierteren Anforderungen an die Auswahl der Überwachungsstellen sowie zu den im Rahmen der Überblicksüberwachung bereitzustellenden Informationen vgl. Anhang V, Abschnitt 1.3.1 WRRL.

¹⁰⁸⁷ Vgl. MUFV RLP (2008), S. 62. Bezüglich der Überwachungsfrequenz sind – soweit nicht anders begründbar – die qualitätskomponenten- und gewässertypspezifischen Vorgaben gem. Anhang V, Abschnitt 1.3.4 WRRL einzuhalten. Demnach ist die biologische Qualitätskomponente „Fischfauna“ mindestens alle drei Jahre zu überprüfen, für die hydromorphologischen Komponenten „Durchgängigkeit“ und „Morphologie“ ist dies lediglich alle sechs Jahre erforderlich.

Die operative Überwachung fokussiert auf diejenigen Wasserkörper, deren Zielerreichung als gefährdet eingeschätzt wird. Für diese Wasserkörper ist individuell zu überwachen, inwieweit sie dem geforderten ökologischen und chemischen Zielzustand entsprechen.¹⁰⁸⁸ Damit ist die operative Überwachung auch maßgeblich für die gewässerzustandsbezogene Erfolgskontrolle der Maßnahmenprogramme.¹⁰⁸⁹ Hierzu deckt ihr Untersuchungsrahmen ebenfalls die biologischen, hydromorphologischen sowie chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten ab, wobei jedoch eine Fokussierung auf die zustandskritischen Parameter vorgesehen ist.¹⁰⁹⁰ Die Überwachungsfrequenz der operativen Überwachung ist durch die Mitgliedstaaten so festzulegen, „dass für eine zuverlässige Bewertung des Zustands der relevanten Qualitätskomponente ausreichende Daten beschafft werden.“¹⁰⁹¹ Da eine flächendeckende Überwachung eines gesamten Fließgewässernetzes unter Aufwands Gesichtspunkten nicht möglich ist, ist eine geeignete Auswahl einer oder mehrerer repräsentativer Überwachungsstellen für die Wasserkörper erforderlich, um zum einen validen Gesamteindruck des Zustands der einzelnen Wasserkörper als Bewirtschaftungseinheit zu bekommen und zum anderen die Auswirkungen von spezifischen Belastungsquellen (z. B. hydromorphologische Belastungen) hinreichend genau ermitteln zu können.¹⁰⁹² Hierzu wurden an den Fließgewässern in Deutschland mehr als 7000 Messstellen festgelegt.¹⁰⁹³ Den im Rahmen der Bestandsaufnahme 2004 am häufigsten festgestellten nutzungsbezogenen Belastungen (Hydromorphologie, fehlende

¹⁰⁸⁸ Vgl. Anhang V, Abschnitt 1.3.2 WRRL sowie bspw. Podraza et al. (2005), S. 79-81; Irmer/Rechenberg (2006), S. 129; MUFV RLP (2008), S. 62; BMU (2010b), S. 16.

¹⁰⁸⁹ Vgl. Podraza et al. (2005), S. 79f.; Irmer/Rechenberg (2006), S. 129; Irmer et al. (2009), S. 52/4. Daher ist die operative Überwachung auch nur an Wasserkörpern erforderlich, die den guten Zustand ohne weitere Maßnahmen nicht erreichen, vgl. Meusel (2008), S. 21.

¹⁰⁹⁰ Vgl. Anhang V, Abschnitt 1.3.2 WRRL sowie Podraza et al. (2005), S. 79; Irmer/Rechenberg (2006), S. 129; BMU (2010b), S. 16. In Anhang V, Abschnitt 1.3.2 WRRL wird eine Überwachung der „Parameter, die Indikatoren für die hydromorphologische Qualitätskomponente sind, die auf die ermittelten Belastungen am empfindlichsten reagiert“, gefordert. Gleiches gilt für die empfindlichsten Indikatoren bzgl. der biologischen Qualitätskomponenten. Das heißt, im Falle einer hydromorphologischen Belastung sind die Fischfauna und der Makrozoobenthos zu überwachen, da diese die Belastung am sichersten indizieren, vgl. Irmer et al. (2009), S. 52/5.

¹⁰⁹¹ Anhang V, Abschnitt 1.3.4 WRRL.

¹⁰⁹² Die Auswahl repräsentativer Messstellen kann anhand folgender Anforderungen erfolgen: Repräsentativität hinsichtlich Gewässerstruktur und stofflicher Belastung; mindestens eine repräsentative Messstelle je Wasserkörper (ggf. zusätzliche Messstellen zur Absicherung der Ergebnisse); Lage der Messstelle nicht im Übergangsbereich zu einem anderen Gewässertyp; zusätzlich praktische Erwägungen wie eine gute Erreichbarkeit. Wenn möglich, soll auf vorhandene Messstellen zurückgegriffen werden, vgl. Podraza et al. (2005), S. 80f.; MUFV RLP (2008), S. 59-66; Irmer et al. (2009), S. 52/5; Zur bundeseinheitlichen Umsetzung der Monitoringanforderungen der WRRL, insb. der notwendigen Dichte des Messstellennetzes sowie der Häufigkeit und Art der Beprobungen, wurde von der LAWA ein Konzept entwickelt, vgl. BMU (2010b), S. 15.

¹⁰⁹³ Vgl. BMU (2010b), S. 16f. sowie auch Irmer et al. (2009), S. 52/4f. Damit ist an den Fließgewässern im Mittel ca. alle 20 km eine operative Überwachungsstelle installiert. Dabei sind in den einzelnen

Durchgängigkeit sowie Nährstoffe) entsprechend, richtet sich die operative Überwachung der Fließgewässer insb. auf die Qualitätskomponenten Fischfauna, Makrozoobenthos, Makrophyten sowie allgemeine physikalisch-chemische Parameter aus.¹⁰⁹⁴

Zwar ist das Monitoring der biologischen Qualitätskomponenten in den Wasserkörpern eines Flussgebiets letztlich maßgeblich für die Erfolgskontrolle der implementierten Maßnahmenprogramme. Allerdings dürfte eine rein gewässerzustandsorientierte Kontrolle im Regelfall nicht ausreichend sein, um den Erfolg einzelner Maßnahmen wie die Errichtung von Fischauf- und -abstiegsanlagen zu beurteilen.¹⁰⁹⁵ Ebenso wie die „immissionsseitigen“ Zielsetzungen rekursiv in „emissionsseitige“ Anforderungen zu übersetzen sind, muss umgekehrt auch eine entsprechende Funktionskontrolle der nutzungs- bzw. anlagenbezogenen Maßnahmen (z. B. Fischaufstiegsanlage) hinsichtlich ihrer gewässerzustandsbezogenen Wirksamkeit erfolgen.¹⁰⁹⁶ Hierzu kann wiederum die in Kap. 4.2.6 erörterte ratenbasierte Bewertung ein tragfähiges Bindeglied bereitstellen. Hinsichtlich der Vorteilhaftigkeit einer dezentralen Maßnahmenallokation ist in diesem Zusammenhang zu prüfen, inwiefern dezentrale Freiheitsgrade einen höheren Aufwand bezüglich der Erfolgskontrolle bedingen, die als Transaktionskosten mögliche Kosteneffizienzpotenziale gegenüber einer zentralistischen Maßnahmenallokation mittels direkter Verhaltenssteuerung wieder aufzehren.¹⁰⁹⁷

5.2.5 Erfahrungen aus dem ersten Bewirtschaftungszyklus

Mit Ausnahme der Bundeswasserstraßen liegt die verfassungsrechtliche Zuständigkeit der Aufstellung der Maßnahmenprogramme in der Bundesrepublik Deutschland bei den Bundesländern und den ihnen unterstellten Wasserwirtschaftsverwaltungen.¹⁰⁹⁸ Auch wenn ökonomische Rationale wie die Kosteneffizienz oder die Kosteneffektivität von

Bundesländern derzeit größere Abweichungen bzgl. der Dichte des Überwachungsnetzes zu beobachten, die jedoch nur z. T. auf unterschiedliche Belastungssituationen zurückzuführen werden können, vgl. Irmer et al. (2009), S. 52/5-52/8.

¹⁰⁹⁴ Vgl. Irmer et al. (2009), S. 52/8; BMU (2010b), S. 25f.

¹⁰⁹⁵ Da die biologischen Qualitätskomponenten i. d. R. mehreren Einflüssen unterliegen, muss festgestellt werden, welche Einflüsse weiterhin für eine Verfehlung des Zielzustands ursächlich sind.

¹⁰⁹⁶ Vgl. auch Londong et al. (2005), S. 5; Scholten/Landwüst (2012), S. 37-42; Landwüst/Scholten (2012), S. 139-142; BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 15. Zur Funktionskontrolle bei Fischaufstiegen, Fischabstiegen und Fischschutzmaßnahmen vgl. bereits Kap. 3.4.

¹⁰⁹⁷ Vgl. allgemein bspw. Häder (1997), S. 56-60 sowie Kap. 2.3. Die Monitoringanforderungen im Zuge einer dezentralen Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit werden in 6.4.2.4.5 erörtert.

¹⁰⁹⁸ Vgl. bspw. Dieckmann (2008), S. 4; Klauer et al. (2008c), S. 44; Irmer et al. (2009), S. 52/11 sowie Kap. 4.2.2.1 und 4.2.2.

Maßnahmen bereits im Vorfeld der WRRL berücksichtigt wurden,¹⁰⁹⁹ stellen die in der WRRL verankerte Anforderung der Kosteneffizienz für flächendeckende Maßnahmenprogramme sowie die Pflicht zur einzugsgebietsweiten Koordination der Bewirtschaftung ein Novum dar, das gerade die föderalistisch dezentralisierten Wasserwirtschaftsverwaltungen angesichts der Vielzahl von zu erarbeitenden fachlichen Grundlagen vor enorme Herausforderungen gestellt hat.¹¹⁰⁰

Aufgrund des Zeitdruckes, der sich aus dem ambitionierten Fristenkonzept¹¹⁰¹ der WRRL für den ersten Bewirtschaftungsplanungszyklus ergab, aber auch um eine Überfrachtung der Maßnahmenprogramme mit Detailplanung zu vermeiden, beschränkten sich die Bundesländer im Rahmen der Erstellung der ersten Maßnahmenprogramme vielfach inhaltlich auf sogenannte *Programmmaßnahmen*.¹¹⁰² Diese entsprechen eher generischen Maßnahmentypen und beschränken sich i. d. R. auf einen programmatischen Charakter ohne

¹⁰⁹⁹ Vgl. bspw. Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 412; Reinhardt (2007b), S. 719.

¹¹⁰⁰ Vgl. Görlach/Kranz/Interwies (2005), S. 412; Dworak/Pielen (2006), S. 8; Palm (2006a), S. 1; Ginzky (2008), S. 242; Durner (2010), S. 455-457. Um den neuen inhaltlichen Herausforderungen der Bewirtschaftungsplanung nachzukommen, wurden von den zuständigen Bundesländern, aber auch den Fachbehörden des Bundes (insb. Umweltbundesamt) konzeptionelle Arbeiten zur Operationalisierung der Maßnahmenplanung durchgeführt. Eine der grundlegenden konzeptionellen Handlungsanleitungen stellt das im Auftrag des Umweltbundesamtes erstellte Handbuch „Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmen (-kombinationen) zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie“ dar, vgl. Interwies et al. (2004) sowie auch Görlach/Kranz/Interwies (2005). Durch Effizienz, Transparenz und intersubjektive Nachvollziehbarkeit der Maßnahmenplanung soll eine größtmögliche Akzeptanz des Maßnahmenauswahlprozesses wie auch des resultierenden Maßnahmenprogramms durch die betroffenen Anspruchsgruppen erreicht werden, vgl. Interwies et al. (2004), S. 93-96. Hierzu wurden u. a. grundlegende Maßnahmenschemata für bestimmte Belastungsbereiche und Verursacherguppen zusammengestellt, vgl. Interwies et al. (2004), S. 13-29. Das Handbuch basiert auf einer Reihe von Fallbeispielen (Lahn, Seefelder Ach, Große Aue), vgl. Interwies et al. (2004), S. 65-92. Auch in weiteren Pilotgebieten (z. B. Lippe, Rur, Stever, Werra, Weiße Elster, Ilm) wurden Ansätze zur Planung kosteneffizienter Maßnahmenprogramme auf ihre Praxistauglichkeit erprobt, vgl. bspw. Schumann et al. (2005); Londong et al. (2006); Karl et al. (2006); Haase et al. (2008); Meusel (2008), insb. S. 147-223. Aufbauend auf den konzeptionellen Vorarbeiten und Pilotprojekten wurden in den Bundesländern Handlungsanleitungen oder Leitfäden für die Erstellung der Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne erarbeitet, vgl. bspw. für das Bundesland Nordrhein-Westfalen MUNLV NRW (2003); MUNLV NRW (2008c). Wesentliche systematische Grundlagen der Bewirtschaftungsplanung wurden zudem im Rahmen der LAWA abgestimmt, um eine möglichst kohärente Umsetzung der Richtlinie sowie eine einheitliche Berichterstattung gegenüber der EU zu ermöglichen, vgl. bspw. LAWA (2003), LAWA (2009). Die Europäische Kommission hatte 2005 dennoch eine unzureichende Kohärenz der von den unterschiedlichen Bundesländern verfassten Berichte zur Bestandsaufnahme bemängelt, vgl. Irmer et al. (2009), S. 52/11.

¹¹⁰¹ Zum Fristenkonzept vgl. bereits Kap. 4.2.2.1.

¹¹⁰² Vgl. Durner (2009), S. 80; Durner (2010), S. 456. Es wurde argumentiert, dass eine umfassende Aufnahme von Einzelmaßnahmen nicht nur zu überfrachteten, nicht mehr handhabbaren Maßnahmenprogrammen führen würde, sondern auch den Detailplanungs- und Ermessensspielraum der dezentralen Verwaltungen zu sehr einschränken würde, vgl. bereits Leymann (2001b), S. 25 sowie Zilkens (2007), S. 37; Breuer (2007), S. 507f.; Dieckmann (2008), S. 3. Dennoch haben sich zumindest einige Länder auch um die Formulierung konkreter Einzelmaßnahmen bemüht, vgl. Meusel (2008), S. 35. Wie in Kap. 5.2.1 erläutert, schließt jedoch bereits die in der Richtlinie empfohlene Aufnahme wirtschaftlicher Instrumente eine vollumfängliche und abschließende Auflistung von Detailmaßnahmen aus.

konkrete Verortung und Detailplanung.¹¹⁰³ Im Rahmen der LAWA wurde ein Katalog von standardisierten Programmaßnahmen zusammengestellt, der eine einheitliche Kategorisierung und differenzierte Zuordnung zu Belastungsarten und Verursachergruppen erlaubt und den zuständigen Bundesländern bei der Aufstellung von Maßnahmenprogrammen als Richtschnur diente.¹¹⁰⁴ Tabelle 7 zeigt die entsprechenden Programmaßnahmen für die Belastungstypen „Wasserentnahmen“ sowie „Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen“ mit deren Belastungsgruppen „Wasserhaushalt“, „Durchgängigkeit“ und „Morphologie“.¹¹⁰⁵

¹¹⁰³ Vgl. LAWA (2008a), S. 2; Durner (2009), S. 80 sowie auch bspw. MUNLV NRW (2008c), S. 2.

¹¹⁰⁴ Vgl. LAWA (2008a); BfG (2010b) sowie auch MUNLV (2009c), S. 1-4; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 244; BMU (2010b), S. 45. Zur Sicherstellung einer strukturierten Berichterstattung gegenüber der Europäischen Kommission hat sich die LAWA v. a. mit der Differenzierung von grundlegenden und ergänzenden Maßnahmen befasst, vgl. LAWA (2008b), Albrecht/Wendler (2009), S. 615.

¹¹⁰⁵ Vgl. auch BMU (2010b), S. 9.

Belastungstyp	Belastungsgruppe	Code	Maßnahmenbezeichnung	Maßnahmen- typ gem. An- hang VI Teil B WRRL
Wasserentnah- men	Industrie / Gewerbe	47	Maßnahmen zur Reduzierung der Wasserentnahme aus Wasserkraftwerken	xvii, iii, iv, vi, viii, ix, x, xi, xiii
	Schifffahrt	52	Maßnahmen zur Reduzierung der Wasserentnahme für die Schifffahrt	viii, iii, iv, vi, viii, ix, x, xi, xiii
Abflussregulie- rungen und morphologische Veränderungen	Wasserhaushalt	61	Maßnahmen zur Gewährleistung des erforderlichen Mindestabflusses	xvii
		62	Verkürzung von Rückstaube- reichen	xvii
		63	Sonstige Maßnahmen zur Wiederherstellung des gewässertypischen Abflussverhaltens	xvii
		64	Maßnahmen zur Reduzierung von nutzungsbedingten Abflussspitzen	xvii
	Durchgängigkeit	68	Maßnahmen zur Herstellung der linearen Durchgängigkeit an Stauanlagen (Talsperren, Rückhaltebecken, Speicher)	xi
		69	Maßnahmen zur Herstellung der linearen Durchgängigkeit an sonstigen wasserbaulichen Anlagen	xi
	Morphologie	71	Maßnahmen zur Vitalisierung des Gewässers (u.a. Sohle, Varianz, Substrat) innerhalb des vorhandenen Profils	xi
		72	Maßnahmen zur Habitatverbesserung im Gewässer durch Laufveränderung, Ufer- oder Sohlgestaltung inkl. begleitender Maßnahmen	xi
		73	Maßnahmen zur Verbesserung von Habitaten im Uferbereich (z. B. Gehölzentwicklung)	xi
		77	Maßnahmen zur Verbesserung des Geschiebehaltens bzw. Sedimentmanagement	xvii

Tabelle 7: Programmaßnahmen für die Belastungstypen „Wasserentnahmen“ und „Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen“ an Oberflächengewässern¹¹⁰⁶

¹¹⁰⁶ In Anlehnung an BfG (2010b), S. 4-6.

Die Inhalte der Maßnahmenprogramme sind ebenso wie die wasserkörperbezogenen Bewirtschaftungsziele behördenverbindlich und somit als konzeptionelle Leitlinie von den Wasserwirtschaftsverwaltungen im Rahmen ihres Behördenermessens bei individuellen Bewirtschaftungsentscheidungen zugrunde zu legen.¹¹⁰⁷ Somit stecken die in den Maßnahmenprogrammen des Jahres 2009 verankerten Programmmaßnahmen den Rahmen für die nachgeordneten Planungsebenen ab, die die Maßnahmen entsprechend den spezifischen Bedingungen und Erfordernissen der jeweiligen Wasserkörper konkretisieren.¹¹⁰⁸

¹¹⁰⁷ Vgl. Seidel/Rechenberg (2004), S. 220; Hentschel (2005), S. 97f.; MUNLV NRW (2008c), S. 2; Dieckmann (2008), S. 5; Albrecht/Wendler (2009), S. 609; Durner (2009), S. 78-83; Durner (2010), S. 462; BMU (2010b), S. 45 sowie ausführlich Kap. 6.2. Aufgrund ihrer Behördenverbindlichkeit weisen die Maßnahmenprogramme nach Art. 11 WRRL keine unmittelbare und konkrete Außenwirkung gegenüber Dritten (insb. den Wassernutzern) auf und bedürfen deshalb auch keines Rechtsnormcharakters. Dementsprechend sind Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne auch nicht selbständig durch Betroffene (insb. Wassernutzer) anfechtbar, sondern nur die daraus abgeleiteten konkreten Einzelmaßnahmen bzw. Verwaltungsakte, vgl. bspw. Fuhrmann (2000), S. 38; Berendes (2002), S. 215f.; Seidel/Rechenberg (2004), S. 219f.; Dieckmann (2008), S. 6f. Über die Rechtsnatur von Maßnahmenprogrammen und Bewirtschaftungsplänen bestand allerdings lange Zeit – auch zwischen den Bundesländern – Uneinigkeit, vgl. Fröhlich (2005b), S. 25; Hentschel (2005), S. 162-186; Zilkens (2007), S. 38; Durner (2010), S. 460. Jedenfalls unterliegt die Eignung der Maßnahmenprogramme zur Verwirklichung der Umweltziele bereits der uneingeschränkten Rechtskontrolle durch die Europäische Kommission bzw. den Europäischen Gerichtshof, vgl. Seidel/Rechenberg (2004), S. 219.

¹¹⁰⁸ Vgl. Bundesregierung (2009), S. 2; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 244; BMU (2010b), S. 45 sowie bereits Lanz/Scheuer (2001), S. 12f. Die Maßnahmenprogramme fungieren demnach als „programmatische Makrosteuerung“, Zilkens (2007), S. 37, für die dezentralen Bewirtschaftungsentscheidungen. Aufgrund der Unbestimmtheit der Programmmaßnahmen wird den konkreten Bewirtschaftungsentscheidungen der Wasserwirtschaftsverwaltungen nicht abschließend vorgegriffen, vgl. MUNLV NRW (2008c), S. 2. Um die hydrologischen Bewirtschaftungseinheiten der WRRL (Flussgebietseinheit und Wasserkörper) mit den bestehenden administrativen Strukturen zu verschränken sowie eine Reduktion der Planungskomplexität durch abgestufte und dadurch operable Planungs- und Koordinierungsräume zu erreichen, hat sich in der Praxis ein Ebenenkonzept etabliert: die länder- und staatenüberschreitende Koordinierung der Aktivitäten für ganze Flussgebietseinheiten stellt die so genannte „A-Ebene“ dar. Auf der „B-Ebene“ wurden die großen Flussgebiete Rhein, Elbe, Donau, Weser und Ems in Koordinierungsräume bzw. Teilbewirtschaftungseinheiten unterteilt, die sich wiederum auf der „C-Ebene“ innerhalb administrativer Grenzen (z. B. Bezirke, Kreise) in kleinräumliche Planungsgebiete gliedern, vgl. Holzwarth (2005), S. 513 sowie auch Lanz/Scheuer (2001), S. 14; Ramm/Hill (2003), S. 10f.; Weber/Klaus (2003), S. 14; Seidel/Rechenberg (2004), S. 218f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 236f.; BMU (2010b), S. 13. Im Bundesland NRW erfolgte eine weitere Unterteilung in so genannte Planungseinheiten, die i. d. R. ein lokales Teileinzugsgebiet eines Gewässers umfassen (z. B. Planungseinheit „Untere Ruhr“). Im Rahmen von Steckbriefen werden die lokalen Belastungen ausgewiesen sowie wasserkörperbezogene Bewirtschaftungsziele und Programmmaßnahmen mit ortsbezogenen Erläuterungen festgelegt, vgl. MUNLV NRW (2008c), S. 9-11 sowie beispielhaft für das „Teileinzugsgebiet Rhein/Ruhr“ MUNLV NRW (2009c). In NRW beträgt die durchschnittliche Größe einer Planungseinheit ca. 400 km², vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 243. In den Planungseinheiten wurde die nachgelagerte fachliche Konkretisierung insb. der hydromorphologischen Programmmaßnahmen bis Ende 2012 durch so genannte „Umsetzungsfahrpläne“ und Kooperationen koordiniert, die wiederum den systematischen Rahmen für die Planung und Festlegung von Einzelmaßnahmen bilden und bereits maßnahmenbezogene Kostenschätzungen enthalten sowie „Kostenwirksamkeitsaspekte“ berücksichtigen, vgl. MUNLV NRW (2009d), insb. S. 1 und S. 5. Zur Festlegung operabler Planungseinheiten vgl. auch Fuhrmann (2004), S. 3; Petry et al. (2005), S. 92f.; Londong et al. (2006), S. 11f.; Lange et al. (2007), S. 92f.; Schiller et al. (2008), S. 81-84.

Diese materielle Konkretisierung von Einzelmaßnahmen soll zunächst so weit wie möglich im Rahmen kooperativer Strukturen erfolgen.¹¹⁰⁹ Soweit darüber hinaus eine Durchsetzung von Maßnahmen erforderlich wird, soll hierzu weitgehend auf das bestehende ordnungsrechtliche Instrumentarium des Wasserrechts (insb. Zulassungen von Gewässerbenutzungen und – ggf. nachträgliche – Benutzungsaufgaben), also auf eine direkte Verhaltenssteuerung mit eher hoher Allokationstiefe, zurückgegriffen werden.¹¹¹⁰ Wesentlich für die vorliegende Fragestellung ist, dass für Maßnahmen an Querbauwerken im ersten Bewirtschaftungszyklus noch keine Allokation mittels marktorientierter Instrumente vorgesehen ist.¹¹¹¹

Inwiefern die Maßnahmenprogramme des ersten Bewirtschaftungszyklus der Anforderung der Kosteneffizienz genügen, kann aufgrund der weitgehenden Verlagerung der Maßnahmen- und damit auch Kostenkonkretisierung auf die nachgeordneten Bewirtschaftungsentscheidungen der Wasserwirtschaftsverwaltungen noch nicht abschließend beurteilt werden.

Dass gerade auch für querbauwerksbezogene Maßnahmen der möglichst weitgehenden Erschließung von Kosteneffizienzpotenzialen eine hohe gesamtwirtschaftliche Bedeutung zuzumessen ist, lässt sich aus den bereits vorliegenden groben Kostenschätzungen für Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit erschließen.¹¹¹² Allein für die Errichtung bzw. Ertüchtigung derjenigen Fischaufstiege an Staustufen der

¹¹⁰⁹ Vgl. bspw. MUNLV NRW (2009d), S. 2-7. Neben der Durchführung von öffentlich finanzierten Maßnahmen sollen erste Maßnahmen bei Dritten v. a. durch Kooperation und Freiwilligkeit implementiert werden. Wichtige Elemente sind dafür Kofinanzierungen durch öffentliche Zuschüsse sowie – im konkreten Bereich der Wasserkraftnutzung – auch die Anreiz- und Finanzierungswirkung der EEG-Mehrvergütung, vgl. bereits Kap. 4.3.3.

¹¹¹⁰ Vgl. Fuhrmann (2000), S. 38; MUNLV NRW (2008c), S. 2; Durner (2009), S. 79; Durner (2010), S. 462; BMU (2010b), S. 45.

¹¹¹¹ Wie Tabelle 7 (letzte Spalte) zu entnehmen ist, wurde der Einsatz wirtschaftlicher Instrumente (Maßnahmentyp „iii“) im Bereich Hydromorphologie zunächst nur zur Reduzierung von Wasserentnahmen für Wasserkraft und Schifffahrt vorgeschlagen. Im Nachgang zur formalen Aufstellung der ersten Maßnahmenprogramme wurde allerdings verstärkt über die Implementierung von Wassernutzungsabgaben diskutiert, die – anders als die bislang bestehenden wasserwirtschaftlichen Abgabensinstrumente (Abwasserabgabe und Wasserentnahmeentgelte) – auch auf diejenigen Wassernutzungen (z. B. Stromerzeugung aus Wasserkraft sowie Binnenschifffahrt), von denen hydromorphologische Belastungen der Gewässer ausgehen, abzielen, vgl. insb. Gawel et al. (2011) sowie Kap. 6.3.

¹¹¹² Die Gesamtkosten zur Verwirklichung des guten Zustands lassen sich bislang nur grob abzuschätzen, da für die meisten Maßnahmen noch keine Detailplanungen vorliegen. Folglich basieren Kostenschätzungen auf Hochrechnungen von Kostenrichtwerten und von Kosten bereits umgesetzter Vergleichsmaßnahmen. Um die erwartbar immensen Kosten für eine flächendeckende Renaturierung der morphologisch oft degradierten Gewässer zu dämpfen, wurde – auch im Sinne des qualitätsorientierten Ansatzes der Richtlinie – vom Deutschen Rat für Landschaftspflege der so genannte Trittstein- und Strahlwirkungsansatz entwickelt. Nach diesem Ansatz kann zur Erreichung eines guten Zustands auf eine vollständige Renaturierung eines Gewässers verzichtet werden, wenn in bestimmten, ausreichend großen und nicht zu weit voneinander entfernten Abschnitten des Gewässers (so genannte Strahlursprünge und Trittsteine) naturnahe Bedingungen geschaffen werden. Es wird erwartet, dass von diesen

Bundeswasserstraßen, welche aus den Budgets der Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen zu finanzieren sind, wird mit direkten Maßnahmenkosten von ca. 700 Mio. Euro gerechnet.¹¹¹³ Während die Kosten für den Fischaufstieg bei größeren Flüssen wie dem Rhein oder der Mosel mehrere Millionen Euro pro Standort betragen, sind bei Fischaufstiegen an kleineren bis mittleren Flüssen i. d. R. mehrere Zehn- bis Hunderttausende Euros zu veranschlagen.¹¹¹⁴

Ferner ist zu berücksichtigen, dass Kostenschätzungen meistens nur die direkten Maßnahmenkosten, also die Kosten zur Errichtung von Fischaufstiegen und -abstiegen beziffern, während indirekte Kosten aus Nutzungseinbußen sowie gesamtwirtschaftliche Zusatzkosten (z. B. aufgrund des Verlustes emissionsfreier Stromerzeugung) noch nicht enthalten sind. Zudem unterliegen gerade die Maßnahmen zur Verbesserung des Fischschutzes und -abstiegs an großen Gewässern einer substantiellen Kostenunsicherheit, da in Bezug auf diese Maßnahmen noch erheblicher technischer Forschungs- und Entwicklungsbedarf besteht.¹¹¹⁵

Auch wenn damit die Gesamtkosten für die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit noch nicht verlässlich abschätzbar sind, wird jedoch absehbar, dass für den Fischauf- und -abstieg angesichts von mehr als 50.000 Querbauwerken in Deutschland Gesamtkosten im Milliardenbereich zu erwarten sind. Folglich kommt der Sicherstellung der Kosteneffizienz bei der Maßnahmenumsetzung eine substantielle gesamtwirtschaftliche Bedeutung zu.

Bei der Einordnung dieser Kostenschätzungen ist schließlich auch zu bedenken, dass selbst bei einer umfassenden Implementierung von Maßnahmen zum Fischaufstieg,

naturnahen Lebensräumen eine ausreichende ökologische Strahlwirkung hinsichtlich der Besiedlung der dazwischenliegenden degradierten Gewässerstrecken ausgeht, so dass für den Wasserkörper als Ganzes eine Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten auf dem Niveau eines guten ökologischen Zustands erreicht werden kann. Bezogen auf die Gesamtgewässerstrecke ist hierzu ein Mindestanteil der naturnahen Abschnitte von 50 % zu gewährleisten. Damit die angestrebte Strahlwirkung eintreten kann, ist wiederum eine ausreichende Vernetzung der Gewässerabschnitte, also die ökologische Durchgängigkeit von essentieller Bedeutung. Zum Trittstein- und Strahlwirkungsansatz vgl. bspw. Ernstberger/Linnenweber/Fischer (2003), S. 22; Podraza et al. (2005), S. 10; DRL (2008), S. 5-19. Trotz kostendämpfender Ansätze wie dem Trittstein- und Strahlwirkungskonzept werden die Kosten der notwendigen Verbesserungen der Gewässermorphologie allein für das Bundesland NRW auf ca. 2 Mrd. Euro taxiert, vgl. Durner (2010), S. 460.

¹¹¹³ Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 42. Darin sind also die Kosten, die an verschiedenen Staustufen durch weitere Kostenträger, z. B. Wasserkraftbetreiber oder Kommunen, getragen werden, noch nicht enthalten. Zu den Kostenträgern an den verschiedenen Staustufen vgl. BMVBS (2012), Anhang I-VIII.

¹¹¹⁴ Vgl. Kap. 3.4.

¹¹¹⁵ Vgl. Kap. 3.4. Im Durchgängigkeitskonzept der Landes Rheinland-Pfalz wird für die Wasserkraftanlagen an der Mosel (Ausbaudurchfluss 400 m³) für Fischabstieg und -schutz eine Baukostenbandbreite von 5 bis 20 Mio. € je Standort angegeben, vgl. LUWG (2008), S. 55 sowie S. 58f.

Fischschutz und -abstieg das primäre Umweltziel eines guten Zustands aufgrund der kumulativen Residualbeeinträchtigungen der Durchgängigkeit in vielen Gewässern nicht zu erreichen sein wird, ohne im größeren Umfang auf querbauwerksbasierte Gewässernutzungen zu verzichten, was wiederum mit entsprechenden Nutzungsverlusten verbunden wäre.¹¹¹⁶ Aus diesem Grunde stellen die in der WRRL verankerten Möglichkeiten zur Begründung sekundärer, also vom primären Zielzustand abweichender Umweltziele eine wesentliche Determinante der Allokation gewässerökologischer Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerken dar, wobei der gesamtwirtschaftlichen Abwägung von Kosten und Nutzen eine zentrale Bedeutung zukommt. Im Folgenden werden zunächst die Möglichkeiten zur Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper und ihre Implikationen querbauwerksbezogene Maßnahmen diskutiert.

5.3 Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper aufgrund von Stauhaltungen

5.3.1 Überblick

Die Möglichkeit zur Ausweisung so genannter erheblich veränderter Wasserkörper (Heavily Modified Water Bodies, HMWB) gem. Art. 4 Abs. 3 WRRL nimmt eine Sonderstellung in der Systematik der Umweltziele des Art. 4 WRRL ein.¹¹¹⁷ Nach gemeinsamem Verständnis der CIS gelten HMWB als eigene Wasserkörperkategorie mit eigenen Umweltzielen. Die Ausweisung eines Oberflächenwasserkörpers als „erheblich verändert“ eröffnet damit *faktisch* eine Möglichkeit zur materiellen Abweichung vom primären Umweltziel des guten ökologischen Zustands (nicht jedoch des guten chemischen Zustands). Dieses sekundäre Umweltziel wird jedoch *formal* nicht als Ausnahmetatbestand eingestuft, da die Zielsetzung des guten ökologischen Zustands nur für die Gewässerkategorie der *natürlichen* Wasserkörper gilt.¹¹¹⁸

¹¹¹⁶ „Bei idealer Anwendung der aktuellen wissenschaftlichen und technischen Standards für den Fischaufstieg wird bei Aufrechterhaltung der Wasserkraftnutzung an jedem Standort eine relative Durchgängigkeitsquote bis zu 95 % für langfristig erreichbar gehalten.“, FGG Weser (2008), S. 18, vgl. auch bereits Kap. 3.3, 3.4, 4.2.6 sowie auch im Folgenden Kap. 5.4.3.

¹¹¹⁷ Vgl. Holzwarth (2005), S. 511; Hödl (2005), S. 65; Albrecht (2007), S. 352. In Art. 4 Abs. 3 WRRL wird auch die Ausweisung von künstlichen Wasserkörpern (Artificial Water Body, AWB) geregelt, die aber im Folgenden nicht weiter betrachtet werden. Zur Abgrenzung von künstlichen Wasserkörpern vgl. CIS (2003b), S. 25f.; Kollatsch et al. (2005), S. 56 sowie Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 493f.

¹¹¹⁸ Vgl. CIS (2005b), S. 10; CIS (2009a), S. 6f.; CIS (2009b), S. 26 sowie auch bspw. Hentschel (2005), S. 49-51; Ginzky (2005), S. 516f.; Knopp (2005), S. 27; Reinhardt (2006b), S. 211; Reinhardt (2007b), S. 717; Köck (2009), S. 229; Ginzky (2009), S. 245. Diese Einschätzung der CIS ist jedoch nicht

Als erheblich verändert gilt nach den Begriffsbestimmungen der WRRL ein „Oberflächenwasserkörper, der durch physische Veränderungen durch den Menschen in seinem Wesen erheblich verändert wurde, entsprechend der Ausweisung durch den Mitgliedstaat gemäß Anhang II.“¹¹¹⁹ Durch die Möglichkeit zur Ausweisung von HMWB wird in der Umweltzielsystematik der WRRL grundlegend dem Umstand Rechnung getragen, dass bestimmte Wasserkörper durch erhebliche *physische* Veränderungen (bspw. Begradigungen, Stauhaltungen) eine derartige nutzungsbedingte Überformung aufweisen, dass eine Rückführung dieser Wasserkörper in einen guten ökologischen Zustand, welcher sich definitionsgemäß am gewässertypspezifischen, anthropogen unbeeinträchtigten Referenzzustand eines natürlichen Gewässers orientiert, ohne die Aufgabe oder wesentliche Einschränkung gesamtwirtschaftlich bedeutsamer Nutzungen faktisch ausgeschlossen ist.¹¹²⁰

Der Fokus der folgenden Ausführungen liegt insb. auf den ökonomisch geprägten Voraussetzungen einer Ausweisung von HMWB, die im Hinblick auf eine „querbauwerksbedingte“ Ausweisung eines HMWB erörtert werden.¹¹²¹ Abschließend wird gefolgert,

unumstritten, vgl. bspw. Keitz (1999), S. 16; Seidel/Rechenberg (2004), S. 217; Albrecht (2007), S. 360. Aufgrund der materiellen Ähnlichkeit bzgl. einer Abweichung vom guten Zustand wird die Ausweisung von HMWB von einigen Autoren ebenfalls unter die Ausnahmeregelungen subsumiert, vgl. bspw. Keitz (1999), S. 15; Lanz/Scheuer (2001), S. 25; Brackemann et al. (2002), S. 39; BMU (2004a), S. 72; Seidel/Rechenberg (2004), S. 217; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 485; Zilkens (2007), S. 36. Auch im Rahmen der CIS wird anerkannt, dass die Ausweisung als HMWB *faktisch* eine wasserkörperbezogene Abschwächung der Zielsetzung des guten ökologischen Zustands ermöglicht: „GEP [das gute ökologische Potenzial – Anmerkung des Verfassers] is a less stringent objective than GES [der gute ökologische Zustand – Anmerkung des Verfasser] because it makes allowances for the ecological impacts resulting from those physical alterations [...]“; CIS (2003b), S. 15, vgl. auch Lanz/Scheuer (2001), S. 25; Seidel/Rechenberg (2004), S. 217; Köck (2009), S. 232. Dass die Ausweisung von HMWB nicht *formal* zu den Ausnahmetatbeständen gezählt wird, ist v. a. aus rechtswissenschaftlicher Sicht von Bedeutung. Nach rechtsmethodischer Auffassung ist für „Ausnahmen“ in Rechtsakten ein angemessenes Regel-Ausnahme-Verhältnis zu wahren, d. h., Ausnahmen dürfen nicht zur Regel werden, vgl. bspw. Reinhardt (2007b), S. 717. Legt man also die Auffassung der CIS zugrunde, ist die Einhaltung eines Regel-Ausnahme-Verhältnisses bei der Ausweisung von HMWB nicht erforderlich. Aus *ökonomischer* Sicht erscheint die Forderung nach einer kategorischen Einhaltung eines festen Regel-Ausnahmeverhältnisses (z. B. max. 50 % aller Wasserkörper) ohnehin problematisch, da eine prüfungsunabhängige Höchstquote die Gefahr erkennbar ineffizienter Lösungen fördert. Stattdessen ist aus ökonomischer Sicht zu empfehlen, für alle Wasserkörper die Bestimmungen der Richtlinie, die das Verhältnis von Schutz und Nutzung betreffen, *ergebnisoffen* sorgfältig zu prüfen. Dies gilt in der Folge auch für die Begründung von Fristverlängerungen und insb. weniger strengen Umweltzielen, vgl. Kap. 5.4. Ablehnend gegenüber festen Höchstquoten äußern sich auch KOLLATSCH ET AL., vgl. Kollatsch et al. (2005), S. 55.

¹¹¹⁹ Art. 2 Nr. 9 WRRL.

¹¹²⁰ Vgl. Koller-Kreimel/Jäger (2001), S. 120; BMU (2004a), S. 72; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 486; Kappert (2006), S. 185f.; Irmer et al. (2009), S. 52/12; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 237; BMU (2010b), S. 10f. Zur Irreversibilität vieler mit einem Gewässerausbau verbundenen Auswirkungen vgl. bereits BMU (1998), S. 181.

¹¹²¹ Die ökonomische Prägung der Voraussetzungen resultiert daraus, dass durch die Ausweisung von HMWB bestimmte bestehende physikalische Veränderungen der Gewässer nicht nur in einem technisch-ökologischen Sinne, sondern vielmehr im sozioökonomischen Gesamtkontext der Nutzungen unter Berücksichtigung von Kosten- und Nutzenaspekten als „irreversibel“ eingestuft werden, vgl. CIS (2003b), S. 39f.; CIS (2009b), S. 2; Bundesregierung (2011), S. 4 sowie auch Borchardt et al.

inwiefern sich die Ausweisung eines HMWB bzw. das Abstellen auf ein gutes ökologisches Potenzial im Handlungsbedarf an Querbauwerken niederschlägt. Entsprechend der im Folgenden zu erläuternden Struktur des Art. 4 Abs. 3 WRRL bestehen bzgl. der Ausweisung von HMWB¹¹²² zwei nutzungsbezogene Bedingungen, die *kumulativ* erfüllt sein müssen.¹¹²³ Folglich sind zur Ausweisung eines HMWB zwei konsekutive Ausweisungsprüfungsschritte durchzuführen.¹¹²⁴

Aufgrund der Verwendung unbestimmter Rechtsbegriffe sind die Vorgaben des Richtlinienartikels zu den Ausweisungsprüfungsschritten inhaltlich auslegungs- und methodisch konkretisierungsbedürftig.¹¹²⁵ Hierdurch wird den Mitgliedstaaten im Rahmen der konkreten Umsetzung ein nicht unbeträchtlicher Interpretationsspielraum bei der Ausweisung von HMWB eingeräumt, der auch dazu dient, den unterschiedlichen lokalen und regionalen Gegebenheiten angemessen Rechnung tragen zu können.¹¹²⁶ Das heißt jedoch nicht, dass eine Ausweisung von HMWB durch die Mitgliedstaaten willkürlich erfolgen kann. Vielmehr bedarf es einer transparenten und inhaltlich wie methodisch nachvollziehbaren Konkretisierung der Ausweisungsprüfungsschritte i. S. d. Richtlinie.¹¹²⁷ In die-

(2004), S. 35; Borchardt/Völker/Willecke (2006), S. 275; Interwies et al. (2006), S. 391; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 496. Hierzu ist auch eine angemessene Prüfung geeigneter Alternativen für die bestehenden Nutzungen erforderlich, die wiederum wesentlich auf ökonomischen Erwägungen beruht, vgl. Art. 4 Abs. 3 b) WRRL sowie Kap. 5.3.3.

¹¹²² Die Ausweisung von HMWB ist ebenfalls in das Fristenkonzept der Richtlinienumsetzung eingebettet und weist drei Phasen auf. In einer Vorprüfungsphase erfolgte eine vorläufige Identifizierung von HMWB auf der Grundlage der Ergebnisse der Bestandsaufnahmen des Jahres 2004, vgl. SRU (2004), S. 249; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 239f. sowie ausführlicher Kampa/Hansen (2004), S. 97-105; Kollatsch et al. (2005), S. 55-59; Borchardt/Völker/Willecke (2006), S. 277-294; Podraza (2006), S. 299-307. Diese kurzfristig vorzunehmenden vorläufigen Einstufungen konnten nur pragmatisch ohne Einhaltung der konkreten Vorgaben des Art. 4 Abs. 3 WRRL erfolgen, vgl. CIS (2003b), S. 24-34. Alle vorläufigen Einstufungen galten daher vorbehaltlich der richtlinienkonformen Bestätigung in der zweiten Ausweisungsphase. Die richtlinienkonforme Ausweisung von HMWB fand erstmals zum Ende des Jahres 2009 im Rahmen der Festlegung der rechtsverbindlichen Umweltziele bei der Erstellung der Bewirtschaftungspläne des ersten Bewirtschaftungszyklus statt, vgl. BMU (2004a), S. 77; Kollatsch (2005), S. 55. Im Rahmen der dritten Phase sind die Ausweisungen von HMWB bei jeder Aktualisierung der Bewirtschaftungspläne, also alle sechs Jahre zu überprüfen, vgl. Art. 4 Abs. 3 b) Satz 2 WRRL sowie auch CIS (2003b), S. 68f. Die folgenden Ausführungen beschränken sich konzeptionell auf die Vorgaben des Art. 4 Abs. 3 WRRL im Rahmen der Erstellung und Aktualisierungen der Bewirtschaftungspläne.

¹¹²³ Vgl. Zumbroich (2003), S. 99-101; Kampa/Hansen (2004), S. 107; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 486f.; Podraza (2006), S. 298; CIS (2009b), S. 4.

¹¹²⁴ Es ist zu betonen, dass die Ausweisung eines HMWB lediglich eine *Option* für die Mitgliedstaaten darstellt, d. h. eine Erfüllung der entsprechenden Bedingungen verpflichtet (gemeinschaftsrechtlich) nicht zur Ausweisung eines HMWB, vgl. CIS (2003b), S. 12.

¹¹²⁵ Vgl. Lanz/Scheuer (2001), S. 25; CIS (2003b), S. 8f.; Zumbroich (2003), S. 101; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 487; Durner (2010), 459.

¹¹²⁶ Vgl. Keitz (1999), S. 14 sowie S. 16.; Hörsgen (1999), S. 12; Leymann (2001b), S. 25; Hentschel (2005), S. 50f.; Hödl (2005), S. 67; Albrecht (2007), S. 357-360.

¹¹²⁷ Insb. ist zu beachten, dass die Ausweisungen von HMWB sowie deren Begründungen in den Bewirtschaftungsplänen für jeden Wasserkörper sowohl gegenüber der Öffentlichkeit als auch gegenüber

sem Zusammenhang ist nicht zuletzt die materielle und prozedurale Kohärenz der Umweltzielsystematik des Art. 4 WRRL (inkl. der unterschiedlichen Ausnahmetatbestände) zu wahren. Hierzu muss die Ausweisung eines HMWB insb. gegenüber dem in seiner *materiellen Auswirkung* ähnlichen Ausnahmetatbestand nach Art. 4 Abs. 5 WRRL (Festlegung weniger strenger Umweltziele) systematisch abgrenzbar sein, um eine eigenständige Regelungsfunktion dieser unterschiedlichen Bestimmungen zu gewährleisten. Da auf Basis des Art. 4 Abs. 5 WRRL eine materiell gleichwertige Abschwächung der ökologischen Zielsetzung begründet werden kann, besteht eine eigenständige Regelungsfunktion des Art. 4 Abs. 3 WRRL nur dann, wenn dieser die Abweichung zu weniger strengen Bedingungen ermöglicht.¹¹²⁸ Im Sinne der durch den CIS-Prozess angestrebten einheitlichen Umsetzung der WRRL wurden durch das Guidance Document No. 4 – „Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies“ (GD No. 4)¹¹²⁹ Empfehlungen bzgl. der Konkretisierung der Ausweisungsprüfungen sowie

der Europäischen Kommission dokumentiert werden müssen, vgl. Art. 13 Abs. 4 i. V. m. Anhang VII, Nr. 5 WRRL sowie CIS (2003b), S. 16 und S. 76. Die Europäische Kommission hat bereits angekündigt, dass die Überprüfung des Nachweises einer erheblichen physikalischen Veränderung, der Durchführung beider Ausweisungsprüfungsschritte sowie der methodischen Ableitung des jeweiligen guten ökologischen Potenzials wichtige Bestandteile der von der Kommission durchzuführenden „Compliance Checks“ der Bewirtschaftungspläne sein werden, vgl. Irmer et al. (2009), S. 52/13.

¹¹²⁸ Vgl. auch Kampa/Hansen (2004), S. 134. Die inhaltliche Reichweite des Art. 4 Abs. 5 WRRL ist umfassender, da durch eine Festlegung weniger strenger Umweltziele auch der Handlungsbedarf hinsichtlich nicht-hydromorphologischer Beeinträchtigungen, z. B. Einleitungen von Stoffen, beschränkt werden kann. Die eigenständige Regelungsfunktion des Art. 4 Abs. 5 WRRL gegenüber dem Art. 4 Abs. 3 WRRL steht somit außer Frage. Anders herum betrachtet ermöglicht jedoch die Festlegung eines guten ökologischen Potenzials in materieller Hinsicht keine Abweichung vom guten ökologischen Zustand, die nicht auch alternativ über eine entsprechende Festlegung weniger strenger Umweltziele erreichbar wäre. Insofern besteht dem Inhalt nach eine potenziell vollständige Regelungsabdeckung des Art. 4 Abs. 3 WRRL durch den Art. 4 Abs. 5 WRRL. Ein eigenständiger Regelungsgehalt der Ausweisung eines HMWB gem. Art. 4 Abs. 3 WRRL kann sich also systematisch nur über *unterschiedliche Voraussetzungen*, d. h. weniger ausgeprägte Begründungsbedarfe ergeben. Dennoch gilt es zu vermeiden, dass hierdurch eine *leichtfertige*, d. h. aus allgemeinwohlorientierter Sicht nicht hinreichend reflektierte Abschwächung der Umweltziele zugunsten bestimmter Nutzer ermöglicht wird. Der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (SRU) warnt dementsprechend vor missbräuchlichen Ausweisungen, die den Kriterien der WRRL nicht hinreichend gerecht werden, vgl. SRU (2004), S. 250 sowie ähnlich bereits Hörsgen (1999), S. 12; Lanz/Scheuer (2001), S. 25. Es gilt also „[...] ein Verfahren zu finden, das einerseits ausschließt, dass die Umweltziele der Wasser-Rahmenrichtlinie auf Jahre ausgesetzt werden können, welches andererseits aber auch den mancherorts schwierigen Ausgangsbedingungen vor Ort gerecht wird.“, Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 238.

¹¹²⁹ Vgl. CIS (2003b). Das GD No. 4 fasst die wesentlichen Erkenntnisse der CIS-Arbeitsgruppe 2.2 „HMWB“ seit April 2000 zusammen. Die Erkenntnisse basieren auf einem breiten Diskussionsprozess mit Experten und Stakeholdern sowie auf 34 konkreten Fallstudien. Das GD No. 4 wurde von den Wasserdirektoren im November 2002 verabschiedet, wobei die Notwendigkeit zur Einarbeitung neuer Erkenntnisse im Verlauf des Umsetzungsprozesses ausdrücklich betont wurde, vgl. CIS (2003b), S. (i)f. sowie S. 5-10; Kampa/Hansen (2004), S. 4-7; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 487f. In Deutschland wurden Fallstudien zur Ausweisung von HMWB an den Gewässern Elbe, Lahn, Seefelder Ach, Dhünn, Ruhr und Zwickauer Mulde durchgeführt, vgl. ausführlich Borchardt et al. (2004). Der zum Zeitpunkt der Erstellung der ersten Bewirtschaftungspläne vorliegende Diskussions- und Kenntnisstand zur Umsetzung der HMWB-Ausweisungen in den Mitgliedstaaten wurde im Rahmen eines Workshops zusammengefasst, vgl. CIS (2009b); CIS (2009c).

auch ein Ansatz zur Ableitung des guten ökologischen Potenzials¹¹³⁰ erarbeitet.¹¹³¹ Das GD No. 4 liefert somit einen grundsätzlichen Orientierungsrahmen für die Ausgestaltung der Ausweisungsprüfung für HMWB auf Ebene der Mitgliedstaaten.¹¹³² Auf allgemeingültige Detailvorgaben wird dabei jedoch bewusst verzichtet. Vielmehr wird die Notwendigkeit einer Anpassung der vorgestellten methodischen Ansätze an nationale und regionale Gegebenheiten betont.¹¹³³ Im GD No. 4 wird für den Gesamtprozess der Ausweisung ein stufenweises Vorgehen mit insgesamt 11 Schritten vorgestellt (vgl. Abbildung 10).

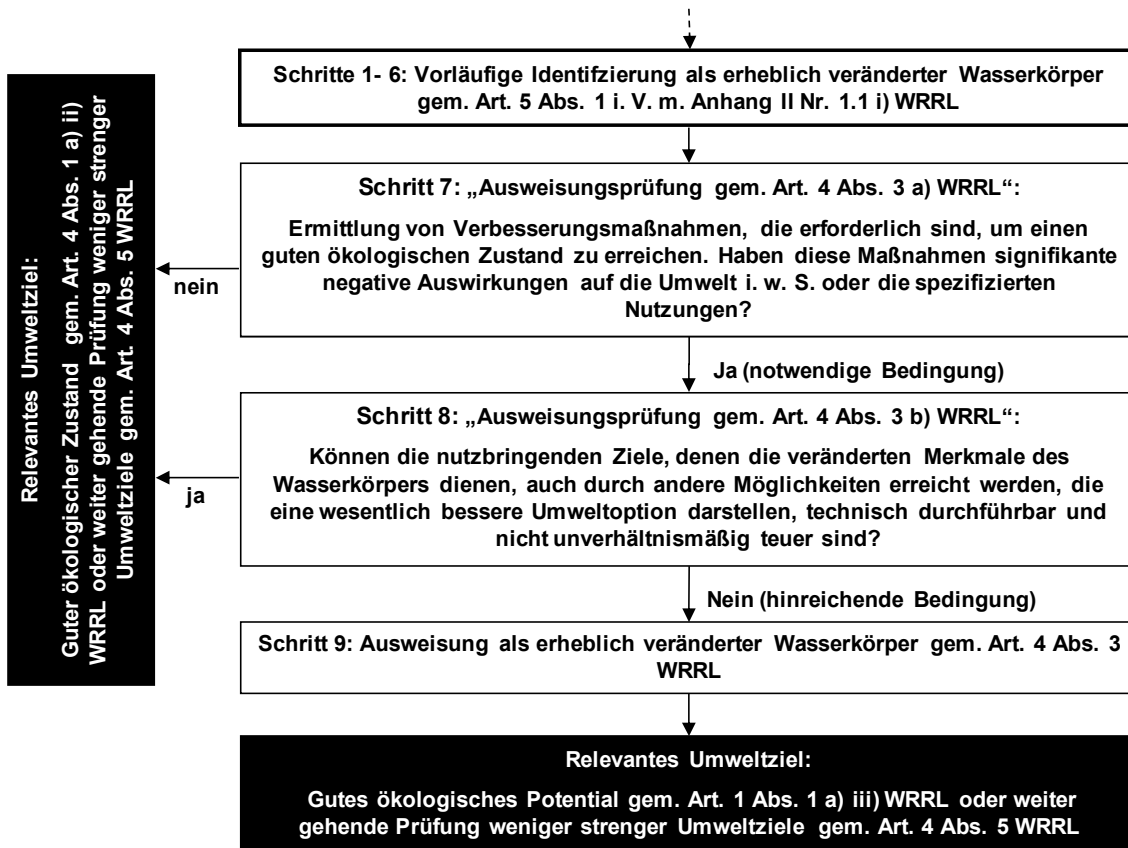


Abbildung 10: Ausschnitt des stufenweisen Prüfungsschemas zur HMWB-Ausweisung gemäß GD No. 4¹¹³⁴

¹¹³⁰ Vgl. hierzu das noch folgende Kap. 5.3.4.

¹¹³¹ „As the WFD does not always define or describe the terms and approaches to be used and because some parts are ambiguous, this guidance aims to develop a common understanding and interpretation of the WFD for the HMWB and AWB designation process [...]”, CIS (2003b), S. 8f. „It will be therefore important to ensure that the approaches and methods used for the designation process are practicable and comparable in all Member States.”, CIS (2003b), S. 19, vgl. auch Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 492. Zur Bedeutung des GD No.4 im Hinblick auf eine einheitliche Umsetzung vgl. auch SRU (2004), S. 249.

¹¹³² Zu den Zwecken des CIS-Prozesses und der in diesem Rahmen erarbeiteten Guidance Documents vgl. bereits Kap. 4.2.2.

¹¹³³ Vgl. CIS (2003b), S. 10.

¹¹³⁴ Modifiziert nach CIS (2003b), S. 20. Die ersten sechs Schritte befassen sich mit der im Rahmen der Bestandsaufnahme 2004 durchzuführenden vorläufigen Identifizierung von HMWB. Hierzu reichte es aus, wenn nutzungsbedingte Beeinträchtigungen hydromorphologischer Art vorliegen, die das Erreichen eines guten ökologischen Zustands unwahrscheinlich erscheinen lassen, vgl. CIS (2003b), S. 26-34; Kampa/Hansen (2004), S. 97-105; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 239f. Die abschließenden

Im Folgenden werden die in der Systematik des GD No. 4 als Schritt 7 und Schritt 8 bezeichneten Ausweisungsprüfungen im Hinblick auf Wasserkörper mit querbauwerksbezogenen Beeinträchtigungen der Hydromorphologie diskutiert und konkretisiert.¹¹³⁵

5.3.2 Ausweisungsprüfung gem. Art. 4 Abs. 3 a) WRRL

Als Grundvoraussetzung zur Ausweisung eines HMWB sind zunächst substantielle hydromorphologische Beeinträchtigungen des natürlichen Charakters des Gewässertyps (z. B. Fließgewässer) durch bestehende Nutzungsstrukturen nachzuweisen, die der Erreichung eines guten ökologischen Zustands entgegenstehen.¹¹³⁶ Dieser initiale Prüfungsschritt ist im stufenweisen Vorgehen des GD No. 4 bereits der Phase der vorläufigen Identifizierung von HMWB zugeordnet, wurde jedoch im weiteren Bewirtschaftungsprozess überprüft und abgesichert.¹¹³⁷

Schritte zehn und elf beziehen sich auf die Spezifizierung des guten ökologischen Potenzials als resultierendem Zielzustand im Falle einer Ausweisung als HMWB, vgl. CIS (2003b), S. 53-63 sowie Kap. 5.3.4.

¹¹³⁵ Vgl. auch CIS (2003b), S. 19-23. Weitere hydromorphologische Beeinträchtigungen wie die Begrädnung von Fließgewässern werden somit im Folgenden nicht betrachtet. Auch eine differenzierte Operationalisierung der Ausweisungsprüfungen im Hinblick auf alle unterschiedlichen querbauwerksbezogenen Gewässernutzungen (vgl. 3.2) würde den Rahmen dieser Arbeit deutlich überschreiten. Daher wird nur die allgemeine Vorgehensweise dargelegt und es werden grundlegende Anforderungen an eine aussagekräftige Ausweisungsprüfung im Bereich querbauwerksbezogener Nutzungen verdeutlicht. Hierzu werden exemplarisch die wichtigsten querbauwerksbezogenen Nutzungen – Schifffahrt und Stromerzeugung mittels Wasserkraft – herangezogen.

¹¹³⁶ Vgl. CIS (2003b), S. 11; Kampa/Hansen (2004), S. 45-67; Kollatsch et al. (2005), S. 55; Podraza (2006), S. 298; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 494f. Gemäß GD No. 4 ist eine substantielle Veränderung des natürlichen Gewässercharakters sicher anzunehmen, wenn sowohl morphologische als auch hydrologische Eigenschaften des Gewässers *substantiell und dauerhaft* verändert wurden. Weniger eindeutig ist eine substantielle Veränderung des natürlichen Gewässercharakters einzuschätzen, wenn hydrologische Veränderungen, die nur vorübergehender Natur sind, vorliegen. In gewissem Umfang ist die Entscheidung also von subjektivem Ermessen abhängig, vgl. CIS (2003b), S. 13f. sowie S. 30-32. Querbauwerke bzw. Stauhaltungen werden als typische Ursache für sowohl morphologische als auch hydrologische Veränderungen angeführt, vgl. CIS (2003b), S. 27; CIS (2009b), S. 12-14 sowie auch BMU (2004a), S. 78f.; Kampa/Hansen (2004), S. 56f. sowie S. 91f.; Kampa/Kranz (2005), S. 16; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 498-501. Dabei ist jedoch zu beachten, dass nur die physischen Veränderungen im *betrachteten* Wasserkörper selbst von Relevanz sind. Dementsprechend kann bspw. ein Wasserkörper im Oberlauf eines Wasserkörpers mit physischen Veränderungen nicht als HMWB eingestuft werden, wenn er selbst nicht physisch verändert ist, aber die Nichterreichbarkeit des guten ökologischen Zustands auf die physischen Veränderungen im Unterlaufwasserkörper zurückzuführen ist. Stattdessen wären für den Oberlaufwasserkörper weniger strenge Umweltziele gem. Art. 4 Abs. 5 WRRL zu begründen, vgl. CIS (2003b), S. 34; BMU (2004a), S. 77f.; Kampa/Hansen (2004), S. 84 sowie S. 105; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 497f.

¹¹³⁷ Vgl. CIS (2003b), S. 20 sowie S. 26-34. Die im Rahmen der vorläufigen Identifizierung von HMWB erfolgte Einschätzung der Zielverfehlung hatte nur einen vorläufigen Charakter, da die wasserkörperbezogene Operationalisierung eines guten ökologischen Zustands noch nicht abgeschlossen und auch das biologische Gewässermonitoring noch im Aufbau war, vgl. CIS (2003b), S. 28f.; Kampa/Kranz (2005), S. 10-14 sowie bereits Kap. 4.2.5 und 4.2.6. Die vorläufige Identifizierung von HMWB im Rahmen der Bestandsaufnahme erfolgte in Deutschland anhand eines Kriterienpapiers der LAWA, welches unter Bezugnahme auf die im Rahmen der Entwicklung des GD No. 4 erarbeitete

Ausgehend von dieser Grundvoraussetzung gilt es ferner zu prüfen, ob das Erreichen eines guten ökologischen Zustands derartige (Re-)Modifikationen der *bestehenden* physischen Merkmale des Wasserkörpers bedingt, dass dies unweigerlich mit signifikant negativen Auswirkungen auf die Umwelt i. w. S. oder auf bestimmte Gewässernutzungen einhergehen würde (Schritt 7 der Systematik des GD No. 4).¹¹³⁸ Zu diesen Gewässernutzungen zählen gemäß Richtlinientext die Schifffahrt, die Freizeitnutzung, die Speicherung von Wasser für Tätigkeiten wie die Trinkwasserversorgung, Stromerzeugung oder Bewässerung, die Wasserregulierung, der Schutz vor Überflutungen, die Landentwässerung sowie weitere nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen, die als ebenso wichtig eingestuft werden.¹¹³⁹ Diese zweite Voraussetzung zur Ausweisung eines HMWB gem. Art. 4 Abs. 3 a) WRRL bezieht sich also auf das Ausmaß der möglichen Beeinträchtigung bestehender Gewässernutzungen sowie ggf. der Umwelt i. w. S. im Falle der Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands. Dementsprechend berechtigt die Feststellung, dass eines oder mehrere unpassierbare Querbauwerke mit großem Staubeereich, die einerseits einer in Art. 4 Abs. 3 a) WRRL genannten Nutzung wie der

und auf gewässertypspezifischen Fallstudien basierende „Toolbox“ Orientierungswerte zur Feststellung einer signifikanten Veränderung von Wasserkörpern durch hydromorphologische Eingriffe zusammenstellt, vgl. LAWA (2003), Themenbezogenes Arbeitspapier Nr. 4, S. 1f. sowie S. 7-10; CIS (2003b), S. 5-8; Kampa/Hansen (2004), S. 199; Borchardt et al. (2004), S. 24-26. Auch wenn die dabei verwendeten Kriterien zur Feststellung signifikanter Belastungen des ökologischen Zustands durch physische Veränderungen grundsätzlich plausibel und tragfähig erschienen, war hinsichtlich einer richtlinienkonformen Ausweisung von HMWB in den ersten Bewirtschaftungsplänen des Jahres 2009 eine Überprüfung der Beeinträchtigungseinschätzung auf Basis der zwischenzeitlich (weiter-)entwickelten biologischen Zustandsbewertungsverfahren und Monitoringergebnisse vorzunehmen, vgl. SRU (2004), S. 250; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 495; Grünebaum/Podraza/Weyand (2006), S. 463; LfU Bayern (2008), S. 5-7; CIS (2009c), S. 4. Grundsätzlich kann jedoch grob davon ausgegangen werden, dass ein oder mehrere *nicht oder schlecht passierbare* Querbauwerke, deren Rückstau mehr als 40 % der Gewässerstrecke umfasst, die Erreichung eines guten ökologischen Zustands eines Wasserkörpers i. d. R. stark gefährden. Dies kann sowohl auf die Barrierewirkung des Querbauwerkes als auch auf die von ihm ausgehende Lebensraumveränderung (insb. im Staubeereich) zurückgeführt werden, vgl. LAWA (2003), Themenbezogenes Arbeitspapier Nr. 4, S. 7f.; BMU (2004a), S. 80; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 501. Entscheidend für das Verfehlen des guten ökologischen Zustands an einem Wasserkörper ist aber, ob die Gesamtheit der Querbauwerke an diesem Wasserkörper in ihrer derzeitigen Ausgestaltung und Nutzung den guten Zustand hinsichtlich einer typspezifischen Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten auf der relevanten Wasserkörperebene verhindert, vgl. CIS (2009c), S. 5. Zudem ist bei der Beurteilung einer Verfehlung des guten ökologischen Zustands auf Basis der biologischen Qualitätskomponenten der jeweilige Einfluss der hydromorphologischen und sonstigen Defizite (z. B. Schadstoffe) abzugrenzen, vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 80f. sowie S. 93. Neben der Bestätigung vorläufig identifizierter HMWB konnten im Zuge der Aufstellung der ersten Bewirtschaftungspläne aufgrund neuerer Erkenntnisse auch weitere Wasserkörper der Ausweisungsprüfung zugeführt werden, vgl. CIS (2003b), S. 35 (FN 17). Auch im Rahmen der späteren Aktualisierungen der Bewirtschaftungspläne ist der Bestand an HMWB in beide Richtungen variabel, vgl. CIS (2003b), S. 36.

¹¹³⁸ Vgl. Art. 4 Abs. 3 a) WRRL sowie CIS (2003b), S. 12 und S. 38-43; BMU (2004a), S. 73; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 492; Albrecht (2007), S. 353f.; Klauer et al. (2008d), S. 341f.

¹¹³⁹ Vgl. Art. 4 Abs. 3 a) WRRL; CIS (2003b), S. 12; Reinhardt (2006b), S. 211. Es handelt sich somit um eine offene Spezifizierung. Eine Übersicht über weitere nachhaltige Entwicklungstätigkeiten des Menschen, die im Rahmen der Erstellung der ersten Bewirtschaftungspläne von den Mitgliedstaaten bei der Ausweisung von HMWB berücksichtigt wurden, findet sich bei CIS (2009b), S. 10f.

Schiffahrt dienen und andererseits in ihrer derzeitigen Form der Erreichung eines guten ökologischen Zustands am betrachteten Wasserkörper entgegenstehen, noch nicht per se zu der Schlussfolgerung, dass der betreffende Wasserkörper i. S. d. Art. 4 Abs. 3 WRRL irreversibel verändert ist und ein guter ökologischer Zustand auch für die Zukunft unerreichbar bleibt.¹¹⁴⁰ Hierzu ist vielmehr zu prüfen, welche ökologisch wirksamen und grundsätzlich praktikablen Maßnahmenoptionen existieren, die ein Erreichen des guten ökologischen Zustands an dem betreffenden Wasserkörper ermöglichen würden, und ob diese Maßnahmen zu einer *signifikanten* Beeinträchtigung der Nutzung führen würden.¹¹⁴¹

Ausgehend von den in den Kap. 3.3 skizzierten ökologischen Beeinträchtigungen durch Querbauwerke (Barrierewirkung sowie Lebensraumveränderung durch Rückstau und ggf. Ausleitung) wurden in Kap. 3.4 bereits die grundlegenden Optionen ökologischer Verbesserungsmaßnahmen in Zusammenhang mit querbauwerksbasierten Nutzungen sowie auch deren Auswirkungen auf die jeweiligen Nutzungen dargelegt.¹¹⁴² In diesem Zusammenhang ist zunächst wesentlich, welche der unterschiedlichen querbauwerksbezogenen Defizite limitierend für die Erreichung des guten ökologischen Zustands an dem jeweiligen Wasserkörper wirken. Geht von den am Wasserkörper vorhandenen Querbauwerken eine Gefährdung des guten ökologischen Zustands durch ihre (kumulative) Barrierewirkung aus, kann die Installation von Fischaufstiegs-, Fischabstiegs- und Fischschutzeinrichtungen zur Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands ausreichend

¹¹⁴⁰ Vgl. BMU (2004a), S. 73.

¹¹⁴¹ Vgl. BMU (2004a), S. 80f.; Kampa/Hansen (2004), S. 109-112; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 502f.; Podraza (2006), S. 307; Held/Krull/Moltrecht (2008), S. 15f.; Pottgiesser et al. (2009), S. 474f. Die Maßnahmenoptionen sind dabei in Abhängigkeit von den spezifischen Rahmenbedingungen des Wasserkörpers hinreichend genau in ihrer Art und ihrem Ausmaß zu spezifizieren, um sowohl die ökologische Wirkung als auch die Auswirkungen auf Nutzungen und die Umwelt i. w. S. hinreichend verlässlich abschätzen zu können, vgl. CIS (2003b), S. 39; Borchardt et al. (2004), S. A7-19; Kampa/Hansen (2004), S. 109-112. Die einzelfallspezifische Wirkungsabschätzung kann durch Experten unter Hinzuziehung der Erkenntnisse aus dem Monitoring erfolgen, vgl. Pottgiesser et al. (2009), S. 477. Dabei ist die Separierung der notwendigen Maßnahmen nicht immer einfach, da im Regelfall verschiedene Defizite zusammenwirken, vgl. CIS (2003b), S. 38f. Aufgrund der notwendigen Identifizierung umweltzielkonformer Wiederherstellungsmaßnahmen als Ausgangspunkt der HMWB-Prüfung sowie der resultierenden Rückkopplung durch den Ausschluss nicht nutzungskonformer Maßnahmen stellt die Ausweisung von HMWB einen integralen Bestandteil des Maßnahmenplanungsprozesses dar, vgl. CIS (2003b), S. 35.

¹¹⁴² Das Spektrum von Maßnahmen zur Ermöglichung eines guten ökologischen Zustands reicht grundsätzlich von Modifikationen der bestehenden physischen Veränderungen zur Reduzierung der von diesen ausgehenden Beeinträchtigungen des ökologischen Zustands bis hin zur vollständigen Entfernung der bestehenden physischen Veränderungen. Unabhängig von einzelnen physischen Veränderungen durch Querbauwerke können allgemeine zustandsverbessernde Maßnahmen, z. B. Habitatverbesserungen, durchgeführt werden, vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 109; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 502f.

sein.¹¹⁴³ Eine substantielle Verminderung der Lebensraumveränderung im Staubereich von Querbauwerken kann demgegenüber nur durch eine entsprechende Veränderung der physischen Ausmaße eines Querbauwerkes (Teilrückbau i. S. e. Verringerung des Stauziels) oder einen gänzlichen Rückbau gelingen.¹¹⁴⁴

Nach der Identifizierung der im Betrachtungsfall notwendigen Maßnahmen ist zu prüfen, welche negativen Auswirkungen von deren Umsetzung auf spezifizierte Nutzungen i. S. v. Art. 4 Abs. 3 a) WRRL sowie die Umwelt i. w. S. ausgehen und ob diese als *signifikant* einzustufen sind.¹¹⁴⁵ Bei Querbauwerken kann im Rahmen einer standortbezogenen Funktionsanalyse zunächst untersucht werden, welche spezifizierten Nutzungen jeweils vorliegen und welche Bedeutung sie haben.¹¹⁴⁶ Das Kriterium der Signifikanz konstituiert allerdings einen unbestimmten Rechtsbegriff, der den umsetzenden Mitgliedstaaten einen nicht unerheblichen Interpretationsspielraum eröffnet.¹¹⁴⁷ Je nach konkreter Festlegung von Signifikanzschwellen wird die Höhe der ersten Hürde zur Ausweisung eines HMWB

¹¹⁴³ Vgl. CIS (2003b), S. 38f.; Kampa/Hansen (2004), S. 111. Grundlegende Beispiele für Maßnahmenoptionen finden sich in der im Zusammenhang mit dem GD No. 4 zusammengestellten „Toolbox“. Eine grobe Einschätzung der Kompatibilität bestimmter Maßnahmen zu bestimmten Nutzungen (Wasserkraft, Schifffahrt und Hochwasserschutz) wurde im Rahmen eines CIS-Workshops vorgenommen, vgl. Kampa/Kranz (2005), S. 19-24.

¹¹⁴⁴ Vgl. Kap. 3.4 sowie bspw. Held/Krull/Moltrecht (2008), S. 16. Während sich die Barrierewirkung eines Standortes (wie auch die Lebensraumveränderung in Ausleitungsstrecken) also prinzipiell auch mit additiven Maßnahmen mitigieren lassen, ohne die physischen Ausmaße des Querbauwerkes als solches in Frage stellen zu müssen, kann eine signifikante Verminderung der Lebensraumveränderung im Staubereich i. S. e. Wiederherstellung des natürlichen Fließgewässercharakters nur über Änderungen der physischen Ausmaße von Querbauwerken, insb. den Rückbau, erfolgen. Additive, habitatverbessernde Maßnahmen im Staubereich können dagegen „nur“ das ökologische Potenzial des gestauten Gewässers verbessern, nicht jedoch den verlorengegangenen Fließgewässercharakter wiederherstellen. Bei nicht durchgehend aufgestauten Wasserkörpern ist es zur Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands auf Wasserkörperebene möglicherweise ausreichend, wenn die nicht aufgestauten Zwischenräume als Habitate im Sinne des Trittstein- und Strahlwirkungskonzeptes optimiert werden, so dass für den Wasserkörper insgesamt trotz gewisser Staubereiche ein guter ökologischer Zustand im Sinne des typespezifischen Fließgewässers erreicht werden kann. Zum Trittstein- und Strahlwirkungskonzept vgl. bereits FN 1112.

¹¹⁴⁵ Vgl. Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 495, Pottgiesser et al. (2009), S. 478. Für den Fall, dass alternative Maßnahmenoptionen die Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands ermöglichen, ist für die Signifikanzprüfung diejenige Maßnahmenoption zugrunde zu legen, von der die geringsten negativen Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen ausgehen. Sofern also der Rückbau eines Querbauwerkes nicht aufgrund des Defizites Lebensraumveränderung unumgänglich und der gute ökologische Zustand hinsichtlich des Defizites Barrierewirkung nicht nur durch einen Rückbau, sondern alternativ auch durch additive Maßnahmen (Fischwechseleinrichtungen etc.) erreichbar ist, sind lediglich die negativen Auswirkungen der notwendigen Fischwechseleinrichtungen zu betrachten.

¹¹⁴⁶ Zu den wasserwirtschaftlichen Funktionen vgl. Kap. 3.2. Neben direkten Nutzungen können auch indirekte Nutzungen von Relevanz sein. Bspw. kann der Aufstau eines Gewässers durch ein Querbauwerk direkt der Schiffbarmachung des Gewässers und indirekt der Freizeitnutzung dienen, vgl. Held/Krull (2009), S. 332-334; Lange/Krull (2014), S. 221-223.

¹¹⁴⁷ Vgl. Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 487; Köck (2009), S. 228f. sowie auch Zumbroich (2003), S. 101. Die Gewährung eines Interpretationsspielraums wird aber bewusst als notwendig erachtet, um den spezifischen Gegebenheiten in den unterschiedlichen Mitgliedstaaten angemessen Rechnung tragen zu können, vgl. CIS (2003b), S. 10.

und damit zur materiellen Abweichung von der Zielsetzung des guten Zustands determiniert.¹¹⁴⁸ Darüber hinaus bestimmt die konkrete Festlegung von Signifikanzschwellen im Ergebnis aber auch, *inwieweit* in der Folge vom Umweltziel des guten ökologischen Zustands materiell abgewichen werden muss. Denn das für einen HMWB als Umweltziel festzulegende gute ökologische Potenzial muss im Umkehrschluss so bemessen sein, dass von dessen Umsetzung *keine* signifikant negativen Auswirkungen auf die Nutzungen sowie die Umwelt i. w. S. mehr zu erwarten ist.¹¹⁴⁹

Dementsprechend stellt sich den Mitgliedstaaten hinsichtlich der praktischen Durchführung des Ausweisungsprüfungsschrittes gem. Art. 4 Abs. 3 a) WRRL die zentrale Aufgabe, das Signifikanzkriterium – unter Wahrung eines angemessenen Interpretationsspielraums – richtlinienkonform zu konkretisieren.¹¹⁵⁰ Eine operable Konkretisierung muss dabei folgende drei Aspekte umfassen:

(1) Was ist die Bezugsbasis der negativen Auswirkungen?

Der grundlegende Wasserkörperbezug der Umweltziele des Art. 4 Abs. 1 WRRL sowie auch die in Art. 4 Abs. 3 a) WRRL gewählten Formulierungen sprechen dafür, dass als Bezugsbasis für die Beurteilung signifikant negativer Auswirkungen nicht die Auswirkungen auf einzelne Wassernutzer zugrunde zu legen sind, sondern eine gesamtwirtschaftliche Betrachtung der nutzungsbezogenen Auswirkungen auf Wasserkörperebene

.¹¹⁵¹

¹¹⁴⁸ Vgl. CIS (2009c), S. 9. Das heißt, je geringer die Signifikanzschwelle gewählt wird, desto leichter ist die in Art. 4 Abs. 3 a) WRRL verankerte erste Bedingung zur Ausweisung eines HMWB erfüllt.

¹¹⁴⁹ Vgl. CIS (2009c), S. 7. Die Wahl einer geringeren Signifikanzschwelle impliziert also im Ergebnis bereits auch eine entsprechend größere Abschwächung der ökologischen Zielsetzung in Form des guten ökologischen Potenzials: „[...] ensuring that the adverse ecological effects of the physical alteration can be appropriately mitigated without undermining the benefits they serve.“, CIS (2003b), S. 15. Die Ausrichtung des guten ökologischen Potenzials an den Maßnahmen, die zu keiner signifikanten Beeinträchtigung von Nutzungen führen, ist dementsprechend Ausgangspunkt beider in Kap. 5.3.4 dargestellten Ansätze zur Ableitung eines guten ökologischen Potenzials.

¹¹⁵⁰ Zur Problematik der Konkretisierung des Signifikanzkriteriums vgl. Borchardt et al. (2004), S. A7-19 bis A7-21.

¹¹⁵¹ So wird im Richtlinien text explizit nicht auf die Auswirkungen auf einzelne Wassernutzer (in den Bereichen Schifffahrt etc.), sondern auf die jeweiligen Nutzungsformen (Schifffahrt etc.) als Ganzes abgestellt. In der Folge wird auch im Rahmen der Auslegungshilfen der CIS auf aggregiertere Betrachtungsebenen abgestellt. Die Signifikanz der negativen Auswirkungen muss somit in einer Gesamtbeurteilung aller einzelnen Nutzungsstandorte an einem betrachteten Wasserkörper erfolgen, vgl. CIS (2003b), S. 36 sowie S. 40; CIS (2009c), S. 6. Dementsprechend wird auch die Kostentragfähigkeit einzelner Nutzer im Rahmen der Signifikanz negativer Auswirkungen als unerheblich eingeschätzt, vgl. CIS (2003b), S. 40. In der Fallstudie „Ruhr“ wurden neben sektoriellen Signifikanzschwellen allerdings auch nutzerindividuelle Signifikanzschwellen erwogen, vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 114. Nach Ansicht des Autors widerspricht dies jedoch dem Wasserkörperbezug der Festlegung von Umweltzielen. Die Sicherstellung der Verhältnismäßigkeit gegenüber einzelnen Nutzern sollte vielmehr im Rahmen der wasserrechtlichen Umsetzung erfolgen (ggf. monetäre Kompensationen). In bestimmten Fällen sind auch wasserkörperübergreifende Betrachtungen, bspw. für Gruppen von Wasserkörpern, begründbar. Dies kann nicht nur der Vermeidung von unnötiger Verwaltungstätigkeit im Falle

(2) Welche Arten von negativen Auswirkungen sind in die Betrachtung einzubeziehen?

Hinsichtlich der einzubeziehenden negativen Auswirkungen wird im GD No. 4 betont, dass lediglich die maßnahmenbedingten *Nutzungseinschränkungen* – also die indirekten Maßnahmenkosten – in die Signifikanzprüfung einzubeziehen sind, wohingegen die direkten Kosten der zur Umsetzung eines guten ökologischen Zustands notwendigen Maßnahmen im Rahmen des Art. 4 Abs. 3 WRRL nicht in die Betrachtung einfließen dürfen.¹¹⁵²

(3) Ab welchem Ausmaß sind die zu betrachtenden negativen Auswirkungen bzgl. der relevanten Bezugsbasis als „signifikant“ einzustufen?

Um eine signifikante Nutzungseinschränkung hinsichtlich bestimmter Nutzungsformen zu plausibilisieren, bedarf es eindeutiger und nachvollziehbarer Signifikanzschwellen.¹¹⁵³ Im GD No. 4 wird allgemein eine langfristige Beeinträchtigung der Durchführbarkeit der jeweiligen Nutzung durch eine erhebliche Reduzierung ihrer (outputbezogenen) Leistungsfähigkeit als signifikant eingeschätzt.¹¹⁵⁴ Hiervon ausgehend sind Signifikanzschwellen sektor- bzw. nutzungsspezifisch zu konkretisieren, wobei auch sozioökonomische Nutzungsprioritäten der Mitgliedstaaten einfließen können.¹¹⁵⁵ Eine erhebliche Reduzierung der (outputbezogenen) Leistungsfähigkeit ist unstrittig, wenn die zur Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands notwendigen Maßnahmen eine spezifizierte

vergleichbarer Wasserkörper dienen, sondern auch in einem funktionalen bzw. nutzungsbezogenen Zusammenhang dieser Wasserkörper, bspw. im Rahmen einer zusammenhängenden Wasserstraße, begründet sein, vgl. CIS (2003b), S. 22f.

¹¹⁵² „Adverse effects on the specified uses are losses of/in important services (e. g. flood protection, recreation or navigation) or production losses (e. g. hydropower or agricultural goods).“, CIS (2003b), S. 39, vgl. hierzu auch CIS (2003b), S. 76f.; Kampa/Hansen (2004), S. 114f. sowie BMU (2004a), S. 80f. Eine systematische Abwägung aller Kosten und Nutzen der Erreichung eines guten ökologischen Zustands ist also nicht vorgesehen. Somit wird auch eine mögliche Unverhältnismäßigkeit der Maßnamenkosten in diesem Prüfungsschritt nicht betrachtet. „Such cost considerations are relevant when deciding whether the achievement of GEP or a less stringent objective under Article 4(5) is appropriate for the HMWB or AWB.“, CIS (2003b), S. 57. Soweit vorhanden, sind auch positive Auswirkungen auf spezifizierte Nutzungen einzubeziehen, vgl. CIS (2003b), S. 39 sowie S. 64-66.

¹¹⁵³ Vgl. Borchardt et al. (2006), S. 35. Die Komplexität der hierbei vorzunehmenden Prüfungsmethodik muss den Umständen angemessen sein, vgl. CIS (2003b), S. 19.

¹¹⁵⁴ Vgl. CIS (2003b), S. 40; Kampa/Hansen (2004), S. 115; CIS (2009c), S. 6. Zwar wird im GD No. 4 der allgemeine Begriff „viability“ (hier übersetzt mit „Durchführbarkeit“) verwendet und nicht explizit auf eine „commercial/economic viability“ i. S. v. Wirtschaftlichkeit abgestellt. Dennoch wäre die Einschätzung der langfristigen Durchführbarkeit einer (privatwirtschaftlichen) Wassernutzung losgelöst von Wirtschaftlichkeitsaspekten wenig aussagekräftig. Auch wenn es ausdrücklich *nicht* der Zweck einer Ausweisung von HMWB ist, die Profitabilität der Nutzung auf individueller Ebene zu gewährleisten, müssen jedoch zumindest durchschnittliche Betrachtungen von Wirtschaftlichkeitsaspekten bei der Abschätzung der Nutzungsverluste im Rahmen der wasserkörperbezogenen Signifikanzeinschätzung angemessen einfließen. Die alleinige Betrachtung der unmittelbar maßnahmenbedingten Nutzungseinschränkungen kann dabei zu kurz greifen, da diese bei einem Teil der Nutzer oder gar allen Nutzern die Wirtschaftlichkeit des Standortes als Ganzes in Frage stellen können. In diesen Fällen induziert der teilweise Verlust letztlich einen vollständigen Verlust der Nutzung.

¹¹⁵⁵ Vgl. CIS (2003b), S. 40.

Nutzung auf Wasserkörperebene physisch gänzlich unmöglich machen oder aber die Nutzung bzgl. bestimmter qualitativ definierbarer Teilleistungen, die aus gesellschaftlicher Sicht als wesentlich eingeschätzt werden können, disqualifizieren.¹¹⁵⁶ Zur Einschätzung der Signifikanz einer teilweisen Nutzungseinschränkung ist die Reduzierung der Leistungsfähigkeit der Nutzung auf Ebene des Wasserkörpers zu quantifizieren (z. B. prozentuale Verringerung der in einem Betrachtungszeitraum transportierbaren Gütermenge, prozentuale Stromerzeugungsverluste).¹¹⁵⁷ Anschließend ist unter Berücksichtigung der Nutzungsprioritäten des Mitgliedstaates festzulegen, ab welcher prozentualen Nutzungseinbuße eine signifikante Beeinträchtigung der betroffenen Wassernutzung vorliegt.¹¹⁵⁸ Im Rahmen der CIS wird dazu eine verknüpfte Betrachtung der Reduzierung der Leistungsfähigkeit einer Wassernutzung und deren gesamtwirtschaftlicher Wertigkeit empfohlen (vgl. Abbildung 11).

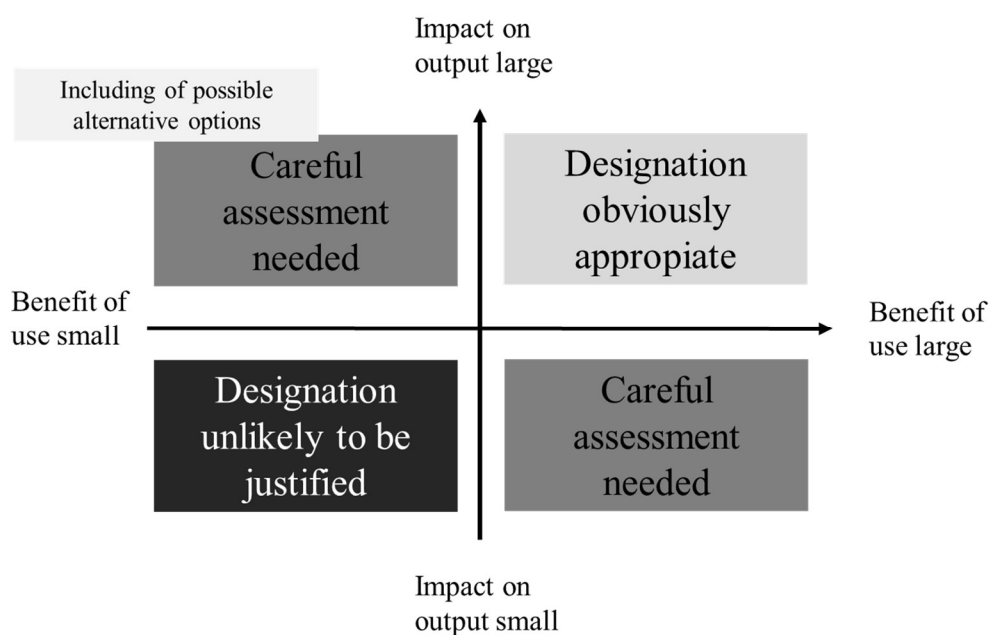


Abbildung 11: Entscheidungsfelder im Rahmen der Signifikanzeinschätzung¹¹⁵⁹

¹¹⁵⁶ Vgl. CIS (2003b), S. 49 CIS (2009b), S. 14-16 sowie Kampa/Hansen (2004), S. 112-116. Als Beispiel einer solchen Teilleistung kann die Möglichkeit bestimmter Schwertransporte mittels Binnenschiff oder die Bereitstellung von Spitzenlast durch Speicherkraftwerke angeführt werden, vgl. auch Kampa/Kranz (2005), S. 19f. Als weiteres Beispiel für eine solche „clear cut“ Einschätzung wird ein erheblicher Eingriff in bestehende Siedlungsstrukturen angeführt, vgl. Petschow et al. (2005), S. 151.

¹¹⁵⁷ Vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 112-116; CIS (2009b), S. 14-16. Die Quantifizierung kann prinzipiell auch in monetärer Form i. S. v. Opportunitätskosten (entgangene Stromerlöse) erfolgen. Allerdings sind hierfür Prognosen bzgl. der zukünftigen Strompreise zu treffen.

¹¹⁵⁸ Vgl. Petschow et al. (2005), S. 151.

¹¹⁵⁹ In Anlehnung an CIS (2009c), S. 6.

Die Festlegung konkreter Signifikanzschwellen bzgl. der quantitativen oder qualitativen Einschränkung der Leistungsfähigkeit bestimmter Nutzungen sowie die Einbeziehung und Einschätzung einer gesamtwirtschaftlichen Wertigkeit bleiben somit letztlich eine politische Entscheidung auf Mitgliedstaatenebene mit substantiellem Ermessensspielraum.¹¹⁶⁰ Im Interesse einer kohärenten Umsetzung der Richtlinie und auch um eine Instrumentalisierung für Wettbewerbsverzerrungen zu verhindern, ist jedoch eine weitergehende Harmonisierung von Signifikanzschwellen zwischen den Mitgliedstaaten zu empfehlen.

Im Hinblick auf die hier schwerpunktmäßig betrachteten querbauwerksbezogenen Nutzungen Schifffahrt sowie Stromerzeugung aus Wasserkraft erscheint das Vorliegen signifikanter negativer Auswirkungen auf Wasserkörperebene grundsätzlich immer dann plausibel, wenn die Erreichung eines guten ökologischen Zustands nur über einen mehr als nur vereinzelt Rückbau genutzter Querbauwerke an einem Wasserkörper erreicht werden kann.¹¹⁶¹ Diese Notwendigkeit ist i. d. R. zu erwarten, wenn der querbauwerksbedingte Aufstau von Fließgewässerabschnitten (Extremfall: durchgehende Stauregulierung) das limitierende Defizit bzgl. der Erreichung des guten ökologischen Zustands darstellt und somit eine substantielle Reduzierung der aufgestauten Gewässerstrecken erforderlich wird.¹¹⁶² Mit Blick auf die Nutzbarkeit als zusammenhängende Wasserstraße dürfte sich dabei bereits der Rückbau einer einzelnen Staustufe disqualifizierend auf wesentliche *qualitative* Leistungseigenschaften (jahreszeitliche Schiffbarkeit, nutzbare Schiffs- und Güterkategorien) auswirken. Zudem ist eine entsprechende Einschränkung auch in *quantitativer* Hinsicht (bspw. Reduzierung der jährlich transportierbaren Gütermenge) zu erwarten. Mit Blick auf die Nutzung Stromerzeugung aus Wasserkraft würde der notwendige Rückbau eines Querbauwerks zu einem Totalausfall der Stromerzeugung des betreffenden Standortes führen. Es erscheint plausibel, dass der Totalausfall eines

¹¹⁶⁰ Vgl. CIS (2009c), S. 6. Auch im GD No. 4 finden sich keine Vorgaben oder Empfehlungen zu Signifikanzschwellen. Die Auswertung der 34 Fallstudien, deren Methodik und Ergebnisse bei der Ausarbeitung des GD No. 4 hinzugezogen wurden, ergaben eine große Bandbreite bzgl. der Festlegung von Signifikanzschwellen. Als gemeinsame Basis kann identifiziert werden, dass eine Einschränkung von kleiner 5 % als nicht signifikant und eine Einschränkung von mehr als 30 % in jedem Fall als signifikant eingeschätzt wird, vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 113. Leicht andere Signifikanzschwellen finden sich in einer Publikation des BMU. Hier werden – ebenfalls auf die Ergebnisse der Fallstudien Bezug nehmend – Produktionsverluste von weniger als 10 % noch als nicht signifikant bezeichnet, vgl. BMU (2004a), S. 81 sowie Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 502.

¹¹⁶¹ Vgl. Held/Krull/Moltrecht (2008), S. 16.

¹¹⁶² Auch im Rahmen eines Trittstein- und Strahlwirkungskonzeptes kann es erforderlich sein, dass an einem Wasserkörper ausgewählte Querbauwerke mit Rückstau zurückgebaut werden müssen, um die notwendige Ausprägung naturnaher Strahlursprünge und Trittsteine zu gewährleisten. Zum Trittstein- und Strahlwirkungskonzept vgl. bereits FN 1112.

Standortes, dessen Aufstau für sich genommen der Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands auf Wasserkörperebene entgegensteht, im Regelfall auch in der Gesamtbetrachtung der Stromerzeugung am betrachteten Wasserkörper als signifikante Produktionseinbuße und damit als signifikante negative Auswirkung i. S. d. Art. 4 Abs. 3 a) WRRL einzuschätzen ist.¹¹⁶³ Die hier am Beispiel der Nutzungen Schifffahrt und Stromerzeugung aus Wasserkraft dargelegte Argumentation hinsichtlich qualitativer und quantitativer Einschränkungen der Nutzbarkeit lässt sich grundsätzlich auch auf andere querbauwerksbezogenen Nutzungen (z. B. Freizeitnutzung, Trinkwassergewinnung, Hochwasserschutz) übertragen. Dies ist insb. für diejenigen Querbauwerke von Bedeutung, an denen die Nutzungen Schifffahrt und Stromerzeugung mittels Wasserkraft nicht vorhanden sind oder nur eine untergeordnete Rolle spielen.¹¹⁶⁴

Des Weiteren stellt sich allerdings die Frage, ob signifikante negative Auswirkungen auch in Fällen zu erwarten sind, in denen ein Rückbau von Querbauwerken nicht zwingend notwendig ist – also ein guter ökologischer Zustand über reine Mitigationsmaßnahmen (insb. Errichtung von Fischwechsel- und Fischschutzeinrichtungen, ggf. Erhöhung der Restwassermenge in Ausleitungsstrecken) erreicht werden kann.¹¹⁶⁵ Von der Installation von Fischwechsel- und Fischschutzeinrichtungen sind i. d. R. keine signifikanten negativen Auswirkungen hinsichtlich der Nutzung Schifffahrt zu erwarten. Maßnahmen zur Verbesserung der flussaufwärts- und -abwärtsgerichteten Passierbarkeit (z. B. Fischtrepfen, Bypässe, Umgehungsgerinne, Turbinenmanagement sowie Mindestwasserführungen bei Ausleitungen) mindern jedoch in Abhängigkeit von den jeweiligen ökologischen Anforderungen den für die Stromerzeugung nutzbaren Abfluss, so dass die Nutzung

¹¹⁶³ Noch eindeutiger ist die Einschätzung, wenn mehrere Querbauwerke aufgrund ihrer Stauwirkung zurückgebaut werden müssten und somit mehrere Wasserkraftstandorte komplett ausfallen würden. Darüber hinaus sind in einer vollständigen Wasserkörperbetrachtung auch die Erzeugungsverluste zu berücksichtigen, die aufgrund notwendiger Maßnahmen an weiter bestehenden Standorten, insb. der Errichtung von Fischwechsel- und Fischschutzeinrichtungen, entstehen.

¹¹⁶⁴ Zu den wasserwirtschaftlichen Funktionen von Querbauwerken vgl. bereits Kap. 3.2. Eindeutig dürfte die Argumentation insb. im Falle von Trinkwassertalsperren ausfallen, deren mögliche Entfernung sicherlich mit signifikanten negativen Auswirkungen auf die Trinkwasserversorgung verbunden wäre. Gleiches gilt, wenn Talsperren eine bedeutende Funktion im Rahmen des Hoch- und Niedrigwassermanagements einnehmen. Mögliche funktionale Alternativen bleiben in diesem Prüfungsschritt noch außer Acht und werden im zweiten Schritt der Ausweisungsprüfung nach Art. 4 Abs. 3 b) WRRL geprüft.

¹¹⁶⁵ Dieses Fallszenario impliziert somit, dass die als Grundvoraussetzung einer Ausweisung von HMWB nachzuweisende erhebliche Veränderung der physischen Gewässereigenschaften an einem Wasserkörper nicht primär auf einen Aufstau, sondern auf die Barrierewirkung sowie ggf. die Mindestwasserproblematik in Ausleitungsstrecken zurückzuführen ist.

Stromerzeugung aus Wasserkraft durch diese Erzeugungsverluste in ihrer Leistungsfähigkeit beeinträchtigt wird.¹¹⁶⁶ Ob diese quantifizierbaren Produktionseinbußen jedoch insgesamt auf Ebene eines betrachteten Wasserkörpers als signifikant i. S. d. Art. 4 Abs. 3 a) WRRL einzuschätzen sind, lässt sich nicht pauschal beurteilen und ist im entscheidenden Maße von den zugrunde gelegten Signifikanzschwellen abhängig.¹¹⁶⁷

Unabhängig von negativen Auswirkungen auf die in Art. 4 Abs. 3 a) WRRL spezifizierten Nutzungen ist die notwendige Bedingung zur Ausweisung eines HMWB aber auch dann erfüllt, wenn von den notwendigen Maßnahmen zur Erreichung eines guten ökologischen Zustands signifikante negative Auswirkungen auf die Umwelt i. w. S. ausgehen.¹¹⁶⁸ Nach dem Verständnis des GD No. 4 umfasst die Umwelt i. w. S. nicht nur andere Medien der ökologischen Umwelt (bspw. Luft, Boden, Klima), sondern auch bestimmte Aspekte der soziokulturellen Umwelt (z. B. Auswirkungen auf historische Stätten, das kulturelle Erbe sowie das kulturell geprägte Landschaftsbild).¹¹⁶⁹

Direkte signifikante negative Auswirkungen auf die ökologische Umwelt können bspw. dann vorliegen, wenn durch die erforderlichen Maßnahmen Schutzziele des übrigen gemeinschaftlichen Umweltschutzrechts, z. B. der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH-RL) verletzt werden oder nutzungsbedingt entstandene, ökologisch hochwertige Sekundärbiotope beeinträchtigt werden.¹¹⁷⁰ Darüber hinaus können auch die bereits identifizierten Nutzungseinbußen indirekt mit signifikanten negativen Auswirkungen auf die ökologische Umwelt einhergehen.¹¹⁷¹ Als Beispiel für eine signifikante negative Auswirkung

¹¹⁶⁶ Vgl. Kap. 3.4. Es sei nochmals betont, dass in diesem Prüfungsschritt lediglich auf die maßnahmeninduzierten *Produktionseinbußen*, nicht jedoch auf die direkten Maßnahmenkosten (z. B. Kosten für die Errichtung eines Umgehungsgerinnes) abgestellt wird.

¹¹⁶⁷ Eine umfassende Implementierung dieser Maßnahmen dürfte in vielen Fällen wahrscheinlich zu Produktionseinbußen führen, die in die bei der Auswertung der 34 Fallstudien festgestellte „Ermessensbandbreite“ von 5 % bis 30 % fallen. Bei der Festlegung der jeweiligen Signifikanzschwellen ist jedoch auch die Möglichkeit zu berücksichtigen, dass die maßnahmenbedingten teilweisen Produktionseinbußen auch den vollständigen Verlust der Nutzbarkeit an betroffenen Standorten aufgrund einer Unwirtschaftlichkeit des Standortes nach sich ziehen können.

¹¹⁶⁸ Im GD No. 4 entspricht dies dem Prüfungsschritt 7.3, vgl. CIS (2003b), S. 41-43.

¹¹⁶⁹ Vgl. CIS (2003b), S. 41; Kampa/Hansen (2004), S. 116; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 495; CIS (2009b), S. 11f. Für eine beispielhafte Analyse negativer Auswirkungen von unterschiedlichen Maßnahmen auf die Umwelt i. w. S. vgl. Bezirksregierung Münster (2007), S. 73.

¹¹⁷⁰ Vgl. Bosenius (2001), S. 28; CIS (2003b), S. 57. So kann der aufgestaute Gewässerabschnitt als Stillgewässer einen neu geschaffenen Lebensraum für seltene Arten darstellen. Dieser Lebensraum würde durch die Wiederherstellung des ursprünglichen Fließgewässercharakters durch Rückbau der Querbauwerke zerstört. Darüber hinaus können durch die mit einem Rückbau von Querbauwerken einhergehenden Veränderungen des Grundwasserspiegels angrenzende Feuchtgebiete geschädigt werden. Zu weiteren Beispielen vgl. CIS (2003b), S. 42; Kampa/Hansen (2004), S. 116.

¹¹⁷¹ Hinsichtlich der Nutzung Stromerzeugung mittels Wasserkraft kann insb. der Verlust CO₂-freier Stromerzeugung angeführt werden, vgl. CIS (2003b), S. 41. Ebenso gilt der Transport von Gütern auf Wasserstraßen in Bezug auf den Ressourcenverbrauch sowie das Entstehen von Emissionen als relativ umweltfreundlich. Es kann daher davon ausgegangen werden, dass Einschränkungen dieser Nutzungen auch mit negativen Auswirkungen auf die nicht-aquatische Umwelt verbunden sind. Eine Beurteilung

auf die soziokulturelle Umwelt kann die Beseitigung eines historischen, ggf. sogar denkmalgeschützten Mühlenwehrs angeführt werden.

Mit Blick auf querbauwerksbasierte Wassernutzungen kann zusammenfassend festgestellt werden, dass weder die Signifikanz negativer Auswirkungen auf die Nutzungen noch auf die Umwelt i. w. S. pauschal eingeschätzt werden können. Es erscheint jedoch plausibel, dass zumindest im Falle eines erforderlichen Rückbaus genutzter Querbauwerke im Regelfall signifikante negative Auswirkungen auf spezifizierte Nutzungen i. S. v. Art. 4 Abs. 3 a) WRRL zu erwarten sind. Im Falle bloßer Mitigationsmaßnahmen wie den Bau von Fischaufstiegsanlagen ist dies dagegen weniger wahrscheinlich und von der konkreten politischen Festlegung von Schwellenwerten für Erzeugungsverluste in der Stromerzeugung abhängig.

Sofern auf Basis der politisch festgelegten Signifikanzschwellen festgestellt werden kann, dass *mindestens eine* spezifizierte Nutzung oder die Umwelt i. w. S. durch die zur Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands an einem Wasserkörper erforderlichen Maßnahmen signifikant beeinträchtigt würden, ist im nächsten Schritt zu prüfen, ob die „nutzbringenden Ziele, denen die künstlichen oder veränderten Merkmale des Wasserkörpers dienen“¹¹⁷², auch auf alternative Weise bereit gestellt werden können, welche aus gesellschaftlicher Perspektive vorzugswürdig ist.

5.3.3 Ausweisungsprüfung gem. Art. 4 Abs. 3 b) WRRL

Im Fokus des zweiten Ausweisungsprüfungsschrittes steht die Frage nach der Verfügbarkeit gesamtwirtschaftlich präferabler Substitute¹¹⁷³ zur Bereitstellung der bisher durch die

des Ausmaßes und der Signifikanz dieser indirekten Auswirkungen auf die ökologische Umwelt ist aber entscheidend von der Form der alternativen Bereitstellung (alternativer Verkehrsträger) abhängig. Die Prüfung von Substituten für die Wassernutzungen und der mit ihnen verbundenen Umweltwirkungen im Vergleich zur bestehenden Nutzung ist Bestandteil des zweiten Prüfungsschrittes. Dementsprechend sollte an dieser Stelle – entgegen des Vorschlages im GD No. 4 (vgl. CIS (2003b), S. 41f.) – auch noch keine Abwägung der negativen Auswirkungen auf die Umwelt i. w. S. mit der erreichbaren gewässerökologischen Verbesserung erfolgen. Um der systematischen Substitutsprüfung nicht teilweise vorzugreifen, sollte im Zweifelsfall zunächst von einer „drohenden“ signifikanten negativen Auswirkung auf andere Umweltmedien ausgegangen werden, so dass im zweiten Ausweisungsprüfungsschritt eine systematische Überprüfung unter Einbezug konkreter Substitute erfolgen kann.

¹¹⁷² Art. 4 Abs. 3 b) WRRL.

¹¹⁷³ Die Prüfung der Verfügbarkeit präferabler Substitute ist nicht nur Bestandteil der Ausweisung von HMWB, sondern auch eine Teilbedingung bei der Begründung weniger strenger Umweltziele sowie einer Zielverfehlung aufgrund *neuer* physischer Veränderungen der Gewässer, vgl. Art. 4 Abs. 5 a) bzw. Art. 4 Abs. 7 d) WRRL sowie auch bspw. Bosenius (2001), S. 28.

spezifizierten Gewässernutzungen erbrachten nutzbringenden Ziele.¹¹⁷⁴ Im Sinne einer hinreichenden Bedingung für die Ausweisung eines HMWB wird somit ein Nachweis der Unverzichtbarkeit dieser Nutzungen eingefordert, so dass die damit einhergehenden physischen Veränderungen des Wasserkörpers als nicht vermeidbar eingestuft werden können.¹¹⁷⁵ Konkret ist gem. Art. 4 Abs. 3 b) WRRL darzulegen, dass kein potenzielles Substitut zur Erbringung der nutzbringenden Ziele existiert, welches folgende kumulative Voraussetzungen erfüllt:¹¹⁷⁶

- (1) die technische Durchführbarkeit des Substituts ist gegeben,
- (2) es stellt eine *wesentlich* bessere Umweltoption dar und
- (3) es ist nicht mit unverhältnismäßigen Kosten verbunden.

Es lässt sich wiederum feststellen, dass diese im Richtlinien text verankerten Kriterien einer Konkretisierung bzw. Operationalisierung bedürfen.¹¹⁷⁷ Da die Prüfung der einzelnen Kriterien mit unterschiedlichem methodischem Aufwand einhergeht und ein Substitut nur geeignet ist, wenn alle drei Kriterien gleichzeitig erfüllt sind, empfiehlt sich grundsätzlich eine den Prüfungsaufwand minimierende Sequenzierung der Prüfungsteilschritte.¹¹⁷⁸

Zur weiteren Strukturierung des zweiten Ausweisungsprüfungsschrittes wird im Folgenden auf das im GD No. 4 vorgestellte Prüfungsschema zurückgegriffen, welches allerdings leicht modifiziert wird, um die Effizienz des Prüfungsprozesses zu verbessern. Darüber hinaus sind die einzelnen Teilprüfungsschritte so zu konkretisieren, dass eine kon-

¹¹⁷⁴ Im GD No. 4 werden die im Richtlinien text angeführten nutzbringenden Ziele wie folgt definiert: „The benefits that result from the artificial or heavily modified characteristics of a water body. These can include ‘specific use’-related or environmental benefits.“, CIS (2003b), S. 74.

¹¹⁷⁵ Vgl. CIS (2009b), S. 16. Hierbei wird in Konsistenz zur Signifikanzeinschätzung negativer Auswirkungen wiederum eine gesamtwirtschaftliche bzw. gesellschaftliche Betrachtung der nutzbringenden Ziele zugrunde gelegt. Zu einer grundlegenden Diskussion, ob nutzbringende Ziele aus einzel- oder gesamtwirtschaftlicher Sicht zu interpretieren sind, vgl. Borchardt et al. (2004), S. A7-14 bis A7-16. Sind besser geeignete Substitute verfügbar, ist ein „Bestandsschutz“ der betreffenden Nutzungen aus gesellschaftlicher Sicht nicht mehr begründet: „The existing specified use may, in some cases, be abandoned and the physical alterations removed so that good status can be achieved.“, CIS (2003b), S. 43.

¹¹⁷⁶ Vgl. Art. 4 Abs. 3 b) WRRL sowie CIS (2003b), S. 43; BMU (2004a), S. 74; SRU (2004), S. 250; Ginzky (2005), S. 519f.; Petschow et al. (2005), S. 152f.; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 495f.; Klauer et al. (2008d), S. 342-344.

¹¹⁷⁷ Vgl. Podraza (2006), S. 310; Borchardt et al. (2004), A7-1.

¹¹⁷⁸ Im GD No. 4 wird grundlegend betont, dass eine zweckmäßige Operationalisierung der Substitutsprüfung mit vertretbarem methodischem Aufwand durchführbar sein muss und insofern pragmatisch zu gestalten ist, vgl. CIS (2003b), S. 48. So ist es bspw. zweckmäßig, die methodisch relativ einfach durchzuführende Überprüfung der technischen Durchführbarkeit zu Beginn der Substitutsprüfung vorzunehmen, vgl. CIS (2003b), S. 44.

sistente und nachvollziehbare Einschätzung bzgl. der Verfügbarkeit präferabler Substitute für die bestehenden Gewässernutzungen ermöglicht wird. Abbildung 12 gibt hierzu zunächst einen zusammenhängenden Überblick der hierzu durchzuführenden Teilprüfungsschritte. Die wesentlichen Elemente und Erfordernisse der einzelnen Schritte werden im Folgenden in Bezug auf querbauwerksbasierte Gewässernutzungen am Beispiel der Nutzungen Schifffahrt sowie Stromerzeugung aus Wasserkraft verdeutlicht.¹¹⁷⁹

¹¹⁷⁹ Eine detaillierte Ausarbeitung einer operationalisierten Substitutsprüfung für die exemplarischen Nutzungen sowie weiterer querbauwerksbasierter Nutzungen würde allerdings den Rahmen dieser Arbeit sprengen.

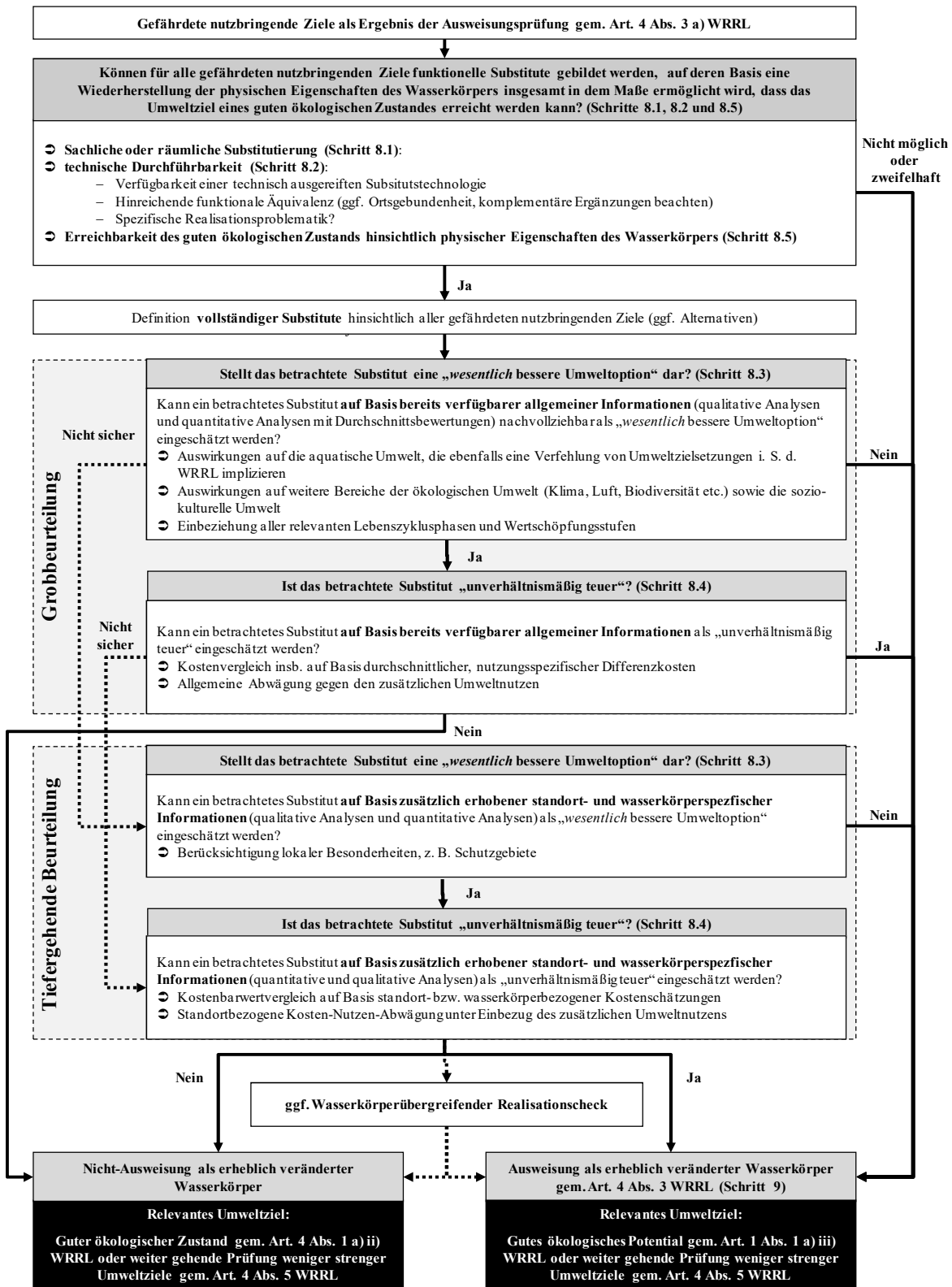


Abbildung 12: Strukturierung und Konkretisierung der Ausweisungsprüfung gemäß Art. 4 Abs. 3 b) WRRL¹¹⁸⁰

¹¹⁸⁰ Eigene Darstellung, modifiziert und erweitert nach CIS (2003b), S. 20 und Lange et al. (2009), S. 51. Um eine Zuordnung zum Vorgehensschema des GD No. 4 zu erleichtern, sind bei den einzelnen Teilschritten die korrespondierende Teilschritte gem. GD No. 4 in Klammern angegeben.

Im ersten Teilprüfungsschritt stellt sich zunächst die Aufgabe, für *alle* nutzbringenden Ziele, deren Erbringung derzeit mit einer erheblichen physischen Veränderung des Wasserkörpers einhergeht, potenzielle Substitute zu identifizieren, die eine Rückführung des Wasserkörpers in einen guten ökologischen Zustand sowie eine funktionell gleichwertige Bereitstellung der nutzbringenden Ziele der Wassernutzungen ermöglichen. In bestimmten Fällen kann dabei neben einer sachlichen Substituierung (z. B. Substitution der Stromerzeugung aus einer Wasserkraftanlage durch alternative Stromerzeugungsarten) auch eine räumliche Substituierung (Verlagerung der Stromerzeugung an einen anderen Wasserkörper) in Frage kommen.¹¹⁸¹

Ausgehend von der schon im ersten Schritt der Ausweisungsprüfung durchgeführten Funktionsanalyse der vorhandenen Querbauwerke, können zunächst die nutzbringenden Ziele, die mit den einzelnen Funktionen eines Querbauwerkes verbunden sind, bestimmt werden. Hiervon ausgehend sind potenzielle Substitute für die jeweiligen nutzbringenden Ziele zu identifizieren. Der Fokus des ersten Teilprüfungsschritts liegt auf einer Vorauswahl potenzieller Substitute auf Basis technisch-funktionaler Kriterien.¹¹⁸² Als wesentliche Anforderung kann zunächst formuliert werden, dass ein potenzielles Substitut auf einer bereits ausgereiften Technologie basiert. Demnach kommen nur Substitute in Frage, die sich entweder schon in der großtechnischen Anwendung befinden oder zumindest im realitätsnahen Demonstrationsbetrieb ihre technische Anwendbarkeit nachgewiesen haben. Hinsichtlich der möglichen Substitute für den Gütertransport mit Binnenschiffen bieten sich einzeln oder in Kombination der Schienengüterverkehr, der Straßengüterverkehr sowie – hinsichtlich des Transports flüssiger Güter (z. B. Mineralölprodukte) – ein alternativer Transport über Rohrfernleitungen an.¹¹⁸³ Als Substitute der Stromerzeugung

¹¹⁸¹ Vgl. CIS (2003b), S. 43f.; Petschow et al. (2005), S. 152. Im Folgenden wird auf die Option der sachlichen Substituierung fokussiert. Eine räumliche Substituierung kommt ohnehin nur für Nutzungen in Frage, deren nutzbringende Leistungen nicht an den konkreten Wasserkörper gebunden sind. Dies ist bspw. für die Zwecke Sohlstabilisierung oder Hochwasserschutz in vielen Fällen nicht gegeben. Zudem ist nicht unproblematisch, dass eine räumliche Substituierung im Kern auf einer bloßen Verlagerung von Umweltschäden in andere Wasserkörper beruht, vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 121. Eine räumliche Verlagerung kann daher eher nur in Einzelfällen eine sinnvolle Option darstellen. Werden bspw. die physischen Veränderungen eines Wasserkörpers bereits aufgrund *anderer* Nutzungen, z. B. Schifffahrt, als unabdingbar eingeschätzt, kann in Erwägung gezogen werden, eine Verlagerung der Stromerzeugung aus Wasserkraft aus einem anderen Wasserkörper an diesen ohnehin erheblich veränderten Wasserkörper zu prüfen, sofern dieser ein entsprechendes Erzeugungspotenzial aufweist und die Verlagerung nicht mit einer signifikanten Zustandsverschlechterung verbunden ist.

¹¹⁸² Vgl. CIS (2003b), S. 43; Kampa/Hansen (2004), S. 118-120; Borchardt et al. (2004), S. A7-21.

¹¹⁸³ Vgl. Bosenius (2001), S. 28. Der Luftverkehr kann an dieser Stelle aufgrund begrenzter Transportkapazitäten als Substitut für den Massengütertransport der Binnenschifffahrt bereits ausgeschlossen werden. Zu den alternativen Verkehrsträgern im Güterverkehr vgl. auch UBA (2009b), S. 7-19.

mittels Wasserkraft kommen grundsätzlich alle marktreifen konventionellen sowie regenerativen Stromerzeugungsarten in Betracht.¹¹⁸⁴ Allerdings bietet es sich an, im Hinblick auf die Stromerzeugung das zugrunde liegende nutzbringende Ziel bereits fokussierter als „regenerative Stromerzeugung“ zu definieren.¹¹⁸⁵ Dementsprechend kann das Spektrum möglicher Substitute bereits an dieser Stelle auf alternative regenerative Erzeugungsarten (insb. Windkraft, Biomasse, Photovoltaik, Geothermie) beschränkt werden.¹¹⁸⁶ Um einen aussagekräftigen Vergleich auf Basis gleichwertiger Substitute zu ermöglichen, ist weiterhin eine hinreichende funktionale Äquivalenz zu gewährleisten.¹¹⁸⁷ So unterscheidet sich die Stromerzeugung aus Wasserkraft von den potenziellen Substituten Windkraft und Photovoltaik aus energiewirtschaftlicher Sicht durch eine erheblich differierende Ausnutzbarkeit im Tages- und Jahresverlauf.¹¹⁸⁸ Um eine hinreichende funktionale Äquivalenz herzustellen, sind ggf. komplementäre technische Ergänzungen zu spezifizieren.¹¹⁸⁹ Auch im Bereich der Schifffahrt ist eine hinreichende funktionale Äquivalenz sowohl in sachlicher als auch in räumlicher Hinsicht sicherzustellen. In sachlicher Hinsicht sind insb. alle relevanten Güterkategorien abzudecken sowie auch eine termingerechte Versorgung in ausreichender Menge (z. B. Versorgung von Industriebetrieben mit Rohstoffen) zu gewährleisten. In räumlicher Hinsicht sind durch die alternativen Verkehrsträger

¹¹⁸⁴ Vgl. Held/Krull/Moltrecht (2008), S. 16. In diesem Sinne kann bspw. die Stromerzeugung mittels Wellenenergie als noch nicht hinreichend technisch ausgereift bezeichnet werden, während die Stromerzeugung mittels Offshore-Windkraftanlagen die Schwelle der großtechnischen Anwendung bereits überschritten hat.

¹¹⁸⁵ Entsprechend der Systematik des Art. 4 Abs. 3 WRRL sowie auch der im des GD No. 4 vertretenen Auffassung fallen unter die nutzbringenden Ziele auch der Nutzen für die Umwelt i. w. S., vgl. CIS (2003b), S. 74. Durch eine fokussierte Definition der Substitutsanforderungen kann darüber hinaus der Folgeprozess, insb. der Vergleich der Alternativen unter Umweltgesichtspunkten verschlankt werden, indem konventionelle Stromerzeugungsarten bereits an dieser Stelle nicht weiter als mögliche Substitute in Betracht gezogen werden.

¹¹⁸⁶ Vgl. Podraza (2006), S. 310.

¹¹⁸⁷ Vgl. Ginzky (2005), S. 519f. Auch hinsichtlich der funktionalen Äquivalenz sind räumliche Aspekte von Bedeutung. Zunächst ist zu differenzieren, ob bestimmte nutzbringende Ziele nur ortsgebunden, d. h. direkt am betrachteten Wasserkörper realisiert werden können (z. B. Sohlstabilisierung) oder aber eine gewisse räumliche Entkopplung der funktionalen Äquivalenz nicht entgegensteht. Die Möglichkeit einer räumlichen Entkopplung ist bspw. hinsichtlich der Stromerzeugung gegeben, d. h., die Stromerzeugung einer Wasserkraftanlage im Binnenland kann grundsätzlich durch die einer Windkraftanlage an der Küste ersetzt werden, solange keine Netzengpässe bestehen, vgl. Ginzky (2005), S. 520.

¹¹⁸⁸ Vgl. bereits Kap. 3.2. So unterliegt die Stromerzeugung mittels Photovoltaik einer hohen Variabilität im Tageslauf und ist ebenso wie die Stromerzeugung mittels Windkraft tendenziell deutlich abhängiger von kurzfristigen Witterungsschwankungen als die Stromerzeugung aus Wasserkraft, wobei das Ausmaß der Variabilität auch vom jeweiligen Standort abhängt. Hieraus kann zunächst eine unzureichende Äquivalenz bzgl. der energiewirtschaftlichen Zielgrößen „Versorgungssicherheit“ sowie „Netzstabilität“ begründet werden, vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 120.

¹¹⁸⁹ Bspw. könnte mittels einer „virtuellen Stromerzeugungseinheit“ aus verschiedenen regenerativen Energiequellen ggf. i. V. m. Speichermöglichkeiten das energiewirtschaftlich relevante Profil der Stromerzeugung einer betrachteten Wasserkraftanlage nachgebildet werden. Auf diese Weise wird sichergestellt, dass bei den nachfolgenden Prüfungsschritten keine versteckten Systemkosten verbleiben.

die relevanten Transportrouten zwischen den Anbietern und Nachfragern der Güter abzudecken.¹¹⁹⁰

Bei der Bestimmung geeigneter Substitute ist ferner zu beachten, inwiefern gewährleistet bzw. erwartet werden kann, dass ein zunächst hypothetisches Substitut – bspw. im Falle eines Rückbaus von Querbauwerken – auch *tatsächlich* zur Anwendung kommt („Realisationsproblematik“). Dieser Aspekt hat nicht zuletzt eine hohe Relevanz hinsichtlich der Aussagekraft der anschließenden umwelt- und kostenbezogenen Beurteilung von Substituten. So kann bspw. die Stromerzeugung aus Windkraft nur dann tatsächlich als Substitut im Rahmen eines Kosten- und Umweltwirkungsvergleichs zugrunde gelegt werden, wenn auch sichergestellt werden kann, dass die maßnahmenbedingt ausfallende Stromerzeugung aus Wasserkraft durch eine entsprechende *zusätzliche* Erzeugung aus Windkraft ersetzt wird.¹¹⁹¹ Denn wenn dies nicht der Fall ist, wird die Stromerzeugung realiter nicht aus Windkraft, sondern aus dem Stromerzeugungsmix substituiert.¹¹⁹² Folglich wären im Rahmen der folgenden Prüfungsschritte die Kosten- und insb. die Umweltcharakteristika des tatsächlich substituierten Stromerzeugungsmixes als Vergleichsmaßstab zugrunde zu legen.¹¹⁹³

Der erste Teilprüfungsschritt der Substitutsprüfung schließt mit der Kontrollfrage, ob auf Basis der eruierten Substitute insgesamt eine Wiederherstellung der natürlichen physi-

¹¹⁹⁰ In diesem Zusammenhang ist zunächst zu prüfen, ob entsprechende Kapazitäten auf Basis der bestehenden Infrastruktur vorhanden sind. Falls dies nicht der Fall ist, sind die Möglichkeiten eines entsprechenden Zubaus von Verkehrsinfrastruktur, z. B. der Ausbau von Bahntrassen, zunächst aus technisch-fachlicher Sicht zu eruiieren. Die zusätzlichen Kosten werden in einem späteren Teilschritt beleuchtet.

¹¹⁹¹ Zu Gewährleistung der Zusätzlichkeit ist es nicht ausreichend, dass in Zukunft Kapazitäts- und damit Erzeugungszuwächse im Bereich der Windkraft oder anderer regenerativer Technologien zu erwarten sind. Vielmehr müsste gewährleistet werden, dass der konkrete Verlust an Stromerzeugung mittels Wasserkraft *zusätzlich* zum c. p. stattfindenden Ausbau („Baseline“) abgedeckt würde. Da jedoch die Anreize zum Ausbau regenerativer Energien in Deutschland primär von der jeweiligen EEG-Förderung in Form administrativ festgelegter Einspeisetarife ausgehen, sind diese Anreize – anders als in einem Quotenmodell – faktisch unabhängig von einem etwaigen Verlust von Stromerzeugung aus Wasserkraft. Dementsprechend kann nicht ohne weiteres angenommen werden, dass die verlorene Stromerzeugung aus Wasserkraft realiter durch eine andere regenerative Erzeugungsart wie bspw. die Windkraft substituiert wird. Folglich ist die Zusätzlichkeit der regenerativen Stromerzeugung konkret nachzuweisen. Analog kann im Hinblick auf Maßnahmen zur Steigerung der Energieeffizienz als mögliche Kompensation der entfallenden Jahresarbeit der Wasserkraft argumentiert werden.

¹¹⁹² Hierzu ist zu analysieren, welche Stromerzeugungsarten unter Berücksichtigung der Stromangebotskurve (Merit Order) den konkreten Ausfall von Stromerzeugung einer Wasserkraftanlage in Abhängigkeit von der jeweiligen Nachfrage tatsächlich decken würden.

¹¹⁹³ Dementsprechend könnte das nutzbringende Ziel auch nicht als „regenerative Stromerzeugung“, sondern nur allgemein als „Stromerzeugung“ definiert werden. Zur Verdeutlichung der folgenden Teilprüfungsschritte sei jedoch unterstellt, dass die zuvor geschilderte Realisationsproblematik nicht vorliegt.

schen Charakteristika des betrachteten Wasserkörpers i. S. e. guten ökologischen Zustands ohne einen signifikanten Verlust der nutzbringenden Ziele möglich ist.¹¹⁹⁴ Lässt sich bereits in technisch-funktionaler Hinsicht feststellen, dass für *mindestens eines* der im ersten Ausweisungsprüfungsschritt identifizierten nutzbringenden Ziele kein funktional gleichwertiges Substitut bereitgestellt werden kann, ist es folglich nicht möglich, die physikalischen Veränderungen, die dem Erreichen des guten ökologischen Zustands entgegenstehen, in ausreichendem Maße zu beseitigen, ohne dass signifikant negative Auswirkungen auf zumindest eine nicht substituierbare spezifische Nutzung i. S. d. Art. 4 Abs. 3 a) WRRL resultieren. In diesem Fall wird der weitere Prüfungsprozess entbehrlich und der Wasserkörper kann als HMWB ausgewiesen werden.¹¹⁹⁵

Lässt sich dagegen für *alle* an einem Wasserkörper relevanten nutzbringenden Ziele (mindestens) ein technisch-funktional geeignetes Substitut¹¹⁹⁶ identifizieren, ist in den weiteren Teilprüfungsschritten zu hinterfragen, ob diese Substitute eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen und nicht als unverhältnismäßig teuer eingeschätzt werden müssen.¹¹⁹⁷ Um hierbei den Prüfungsaufwand zu minimieren, empfiehlt es sich, die Teilprüfungsschritte bzgl. der beiden Kriterien „Umwelt“ und „Kosten“ jeweils zweistufig zu gestalten.¹¹⁹⁸ Da im Regelfall nicht davon auszugehen ist, dass der zuständigen Behörde

¹¹⁹⁴ Vgl. auch CIS (2003b), S. 46f. sowie Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 495f.

¹¹⁹⁵ Das gleiche gilt, wenn die Verwendung eines Substitutes ebenfalls physische Veränderungen des Wasserkörpers impliziert, die der Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands entgegenstehen. Dieser Aspekt wird in der Prüfungsfolge des GD No. 4 erst im Rahmen des Schrittes 8.5 beleuchtet. Ein Vorziehen dieses Teilprüfungsschrittes erscheint jedoch sinnvoll, da dieser Aspekt in besonderem Maße von den technischen Möglichkeiten zur Konstruktion funktional äquivalenter und gewässerökologisch zielermöglichender Substitute abhängig ist. Kann an dieser Stelle bereits eine Nichtverfügbarkeit eines geeigneten Substitutes hinsichtlich eines nutzbringenden Ziels festgestellt werden, erübrigen sich die folgenden, methodisch i. d. R. aufwändigeren Teilprüfungsschritte.

¹¹⁹⁶ Lassen sich – wie im Beispiel der Stromerzeugung aus Wasserkraft ersichtlich – sogar mehrere potenzielle Substitute (z. B. Stromerzeugung aus Windkraft oder aus Biomasse) identifizieren, sind alle Alternativen aus technisch-funktionaler Sicht als geeignet eingeschätzte Optionen der weiteren Überprüfung zu unterziehen.

¹¹⁹⁷ Vgl. hier sowie zu Folgendem Lange et al. (2009), S. 48-54. Sobald bzgl. *eines* nutzbringenden Ziels (z. B. regenerative Stromerzeugung) hinreichend plausibel begründet werden kann, dass *keines* der identifizierten Substitute (Stromerzeugung aus Windkraft, Biomasse etc.) eine wesentlich bessere Umweltoption darstellt oder aber *alle* potenziellen Substitute als unverhältnismäßig teuer eingeschätzt werden können, liegen die Voraussetzungen für eine Ausweisung als HMWB vor.

¹¹⁹⁸ Die beiden Teilprüfungsschritte „Umwelt“ sowie „Kosten“ lassen sich hinsichtlich einer anzustrebenden Minimierung des Prüfungsaufwandes nicht eindeutig sequenzieren. In Abhängigkeit von der Art der zu prüfenden Substitute kann daher ein Vorziehen des Teilprüfungsschrittes „Kosten“ zweckmäßig sein, wenn dadurch eine Verkürzung des Prüfungsprozesses möglich erscheint. Bzgl. der anzulegenden methodischen Tiefe unterscheidet das GD No. 4 qualitative Beurteilungen, einfache quantitative Maßstäbe, sektorbezogene Benchmarks sowie tiefergehende ökonomische Analysen. Dabei können auch verschiedene Ansätze kombiniert werden. Die Auswahl einer angemessenen methodischen Tiefe ist an der Struktur sowie der Bedeutung des betrachteten Einzelfalles zu orientieren, wobei in den meisten Fällen eine Beschränkung auf qualitative Beurteilungen und einfache quantitative Maßstäbe erfolgen kann, vgl. CIS (2003b), S. 48-51 sowie auch Petschow et al. (2005), S. 151.

für den spezifischen Prüfungsfall bereits *konkrete bzw. detaillierte* umwelt- und kostenbezogene Informationen bzgl. der an einem Wasserkörper vorhandenen Gewässernutzungen sowie etwaiger Substitute vorliegen, erscheint es zweckmäßig, hinsichtlich beider Kriterien zunächst eine (grobe) Plausibilisierung auf Basis verfügbarer allgemeiner Informationen i. S. v. Durchschnittsbewertungen vorzunehmen.¹¹⁹⁹

Damit in diesem Zusammenhang ein Vergleich hinsichtlich des Kriteriums „Umwelt“ aussagekräftig ist, sind alle relevanten Umweltwirkungen einzubeziehen.¹²⁰⁰ Das betrifft insb. mögliche Auswirkungen auf die aquatische Umwelt (z. B. mögliche Erhöhung diffuser Nährstoffeinträge aus einer Intensivierung des Biomasseanbaus), aber auch Auswirkungen auf andere umweltbezogene Schutzgüter (Klima, Luft, Boden, Biodiversität, Landschaftsbild etc.). In diesem Zusammenhang sind ferner alle relevanten Lebenszyklusphasen der Anlagen (Herstellung und Errichtung, Betrieb und Entsorgung) und alle relevanten Wertschöpfungsstufen (z. B. Herstellung von Treib- oder Brennstoffen) zu berücksichtigen.¹²⁰¹ Allerdings ergibt sich beim Alternativenvergleich grundsätzlich die Problematik eines Vergleiches nicht-gleichartiger Umweltwirkungen.¹²⁰² Unter Umständen kann hierbei auf verfügbare Studien zur monetären Bewertung der spezifischen Umweltwirkungen unterschiedlicher Alternativen zurückgegriffen werden, die die ungleichartigen Umweltwirkungen in einem eindimensionalen Maßstab bspw. als „externe Umweltkosten“ je transportierter Tonne und Kilometer oder je erzeugter MWh Elektrizität aggregieren. Derartige Bewertungen sind allerdings nicht oder nur eingeschränkt verwendbar, wenn entscheidungsrelevante Aspekte nicht oder nur unzureichend abgebildet werden.¹²⁰³ In diesem Fall ist es daher zweckmäßiger, auf so genannte multikriterielle

¹¹⁹⁹ Bspw. kann aus allgemein zugänglichen Studien und Statistiken entnommen werden, wieviel CO₂ je transportierter Tonne und Kilometer bei Zugrundelegung unterschiedlicher Verkehrsträger durchschnittlich anfallen, vgl. bspw. UBA (2009b), S. 14. Ebenso lassen sich Informationen über spezifische, verkehrsträgerbezogene Transportkosten oder spezifische Investitionskosten (z. B. je km Autobahn oder Schiene) erhalten.

¹²⁰⁰ Ziel ist es zu vermeiden, dass ein Umweltproblem durch ein anderes ersetzt wird, vgl. CIS (2003b), S. 44f. Den Umweltwirkungen der bestehenden Nutzungen sind dabei die Umweltwirkungen der potenziellen Substitute gegenüberzustellen, die sich entsprechend der jeweiligen besten verfügbaren Technologie ergeben, vgl. CIS (2003b), S. 46.

¹²⁰¹ Vgl. Staiß (2007), S. 23f.

¹²⁰² Vgl. Borchardt et al. (2004), S. 35f. sowie S. A7-21.

¹²⁰³ Bspw. fokussieren Studien bzgl. der „externen Kosten“ verschiedener Stromerzeugungsarten i. d. R. auf die Bewertung klimaschädlicher Emissionen, Luftverschmutzungen und Ressourcenverzehre, vgl. bspw. Krewitt/Schlomann (2006), insb. S. 35-38. Auch sind viele dieser Studien nicht primär für einen Vergleich regenerativer Erzeugungsarten untereinander konzipiert worden. Somit sind die für die Bewertung an dieser Stelle entscheidungsrelevanten Umweltaspekte, z. B. die Beeinträchtigungen der aquatischen Umwelt durch Querbauwerke mit Wasserkraftnutzung sowie auch die spezifischen Umweltwirkungen potenzieller Substitute (z. B. Lärm, Schattenwurf und Veränderung des Landschaftsbildes bei Windkraftanlagen) nicht in den angegebenen „externen Kosten“ enthalten. Eine Zugrundelegung dieser Bewertungen wäre somit nicht aussagekräftig. Zu den Umweltwirkungen regenerativer Energien vgl. bspw. DRL (2006), S. 5-41. Auch für die unterschiedlichen Verkehrsträger wurden im

Bewertungsverfahren (bspw. Nutzwertanalysen) zurückzugreifen, um alle relevanten Aspekte abzudecken und für die unterschiedlichen Alternativen aggregierte Entscheidungswerte in nicht-monetärer Form ermitteln zu können.¹²⁰⁴

Wenn es gelingt, bereits auf Basis verfügbarer allgemeiner Informationen plausibel zu begründen, dass unter Berücksichtigung aller relevanten Aspekte für *mindestens eines* der nutzbringenden Ziele *keines* der betrachteten Substitute eine *wesentlich* bessere Umweltoption darstellt, kann auf eine aufwändige tiefergehende Prüfung des Kriteriums „Umwelt“ sowie die Prüfung des Kriteriums „Kosten“ verzichtet und der Wasserkörper als HMWB ausgewiesen werden.¹²⁰⁵ Bestehen noch Zweifel bzgl. der umweltbezogenen Einschätzung – da bspw. standortspezifische Besonderheiten die Übertragbarkeit von Durchschnittsbetrachtungen als nicht aussagekräftig erscheinen lassen – wird eine vertiefende Beurteilung des Kriteriums „Umwelt“ erforderlich.¹²⁰⁶ Hierbei können standort- und wasserkörperspezifische Besonderheiten wie Beeinträchtigungen bestimmter Schutzgebiete sowie ggf. auch Auswirkungen auf konkrete Elemente der sozio-kulturellen Umwelt (z. B. historische Stätten) in die Betrachtung einbezogen werden.¹²⁰⁷

Lässt sich plausibel darlegen, dass für *alle* nutzbringenden Ziele *mindestens ein* Substitut vorliegt, das als *wesentlich* bessere Umweltoption eingeschätzt werden kann, ist im

Auftrag der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes externe Kosten ermittelt. Auf Basis der Aspekte Klimagase, Luftschadstoffe, Lärm und Unfälle wurden der Binnenschifffahrt sowohl im Vergleich zum Transport auf der Straße als auch im Vergleich zum Transport auf der Schiene deutlich geringere externe Kosten attestiert, vgl. Planco (2007), S. 27f. Allerdings wurden für alle Verkehrsträger die Auswirkungen auf Natur und Landschaft, wozu auch die Auswirkungen von Stauhaltungen gezählt werden, nicht monetarisiert. Im Rahmen einer qualitativen Einschätzung dieser Aspekte wurde jedoch festgestellt, dass vom Straßenverkehr deutlich höhere Beeinträchtigungen auf Natur und Landschaft ausgehen als von den Verkehrsträgern Eisenbahn und Binnenschifffahrt, vgl. Planco (2007), S. 25-27 sowie ausführlich S. 193-210.

¹²⁰⁴ Vgl. bspw. Steinberg et al. (2002), S. 204-227; Europäische Kommission (2003), S. 39-42; Martens (2004), S. 943f.; OECD (2006), S. 275f.; Hanusch (2011), S. 175-189. Hierbei kann sich die zuständige Behörde ggf. auch an bereits vertrauten und bewährten Systematiken zur medienübergreifenden Bewertung orientieren. Zu nennen sind in diesem Zusammenhang bspw. Punktbewertungsverfahren im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung sowie Bewertungsansätze im Rahmen von Umweltverträglichkeitsprüfung, vgl. bereits Kap. 4.3.2.

¹²⁰⁵ Bspw. wurde im Rahmen der durchgeführten Fallstudien eine Substituierung der Binnenschifffahrt durch den Schienen- oder Straßengüterverkehr allgemein als nicht *wesentlich* bessere Umweltoption eingestuft, vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 120f.

¹²⁰⁶ In diesem Zusammenhang ist insb. zu hinterfragen, ob der konkrete Vergleichsfall einen „Sonderfall“ darstellt, bei dem – bspw. aufgrund geringer Auslastung der Wasserstraße – die generalisierenden, am Durchschnitt orientierten Bewertungen der zugrunde gelegten Studien und Statistiken für sich genommen nicht aussagekräftig sind. Es erscheint jedoch sinnvoll, diese vertiefende Analyse – wie in Abbildung 12 dargestellt – erst im Anschluss an die Prüfung des Kriteriums „Kosten“ auf Basis allgemein verfügbarer Informationen vorzunehmen, da sich die aufwändige vertiefende Analyse ggf. erübrigen könnte.

¹²⁰⁷ Beispiele für negative Auswirkungen auf die Umwelt i. w. S. finden sich auch in den Begründungssteckbriefen des Landes NRW zur Bewirtschaftungsplanung, vgl. MUNLV NRW (2008), Abschnitt 3.1.

nächsten Teilprüfungsschritt zu hinterfragen, ob diese umweltbezogen präferablen Substitute ggf. als unverhältnismäßig teuer zu disqualifizieren sind. Unverhältnismäßig hohe Kosten können u. U. ebenfalls bereits auf Basis verfügbarer allgemeiner Informationen plausibilisiert werden.¹²⁰⁸ Hierzu kann bspw. zunächst ein Vergleich der Alternativen auf Basis spezifischer kostenbezogener Kennzahlen erfolgen.¹²⁰⁹ Im Hinblick auf das nutzbringende Ziel „regenerative Stromerzeugung“ können die sogenannten Stromgestehungskosten (Euro je MWh) als kostenbezogener Indikator herangezogen werden.¹²¹⁰ Analog können hinsichtlich des nutzbringenden Ziels „Gütertransport“ durchschnittliche Transportkosten je Tonne und Kilometer zugrunde gelegt werden.¹²¹¹ Durch eine Verknüpfung der spezifischen Differenzkosten mit dem Mengengerüst der Nutzungen am jeweiligen Wasserkörper kann eine Indikation der absoluten Differenzkosten bzgl. des betreffenden Wasserkörpers ermittelt werden.¹²¹² Mit Blick auf die Frage, ob ein Substitut als *unverhältnismäßig* teuer einzustufen ist, ist allerdings zu berücksichtigen, dass ein betrachtetes Substitut i. S. d. zweiten Teilprüfungsschrittes eine „wesentlich bessere Umweltoption“ darstellt und somit diesbezüglich über die funktionale Äquivalenz hinaus keine Nutzengleichheit besteht. Andererseits ist zu bedenken, dass der ökologische Zusatznutzen des Substitutes gegenüber der Bestandsalternative nur dann realisiert werden

¹²⁰⁸ Zu Empfehlungen bzgl. der Konkretisierung dieses Teilprüfungsschritts vgl. auch CIS (2003b), S. 45f., S. 50 sowie S. 65.

¹²⁰⁹ Vgl. auch CIS (2003b), S. 50f.

¹²¹⁰ Bei der Kennzahl Stromgestehungskosten werden die gesamten während der Lebensdauer einer Anlage anfallenden (auszahlungsgleichen) Kosten barwertig auf die Gesamtstromerzeugung umgelegt, vgl. bspw. Kaltschmitt/Nil/Jorde (2006), S. 378f.; Staiß (2007), S. 43f.; Groscurth/Bode (2009), S. 4-7. Die Stromgestehungskosten können allerdings je nach Ergiebigkeit eines Standorts und/oder Anlagengröße (unterschiedliche spezifische Investitionskosten) erheblich divergieren, so dass auch innerhalb der alternativen Stromerzeugungsarten beträchtliche Bandbreiten vorliegen können, vgl. Staiß (2007), S. 44. Somit sind durchschnittliche Stromgestehungskosten für den Vergleich wenig aussagekräftig. Dementsprechend sollte versucht werden, im Hinblick auf die betrachteten Standorte sowie die potenziellen Substitute eine entsprechende Eingrenzung der Bandbreite bzgl. der relevanten Anlagengröße und Standortqualität vorzunehmen. Schließlich sind zur Gewährleistung der funktionalen energiewirtschaftlichen Äquivalenz ggf. zusätzliche Systemkosten aufgrund komplementärer Einrichtungen (bspw. Kombination unterschiedlicher Anlagen in einer „virtuellen Erzeugungseinheit“) zu berücksichtigen. Schließlich beziehen sich die verfügbaren Daten zu Stromgestehungskosten i. d. R. auf neu zu errichtende Anlagen. Hierdurch können Verzerrungen auftreten, da der „Systemwechsel“ von einer Bestandsanlage noch während ihrer üblichen Lebensdauer auf eine alternative, neu zu errichtende Anlage nicht in der Kennzahl abgebildet wird. Hierdurch erfolgt eine tendenzielle Verzerrung zuungunsten der bestehenden Anlage, da die Kosten der Errichtung nicht als „sunk costs“ abgegrenzt werden. Eine genauere Analyse dieser Effekte sollte jedoch der vertiefenden Beurteilung auf Basis des konkreten Einzelfalls vorbehalten bleiben.

¹²¹¹ Analog zur Argumentation bzgl. der Stromgestehungskosten ist auch hier eine Verzerrung zuungunsten der Bestandsalternative zu erwarten, da die bereits vorgenommenen Infrastrukturinvestitionen (soweit sie noch nicht erneuerungsbedürftig sind) entscheidungsirrelevante „sunk costs“ darstellen.

¹²¹² Es empfiehlt sich hierbei, unter Zugrundelegung eines angemessenen Betrachtungszeitraums sowie eines gesamtwirtschaftlichen Diskontierungszinses einen (groben) Differenzkostenbarwert zu ermitteln, vgl. CIS (2003b), S. 51.

kann, wenn die in diesem Zusatznutzen implizierte Verbesserung der aquatischen Umwelt durch entsprechende Wiederherstellungsmaßnahmen am Wasserkörper realisiert wird. Die Kosten dieser Maßnahmen sind daher ebenfalls i. S. v. „Systemwechselkosten“ bei der Beurteilung einer möglichen Unverhältnismäßigkeit zu berücksichtigen.¹²¹³ Es ergibt sich somit eine mehrdimensionale Abwägungssituation, bei der die abgeschätzten absoluten Differenzkosten sowie die im Rahmen der Maßnahmenplanung geschätzten Maßnahmenkosten am Wasserkörper gegen den (i. d. R. ohne weitere Analysen nicht monetarisierbaren) ökologischen Zusatznutzen eines Systemwechsels auf ein Substitut abgewogen werden müssen. Bereits auf Ebene der Grobprüfung mit allgemein verfügbaren Informationen können ggf. „eindeutige“ Fälle durch Expertenurteile – ggf. unter Einbeziehung der relevanten Stakeholder (bspw. Gewässernutzer, Naturschutzverbände etc.) – identifiziert werden.¹²¹⁴ In den nicht eindeutigen Fällen ist die Entscheidungsgrundlage für das Expertenurteil durch eine vertiefende Beurteilung auf Basis zusätzlich zu erhebender standort- und wasserkörperspezifischer Kosten- und Nutzeninformationen zu erweitern.¹²¹⁵ Im Rahmen einer gesamtwirtschaftliche Kosten-Nutzen-Abwägung sind für die konkreten nutzbringenden Ziele unter den spezifischen örtlichen Rahmenbedingungen alle relevanten Opportunitätskosten eines Systemwechsels auf ein potenzielles Substitut (inkl. Investitions-, Betriebskosten und Nutzeneinbußen) als Kostenbarwert abzuschätzen und gegen den Nutzen einer Verwirklichung des guten ökologischen Zustands und ggf. den ökologischen Zusatznutzen des Systemwechsels abzuwägen.¹²¹⁶ Mit zunehmender Detailtiefe und Genauigkeit der Abwägung von Kosten und Nutzen nähert sich das Verfahren der vertiefenden Beurteilung zunehmend einer umfassenden Kosten-Nutzen-Analyse an.¹²¹⁷ Insb. im Falle einer ortsbezogenen, monetären Bewertung des ökolo-

¹²¹³ Der bisherige Ausweisungsprozess kam ohne Informationen zu den Kosten umweltzielkonformer Wiederherstellungsmaßnahmen aus. Dennoch können entsprechende Kostenschätzungen an dieser Stelle als verfügbare Information eingestuft werden, da diese im Rahmen der Planung des Maßnahmenprogrammes abzuschätzen sind.

¹²¹⁴ Vgl. CIS (2003b), S. 51; Petschow et al. (2005), S. 152; CIS (2009c), S. 12 sowie auch Interwies et al. (2004), S. 27; Dworak/Pielen (2006), S. 8. Gerade bei Expertenentscheidungen empfiehlt sich, zur Wahrung der Transparenz gegenüber der Öffentlichkeit sowie auch gegenüber der Europäischen Kommission die Abwägungsentscheidung hinreichend zu begründen und zu dokumentieren, vgl. CIS (2003b), S. 48.

¹²¹⁵ Vgl. CIS (2003b), S. 50f.

¹²¹⁶ Vgl. Borchardt et al. (2004), S. 36; Petschow et al. (2005), S. 152; Podraza (2006), S. 310; Albrecht (2007), S. 358. U. a. sind für den gewählten Betrachtungszeitraum auch entsprechende Schätzungen zu Instandhaltungs- und Reinvestitionskosten der Bestandsalternative zu ermitteln und einzubeziehen, vgl. CIS (2003b), S. 45f.; Kampa/Hansen (2004), S. 124.

¹²¹⁷ Vgl. hierzu auch die nachfolgenden Ausführungen zur Begründung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen in Kap. 5.4.

gischen Zusatznutzens ist dann mit einem stark ansteigendem Datenerhebungs- und Prüfungsaufwand zu rechnen.¹²¹⁸ Je mehr sich der Begründungsaufwand einer umfassenden Kosten-Nutzen-Analyse annähert, desto weniger lässt sich der Begründungsaufwand noch vom Begründungsaufwand weniger strenger Umweltziele gem. Art. 4 Abs. 5 WRRL unterscheiden, so dass die regelungssystematische Eigenständigkeit der Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper zunehmend in Frage gestellt werden müsste.¹²¹⁹

Kann im Ergebnis auf Basis einer strukturierten und ggf. durch eine kontextbezogene Kosten-Nutzen-Abwägung substantiierten Experteneinschätzung nachvollziehbar begründet werden, dass für *mindestens eines* der betrachteten nutzbringenden Ziele (z. B. Schifffahrt) kein Substitut zur Verfügung steht, dass sowohl eine wesentliche bessere Umweltoption darstellt als auch nicht als unverhältnismäßig teuer einzuschätzen ist, besteht die Möglichkeit, den Wasserkörper als HMWB auszuweisen. Führt die Ausweisungsprüfung gem. Art. 4 Abs. 3 b) WRRL dagegen zu dem Ergebnis, dass es für *jedes* nutzbringende Ziel ein funktional äquivalentes und technisch umsetzbares Substitut existiert, das außerdem eine wesentlich bessere Umweltoption darstellt und nicht als unverhältnismäßig teuer eingeschätzt werden kann, ist die Ausweisung eines HMWB als nicht richtlinienkonform abzulehnen und trotz der zu erwartenden signifikanten Beeinträchtigungen der Nutzungen oder der Umwelt i. w. S. ein guter ökologischer Zustand als grundsätzliches Umweltziel zugrunde zu legen.¹²²⁰

¹²¹⁸ Vgl. Kap. 5.4.2. Gemäß dem GD No. 4 kann die Prüfung, ob eine Substitut als unverhältnismäßig teuer einzuschätzen ist, grundsätzlich auf Basis eines Kostenvergleichs oder aber auf Basis einer Abwägung von Kosten und Nutzen erfolgen, vgl. CIS (2003b), S. 45f. sowie auch Borchardt et al. (2004), S. A7-22f.; Kampa/Hansen (2004), S. 122-128; Podraza (2006), S. 310; Held/Krull/Moltrecht (2008), S. 16.

¹²¹⁹ Zur regelungssystematischen Eigenständigkeit der Bestimmung vgl. bereits Kap. 5.3.1. Zu den Anforderungen an eine Begründung weniger strenger Umweltziele vgl. ausführlich das nachfolgende Kap. 5.4. Sofern also von einer angemessenen Entscheidungsqualität im Rahmen eines Expertenurteils unter Stakeholderbeteiligung ausgegangen werden kann, sollte zur Wahrung eines verhältnismäßigen Prüfungsaufwandes nur in besonders bedeutenden Einzelfällen eine vertiefte, standortbezogene Bewertung von Kosten und Nutzen erfolgen, vgl. CIS (2003b), S. 48f.; Borchardt et al. (2004), S. A7-22f.; Petschow et al. (2005), S. 152; Kampa/Kranz (2005), S. 7. In diesem Zusammenhang ist außerdem zu bedenken, dass auch bei einer monetären Bewertung von ökologischen Nutzen methodische Bewertungsunsicherheiten bzw. Bewertungslücken verbleiben, so dass ein reiner Vergleich der Kosten mit den quantifizierbaren Nutzen zu einer falschen Einschätzung führen kann, vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 126-128 sowie S. 134; CIS (2003b), S. 46 sowie auch Kap. 5.4.2.

¹²²⁰ Vgl. auch CIS (2003b), S. 47. Dies impliziert also, dass an einen betrachteten Wasserkörper hinsichtlich der Umweltzielsetzung kein „Bestandsschutz“ für die bestehenden Nutzungen begründet werden kann, da die mit diesen Nutzungen verbundenen nutzbringenden Ziele aus gesellschaftlicher Sicht durch Substitute sinnvoller erreicht werden können. Unbeschadet dessen ist jedoch die Prüfung des formalen Ausnahmetatbestandes einer Fristverlängerung möglich, da hierfür das Vorhandensein von Substituten unerheblich ist, vgl. Art. 4 Abs. 4 WRRL sowie auch Kap. 5.4. Wurden bei der HMWB-Prüfung präferable Substitute für die den ökologischen Zustand limitierenden Nutzungen identifiziert, ist ein Abstellen auf weniger strenge Umweltziele gem. Art. 4 Abs. 5 WRRL allein mit Blick auf diese Nutzungen nicht mehr möglich, da auch dieser Ausnahmetatbestand an eine entsprechende Substitutprüfung anknüpft, vgl. Art. 4 Abs. 5 a) WRRL.

5.3.4 Ansätze zur Ableitung eines guten ökologischen Potenzials

Für Wasserkörper, die als HMWB ausgewiesen werden, ist gemäß Art. 4 Abs. 1 a) iii) WRRL anstelle eines guten ökologischen Zustands ein gutes ökologisches Potenzial (GÖP) als Zielsetzung zugrunde zu legen.¹²²¹ Das gute ökologische Potenzial determiniert maßgeblich die potenziellen Lebensgemeinschaften mit ihren Habitatbedingungen, die sich unter den jeweils gegebenen Nutzungsbedingungen in erheblich veränderten Wasserkörpern einstellen können.¹²²²

Die konkrete wasserkörperindividuelle Bestimmung des guten ökologischen Potenzials hat sich jedoch als komplexe, intensiv diskutierte Problematik erwiesen.¹²²³ In Analogie zum sehr guten Zustand bei natürlichen Gewässern ist bei HMWB das höchste ökologische Potenzial als Referenzzustand heranzuziehen. Die Besonderheit ist dabei, dass als Referenzgewässertyp für die Bewertung der biologischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten derjenige Oberflächenwasserkörpertyp herangezogen wird, der dem *erheblich veränderten* am weitesten entspricht.¹²²⁴ Im Falle eines aufgestauten Fließgewässers kann somit ein Stillgewässertyp als Referenz herangezogen werden.¹²²⁵ Somit orientiert sich der Referenzzustand nicht am Natürlichkeitsgrad des Gewässers, sondern an seinem Sanierungspotenzial.¹²²⁶ Dabei sind die hydromorphologischen Komponenten

¹²²¹ Die Ausweisung eines HMWB ist dagegen im Hinblick auf die Verwirklichung eines guten chemischen Zustands irrelevant, vgl. BMU (2004a), S. 75; Ginzky (2009), S. 245. Es ist jedoch zu beachten, dass gemäß der Systematik der EG-WRRL bestimmte physikalisch-chemische Parameter nicht unter den chemischen Zustand eines Gewässers subsumiert werden, sondern bei der Beurteilung des ökologischen Zustands unterstützend hinzugezogen werden. Hierzu zählen Temperatur, Sauerstoffgehalt, Salzgehalt, Versauerung, Nährstoffe und spezifische Schadstoffe gemäß Anhang V WRRL. Insgesamt stellt auch das gute ökologische Potenzial ein anspruchsvolles Umweltziel dar, vgl. Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 491; Irmer et al. (2009), S. 52/13.

¹²²² Vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 237.

¹²²³ In Art. 2 Nr. 23 WRRL wird das GÖP wenig erhellend als derjenige „Zustand eines erheblich veränderten oder künstlichen Wasserkörpers, der nach den einschlägigen Bestimmungen des Anhang V entsprechend eingestuft wurde“, definiert. Dieses Ziel gilt gemäß Art. 4 Abs. 1 a) iii) WRRL auch für künstliche, d. h. vom Menschen geschaffene Wasserkörper, vgl. Art. 2 Nr. 8 WRRL. Zum Begriff und zur Bestimmung des ökologischen Potenzials vgl. CIS (2005c), S. 20-24 sowie auch Koller-Kreimel/Jäger (2001), S. 120f.; Elgeti/Fries/Hurck (2006), S. 746; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 488-492; Albrecht (2007), S. 355-358.

¹²²⁴ Die primär zu betrachtenden biologischen Qualitätskomponenten des höchsten ökologischen Potenzials „entsprechen unter Berücksichtigung der physikalischen Bedingungen, die sich aus den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers ergeben, soweit wie möglich den Werten für den Oberflächengewässertyp, der am ehesten mit dem betreffenden Wasserkörper vergleichbar ist.“, Anhang V, Abschnitt 1.2.5 WRRL.

¹²²⁵ Vgl. CIS (2003b), S. 55 sowie S. 59f.; BMU (2004a), S. 73; Podraza et al. (2005), S. 49; Albrecht (2007), S. 356; Pottgiesser et al. (2009), S. 472;.

¹²²⁶ Vgl. Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 489.

des höchsten ökologischen Potenzials dadurch gekennzeichnet, dass „sich die Einwirkungen auf den Oberflächenwasserkörper auf die Einwirkungen beschränken, die von den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers herrühren, nachdem alle Gegenmaßnahmen getroffen worden sind, um die beste Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit, insbesondere hinsichtlich der Wanderungsbewegungen der Fauna und angemessener Laich- und Aufzuchtgründe, sicherzustellen.“¹²²⁷

Ausgehend von der Referenz des höchsten ökologischen Potenzials ist der eigentliche ökologische Zielzustand des guten ökologischen Potenzials abzuleiten. Die hierfür anzustrebende Ausprägung der hydromorphologischen Komponenten bestimmt sich gemäß Anhang V, Abschnitt 1.2.1 WRRL wiederum indirekt über die biologischen Qualitätskomponenten.¹²²⁸ Diese sind im Falle des guten ökologischen Potenzials durch eine geringfügige Abweichung von den Ausprägungen der entsprechenden biologischen Komponenten im Falle des höchsten ökologischen Potenzials charakterisiert.¹²²⁹ Da potenzielle Verbesserungsmaßnahmen i. d. R. an den hydromorphologischen Eigenschaften ansetzen, bedarf es also wiederum einer operablen Konkretisierung der zur Erreichung des guten ökologischen Potenzials anzustrebenden Ausprägung der hydromorphologischen Qualitätskomponenten.

Mit der Problematik der maßnahmenorientierten Konkretisierung des guten ökologischen Potenzials befasst sich ebenfalls das CIS Guidance Document No. 4.¹²³⁰ Demnach werden zunächst alle technisch umsetzbaren Maßnahmen ermittelt, die zum einen eine Verbesserung des ökologischen Zustands erwarten lassen und zum anderen keine signifikanten negativen Auswirkungen auf spezifizierten Nutzungen sowie die Umwelt i. w. S. aufweisen.¹²³¹ Als „höchstes ökologisches Potenzial“ eines Wasserkörpers gilt dann derjenige ökologische Zustand, der sich durch die Umsetzung dieser Maßnahmen einstellen würde.¹²³² Hiervon ausgehend stellt der Zielzustand des guten ökologischen Potenzials

¹²²⁷ Anhang V, Abschnitt 1.2.5 WRRL, vgl. hierzu auch Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 488f.

¹²²⁸ Vgl. Immer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 491.

¹²²⁹ Vgl. CIS (2003b), S. 61; Albrecht (2007), S. 356.

¹²³⁰ Vgl. CIS (2003b), S. 53-63.

¹²³¹ Vgl. auch Kampa/Hansen (2004), S. 141f.; BMU (2004a), S. 72; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 488f. Diese Anforderung ergibt sich aus der in Art. 4 Abs. 3 a) WRRL verankerten notwendigen Bedingung, dass ein HMWB nur ausgewiesen werden kann, wenn andernfalls (durch die Umsetzung des guten ökologischen Zustands) signifikant negative Auswirkungen auf spezifizierte Nutzungen oder die Umwelt i. w. S. resultieren würden. Im Umkehrschluss muss das ökologische Potenzial so beschaffen sein, dass solche signifikanten negativen Auswirkungen vermieden werden, vgl. bereits Kap. 5.3.2.

¹²³² Vgl. CIS (2003b), S. 56f.

eine geringfügige – gewässerökologisch explizit zu bestimmende – Abweichung der biologischen Qualitätskomponenten dar. Die notwendigen Verbesserungsmaßnahmen sind dann im Hinblick auf diese geringfügige Abweichung zu spezifizieren.¹²³³ Es wird deutlich, dass die Anwendung dieses originären Ansatzes zur Bestimmung des guten ökologischen Potenzials durch den „Umweg“ über ein biologisch zu definierendes höchstes ökologisches Potenzial als Referenz sowie eine explizite Bestimmung einer geringfügigen Abweichung hinsichtlich der biologischen Qualitätskomponenten eine hohe Komplexität aufweist und sehr hohe Anforderungen an das gewässerökologische Systemverständnis stellt.¹²³⁴ Daher wurde durch die CIS-Arbeitsgruppe ECOSTAT ein alternativer Ansatz für eine praktikablere Bestimmung des guten ökologischen Potenzials entwickelt.¹²³⁵ Der so genannte Prager Ansatz wird mittlerweile zur Konkretisierung des guten ökologischen Potenzials präferiert.¹²³⁶ Bei dieser pragmatischen Vorgehensweise repräsentiert das gute ökologische Potenzial denjenigen ökologischen Zustand, der sich erwartungsgemäß einstellt, wenn alle potenziellen Verbesserungsmaßnahmen, die zum einen keine signifikante Beeinträchtigung der in Art. 4 Abs. 3 WRRL genannten Nutzungen sowie der Umwelt i. w. S. darstellen und zum anderen im Rahmen einer Gesamtbetrachtung nicht nur einen unwesentlichen Beitrag leisten, umgesetzt werden.¹²³⁷ Ausgehend von den auf diese Weise konkretisierten Maßnahmen erfolgt dann rekursiv zunächst eine Abschätzung der resultierenden abiotischen, d. h. hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Eigenschaften des Wasserkörpers, auf deren Basis im Anschluss die Ausprägungen der biologischen Qualitätskomponenten prognostiziert werden.¹²³⁸ Beim Prager Ansatz handelt es sich somit um einen primär maßnahmenorientierten Ansatz, der

¹²³³ Vgl. Kampa/Hansen (2004), S. 153-157; CIS (2006b), S. 22f. sowie Kampa/Kranz (2005), S. 24-26; CIS (2011b), S. 77-80.

¹²³⁴ Vgl. Pottgiesser et al. (2009), S. 473. „[...] will require an understanding of the relationships between hydromorphological and biological elements; this knowledge is still relatively limited.“, CIS (2003b), S. 62, vgl. auch Kampa/Hansen (2004), S. 93f.; Podraza et al. (2005), S. 49; CIS (2006b), S. 23-25.

¹²³⁵ Vgl. CIS (2006b), S. 25-28 sowie CIS (2009b), S. 19; CIS (2009c), S. 7-9; Pottgiesser et al. (2009), S. 473; CIS (2011b), S. 77-80. Zu einer exemplarischen Verdeutlichung vgl. Bezirksregierung Münster (2007), S. 88-108. Da dieser Ansatz auf den Erkenntnissen eines in Prag abgehaltenen Workshops „WFD and Hydromorphology“ basiert, wird er auch als Prager Ansatz oder Prager Methode bezeichnet.

¹²³⁶ Vgl. Irmer et al. (2009), S. 52/12f.; CIS (2009c), S. 7f. Im Rahmen der ersten Bewirtschaftungsplanung hat jedoch noch keine vollständige Etablierung eines Ansatzes erfolgen können. In der Bundesrepublik Deutschland kommen im ersten Bewirtschaftungsplan (je nach Bundesland) beide Ansätze (teilweise auch in Kombination) zur Anwendung. Vgl. CIS (2009b), S. 19-26; Ecologic (2009), S. 14-18.

¹²³⁷ Vgl. CIS (2006b), S. 25f. sowie Pottgiesser et al. (2009), S. 473; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 237f.; Irmer et al. (2009), S. 52/12f.

¹²³⁸ Das im originären Ansatz zentrale höchste ökologische Potential wird bei dieser Vorgehensweise nur noch mittelbar als zusätzliche Referenz hinzugezogen. Hierdurch kann abgeglichen werden, ob der sich erwartungsgemäß durch die Maßnahmen einstellende ökologische Zustand i. S. d. Anforderungen der WRRL als nur geringfügige Abweichung vom höchsten ökologischen Potenzial gewertet werden kann.

unmittelbar an der Nutzungsseite bzw. dem jeweiligen nutzungskonformen Sanierungspotenzial ansetzt.¹²³⁹ Die Intention des Prager Ansatzes ist eine methodische Vereinfachung hinsichtlich der Bestimmung, jedoch keine materielle Abschwächung des guten ökologischen Potenzials.¹²⁴⁰ Dennoch stellt die Konkretisierung des guten ökologischen Potenzials und die damit verbundene Ableitung entsprechender Maßnahmen auch im Falle des pragmatischeren Vorgehens eine komplexe und wasserkörperindividuelle Festlegung dar, die den zuständigen Behörden einen substantiellen Ermessensspielraum bietet.¹²⁴¹

5.3.5 Schlussfolgerungen für die Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern

Das Sonderkonstrukt der Ausweisung von HMWB liefert insgesamt einen wesentlichen Beitrag zur Intention der WRRL, ein aus gesellschaftlicher Perspektive angemessenes Gleichgewicht von Schutz und Nutzung zu gewährleisten.¹²⁴² Die Möglichkeit zur Ausweisung von HMWB bietet die Grundlage eines *begründeten* Bestandsschutzes für gesamtwirtschaftlich unverzichtbare Nutzungen sowie zur Vermeidung insgesamt nachteiliger Belastungsverlagerungen in andere Bereiche der Umwelt.¹²⁴³ Demnach ist an HMWB eine bestmögliche Sanierung der Wasserkörper anzustreben, ohne jedoch die nutzungstragende physische Veränderung als solche rückgängig machen zu müssen.¹²⁴⁴ In diesem Zusammenhang ist auch von wesentlicher Bedeutung, dass die Ausweisung von HMWB nach Auffassung der CIS keinen formalen Ausnahmetatbestand darstellt.

¹²³⁹ Vgl. CIS (2009b), S. 19; Pottgiesser et al. (2009), S. 473 sowie bereits Bosenius (2001), S. 28; Zumbroich (2003), S. 99; Albrecht (2007), S. 356f. Plakatativ formuliert orientiert sich das gute ökologisch Potenzial am „Machbaren“, vgl. bspw. Albert/Langer (2007), S. 38f.

¹²⁴⁰ Vgl. CIS (2006b), S. 27f.; CIS (2009c), S. 7; Pottgiesser et al. (2009), S. 473.

¹²⁴¹ Vgl. Reinhardt (2006b), S. 212; Albert/Langer (2007), S. 40. Für den ersten Bewirtschaftungszyklus konnten noch keine einheitlichen Verfahrensweisen zur wasserkörperbezogenen Operationalisierung eines „guten ökologischen Potenzials“ erarbeitet werden, vgl. Pottgiesser et al. (2009), S. 473. Ein Pilotprojekt zur Erarbeitung entsprechender Methoden stellt das Forschungsvorhaben „Morphologische und biologische Entwicklungspotenziale der Landes- und Bundeswasserstraßen im Elbegebiet“ dar.

¹²⁴² Vgl. CIS (2009c), S. 3 sowie auch Kappet (2006), S. 186-189.

¹²⁴³ Im Rahmen eines CIS-Workshops zur Hydromorphologie wurde festgestellt: „Hydropower, navigation and flood defence are recognised in EU policies and initiatives as important and legitimate water uses. Successful implementation means achieving an appropriate balance between protection and use.“, Kampa/Kranz (2005), S. 6, vgl. auch Kappet (2006), S. 189; Heinz/Esser (2009), S. 254; CIS (2011b), S. 58. Die genannten Nutzungen werden daher teilweise auch als „Schutzgüter“, Kollatsch et al. (2005), S. 57, des Art. 4 Abs. 3 WRRL interpretiert. Allerdings sind die Begründungen zur Ausweisung der Wasserkörper als HMWB und damit der Bestandsschutz der Nutzungen in späteren Bewirtschaftungszyklen auf ihre Aktualität zu prüfen. Bspw. ist zu klären, ob derzeit als notwendig eingeschätzte Gewässernutzungen aufgrund technischen Fortschritts nicht entfallen können bzw. substituierbar sind, vgl. CIS (2003b), S. 68f. sowie S. 71; Zumbroich (2003), S. 100.

¹²⁴⁴ Vgl. Bosenius (2001), S. 31; Held/Krull/Moltrecht (2008), S. 14; Bundesregierung (2011), S. 4.

Somit kann die Ausweisung von HMWB unabhängig von der Einhaltung eines bestimmten Regel-Ausnahmeverhältnis für alle Wasserkörper ergebnisoffen und allgemeinwohlorientiert erfolgen, wobei eine angemessene und nachvollziehbare Prüfung anhand der Kriterien des Art. 4 Abs. 3 WRRL erforderlich ist. Durch ein abgestuftes Verfahren (in der vorgestellten oder ähnlichen Form) kann dabei je nach Entscheidungskontext ein angemessenes Verhältnis von Entscheidungsqualität und Prüfungsaufwand – auch im Vergleich zur Begründung von weniger strengen Umweltzielen nach Art. 4 Abs. 5 WRRL – gewahrt werden.¹²⁴⁵

Im Hinblick auf die Ausweisungsprüfungen im Rahmen der ersten Bewirtschaftungspläne des Jahres 2009 kann festgestellt werden, dass durch die Mitgliedstaaten eine Vielzahl von Vorgehensweisen für die einzelnen Ausweisungsprüfungsschritte erarbeitet wurden.¹²⁴⁶ Dabei erfolgt zwar i. d. R. eine prinzipielle Ausrichtung an den in der Richtlinie grob vorgegebenen Kriterien sowie den entsprechenden Interpretationen im Rahmen der CIS (insb. GD No. 4), jedoch konnte noch nicht in allen Fällen eine endgültige methodische Reife bzgl. der in der WRRL vorgesehenen Prüfungsschritte erlangt werden.¹²⁴⁷ Ausgehend von einer Zusammenschau und Diskussion der bisherigen Vorgehensweisen wurde daher im Rahmen der CIS akzeptiert, dass hinsichtlich des ersten Bewirtschaftungszyklus noch keine perfekten Lösungen zu erwarten sind und ggf. entsprechende methodische Nachbesserungen im Hinblick auf die Überprüfungen der Ausweisungen in den Folgebewirtschaftungszyklen erfolgen müssen.¹²⁴⁸

¹²⁴⁵ Bzgl. des methodischen Begründungsaufwandes ist gegenüber dem Nachweis der Unverhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten i. S. d. Art. 4 Abs. 5 WRRL eine Abstufung zu wahren, damit die eigenständige Regelungsfunktion des Art. 4 Abs. 3 WRRL erhalten bleibt, vgl. auch Petschow et al. (2005), S. 151. Nichtsdestotrotz sind hohe Anforderungen an die Transparenz der Abwägungen im Rahmen des Ausweisungsprozesses zu stellen, um eine willkürliche oder dem Gemeinwohl entgegenstehende Ausweisung von HMWB zu vermeiden.

¹²⁴⁶ Diese grundsätzliche Vielfalt an Vorgehensweisen im Rahmen der ersten Bewirtschaftungsplanung lässt sich innerhalb der Bundesrepublik Deutschland auch für die einzelnen Bundesländer feststellen. Dies betrifft sowohl die Feststellung erheblicher hydromorphologischer Veränderungen, die Beurteilung der Signifikanz negativer Auswirkungen auf Wassernutzungen und Umwelt i. w. S., die Überprüfung potenzieller Substitute zu bestehenden Gewässernutzungen als auch die Bestimmung des guten ökologischen Potenzials, vgl. Ecologic (2009), S. 4-18 sowie auch Irmer et al. (2009), S. 52/14; Durner (2010), S. 458. Da aber bereits im Rahmen der CIS betont wurde, dass die Vorgehensweisen den jeweiligen regionalen Anforderungen sowie sozioökonomischen Priorisierungen bzgl. der Nutzungen gerecht werden müssen, sind unterschiedliche Vorgehensweisen der Bundesländer nicht grundsätzlich zu beanstanden.

¹²⁴⁷ So ergab eine Befragung der Mitgliedstaaten zur Ausweisungspraxis im Rahmen der Aufstellung der ersten Bewirtschaftungspläne, dass bspw. in vielen Mitgliedstaaten noch keine spezifischen Kriterien zur Beurteilung signifikanter negativer Auswirkungen entwickelt wurden, vgl. CIS (2009b), S. 14.

¹²⁴⁸ Vgl. CIS (2009c), S. 12. Der Umfang des methodischen Nachbesserungsbedarfs wird dabei entscheidend von den Auswertungen der Vorgehensweisen durch die Europäische Kommission im Rahmen ihren Compliance Checks abhängen, vgl. CIS (2008d). In diesem Zusammenhang sei angemerkt, dass eine ausreichende Plausibilität sowie Transparenz der Ausweisungsprüfungen gerade auch für

Inwieweit sich die Ausweisung eines Wasserkörpers als HMWB auf den Handlungsbedarf an Querbauwerken auswirkt, kann nicht pauschal und allgemeingültig beurteilt werden.¹²⁴⁹ Es können jedoch für den weiteren Verlauf der Arbeit einige grundlegende Schlussfolgerungen gezogen werden.

Zunächst erscheint es plausibel, dass für Wasserkörper, an denen die gesamtwirtschaftlich grundsätzlich gewünschten querbauwerksbasierten Nutzungen Binnenschifffahrt, Stromerzeugung aus Wasserkraft, Trinkwassergewinnung oder Hochwasserschutz in bedeutendem Umfang (insb. in Kombination) vorliegen, eine Ausweisung als HMWB i. S. d. Richtlinie und der grundlegenden Interpretationen im Rahmen der CIS *im Regelfall* gerechtfertigt werden kann.¹²⁵⁰ Dies gilt v. a. dann, wenn die Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands den Rückbau von genutzten Stauhaltungen und Talsperren bedingen würde. In diesem Fall kann davon ausgegangen werden, dass die betroffenen Nutzungen nicht nur auf nutzerindividueller Ebene, sondern auch in der Betrachtung des gesamten Wasserkörpers mit signifikant negativen Auswirkungen i. S. d. Richtlinie konfrontiert werden. Darüber hinaus lassen sich insb. für die genannten Nutzungen *im Regelfall* keine aus gesellschaftlicher Sicht eindeutig präferablen Substitute identifizieren, die insb. eine *wesentlich* bessere Umweltoption darstellen würden.¹²⁵¹ Zur Wahrung eines angemessenen Prüfungsaufwandes ist es durchaus zweckmäßig, zunächst auf Basis allgemeiner Bewertungen der Nutzungen und etwaiger Substitute sowie korrespondierender gesellschaftlicher Zielsetzungen zu argumentieren, um so bereits eine tragfähige Indikation des Regelfalls zu erhalten.¹²⁵² Im Interesse einer transparenten und willkürfreien

Deutschland unerlässlich ist, da der Ausweisung von HMWB in einem dicht besiedelten und industrialisierten Land eine besonders hohe Bedeutung zukommt. So haben die Bundesländer im Rahmen der Erstellung der ersten Bewirtschaftungspläne von der Möglichkeit zur Ausweisung von HMWB im europäischen Vergleich überdurchschnittlich Gebrauch gemacht. Insgesamt wurden in Deutschland knapp 35 % der Oberflächengewässerkörper als erheblich verändert ausgewiesen (EU-Durchschnitt knapp 17 % aller Oberflächengewässerkörper), wobei die überwiegende Anzahl der Ausweisungen auf die Nutzungen Landentwässerung, urbane Nutzungen, Landwirtschaft sowie Wasserregulierung und Hochwasserschutz entfällt, vgl. CIS (2009b), S. 5f.; Ecologic (2009), S. 2f.; BMU (2010b), S. 21f.; CIS (2011b), S. 20f. Damit ist der Anteil erheblich veränderter Wasserkörper auch im Vergleich zur vorläufigen Identifizierung im Rahmen der Bestandsaufnahme deutlich gewachsen, vgl. Köck (2009), S. 233.

¹²⁴⁹ Es wurde deutlich, dass die Ausweisung eines HMWB und die Festlegung eines guten ökologischen Potenzials grundsätzlich eine Einzelfallentscheidung darstellt, deren Ergebnis insb. von den jeweiligen ökologischen Rahmenbedingungen, dem Nutzungskontext sowie der konkreten Ausfüllung der Ausweisungsprüfungsschritte durch die zuständige Behörde abhängig ist.

¹²⁵⁰ Diese Einschätzung trifft insb. für die als Bundeswasserstraßen genutzten Gewässer zu, die im Rahmen der ersten Bewirtschaftungspläne folgerichtig fast vollständig als erheblich verändert ausgewiesen wurden, vgl. Heinz/Esser (2009), S. 255; Bundesregierung (2011), S. 4.

¹²⁵¹ Vgl. CIS (2009b), S. 17 sowie auch Held/Krull/Moltrecht (2008), S. 16; Kampa/Kranz (2005), S. 7.

¹²⁵² So heißt es in der Handlungsanleitung des Freistaates Bayern zur Ausweisung von HMWB: „It can be assumed, in principle, that there is no better environmental option. There are often sociopolitical developments or statements relating to the uses that justify the current uses and specify suitable frame-

Ausweisung von HMWB sind diese allgemeinen Bewertungen jedoch für die einzelnen Wasserkörper und die dortigen Nutzungsverhältnisse zu plausibilisieren, um etwaige „Sonderfälle“ identifizieren und einer genaueren Prüfung zuführen zu können.¹²⁵³ Gerade im Hinblick auf den regelmäßig vorliegenden Mehrfachfunktionscharakter von Querbauwerken ist in diesem Zusammenhang auch von Bedeutung, dass die spezifizierten Nutzungen bzw. deren nutzbringenden Ziele, die mit dem Aufstau eines Gewässers in Verbindung stehen, im Rahmen der beschriebenen Systematik der Substitutsprüfung gem. Art. 4 Abs. 3 b) WRRL einen Bestandsschutzverbund darstellen und damit die Begründbarkeit der Ausweisung eines HMWB erleichtern.¹²⁵⁴ Bereits aus der Unverzichtbarkeit einer *einzelnen* Nutzung resultiert ein mittelbarer Bestandsschutz für das Querbauwerk und damit auch für weitere Nutzungen, die für sich zwar substituierbar wären, aber im Rahmen der Mehrfachnutzung nicht mehr limitierend auf das ökologische Potenzial des Wasserkörpers wirken.¹²⁵⁵

work conditions. Should there be a better environmental option in justified individual cases, appropriate measures are to be included in the management program.”, LfU Bayern (2008), S. 9. Zur Darlegung der im Regelfall anzunehmenden Alternativlosigkeit wird im Freistaat Bayern hinsichtlich der Hauptnutzungen Wasserkraft, Schifffahrt und Hochwasserschutz auf allgemeine Einschätzungen zurückgegriffen. Für die Wasserkraft werden bspw. die Unverzichtbarkeit zur Erreichung der Ziele des Klimaschutzprogramms der bayerischen Staatsregierung und die tragende Bedeutung im regionalen Energiemix angeführt. Bzgl. der Binnenschifffahrt wird auf die nationalen Zielsetzungen zur Erhöhung des Anteils der Binnenschifffahrt als sichererem und umweltfreundlichem Verkehrsträger am Transportaufkommen sowie auf das bereits angeführte Gutachten „Verkehrswirtschaftlicher und ökologischer Vergleich der Verkehrsträger Straße, Bahn und Wasserstraße“ der PLANCO Consulting GmbH verwiesen, vgl. StMUG Bayern (2009), S. 74. Eine ähnliche Vorgehensweise, die ebenfalls im Wesentlichen von allgemeinen Einschätzungen ausgeht, findet sich auch in den so genannten „Begründungsschemata“ des Bundeslandes NRW, vgl. MUNLV (2008a), insb. Abschnitt 3.

¹²⁵³ Bspw. erscheint die Begründung einer Alternativlosigkeit im Falle von Kleinwasserkraftanlagen mit ihrem verhältnismäßig geringem Beitrag zu den Klimaschutzziele sowie zur regenerativen Energieerzeugung *allein* auf Basis allgemeiner Einschätzungen zur Stromerzeugung aus Wasserkraft nicht hinreichend plausibel, vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 138-140. Ebenso könnte ggf. im Hinblick auf wenig befahrene Wasserstraßen argumentiert werden, vgl. Bosenius (2001), S. 28. In diesen Zusammenhang ist auch auf die bei der Erstellung des GD No. 4 u. a. zugrunde liegenden Fallstudien „Lahn“ und „Elbe“ hinzuweisen, die hinsichtlich einer Ausweisung der betreffenden Wasserkörper als HMWB aufgrund von Kleinwasserkraftnutzung (Lahn) sowie Binnenschifffahrt (Elbe) zu einer ablehnenden Einschätzung gelangen, vgl. Borchardt et al. (2004), S. A7-45 sowie S. A7-57f.; Kampa/Hansen (2004), S. 120-124. In solchen zumindest nicht eindeutigen Fällen ist eine beabsichtigte Ausweisung als HMWB daher in jedem Fall durch einzelfallbezogene Begründungen abzusichern, um die Nachvollziehbarkeit der Ausweisung gegenüber der Öffentlichkeit sowie der Europäischen Kommission sicherzustellen. Dementsprechend ist in den „Begründungsschemata“ des Bundeslandes NRW auch eine einzelfallbezogene Erläuterung vorgesehen, die jedoch in dem vorgeschlagenen Umfang als eher oberflächlich einzuschätzen ist. So wird im Hinblick auf die Nutzung Binnenschifffahrt als einzelfallbezogene Erläuterung lediglich eine „Kurze Darstellung des Transportvolumens“ vorgesehen, MUNLV (2008a), Abschnitt 3.3.

¹²⁵⁴ Vgl. auch Petschow et al. (2005), S. 151.

¹²⁵⁵ Lässt sich bspw. nachvollziehbar begründen, dass an einem Wasserkörper zur Nutzung Binnenschifffahrt keine aus gesellschaftlicher Sicht sinnvolle Alternative besteht, ist es für die Möglichkeit der Ausweisung als HMWB unerheblich, ob eine auf derselben physischen Veränderung (hier: querbauwerksbedingter Aufstau des Gewässers) beruhende weitere Nutzung (z. B. Stromerzeugung aus Wasserkraft) im betrachteten Falle ggf. doch substituierbar wäre. Es ist jedoch zu beachten, dass sich die Festlegung des guten ökologischen Potenzials in der beschriebenen Konstellation nur an der oder den

Im Ergebnis kann der für spezifizierte, nicht substituierbare Gewässernutzungen notwendige Bestand an Querbauwerken durch die Ausweisung als HMWB und eine entsprechende, nutzungskonforme Definition des guten ökologischen Potenzials abgesichert werden.¹²⁵⁶ Die nicht vermeidbaren Auswirkungen nutzungsbedingter strombaulicher Veränderungen durch die betreffenden Querbauwerke werden dann zum konstituierenden Element des guten ökologischen Potenzials eines Wasserkörpers.¹²⁵⁷ Insb. kann der Handlungsbedarf an diesen Querbaubauwerken von der natürlichen Referenzsituation des typischen Fließgewässercharakters gelöst werden. Der maßgebliche Effekt der HMWB-Ausweisung besteht somit in einer Duldung derjenigen Defizite der biologischen Qualitätskomponenten, die infolge der gegenüber der *natürlichen* Referenz veränderten hydro-morphologischen Lebensraumbedingungen in den Staubereichen als unvermeidbar einzustufen sind.¹²⁵⁸

Während also der Handlungsbedarf an Querbauwerken bzgl. der aufstaubedingten Lebensraumveränderung durch eine Ausweisung als HMWB maßgeblich eingeschränkt wird, trifft dies für den Defizitbereich der unzureichenden ökologischen Durchgängigkeit (Barrierewirkung) in weit geringerem Maße zu, da hier Maßnahmenoptionen existieren (bspw. die Einrichtung von Fischwechseleinrichtungen), die – anders als der Rückbau

nicht substituierbaren Nutzungen ausrichten muss. So wird zwar der Rückbau der Stauhaltung durch eine „schiffahrtskonforme“ Festlegung des guten ökologischen Potenzials ausgeschlossen, die Durchführung umfangreicher Maßnahmen im Bereich Fischschutz aber nicht, da diese keine signifikante Beeinträchtigung der ausweisungsrelevanten Nutzung Schifffahrt darstellen. Ein lediglich mittelbarer Bestandsschutz ist somit nicht in jedem Fall tragfähig für den Fortbestand von weiteren Nutzungen, die keinen unmittelbaren Bestandsschutz genießen.

¹²⁵⁶ Im Umkehrschluss können durch die im Rahmen der Ausweisung von HMWB durchzuführenden Analysen auch (mittlerweile) funktionslose oder funktionsarme Querbauwerke identifiziert werden. Schließlich kann aus den Ausweisungsprüfungen auch ein erhaltungswürdiger Bestand an Ausleitungsstrecken resultieren, deren gutes ökologisches Potenzial, insb. hinsichtlich der Mindestwasserführung, so zu bemessen ist, dass signifikante negative Auswirkungen auf die spezifizierten Nutzungen (i. d. R. Stromerzeugung aus Wasserkraft) oder die Umwelt i. w. S. (z. B. Auswirkung einer Restwasseraufhöhung auf Schotterbrüter) vermieden werden, vgl. MUNLV (2008a), Abschnitte 3.1.1.1 sowie 3.4.3.

¹²⁵⁷ Vgl. Albert/Langer (2007), S. 39.

¹²⁵⁸ Vgl. Pottgiesser et al. (2009), S. 477. Im Gegensatz zu einem als natürlich eingestuften Wasserkörper ist der weitgehende Verlust des Fließgewässercharakters für einen HMWB *umweltzielkonform*, da das gute ökologische Potenzial eine Ausrichtung am ähnlichsten Gewässertyp, also einem Stillgewässer, ermöglicht, vgl. Jungwirth/Moog/Schmutz (2006), S. 89f.; Albert/Langer (2007), S. 40. Dementsprechend sind auch die Anforderungen an die biologischen Qualitätskomponenten, z. B. die Fischfauna, zu modifizieren. Als Mindestanforderung des guten ökologischen Potenzials großer Flüsse lassen sich bzgl. der Qualitätskomponente Fischfauna deutlich mehr als 20 natürlich rekrutierende Fischarten voraussetzen, wobei allerdings im Vergleich zum natürlichen Zustand eine deutliche Verschiebung des Artenspektrums zu umwelttoleranten Arten wie Plötze und Barsch zu erwarten ist, vgl. Pottgiesser et al. (2009), S. 477.

eines Querbauwerkes – nicht per se und eindeutig mit signifikanten negativen Auswirkungen auf die betroffenen Nutzungen oder die Umwelt i. w. S. gleichzusetzen sind.¹²⁵⁹ Darüber hinaus wird gerade dem Aspekt der ökologischen Durchgängigkeit auch im Rahmen der Festlegung eines guten ökologischen Potenzials eine außerordentlich hohe Bedeutung beigemessen: „However, the WFD emphasises migration in particular. Priority should therefore be given to reducing any obstacles that significantly inhibit longitudinal and lateral migration of biota.“¹²⁶⁰ Eine weitest mögliche Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit kann somit auch mit Blick auf die Verwirklichung des guten ökologischen Potenzials als Kernanforderung bezeichnet werden.¹²⁶¹ Dessen Verwirklichung bedingt daher grundsätzlich eine möglichst umfassende Umsetzung aller Maßnahmen zur Verbesserung der flussaufwärts- sowie flussabwärtsgerichteten ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern, soweit sie i. S. d. Ausweisungsprüfung nach Art. 4 Abs. 3 a) WRRL (d. h. ohne Berücksichtigung der direkten Maßnahmenkosten) die betroffenen Nutzungen sowie die Umwelt i. w. S. – in Abhängigkeit von den politisch festgelegten Schwellenwerten – nicht doch signifikant auf Wasserkörperebene beeinträchtigen.¹²⁶²

Allerdings ergibt sich aus dem im Regelfall anzunehmenden Bestandsschutz für genutzte Querbauwerke auch eine wesentliche Implikation für die ökologische Durchgängigkeit. Auch durch umfassende Mitigationsmaßnahmen kann keine vollständige Passierbarkeit der einzelnen Stauanlagen erreicht werden, so dass vom Fortbestand der Querbauwerke grundsätzlich (kumulative) Residualbeeinträchtigungen der Durchgängigkeit ausgehen, die die ökologische Zielerreichung in weiteren Wasserkörpern des Fließgewässersystems limitieren können.¹²⁶³

¹²⁵⁹ Dies gilt insb. vor dem Hintergrund der spezifischen Auffassung im Rahmen der CIS, dass die eigentlichen Maßnahmenkosten nicht bei der Bewertung der negativen Auswirkungen auf die Nutzungen einzubeziehen sind, vgl. CIS (2011), S. 22f. sowie Kap. 5.3.2.

¹²⁶⁰ CIS (2003b), S. 57. Die hohe Bedeutung der ökologischen Durchgängigkeit an HMWB wird bereits durch die Definition des höchsten ökologischen Potenzials deutlich. Demnach sind die hydromorphologischen Komponenten dadurch gekennzeichnet, dass „sich die Einwirkungen auf den Oberflächenwasserkörper auf die Einwirkungen beschränken, die von den künstlichen oder erheblich veränderten Eigenschaften des Wasserkörpers herrühren, nachdem alle Gegenmaßnahmen getroffen worden sind, um die beste Annäherung an die ökologische Durchgängigkeit, insbesondere hinsichtlich der Wanderungsbewegungen der Fauna und angemessener Laich- und Aufzuchtgründe, sicherzustellen.“, Anhang V, Abschnitt 1.2.5 WRRL. Die CIS hat die Einschätzung des GD No. 4 auch in der Folge bekräftigt: „There was general agreement at the workshop that providing river continuum for fish migration is normally a necessary component of good ecological potential.“, CIS (2009c), S. 7.

¹²⁶¹ Vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2003), S. 242.

¹²⁶² Vgl. Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 496; Zilkens (2007), S. 40.

¹²⁶³ Auch bei Durchführung umfassender Maßnahmen ist keine vollständige Passierbarkeit der einzelnen Querbauwerksstandorte erreichbar, so dass es weiterhin zu einer Kumulation der residualen Barrierewirkungen im Flussgebiet kommt. Dies führt bspw. dazu, dass natürliche Wasserkörper derselben Flussgebietseinheit aufgrund des gegebenen Querbauwerksbestandes in HMWB nicht als Laich- und Aufwuchshabitate erschlossen werden können, vgl. CIS (2003b), S. 34; BMU (2004a), S. 77f.;

Es wird somit deutlich, dass das gute ökologische Potenzial trotz des *prinzipiellen* Anspruchs der Nutzungskompatibilität im Hinblick auf den spezifischen Aspekt der ökologischen Durchgängigkeit weiterhin eine anspruchsvolle, kaum abgeschwächte ökologische Zielsetzung darstellt und für sich genommen zunächst einen entsprechend umfangreichen Handlungsbedarf zur Verbesserung der Passierbarkeit von Querbauwerkstandorten impliziert.¹²⁶⁴ Auch weil die direkten Maßnahmenkosten bei der Beurteilung signifikanter Beeinträchtigungen und damit bei der Ableitung des guten ökologischen Potenzials nicht einbezogen werden (dürfen), kann durch die Ausweisung von HMWB nicht in jedem Fall ein gemeinwohlorientierter Ausgleich von Schutz und Nutzung der Oberflächengewässer gewährleistet werden.¹²⁶⁵ Daher besteht auch im Falle der Ausweisung eines HMWB – wie auch bei als natürlich eingestuften Wasserkörpern – u. U. die Notwendigkeit einer Prüfung der so genannten formalen Ausnahmetatbestände, bei denen eine gesamtwirtschaftliche Unverhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten insgesamt geprüft wird. Folglich muss die Verwirklichung eines guten ökologischen Potenzials bis 2015 nicht notwendigerweise das abschließend resultierende Umweltziel eines erheblich veränderten Wasserkörpers darstellen.¹²⁶⁶ Die Anforderungen der WRRL an eine Inanspruchnahme von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten sind Gegenstand des folgenden Kapitels.

Kampa/Hansen (2004), S. 84 sowie auch S. 105; Irmer/Rechenberg/Keitz (2006), S. 497f. sowie bereits Kap. 3.4, 4.2.6 und das noch folgende Kap. 5.4.3.

¹²⁶⁴ Vgl. Held/Krull/Moltrecht (2008), S. 16 sowie auch BMU (2010b), S. 11.

¹²⁶⁵ Aufgrund dieser eingeschränkten Perspektive kann die Ausweisung eines HMWB und das Abstellen auf ein gutes ökologisches Potenzial noch nicht eine mögliche „Unverhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten“ i. S. d. formalen Ausnahmetatbestände reflektieren, vgl. hierzu das folgende Kap. 5.4. Weiterhin kann durch die Ausweisung eines HMWB keine Nutzungsverträglichkeit auf *individueller* Ebene, bspw. die Wirtschaftlichkeit einer bestimmten Wasserkraftanlage, gewährleistet werden, vgl. Held/Krull/Moltrecht (2008), S. 16. Hierfür sind neben dem konkreten Ausmaß der direkten und indirekten Maßnahmenkosten auch weitere distributive Aspekte der Kostenträgerschaft (z. B. Fördermittel, höhere EEG-Vergütung in Zuge der Modernisierung einer Wasserkraftanlage) von entscheidender Bedeutung. Bei der Festlegung von Maßnahmen sind grundsätzlich auch die Rechtspositionen der einzelnen betroffenen Wassernutzer, insb. die Wahrung des allgemeinen Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes in Abhängigkeit von den konkreten wasserrechtlichen Verhältnissen, zu beachten, vgl. Borchardt (2004), S. A7-23 sowie S. A7-36; Held/Krull (2008), S. 18-22 sowie Kap. 6.2.2. Etwaige nur auf der nutzerindividuellen Ebene unverhältnismäßige Auswirkungen sind wasserrechtlich vorrangig durch Kompensationen zu entschädigen, während die ökologische Zielsetzung davon unberührt bleibt, vgl. Borchardt et al. (2004), S. 36; Held/Krull (2008), S. 19f. sowie Kap. 6.2.2.

¹²⁶⁶ So wird in vielen Fällen auch die Erreichung eines anspruchsvollen guten ökologischen Potenzials nicht bis 2015 möglich sein, so dass zusätzlich die Möglichkeit zur Inanspruchnahme einer Fristverlängerung nach Art. 4 Abs. 4 WRRL geprüft werden kann, vgl. CIS (2009b), S. 26f.; CIS (2009c), S. 11. Die prinzipiell auch mögliche Inanspruchnahme von (dauerhaft) weniger strengen Umweltzielen gem. Art. 4 Abs. 5 WRRL sollte auch bei HMWB vor dem dritten Bewirtschaftungszyklus vermieden werden, vgl. CIS (2009c), S. 12 sowie zur Handhabung in Deutschland Ecologic (2009), S. 18f.

5.4 Rechtfertigung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen aufgrund von unverhältnismäßig hohen Kosten

5.4.1 Überblick über die Ausnahmetatbestände des Art. 4 WRRL

Über die in Art. 4 Abs. 3 WRRL verankerten Möglichkeit zur Ausweisung eines erheblich veränderten Wasserkörpers hinaus eröffnen die Bestimmungen des Art. 4 Abs. 4 bis Abs. 7 WRRL weitere Möglichkeiten, vom guten Zustand bis 2015 als primären Zielzustand ausnahmsweise – zeitlich oder materiell – abzuweichen.¹²⁶⁷ Dabei ist zu beachten, dass das grundlegende Bezugsobjekt der Umweltziele nach Art. 4 WRRL die einzelnen Wasserkörper sind, d. h. dass mögliche Abweichungen vom primären Umweltziel des guten Zustands bis 2015 grundsätzlich wasserkörperindividuell zu rechtfertigen sind.¹²⁶⁸

Art. 4 Abs. 1 a) ii) und iii) WRRL sehen grundsätzlich vor, dass der gute chemische Zustand sowie der gute ökologische Zustand bzw. – im Falle der Ausweisung eines HMWBs – ein gutes ökologisches Potenzial in allen Wasserkörpern bis 2015 vollständig zu verwirklichen ist. Art. 4 Abs. 4 WRRL ermöglicht eine Verlängerung dieser Frist über einen Bewirtschaftungszyklus bis maximal zwei Bewirtschaftungszyklen und damit eine stufenweise Realisierung der in Art. 4 Abs. 1 WRRL verankerten Umweltziele bis 2021 bzw. 2027.¹²⁶⁹ Durch eine solche Fristverlängerung werden also die ökologischen Anforderungen nicht materiell geschwächt, sondern ihre Verwirklichung wird zeitlich gestreckt.¹²⁷⁰ Eine solche Fristverlängerung kann gem. Art. 4 Abs. 4 WRRL zum einen dann begründet werden, wenn aufgrund natürlicher Gegebenheiten oder aufgrund fehlender technischer Voraussetzungen keine Maßnahmenkombination identifiziert werden kann,

¹²⁶⁷ Für die in den Bestimmungen des Art. 4 Abs. 4 bis 7 WRRL verankerten Möglichkeiten zur Abweichung vom primären Umweltziel des guten Zustands bis 2015 hat sich im Rahmen der CIS der Begriff Ausnahmen bzw. Ausnahmetatbestände etabliert, auch wenn sich diese Bezeichnung im Richtlinientext selbst nicht findet, vgl. insb. CIS (2003a); CIS (2005b), CIS (2007a); CIS (2008b); CIS (2008c); CIS (2009a). Die folgenden Ausführungen fokussieren wiederum auf Oberflächengewässer. Die betrachteten Bestimmungen der Richtlinie können aber gleichermaßen auf Grundwasserkörper Anwendung finden. Zu Abweichungsmöglichkeiten vom guten mengenmäßigen und qualitativen Zustand des Grundwassers vgl. bspw. Rechenberg (2006), S. 210-213. Die Struktur der Ausnahmebestimmungen des Art. 4 Abs. 4 bis 7 WRRL wurde im Rahmen der siebten Novelle des WHG a. F. in das deutsche Wasserrecht übertragen (§§ 25c und 25d WHG a. F.), vgl. auch bspw. Ginzky (2005), S. 515f. Im aktuellen WHG sind diese Bestimmungen in den §§ 29-31 WHG verankert, vgl. Kap. 6.2.2.

¹²⁶⁸ Vgl. bereits Kap. 4.2.4. Die notwendige Einzelbetrachtung von Wasserkörpern wird insb. in Art. 4 Abs. 5, S. 1 WRRL deutlich, wo explizit auf eine Festlegung für „bestimmte Wasserkörper“ abgestellt wird, vgl. auch CIS (2009a), S. 10 sowie Klauer et al. (2007), S. 4f.; CIS (2007a), S. 10; Ammermüller et al. (2008a), S. 4. Ergänzend können aber auch Analysen auf einem höherem Aggregationsniveau (z. B. Wasserkörpergruppe in einem Teileinzugsgebiet) hinzugezogen werden, vgl. bspw. CIS (2007a), S. 10.

¹²⁶⁹ Vgl. Art. 4 Abs. 4, S. 1 WRRL sowie auch Erwägungsgrund 29 WRRL.

¹²⁷⁰ Vgl. hierzu sowie zu Folgendem auch Epiney/Felder (2002), S. 36f.; Borchardt et al. (2004), S. A7-7; Ginzky (2005), S. 521.

die mit hinreichender Wahrscheinlichkeit den guten chemischen und ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial eines Oberflächenwasserkörpers fristgerecht bis 2015 herbeiführen kann.¹²⁷¹ Zum anderen ist eine Fristverlängerung aber auch dann begründbar, wenn eine fristgerechte Verbesserung des Gewässerzustands bis 2015 zwar technisch möglich wäre, jedoch mit unverhältnismäßig hohen Kosten einhergehen würde.¹²⁷² Zwingende Nebenbedingung ist in jedem Fall, dass sich der Zustand des betreffenden Wasserkörpers zwischenzeitlich nicht weiter verschlechtert, also das Verschlechterungsverbot nach Art. 4 Abs. 1 a) i) WRRL eingehalten wird.¹²⁷³

Darüber hinaus kann gemäß Art. 4 Abs. 5 WRRL das in Art. 4 Abs. 1 WRRL verankerte Zielerreichungsgebot auch materiell abgesenkt werden. Wenn aufgrund der Beeinträchtigungen aus menschlichen Tätigkeiten oder aufgrund natürlicher Gegebenheiten eine Verwirklichung des guten chemischen sowie ökologischen Zustands bzw. eines guten ökologischen Potenzials „in der Praxis [technisch – Anmerkung des Verfassers] nicht möglich oder unverhältnismäßig teuer wäre“¹²⁷⁴, kann ein „weniger strenges Umweltziel“ festgelegt werden. Dies setzt in Analogie zur Substitutsprüfung im Kontext der HMWB-Ausweisung weiterhin voraus, dass die „ökologischen und sozioökonomischen Erfordernisse, denen solche [die ursächlichen – Anmerkung des Verfassers] menschlichen Tätigkeiten dienen“¹²⁷⁵, nicht durch Substitute bereitgestellt werden können, die eine wesentlich bessere Umweltoption darstellen und nicht mit unverhältnismäßig hohen Kosten verbunden sind.¹²⁷⁶ Das „weniger strenge Umweltziel“ stellt dann gemäß Art. 4 Abs. 5 b) 1. Spstr. WRRL den bestmöglichen chemischen und ökologischen Zustand dar,

¹²⁷¹ Dies kann bspw. gegeben sein, wenn die natürlichen Reaktionszeiten der Gewässerökologie eine rechtzeitige Wirksamkeit verhindern oder bestimmte Maßnahmen technisch so auf anderen Maßnahmen aufbauen, dass sie nur stufenweise umsetzbar sind, vgl. Art. 4 Abs. 4 a) i) und ii) WRRL sowie auch Ginzky (2005), S. 521; CIS (2009c), S. 11. Insofern können auch substantielle Unsicherheiten bzgl. der zeitlichen Wirksamkeit möglicher Maßnahmen eine Begründung für die Inanspruchnahme einer Fristverlängerung darstellen.

¹²⁷² Vgl. Art. 4 Abs. 4 a) iii) WRRL.

¹²⁷³ Vgl. auch Borchardt et al. (2004), S. A7-7.

¹²⁷⁴ Art. 4 Abs. 5, S. 1 WRRL.

¹²⁷⁵ Art. 4 Abs. 5 a) WRRL.

¹²⁷⁶ Vgl. Art. 4 Abs. 5 a) WRRL sowie auch RPA (2004), S. 27f.; Ginzky (2005), S. 519f.; CIS (2009a), S. 15 sowie S. 21. Die Substitutsprüfung gleicht strukturell der bereits dargestellten Substitutsprüfung zur Ausweisung eines HMWB, vgl. Kap. 5.3.3. Vor dem Hintergrund eines umfassenden Maßnahmenverständnisses, welches grundsätzlich auch Einschränkungen sowie die Aufgabe der ursächlichen menschlichen Tätigkeiten (also Wassernutzungen) zur Verwirklichung der Umweltziele umfasst, ist diese Anforderung eigentlich als redundant anzusehen.

der unter Berücksichtigung der Belastungen, die sich unter technischen und ökonomischen Gesichtspunkten nicht vermeiden lassen, erreicht werden kann.¹²⁷⁷ Wiederum ist aber eine weitere Verschlechterung des Gewässerzustands zwingend zu vermeiden.¹²⁷⁸

Das in Art. 4 Abs. 1 a) i) WRRL verankerte Verschlechterungsverbot stellt also eine zentrale ökologische Mindestanforderung für alle Oberflächengewässer dar.¹²⁷⁹ Dennoch kann unter bestimmten Voraussetzungen sogar eine Verschlechterung des Gewässerzustands richtlinienkonform sein. So erlaubt Art. 4 Abs. 6 WRRL eine *vorübergehende* Verschlechterung des Zustands eines Wasserkörpers aufgrund außergewöhnlicher und nicht vorhersehbarer natürlicher Gegebenheiten bzw. höherer Gewalt (z. B. Überflutungen oder Dürren) sowie aufgrund nicht vorhersehbarer Unfälle.¹²⁸⁰ Art. 4 Abs. 6 WRRL zielt demnach nicht auf eine planmäßige Abweichung von den Umweltzielen im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung ab, sondern liefert eine außerplanmäßige und gewissermaßen „nachträgliche“ Rechtfertigung für die Verfehlung eines im Bewirtschaftungsplan angestrebten Umweltziels aufgrund nicht plan- und steuerbarer Umstände.¹²⁸¹ Ein auf diese Art zu rechtfertigender Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot impliziert natürlich auch die gleichzeitige Verletzung des Zielerreichungsgebots für den oder die betroffenen Wasserkörper.

Durch Art. 4 Abs. 7 WRRL wird sogar in bestimmten Fällen eine planmäßige und ggf. dauerhafte Abweichung vom Verschlechterungsverbot sowie dem jeweils einschlägigen Zielerreichungsgebot ermöglicht.¹²⁸² Für Oberflächenwasserkörper ist diese Abweichungsmöglichkeit allerdings auf die Verschlechterung des ökologischen Zustands in-

¹²⁷⁷ Vgl. auch CIS (2009a), S. 21f.; Bosenius (2001), S. 28f.; Epiney/Felder (2002), S. 37f.; Ginzky (2005), S. 521f. Dementsprechend kann das weniger strenge Umweltziel im Falle eines bereits als HMWB ausgewiesenen Oberflächenwasserkörpers eine weitere materielle Abstufung des gem. Art. 4 Abs. 1 a) iii) WRRL zugrunde zu legenden guten ökologischen Potenzials darstellen.

¹²⁷⁸ Vgl. Art. 4 Abs. 5, S. 1 WRRL sowie auch Erwägungsgrund 31 WRRL.

¹²⁷⁹ Vgl. Ginzky (2005), S. 520.

¹²⁸⁰ Die Verschlechterung darf jedoch das aufgrund der angeführten Umstände nicht vermeidbare Ausmaß nicht übersteigen und ist schnellstmöglich durch zusätzliche Maßnahmen zurückzuführen, vgl. Art. 4 Abs. 6 a) und d) WRRL sowie auch Bosenius (2001), S. 29; Epiney/Felder (2002), S. 38f.; Ginzky (2008), S. 151; Ginzky (2009), S. 245. Vor dem Hintergrund eines drohenden Klimawandels mit den dabei vermehrt erwarteten Extremwetterereignissen, Dürren und Hochwassern erlangen die Vorschriften des Artikel 4 Abs. 6 WRRL eine größere Bedeutung (Verfehlen von Zielen aufgrund von Naturereignissen/ höherer Gewalt). In welchen Fällen die Regelungen einschlägig sind, soll auf Basis von „robust scientific evidence“, CIS (2008a), S. 6, in Einzelfallbetrachtungen entschieden werden, vgl. auch CIS (2009a), S. 23f.

¹²⁸¹ Vgl. Erwägungsgrund 32 WRRL sowie CIS (2009a), S. 9 und S. 22-24; Ginzky (2005), S. 516 und S. 522f. EPINEY/FELDER sprechen in diesem Zusammenhang von „eine[r] Art Notstandsklausel“, Epiney/Felder (2002), S. 40.

¹²⁸² Vgl. Epiney/Felder (2002), S. 39; CIS (2003a), S. 214-223; Ginzky (2005), S. 523; CIS (2007b); Albrecht (2007), S. 377; CIS (2009a), S. 24-29.

folge einer *neuen* Änderung der *physischen* Eigenschaften, also der hydromorphologischen Beschaffenheit, des entsprechenden Wasserkörpers beschränkt.¹²⁸³ Außerdem kann eine Verschlechterung des Zustands eines Wasserkörpers vom *sehr guten* auf den guten Zustand gerechtfertigt werden, wenn diese auf eine neue nachhaltige Entwicklungstätigkeit des Menschen zurückzuführen ist. In beiden Fällen müssen jedoch die in Art. 4 Abs. 7 a) bis d) WRRL aufgeführten Bedingungen kumulativ erfüllt sein.¹²⁸⁴ Insb. müssen die Verschlechterungen des Zustands durch ein „übergeordnete[s] öffentliches Interesse“¹²⁸⁵ gerechtfertigt sein bzw. es muss nachgewiesen werden, dass der Nutzen für „die menschliche Gesundheit, die Erhaltung der Sicherheit des Menschen oder die nachhaltige Entwicklung“¹²⁸⁶ den entgangenen Nutzen aufgrund der Zustandsverschlechterung überwiegt und dass dies nicht auf alternativem Wege zu erreichen ist.¹²⁸⁷

Die angeführten Bestimmungen werden von den Absätzen 8 und 9 flankiert, die grundlegende Schranken für eine Abweichung von den in Art. 4 Abs. 1 WRRL verankerten Umweltzielen setzen.¹²⁸⁸ Gemäß Art. 4 Abs. 8 WRRL ist dafür Sorge zu tragen, dass die Inanspruchnahme der Regelungen der Absätze 3 bis 7 des Art. 4 WRRL die Verwirklichung des guten Zustands in einem anderen Wasserkörper weder dauerhaft ausschließt noch sonstige, nicht primär gewässerbezogene Umweltschutzvorschriften der Gemeinschaft verletzt.¹²⁸⁹ In Art. 4 Abs. 9 WRRL wird zudem bestimmt, dass auch bei Inanspruchnahme der Regelungen der Absätze 3 bis 7 für alle Gewässer zumindest das gleiche Schutzniveau sicherzustellen ist, welches sich aus den bereits bestehenden gemeinschaftlichen gewässerbezogenen Rechtsvorschriften ergibt.¹²⁹⁰ Im Falle einer noch nicht umfassend erfolgten Umsetzung dieser Vorschriften, z. B. der Kommunalabwasserrichtlinie,

¹²⁸³ Vgl. Art. 4 Abs. 7, 1. Spstr. WRRL sowie auch CIS (2007b), S. 5f.; CIS (2009a), S. 24f. Art. 4 Abs. 7 WRRL bietet somit grundsätzlich keine Grundlage für eine Verschlechterung des Zustands durch stoffliche Einträge aus Punktquellen oder diffusen Quellen, vgl. Mohaupt/Borchardt/Richter (2006), S. 139-141; CIS (2009a), S. 9; Ginzky (2009), S. 245.

¹²⁸⁴ Vgl. auch Bosenius (2001), S. 29. Zur Unschärfe des Begriffs der nachhaltigen Entwicklungstätigkeiten vgl. CIS (2007b), S. 8f. Einen möglichen Anhaltspunkt für nachhaltige Entwicklungstätigkeiten bieten die spezifizierten Nutzungen gem. Art. 4 Abs. 3 WRRL (Ausweisung von HMWB). Diese sind jedoch im spezifischen Kontext auf ihren Beitrag zur Nachhaltigkeit zu betrachten.

¹²⁸⁵ Art. 4 Abs. 7 c), 1. Halbsatz WRRL sowie CIS (2007b), S. 10f.; CIS (2009a), S. 27f. Der Begriff „öffentliches Interesse“ kann hierbei mit dem Wohl der Allgemeinheit gleichgesetzt werden, vgl. Ginzky (2005), S. 523.

¹²⁸⁶ Art. 4 Abs. 7 c), 2. Halbsatz WRRL sowie CIS (2009a), S. 28.

¹²⁸⁷ Vgl. Art. 4 Abs. 7 c) und d) WRRL sowie CIS (2007b), S. 11f.

¹²⁸⁸ Vgl. Hödl (2005), S. 71; Albrecht (2007), S. 377f.

¹²⁸⁹ Vgl. auch Seidel/Rechenberg (2004), S. 216f.; Ginzky (2005), S. 521; Meusel (2008), S. 22; Klauer et al. (2008d), S. 346; Köck (2009), S. 230; BMU (2010b), S. 38. Es ist jedoch zu beachten, dass auch in den einschlägigen gemeinschaftlichen Rechtsvorschriften (z. B. zum Schutz von FFH-Gebieten) wiederum spezifische Ausnahmen verankert sein können, vgl. Kap. 4.3.2.

¹²⁹⁰ Vgl. auch Meusel (2008), S. 22.

ergibt sich ein zwingendes, auf Basis der Ausnahmeregelungen der WRRL nicht relativierbares, Verbesserungsgebot zur Gewährleistung der von diesen gemeinschaftlichen Vorschriften ausgehenden ökologischen Anforderungen.¹²⁹¹

Die folgenden Ausführungen fokussieren mit Blick auf die Allokation von gewässerökologischen Maßnahmen an Querbauwerken auf eine nähere Betrachtung der Anforderungen an eine Begründung von Fristverlängerungen und von weniger strengen Umweltzielen aufgrund unverhältnismäßig (hoher) Kosten.¹²⁹² Hierzu werden zunächst die Anforderungen, die sich aus der Richtlinie selbst sowie dem CIS-Prozess ableiten lassen, aus umweltökonomischer Sicht reflektiert und konkretisiert, so dass abschließend die wesentlichen Implikationen für die Allokation von gewässerökologischen Maßnahmen an Querbauwerken abgeleitet werden können.

5.4.2 Verhältnismäßigkeit der Kosten als politisches Urteil auf Basis ökonomischer Informationen

5.4.2.1 Relevanz und Reichweite der ökonomischen Entscheidungsunterstützung

Wegen der erwartbar hohen Kosten zur Verwirklichung eines guten Zustands und den daraus resultierenden ökonomischen Zwängen bei betroffenen Wassernutzern wie auch öffentlichen Haushalten kommt der Begründung von Ausnahmen aufgrund „unverhältnismäßig hoher Kosten“ eine besondere Bedeutung für die zukünftige Bewirtschaftung der Gewässer zu.¹²⁹³ Im rechtswissenschaftlichen Verständnis stellt das in den Bestimmungen des Art. 4 WRRL verankerte Tatbestandsmerkmal der „unverhältnismäßig hohen Kosten“ wiederum einen unbestimmten Rechtsbegriff dar, der für die konkreten Anwendungsfälle der Art. 4 Abs. 4 und Abs. 5 WRRL auszulegen ist und dabei den Mitgliedstaaten grundsätzlich Interpretationsspielräume offenlässt.¹²⁹⁴ Dementsprechend hat sich um diese ökonomisch orientierte Rechtfertigung einer Abweichung von den in Art. 4 Abs.

¹²⁹¹ Die vollständige Umsetzung dieser Rechtsvorschriften bildet also eine absolute Untergrenze für Abweichungen vom Zielerreichungsgebot sowie vom Verschlechterungsverbot.

¹²⁹² Die im Wortlaut der WRRL verwendeten Formulierungen „unverhältnismäßig teuer“ und „unverhältnismäßig hohe Kosten“ werden im Rahmen dieser Untersuchung synonym verwendet.

¹²⁹³ Vgl. Ginzky (2005), S. 518 sowie S. 524.

¹²⁹⁴ Vgl. bspw. Ginzky (2005), S. 518; Görlach (2007), S. 6; Görlach/Pielen (2007), S. 1f.; Albrecht (2007), S. 375; Ammermüller et al. (2008b), S. 2; Klauer et al. (2008a), S. 42; Klauer et al. (2008b), S. 34; Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 394.

1 WRRL verankerten Zielsetzungen eine rege wissenschaftliche und politische Diskussion entfaltet, die aber im ersten Bewirtschaftungszyklus noch zu keinem einheitlichen Verständnis in den Mitgliedstaaten geführt hat.¹²⁹⁵

Um Fristverlängerungen und weniger strenge Umweltziele nachvollziehbar zu begründen, bedarf der zentrale Begriff der „unverhältnismäßig hohen Kosten“ einer methodisch belastbaren und transparenten Operationalisierung mittels „geeigneter, eindeutiger und transparenter Kriterien“.¹²⁹⁶ In diesem Zusammenhang wird ökonomischen Prinzipien, Kriterien und Verfahren grundsätzlich eine wesentliche Entscheidungsunterstützungsfunktion bei der Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten zugeschrieben.¹²⁹⁷

Allerdings stellt die *Unverhältnismäßigkeit* bzw. die *Verhältnismäßigkeit* von Kosten weder ein originäres noch fest definiertes ökonomisches Kriterium dar.¹²⁹⁸ In der Vorschrift des Art. 4 WRRL erfolgt vielmehr eine Verknüpfung des ökonomischen Maßstabs der Kosten mit dem originär rechtswissenschaftlich geprägten Konzept der Verhältnismäßigkeit.¹²⁹⁹ Aus dieser gezielten Verknüpfung lässt sich bereits ableiten, dass ökonomische Kriterien für sich betrachtet keinen Automatismus für die Rechtfertigung von Fristverlängerungen oder weniger strengen Umweltzielen liefern sollen, sondern dass diese einer abschließenden politischen (und ggf. rechtlichen) Wertung der ökonomischen Informationen vorbehalten bleiben soll. Dieses Verständnis der ökonomischen Entscheidungsunterstützung wurde auch im CIS-Prozess bekräftigt: „The economic analysis can only formulate recommendations: estimating the need for derogation will ultimately remain a political decision.“¹³⁰⁰ Um also letztlich politische Relevanz entfalten und insgesamt auf ein möglichst hohes Maß ökonomischer Rationalität in den politischen Entscheidungen hinwirken zu können, muss sich die (umwelt-)ökonomische Entscheidungsunterstützung mit

¹²⁹⁵ Vgl. Görlach/Pielen (2007), S. 1f.; CIS (2008c), S. 8-16; LAWA (2009), S. 2/10; Ammermüller (2011), S. 39. Nicht zuletzt aufgrund der expliziten Verwendung des ökonomischen Terminus „Kosten“, wird die Begründung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten im Rahmen der rechtswissenschaftlichen und politischen Interpretation der Vorschrift gemeinhin als ein ökonomisch geprägtes Element der Richtlinie verstanden, vgl. bereits Kap. 5.1. In Abgrenzung zu den weiteren in Art. 4. Abs. 4 und 5 WRRL genannten Begründungsansätzen (natürliche Gegebenheiten und technische Unmöglichkeit) wird daher die Begründung einer Zielabweichung aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten auch als „ökonomische Begründung“ bezeichnet, vgl. bspw. Lange et al. (2007), S. 64f. Zu einem Überblick der diskutierten Ansätze in verschiedenen Mitgliedstaaten vgl. Görlach/Pielen (2007), S. 4-9; Klauer et al. (2008a), S. 39.

¹²⁹⁶ Erwägungsgründe 30 und 31 WRRL.

¹²⁹⁷ Vgl. CIS (2003a), S. 8-12; Ginzky (2005), S. 519; Pielen (2007), S. 82; CIS (2009a), S. 13.

¹²⁹⁸ Vgl. Görlach/Pielen (2007), S. 15; Pielen (2007), S. 82.

¹²⁹⁹ Zum Verhältnismäßigkeitsgrundsatz im öffentlichen Recht, welches insb. im Verwaltungshandeln zum Tragen kommt, vgl. auch Kap. 6.2.

¹³⁰⁰ CIS (2003a), S. 25, vgl. auch CIS (2008b), S. 1; CIS (2009a), S. 13; Görlach/Pielen (2007), S. 1f.; Pielen (2007), S. 82. HAMPICKE betont allgemein: „Aus politischer Sicht [...] besteht ein Bedürfnis nach Daten, welche politische Handlungen legitimieren.“, Hampicke (2003), S. 416.

den grundlegenden politisch-gesellschaftlichen Vorgaben zur Begründung von Zielabweichungen auseinandersetzen.¹³⁰¹

Für die umweltökonomische Konkretisierung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten lassen sich grundlegende politisch-gesellschaftlichen Vorgaben aus der Regelungssystematik der Richtlinie sowie aus den Kommentierungen im Rahmen des CIS-Prozesses ableiten.¹³⁰² Das CIS Guidance Document No. 20 (GD No. 20) vom März 2009 konsolidiert den Sach- und Diskussionsstand der im CIS-Prozess abgestimmten Empfehlungen und stellt damit nach wie vor die maßgebliche Grundlage einer Konkretisierung des Verhältnismäßigkeitsverständnisses im Sinne der Ausnahmeregelungen der WRRL dar.¹³⁰³ Dabei ist allerdings zu beachten, dass die Kommission sowie die Mitgliedstaaten nach wie vor zu einigen zentralen Aspekten keinen abschließenden Konsens erzielen konnten.¹³⁰⁴

Da der Begriff der Unverhältnismäßigkeit grundlegend impliziert, dass die Kosten der Verwirklichung eines guten Zustands zu etwas „außer Verhältnis“ sind, steht im Fokus der methodischen Diskussion die Frage nach einem zweckmäßigen Vergleichsmaßstab.¹³⁰⁵ In Bezug auf die Kosten der Umweltzielverwirklichung werden im Wesentlichen

¹³⁰¹ Vgl. auch Hansjürgens (2001a), S. 72f.; Ginzky (2005), S. 519 sowie bereits allgemein Kap 2.1. Zu Faktoren, die der politischen Relevanz ökonomischer Entscheidungsunterstützung entgegenstehen können, vgl. Hampicke (2003), S. 416f.; Görlach (2007), S. 3f.; Turner (2007), S. 256f.

¹³⁰² Auch wenn die im Rahmen des CIS-Prozesses erstellten Auslegungs- und Implementierungsempfehlungen explizit keine rechtliche Verbindlichkeit haben, kann davon ausgegangen werden, dass sie als politische Konventionen eine starke faktische Bindungswirkung auf die Umsetzung der WRRL in den Mitgliedstaaten entfalten, vgl. Interwies et al. (2006), S. 392; Ammermüller (2011), S. 40-42 sowie bereits Kap. 4.2.2.2. Dies gilt insb. für Aspekte, zu denen ein Konsens zwischen der Kommission sowie den Wasserdirektoren der Mitgliedstaaten besteht. Die faktische Bindungswirkung zeigt sich auch darin, dass die Europäische Kommission im Rahmen ihrer „Compliance Checks“ im Hinblick auf die Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen überprüft, ob die einschlägigen CIS-Leitfäden berücksichtigt wurden. Darüber hinaus wird geprüft, ob die Ausnahmen wasserkörperscharf begründet werden, alle relevanten Fördermittel in Anspruch genommen wurden und ob die Kosten, die der Umsetzung anderer Richtlinien zuzurechnen sind, herausgerechnet wurden, vgl. CIS (2008d), S. 4f.; Irmer et al. (2009), S. 52/12.

¹³⁰³ Vgl. CIS (2009a). Das GD No. 20 basiert auf den Erkenntnissen der so genannten Policy Paper der Wasserdirektoren der Jahre 2005 bis 2008 sowie thematischer Workshops in Berlin (2005) und Kopenhagen (2008), vgl. CIS (2009a), S. 4 sowie auch CIS (2005b), CIS (2006b), CIS (2007) und CIS (2008b); CIS (2008c). Im Rahmen des GD No. 20 erfolgt dagegen keine eigenständige Erweiterung dieses Diskussionsstandes, vgl. CIS (2009a), S. 1. Auch der im Jahre 2003 von der CIS-Arbeitsgruppe WATECO (WATER and ECOnomics) veröffentlichte Leitfaden zur wirtschaftlichen Analyse bietet Hilfestellung bei der Interpretation der mit der WRRL verbundenen ökonomischen Aspekte, vgl. bereits Kap. 5.1. Die WATECO weist aber darauf hin, dass die im Leitfaden vorgestellten Vorgehensweisen grundsätzlich einer Anpassung an den jeweiligen nationalen bzw. regionalen Kontext bedürfen, vgl. CIS (2003a), S. 1f.

¹³⁰⁴ In diesen Fällen werden die abweichenden Meinungen im Rahmen des GD No. 20 lediglich gegenübergestellt, ohne dass eine abschließende Empfehlung gegeben wird.

¹³⁰⁵ Vgl. Ginzky (2005), S. 519; Lange et al. (2007), S. 68-72; Klauer et al. (2008a), S. 38f.; Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 394f.

zwei Vergleichsmaßstäbe diskutiert, die im Folgenden näher erörtert und konkretisiert werden:¹³⁰⁶

- (1) der möglichst vollständig oder nur teilweise monetär bewertete gesamtwirtschaftliche Nutzen
- (2) die Zahlungsfähigkeit privater sowie staatlicher Kostenträgergruppen

5.4.2.2 Gesamtwirtschaftliche Verhältnismäßigkeit der Kosten als ökonomische Suffizianzforderung

Aus Sicht der umweltökonomischen Theorie ist grundsätzlich der monetär bewertete gesamtwirtschaftliche Nutzen als Vergleichsmaßstab für die mit der Verwirklichung der Umweltziele verbundenen gesamtwirtschaftlichen Kosten heranzuziehen.¹³⁰⁷ Ausgehend vom wohlfahrtstheoretischen Kriterium der allokativen Effizienz definiert sich ein optimales Umweltqualitätsniveau dadurch, dass die Grenzkosten einer inkrementellen Umweltqualitätsverbesserung den hierdurch vermiedenen Grenzkosten der Umweltbelastung – d. h. dem Grenznutzen der inkrementellen Umweltqualitätsverbesserung – entsprechen.¹³⁰⁸ Das aus Sicht der ökonomischen Theorie „korrekte“ Kriterium der allokativen Effizienz zielt also im Sinne des „First-Best-Ideals“ auf eine gesamtwirtschaftliche Überschussmaximierung.¹³⁰⁹ Im wohlfahrtstheoretisch strengen Sinne ist eine Umweltqualitätsverbesserung vom aktuellen Zustand zum guten Zustand daher bereits als ineffizient zu bezeichnen, wenn die Grenzkosten der letzten marginalen Zustandsverbesserung deren Grenznutzen übersteigen.¹³¹⁰ Würde „Unverhältnismäßigkeit“ also im Sinne dieser allokativen Ineffizienz interpretiert, wäre der anzustrebende Zielzustand so weit abzusenken, dass eine Identität von Grenzkosten und Grenznutzen erreicht ist. In diesem Fall würde

¹³⁰⁶ Vgl. Görlach/Pielen (2007), S. 2f. sowie S. 4-9; Lange et al. (2007), S. 68-72; Klauer et al. (2008a), S. 39; Meusel (2008), S. 85f.; Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 394f. Zu möglichen Vergleichsmaßstäben und Entscheidungsregeln zur Feststellung unverhältnismäßiger hoher Kosten vgl. RPA (2004), S. 13-20.

¹³⁰⁷ Vgl. RPA (2004), S. 9; Londong et al. (2006), S. 40 sowie S. 161; Brouwer (2006a), S. 2; Görlach/Pielen (2007), S. 2f.; Klauer et al. (2008b), S. 35. In ökonomischen Termini werden positive Wirkungen als Nutzen, negative Wirkungen als Kosten bezeichnet, vgl. bspw. Ewringmann (2006b), S. 75. Zum Kosten- und Nutzenbegriff vgl. Marggraf (2005), S. 78-81; OECD (2006), S. 76-83; Kellermann (2012), S. 72-74 sowie bereits Kap. 2.1 und 2.2.

¹³⁰⁸ Vgl. bspw. Rahmeyer (1997), S. 38-47; Endres (2013), S. 48 sowie bereits Kap. 2.2. Grundlegendes Ziel dieses umweltökonomischen Ansatzes ist es, ein gesellschaftliches Wohstandsoptimum unter Einbeziehung der Umweltqualität zu erreichen, vgl. Wicke (1993), S. 14-16. Dabei wird der gesellschaftliche Wohlstand als „Gesamtheit der materiellen und immateriellen der [sic!] für das subjektive Wohlstandsempfinden bedeutsamen Bedürfniskategorien der Menschen“, Wicke (1993), S. 14, verstanden.

¹³⁰⁹ Vgl. Londong et al. (2006), S. 38.

¹³¹⁰ Vgl. RPA (2004), S. 17 sowie allgemein bereits Kap. 2.2.

also ausgehend von einer zunächst exogen definierten Umweltqualitätsverbesserung retrograd eine wohlfahrtstheoretisch optimale Umweltqualitätsverbesserung für die Wasserkörper ermittelt und könnte durch entsprechend zugeschnittene Maßnahmen verwirklicht werden.

Es erscheint jedoch zweifelhaft, dass dieses theoretisch strenge Verständnis dem politischen Verständnis der Richtliniengeber sowie der umsetzenden Mitgliedstaaten entspricht. Abgesehen davon, dass den Richtlinienbestimmungen und Erwägungsgründen keinerlei Hinweise auf eine wohlfahrtstheoretische Optimierung auf Wasserkörperebene zu entnehmen sind, spricht v. a. die standardorientierte Gesamtsystematik der Richtlinie gegen ein Verständnis von Unverhältnismäßigkeit, das sich an einem streng wohlfahrtstheoretischen Optimierungsanspruch ausrichtet.¹³¹¹ Die Umweltzielsystematik der WRRL sieht gerade keine flächendeckende Ermittlung wohlfahrtstheoretisch optimaler Umweltqualitätsniveaus für die jeweiligen Wasserkörper als Ausgangspunkt der Maßnahmenplanung vor. Stattdessen wird für Oberflächenwasserkörper in Art. 4 Abs. 1 WRRL mit dem „guten Zustands bis 2015“ ein aus ökologischen Kriterien abgeleitetes Umweltqualitätsziel verankert. Von diesem primären Umweltziel kann nur abgewichen werden, wenn die Verwirklichung dieses Ziels an einem Wasserkörper mit unverhältnismäßig hohen Kosten verbunden wäre.¹³¹² Es handelt sich somit um Einzelfallbetrachtungen, deren Bezugsobjekt die jeweils aus gewässerökologischen Anforderungen abgeleitete Umweltqualitätsverbesserung vom aktuellen Zustand eines Wasserkörpers zum guten Zustand ist.¹³¹³ Durch die standardorientierte Umweltzielsystematik der WRRL wird somit ein inhaltlich exogen definiertes Umweltqualitätsziel als Ausgangspunkt der ökonomischen Unverhältnismäßigkeitsbetrachtung vorgegeben.¹³¹⁴ Vor diesem Hintergrund erscheint es regelungssystematisch inkonsistent und zudem umständlich, zunächst eine auf ökologischen Anforderungen basierende Umweltqualitätsverbesserung zu definieren und diese im Anschluss wieder vollständig einer wohlfahrtstheoretischen Optimierung zu

¹³¹¹ Vgl. bereits Kap. 5.1.

¹³¹² Vgl. auch Kap. 4.2.4. Die Begründung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen kann auch für Wasserkörper erfolgen, die bereits gem. Art. 4 Abs. 3 WRRL als „erheblich verändert“ ausgewiesen wurden. Für diese ist anstelle des guten chemischen und ökologischen Zustands der gute chemische Zustand sowie ein gutes ökologisches Potenzial als (bereits sekundärer) Zielzustand zugrunde zu legen, vgl. Kap. 4.2.4 sowie Kap. 5.3. Aus Gründen der sprachlichen Vereinfachung wird im Folgenden die Begründung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen nur auf den „guten Zustand“ als primären Zielzustand für natürliche Oberflächenwasserkörper bezogen.

¹³¹³ Vgl. Brouwer et al. (2009), S. 98. Diese vorgegebene Umweltqualitätsverbesserung ist mittels eines Bündels von Maßnahmen kosteneffizient zu verwirklichen, vgl. bereits Kap. 5.2.

¹³¹⁴ Zum standardorientierten Ansatz der Richtlinie vgl. bereits Kap. 5.1.

unterwerfen. Wären die Richtliniengeber der grundlegenden Auffassung, dass eine wohlfahrtstheoretische Optimierung der Umweltqualität zum einen flächendeckend praktikabel und zum anderen vom Ergebnis im Einklang mit den ökosystemaren Anforderungen stehen würde, wäre es vielmehr konsequenter, unmittelbar auf eine wasserkörperbezogene Ermittlung und Zugrundelegung wohlfahrtstheoretisch optimaler Umweltqualitätsverbesserungen abzustellen. Stattdessen wird jedoch mit dem guten Zustand ein primärer Standard verankert, der langfristig stabile Gewässerökosysteme repräsentiert und wovon Abweichungen für den Einzelfall eines Wasserkörpers zu begründen sind. Vor dem Hintergrund dieses an ökologischen Anforderungen ausgerichteten Ansatzes der Zielfestlegung erscheint es wenig plausibel, dass bereits marginale Abweichungen vom wohlfahrtstheoretischen Optimum mit unverhältnismäßigen Kosten gleichzusetzen sind. In diesem Zusammenhang ist auch zu bedenken, dass der Verzicht auf eine gesamtwirtschaftliche Nutzenmaximierung noch nicht gleichbedeutend mit einem gesamtwirtschaftlichen Wohlfahrtsverlust ist. Ein solcher tritt erst dann ein, wenn die gesamtwirtschaftlichen Gesamtkosten zur Verwirklichung des guten Zustands den gesamtwirtschaftlichen Gesamtnutzen übersteigen und damit per Saldo zu einem gesamtwirtschaftlichen Wohlfahrtsverlust führen. Erst dann ist eine exogen definierte Umweltqualitätsverbesserung aus ökonomischer Sicht als absolut nicht vorteilhaft einzustufen.¹³¹⁵ Folglich ist es vor dem Hintergrund der in der Umweltzielsystematik implizierten Werturteile grundsätzlich kohärenter, den Tatbestand der „unverhältnismäßig“ hohen Kosten an die Vermeidung eines im Saldo resultierenden gesamtwirtschaftlichen Wohlfahrtsverlustes als ökonomische Suffizienzbedingung anzuknüpfen.¹³¹⁶ Anstatt ein optimales Umweltqualitätsniveau zu ermitteln, welches den gesellschaftlichen Nettonutzen maximiert, wird also als Nebenbedingung vorausgesetzt, dass eine ökologisch motivierte Umweltqualitätsverbesserung nicht zu einem gesamtwirtschaftlichen Wohlfahrtsverlust führt. Diese Sichtweise wird durch die wissenschaftliche sowie politische Kommentierung im Rahmen des CIS-Prozesses bestätigt, welche ebenfalls auf eine Abwägung von gesamtwirtschaftlichen Gesamtkosten und Gesamtnutzen abstellt.¹³¹⁷ Der Unterschied zwischen Optimalitätsanspruch und Suffizienzanspruch wird in Abbildung 13 noch einmal grafisch verdeutlicht.

¹³¹⁵ Vgl. Schumann et al. (2005), S. 354f.; Londong et al. (2006), S. 26 sowie S. 160f.

¹³¹⁶ Vgl. Londong et al. (2006), S. 40 sowie S. 160f.; Klauer et al. (2008b), S. 35; Brouwer (2006a), S. 2; Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 394f.; Faulstich/Leipprand (2009), S. 2/10; BMU (2010b), S. 44; Ammermüller (2011), S. 39.

¹³¹⁷ Bereits das Guidance Document der CIS Arbeitsgruppe WATECO enthält die Empfehlung, insb. zur Begründung von weniger strengen Umweltzielen auf eine möglichst vollständige Bewertung und Abwägung gesamtwirtschaftlicher Gesamtkosten und Gesamtnutzen abzustellen: „Assess total costs and

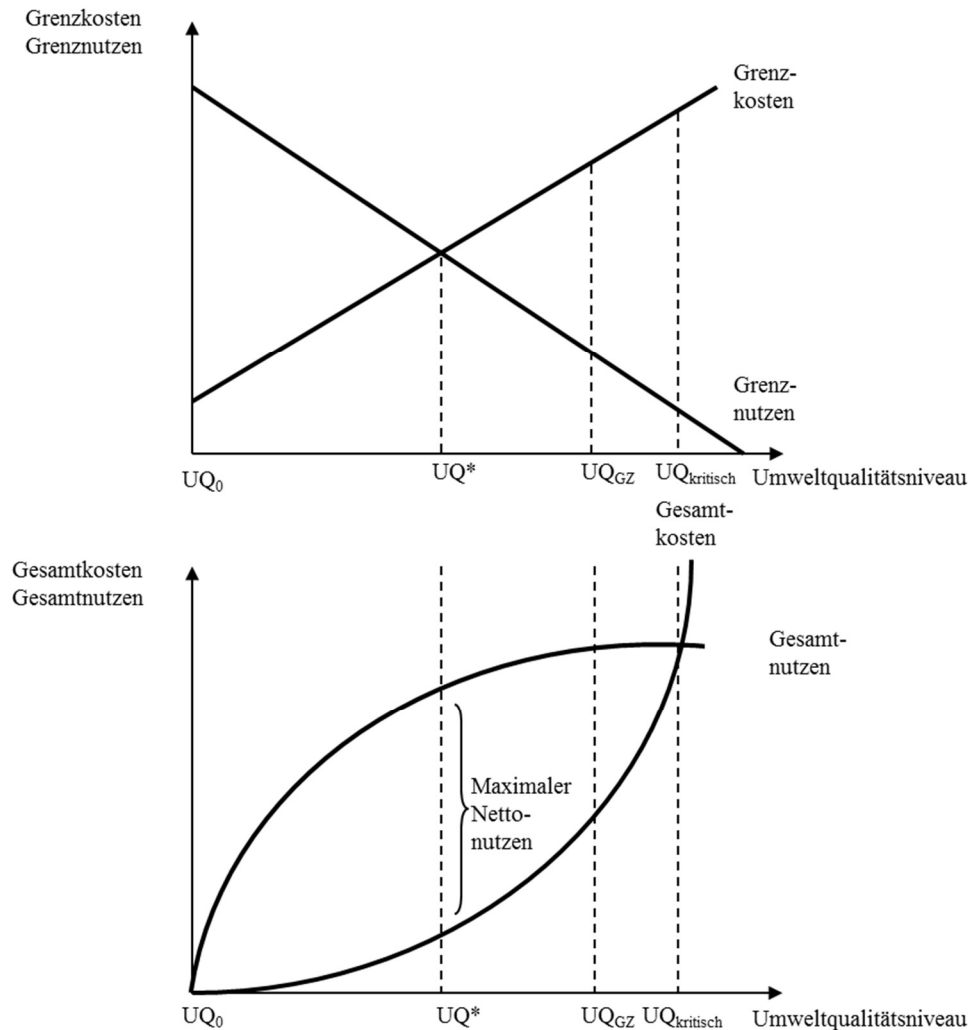


Abbildung 13: Optimierungsanspruch versus Suffizienzanspruch¹³¹⁸

Zur Wahrung der Suffizienzbedingung ist die ökonomische Vorteilhaftigkeit der exogen definierten Umweltqualitätsverbesserung vom Ausgangszustand UQ_0 zum guten Zustand UQ_{GZ} „als Ganzes“ zu betrachten. Im dargestellten Beispiel wird durch die Verwirklichung des guten Zustands UQ_{GZ} der gesamtwirtschaftliche Nettonutzen zwar nicht maximiert, aber immer noch ein gesamtwirtschaftlicher Nettonutzenzuwachs und damit eine

benefits (including water-related environmental benefits) [...].“, CIS (2003a), S. 24, vgl. auch CIS (2003a), S. 116; Görlach/Interwies (2004), S. 18; Klauer et al. (2007), S. 2.

¹³¹⁸ In Anlehnung an Ahmed/Gotoh (2006), S. 4. Das Umweltqualitätsniveau UQ^* stellt das wohlfahrtstheoretisch effiziente Umweltqualitätsniveau dar, welches durch eine Identität von Grenzkosten und Grenznutzen gekennzeichnet ist und ausgehend vom Ausgangsniveau UQ_0 einen maximalen Nettonutzenzuwachs generiert. Von UQ^* aus betrachtet wäre eine weitere marginale Verbesserung des Umweltqualitätsniveaus bereits mit höheren (Grenz-)Kosten als (Grenz-)Nutzen verbunden und somit aus ökonomischer Sicht für sich betrachtet nicht vorteilhaft. In Bezug auf Umweltqualitätsverbesserungen wird i. d. R. angenommen, dass eine weitere „Einheit“ Umweltqualitätsverbesserung (z. B. die Vermeidung einer weiteren Tonne Nitrat) mit höheren Grenzkosten und niedrigeren Grenznutzen als die letzte Einheit verbunden ist. Aus dieser Überlegung ergeben sich die in der Abbildung dargestellten typischen (Grenz-)Kosten- und (Grenz-)Nutzenverläufe, vgl. Londong et al. (2006), S. 37 (FN 5).

allokative Verbesserung der Ressourcennutzung erzielt.¹³¹⁹ Nur für Wasserkörper, bei denen die gesamtwirtschaftlichen Kosten- und Nutzenfunktionen so verlaufen, dass UQ_{GZ} jenseits von $UQ_{kritisch}$ liegt, würde eine Verwirklichung des guten Zustands mit einem negativen Nettogesamtnutzen und damit einen Wohlfahrtsverlust einhergehen. Dementsprechend würde die Einhaltung der ökonomischen Suffizienzanforderung bedingen, dass die ursprünglich geplanten Maßnahmen so re-dimensioniert werden, dass ein ausgeglichenes Verhältnis von Gesamtkosten und Gesamtnutzen gewährleistet wird. Der resultierende Gewässerzustand entspricht dann dem „bestmöglichen“ Zustand, der gem. Art. 4 Abs. 5 b) WRRL als weniger strenges Umweltziel zu gewährleisten ist.¹³²⁰

Abschließend ist darauf hinzuweisen, dass eine wesentliche Vorbedingung ökonomischer Suffizienz (wie auch Optimalität) darin besteht, dass die Grenzkostenkurve den kosteneffizienten Maßnahmenpfad beschreibt. Das heißt, um eine wohlfahrtstheoretisch relevante Aussage zur gesamtwirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit einer definierten Umweltqualitätsverbesserung treffen zu können, darf ein Nutzendefizit nicht aus der Gegenüberstellung mit ineffizienten Maßnahmen herrühren.¹³²¹ Dies entspricht auch der Systematik der WRRL, in der durch Art. 11 i. V. m. Anhang III WRRL die Forderung nach kosteneffizienten Maßnahmenprogrammen verankert ist.¹³²² Konsequenterweise wird auch im Rahmen des CIS-Prozesses hervorgehoben, dass vor einer Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen nach Art. 4 WRRL auf Basis unverhältnismäßig hoher Kosten zunächst die Kosteneffizienz der erforderlichen Maßnahmenbündel sichergestellt werden muss.¹³²³

¹³¹⁹ Vgl. Ahmed/Gotoh (2006), S. 3f.

¹³²⁰ Vgl. CIS (2009a), S. 13 sowie Zilkens (2007), S. 36; Klauer et al. (2008d), S. 347; Köck (2009), S. 230. Ebenso lässt sich die Rationalität einer Fristverlängerung i. S. v. Art. 4 Abs. 4 WRRL wohlfahrtstheoretisch interpretieren. Hierzu ist der Darstellung in Abbildung 13 eine zeitliche Dimension hinzuzufügen. Es sei angenommen, dass die Verwirklichung des guten Zustands an einem Wasserkörper bis 2015 unverhältnismäßig teuer im zuvor dargestellten Sinne ist (UQ_{GZ} rechts von $UQ_{kritisch}$). Eine Fristverlängerung ermöglicht eine stufenweise, zeitlich verzögerte Verwirklichung des guten Zustands. Es können also günstigere Maßnahmenpotenziale erschlossen werden, die zuvor aufgrund der Zeitrestriktion nicht Bestandteil des Lösungsraumes sowie der dargestellten Kostenkurve waren oder technisch noch nicht entwickelt waren. Die durch günstigere Maßnahmen angereicherte Kostenkurve verschiebt bzw. streckt sich also tendenziell nach rechts. Allerdings ist gleichzeitig zu erwarten, dass die verzögerte Verwirklichung – des qualitativ gleichwertigen – guten Zustands einen bestimmten Nutzenverlust impliziert, da die Wertschätzung für eine frühere Zielerreichung typischerweise höher einzuschätzen ist (auf diese Gegenwartspräferenz wird im Folgenden noch eingegangen). Grafisch bedeutet das eine tendenzielle Verschiebung der Nutzenkurve nach unten. Insgesamt ist also eine Fristverlängerung wohlfahrtstheoretisch sinnvoll, wenn der neue Schnittpunkt von Kosten- und Nutzenkurve impliziert, dass UQ_{GZ} nunmehr links von $UQ_{kritisch}$ (neu) liegt.

¹³²¹ Vgl. allgemein auch Gawel (2001), S. 22.

¹³²² Vgl. bereits Kap. 5.2.1.

¹³²³ „From the logic of the WFD is [sic!] becomes clear that an assessment of disproportionate costs only makes sense after a combination of the most cost-effective solutions has been identified.“, CIS (2009a), S. 13, vgl. auch CIS (2003a), S. 199; Interwies et al. (2004), S. 93; Klauer et al. (2008a), S. 41; CIS (2008b), S. 2; CIS (2009a), S. 34.

Eine systematische Beurteilung der gesamtwirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit einer definierten Verbesserung des Gewässerzustands kann mittels einer Kosten-Nutzen-Analyse (KNA) erfolgen.¹³²⁴ Die KNA ist ein ökonomisches Standardverfahren, das allgemein zur wirtschaftlichkeitsanalytischen Ex-ante-Beurteilung konkreter staatlicher Maßnahmen (z. B. Infrastrukturprojekte) oder Politiken Anwendung findet und einem wohlfahrtstheoretischen Grundprinzip folgt.¹³²⁵ Auf Basis einer systematischen Erfassung, Bewertung, Aggregation und Abwägung gesamtwirtschaftlicher Kosten und Nutzen soll im Rahmen von Durchführungs- und Auswahlentscheidungen ein effizienterer Einsatz gesamtwirtschaftlicher Ressourcen und damit eine Steigerung der Gesamtwohlfahrt der Gesellschaft herbeigeführt werden.¹³²⁶ Mit dieser Zielsetzung wird die KNA auch zur Ermittlung der

¹³²⁴ Vgl. bspw. Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 589. Zur Methodik der Kosten-Nutzen-Analyse vgl. bspw. Stiller/Teubel (1997), S. 538-541; Boardman et al. (2006); Brent (2006); Zerbe/Bellas (2006); OECD (2006); Blankart (2011), S. 479-497; Hanusch (2011). Die KNA wird in der angeführten englischsprachigen Literatur als Cost-Benefit-Analysis (CBA) oder Benefit-Cost-Analysis bezeichnet. Im Deutschen wird ebenfalls der Begriff Nutzen-Kosten-Analyse verwendet.

¹³²⁵ Vgl. hier sowie zu Folgendem bspw. Schulz/Schulz (1991), S. 300f.; Hansjürgens (2001a), S. 68-71; Steinberg et al. (2002), S. 203; OECD (2006), S. 16f. und S. 31-34; Hansjürgens/Messner (2006), S. 410f.; Hanusch (2011), S. 1-3; Kellermann (2012), S. 137-147. In den USA weist die KNA bereits eine längere Anwendungstradition auf und hat sich als Standardverfahren für eine wirtschaftsanalytische Beurteilung staatlicher Politiken oder Projekte etabliert, vgl. Schulz/Schulz (1991), S. 301; Endres/Holm-Müller (1998), S. 178-182; Holm-Müller/Muthke (2001), S. 457; OECD (2006), S. 36f.; Görlach (2007), S. 2; Turner (2007), S. 255; Hanusch (2011), S. 6; Kellermann (2012), S. 138. Auch in der Bundesrepublik Deutschland besteht seit 1970 eine grundsätzliche Verpflichtung, für alle staatlichen Maßnahmen mit signifikanten gesamtwirtschaftlichen Auswirkungen gesamtwirtschaftliche Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen wie die Kosten-Nutzen-Analyse durchzuführen, vgl. § 6 Abs. 2 HGrG, § 7 Abs. 2 BHO sowie auch LAWA (1979), S. 7; LAWA (1981), S. 33; Schulz/Schulz (1991), S. 301f.; Blankart (2011), S. 479f.; Hanusch (2011), S. 5; Kellermann (2012), S. 140-144. Die Abwägung der Kosten und Nutzen umweltpolitischer Maßnahmen im Rahmen von KNA wurde bereits im ersten Umweltprogramm der Bundesregierung von 1971 gefordert, vgl. BMI (1971), S. 14 sowie S. 36. Dennoch hat sich das Instrument der KNA in Deutschland und auch anderen europäischen Ländern bislang in einem deutlich geringeren Ausmaß etabliert, vgl. Endres/Holm-Müller (1998), S. 182-186; Görlach (2007), S. 2; Turner (2007), S. 255-257; Meusel (2008), S. 69. Zu Pilotstudien zur Kosten-Nutzen-Bewertung umweltpolitischer Maßnahmen in Deutschland vgl. Schulz/Schulz (1991), S. 303-320. Zur Skepsis von Behörden bei der Anwendung von Kosten-Nutzen-Analysen in der Wasserwirtschaft vgl. Holm-Müller/Muthke (2001), S. 457-470. Zur Charakterisierung der KNA im Kontext wirtschaftlicher Ex-Ante-Analysen vgl. Kellermann (2012), S. 134-144.

¹³²⁶ Vgl. bspw. LAWA (1979) S. 8; LAWA (1981), S. 9; Hansjürgens (2001a), S. 68-71; Holm-Müller/Muthke (2001), S. 456; Bergstrom/Boyle/Poe (2001), S. 3-5; OECD (2006), S. 16f.; Hanusch (2011), S. 1-3; Kellermann (2012), S. 137f. Die Bewertung von Kosten und Nutzen basiert in zentraler Weise auf den individuellen Präferenzen und dem daraus resultierenden Nutzenempfinden nach dem ökonomischen Paradigma der Konsumentenouveränität, vgl. bspw. WBGU (1998), S. 317; Gawel (2001), S. 28-31; Hansjürgens (2001a), S. 69; Marggraf (2005), S. 61-67, Londong et al. (2006), S. 50; Hanusch (2011), S. 1-3. Dabei werden die originär ordinalen Nutzen in ein kardinales Maß (Zahlungsbereitschaft oder Konsumentenrente) überführt. Das Konzept der Zahlungsbereitschaft beruht auf der volkswirtschaftlichen Nutzentheorie, wonach sich die Wohlfahrtseffekte einer Maßnahme je nach Ausgangslage durch die so genannte kompensatorische Variation oder die so genannte äquivalente Variation des Nutzenniveaus quantifizieren lassen, vgl. bspw. Hansjürgens (2001a), S. 70; Muthke (2002), S. 11-21; Hampicke (2003), S. 413; Marggraf (2005), S. 71-78; OECD (2006), S. 45f.; Londong et al. (2006), S. A-8f.; Brouwer et al. (2009), S. 13f.; Hanusch (2011), S. 16-20 sowie S. 90f. Streng genommen werden durch die Zahlungsbereitschaft „marginale“ Umweltqualitätsveränderungen bewertet, Meyerhoff/Petschow (1998), S. 62; Gronemann/Hampicke (1998), S. 169-171; OECD (2006), S. 171; Londong et al. (2006), S. 20f.; Hanusch (2011), S. 54-56. Das Bewertungsprinzip lässt sich jedoch auf endliche Umweltqualitätsveränderungen übertragen, vgl. Marggraf

gesamtwirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit von wasserwirtschaftlichen Projekten eingesetzt.¹³²⁷

Das Grundprinzip einer KNA liegt darin, die von einer bestimmten Änderung des Status quo (z. B. Umsetzung einer Maßnahme) zu erwartenden gesamtwirtschaftlichen Vor- und Nachteile als Nutzen bzw. Kosten und in einer einheitlichen Dimension – Geldeinheiten – auszudrücken, um damit einen direkten Vergleich aller Kosten- und Nutzenaspekte sowie eine Aussage über die gesamtwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit der betrachteten Maßnahme zu ermöglichen.¹³²⁸ Als Entscheidungskriterien können hierbei das Verhältnis von

(2005), S. 72. Bei großen Vorhaben sind dann allerdings auch Preiswirkungen zu beachten, vgl. bspw. Hanusch (2011), S. 22f. Die ökonomische Vorteilhaftigkeit mit Bezug auf die Gesamtheit der betrachteten Individuen wird nach dem Kriterium der potenziellen Pareto-Verbesserung (Kaldor-Hicks-Kriterium) bestimmt, wonach die Individuen mit Nutzengewinn potenziell in der Lage sind, die Individuen mit Nutzenverlust vollständig zu kompensieren, vgl. Hansjürgens (2001a), S. 70; Marggraf (2005), S. 80f.; Hanusch (2011), S. 16-20. Als Kosten einer betrachteten Maßnahmen sind im Kontext der KNA die Opportunitätskosten anzusetzen, die sich daraus ergeben, dass die zur Umsetzung der Maßnahme erforderlichen Ressourcen einer alternative Verwendung nicht mehr zur Verfügung stehen. Auch die Nutzeneinbußen der „Verlierer“ einer Maßnahme stellen Kosten dar, vgl. bspw. Marggraf (2005), S. 78-81; OECD (2006), S. 45f.; Hanusch (2011), S. 2. Um eine Aussage zur gesamtwirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit einer betrachteten Maßnahme vornehmen zu können, ist die zu betrachtende Grundgesamtheit der Individuen („Gesellschaft“) abzugrenzen und eine gesamtwirtschaftliche Aggregation der individuellen Kosten und Nutzen im Sinne einer sozialen Wohlfahrtsfunktion vorzunehmen. Typischerweise erfolgt dies durch Aufsummierung der individuellen Nutzenveränderungen, vgl. bspw. Hansjürgens (2001a), S. 69f.; OECD (2006), S. 16f. sowie S. 43f.; Hanusch (2011), S. 4f. Im Rahmen der klassischen KNA werden also Verteilungswirkungen zwischen den Individuen nicht betrachtet, vgl. bspw. Hanusch (2011), S. 4. Der Prozess der Durchführung einer KNA befördert nicht zuletzt die (interdisziplinäre) Kommunikation zwischen den Planern und Entscheidungsträgern einerseits sowie den Betroffenen andererseits. Dadurch werden Zielkonflikte besser erkennbar und insgesamt eine höhere Sachlichkeit und Entscheidungsqualität erreichbar, vgl. LAWA (1979), S. 8; Schulz/Schulz (1991), S. 309; Dehnhardt/Hirschfeld (2005), S. 31f.; OECD (2006), S. 34-36; Görlach (2007), S. 2f. sowie auch Turner (2007), S. 257.

¹³²⁷ Vgl. Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 585f. sowie S. 597-599. Um hierbei ein vergleichbares Vorgehen zu gewährleisten, hat die LAWA bereits Ende der Siebziger Jahre des 20. Jh. grundlegende Leitlinien für die Durchführung von KNA bei wasserwirtschaftlichen Projekten erarbeitet, vgl. LAWA (1979) und LAWA (1981). Auch im Kontext der Umsetzung der WRRL wurden bereits KNA durchgeführt. Im Auftrag des Umweldirektorats der Europäischen Kommission wurde eine „explorative“ KNA in Bezug auf die Umsetzung der WRRL mit speziellem Fokus auf die Landwirtschaft durchgeführt, vgl. Nocker et al. (2007). Eine explorative KNA zielt nicht auf eine möglichst vollständige Erfassung und Quantifizierung von Kosten und Nutzen ab, sondern möchte vornehmlich unterschiedliche Kosten- und Nutzenkategorien unter Zuhilfenahme von Indikatoren verdeutlichen, vgl. Nocker et al. (2007), S. 8 sowie S. 22. Zu einem Überblick weiterer KNA, die in den Mitgliedstaaten mit Blick auf die Umsetzung der WRRL durchgeführt wurden, vgl. Nocker et al. (2007), S. 36-38.

¹³²⁸ Vgl. bspw. Holm-Müller/Muthke (2001), S. 456; Hansjürgens (2001a), S. 68; Steinberg et al. (2002), S. 202; Enneking/Menzel (2005), S. 46-50; Boardman et al. (2006), S. 2; OECD (2006), S. 16f. sowie S. 42-46; Ammermüller et al. (2008b), S. 11. Zu den Schritten und zum Aufbau einer KNA vgl. bspw. LAWA (1979), S. 9-12; LAWA (1981), S. 26; OECD (2006), S. 51-62; Zerbe/Bellas (2006), S. 3-5; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 160; Hanusch (2011), S. 7; Kellermann (2012), S. 140-143. Unverzichtbare Grundlage der ökonomischen Bewertung in Form von Kosten und Nutzen stellt eine möglichst genaue, multidisziplinäre Identifizierung und Erfassung aller wohlfahrtsrelevanten Auswirkungen dar, vgl. bspw. Gawel (2001), S. 24-28; Hansjürgens (2001a), S. 68f.; Enneking/Menzel (2005), S. 47f.; Petschow et al. (2005), S. 146f.; Pielen/Holländer (2005), S. 23; OECD (2006), S. 55-57; Londong et al. (2006), S. 37f.; Brouwer et al. (2009), S. 18-21; Hanusch (2011), S. 7-11. Aus ökonomischer Perspektive sind dabei reale und rein pekuniäre Effekte abzugrenzen. Während reale Nutzen- und Kosteneffekte aus einer tatsächlich veränderten Versorgung mit Gütern führen, sind pekuniäre

Nutzen und Kosten oder aber der Überschuss des Nutzens über die Kosten herangezogen werden.¹³²⁹

Im Regelfall ist davon auszugehen, dass sich die Wirkungen einer Maßnahme über mehrere Perioden in die Zukunft erstrecken. In der ökonomischen Theorie geht man davon aus, dass Entscheider und Betroffene den Kosten und dem Nutzen i. d. R. einen umso geringeren Wert beimessen, je weiter sie in der Zukunft anfallen. Als Gründe für eine solche Gegenwartspräferenz werden in der ökonomischen Theorie v. a. eine gesellschaftliche Zeitpräferenz sowie gesellschaftliche Opportunitätskosten angeführt.¹³³⁰ Daher werden die Nutzen und Kosten unterschiedlicher Perioden durch eine Diskontierung auf den Entscheidungszeitpunkt vergleich- und aggregierbar gemacht.¹³³¹ Die Gesamtabwägung von Kosten und Nutzen erfolgt dann durch den Nettogegenwartswert (NGW), der

Effekte Ausdruck von Verteilungswirkungen (bspw. bloße Verlagerung von Wertschöpfung aus Freizeitnutzung), vgl. Hanusch (2011), S. 9f. Nicht monetär quantifizierbare Effekte werden als intangibel bezeichnet. Diese lassen sich nur mengenmäßig quantifizieren oder qualitativ beschreiben. Das Ausmaß der Tangibilität von wohlfahrtsrelevanten Effekten ist allerdings auch vom methodischen Aufwand abhängig, der für die Bewertung in Kauf genommen wird, vgl. bspw. LAWÄ (1981), S. 18; Hanusch (2011), S. 10f.

¹³²⁹ Eine Maßnahme wäre demnach gesamtwirtschaftlich nicht vorteilhaft, wenn sich ein gesamtwirtschaftliches Nutzen-Kosten-Verhältnis kleiner eins oder ein gesamtwirtschaftlicher Kostenüberschuss ergeben würde, vgl. LAWÄ (1979), S. 17; Hansjürgens (2001a), S. 68; Europäische Kommission (2003), S. 29 sowie S. 116-119; RPA (2004), S. 15f. sowie S. 20f. Europäische Kommission (2006b), S. 10f.; OECD (2006), S. 67-73; Meusel (2008), S. 86f.; Hanusch (2011), S. 118-130.

¹³³⁰ Vgl. bspw. Londong et al. (2006), S. 46f.; Hanusch (2011), S. 103-116; Kellermann (2012), S. 161-169.

¹³³¹ Vgl. LAWÄ (1979), S. 13-17; Londong et al. (2006), S. 47; Blankart (2011), S. 491f.; Hanusch (2011), S. 101f. Die Wahl der Diskontierungsrate ist für das Analyseergebnis von erheblicher Bedeutung und wird in der Literatur kontrovers diskutiert, vgl. bspw. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 78-82; Endres/Müller-Holm (1998), S. 134-140; OECD (2006), S. 184-191; Hanusch (2011), S. 103-116; Kellermann (2012), S. 156-177. Die Befürworter der reinen Zeitpräferenzrate empfehlen, die Rendite langfristiger, risikoloser bzw. risikoarmer Staatsanleihen als (Näherungs-)Maß für die gesellschaftliche Zeitpräferenzrate heranzuziehen, vgl. bspw. Hanusch (2011), S. 109f.; Kellermann (2012), S. 160f. sowie S. 163-166. Demgegenüber argumentieren die Befürworter der gesellschaftlichen Opportunitätskostenrate, dass sich die Allokationseffizienz der Produktionsfaktoren in der Volkswirtschaft zu verschlechtern droht, wenn die Kosten und Nutzen staatlich initiierten Vorhaben nur mit der reinen gesellschaftlichen Zeitpräferenzrate diskontiert werden. Unterstellt man eine Vollausslastung aller Produktionsfaktoren in der Volkswirtschaft, würden dann durch ein staatliches Projekt private Vorhaben mit höherer „Rendite“ verdrängt, wodurch gesamtwirtschaftliche Opportunitätskosten resultieren. Daher wird für solche Projekte grundsätzlich eine Diskontierung mit einer gesellschaftlichen Opportunitätskostenrate gefordert, vgl. bspw. Hanusch (2011), S. 111; Kellermann (2012), S. 166f. Allerdings ist die Ermittlung einer gesellschaftlichen Opportunitätskostenrate in der Praxis nicht unproblematisch, da dazu Informationen über die konkret verdrängten privaten Investitionen sowie deren Kapitalverzinsung erforderlich sind. Als Näherungswert wird daher oft der Durchschnittsertrag der privaten Industrie empfohlen, vgl. bspw. Hanusch (2011), S. 111. Um eine intertemporale Vergleichbarkeit in realen Werten sicherzustellen sind zumindest inflationsbedingte Verzerrungen der Kosten- und Nutzenwerte zu vermeiden. Hierzu ist sicherzustellen, dass sowohl das Wertgerüst als auch die Diskontierungsrate beide entweder real oder nominal ermittelt werden. Die Prognose von inflationsbedingten Preissteigerungen für Güter ist allerdings ebenfalls unsicher, vgl. bspw. Hanusch (2011), S. 114f. Gerade bei Zahlungsbereitschaftsanalysen ist zudem zu vermeiden, dass die Befragten bei der Angabe ihrer Zahlungsbereitschaft bereits eine implizite Diskontierung – bspw. des Vermächtniswertes – vornehmen, da es sonst zu einer doppelten Diskontierung kommt, vgl. Kellermann (2012), S. 100. Da jede Diskontierung zu einer grundsätzlichen Untergewichtung langfristiger Auswirkungen

die Differenz der jeweiligen Gegenwartswerte des Nutzens und der Kosten darstellt.¹³³² Hierbei ist ein für den betrachteten Bewertungsgegenstand hinreichend langer Betrachtungszeitraum T zu wählen, um alle relevanten Kosten und Nutzen zu erfassen.¹³³³

$$NGW = \sum_{t=0}^T \frac{N_t}{(1+r)^t} - \sum_{t=0}^T \frac{K_t}{(1+r)^t} = \sum_{t=0}^T \frac{N_t - K_t}{(1+r)^t}$$

Es wird deutlich, dass die KNA eine methodische Analogie zur betriebswirtschaftlichen Investitionsrechnung aufweist.¹³³⁴ Die KNA geht dabei jedoch über das Kalkül eines einzelwirtschaftlichen Investors hinaus, indem gerade auch die gesamtwirtschaftlichen Wirkungen eines Vorhabens, also Auswirkungen auf das Nutzenniveau Dritter, in die Bewertung einbezogen werden.¹³³⁵

führt, bleibt sie insb. bei umweltrelevanten Entscheidungen mit Auswirkungen auf zukünftige Generationen umstritten, vgl. bspw. Endres/Müller-Holm (1998), S. 139f.; Hansjürgens (2001a), S. 89f.; OECD (2006), S. 190; Londong et al. (2006), S. 47; Turner (2007), S. 259f. sowie ausführlich Kellermann (2012), S. 171-177. KELLERMANN konzipiert den Ansatz einer nachhaltigkeitsorientierten Diskontierung, bei der unterschiedliche Güter- bzw. Schadenskategorien entsprechend ihrer Bedeutung und Reichweite für menschliche Bedürfnisse, ihrer Substituierbarkeit und ihrer zeitlichen Persistenz (intergenerationelle Betroffenheit) differenziert diskontiert werden, vgl. ausführlich Kellermann (2012), insb. S. 115-124, S. 178-180 sowie S. 199-239. Orientierung im Sinne einer gesellschaftlich „angemessenen“ Diskontierung bieten auch politische Empfehlungen bzw. Vorgaben, die auf nationaler sowie internationaler Ebene hinsichtlich der Durchführung von KNA getroffen wurden. Bspw. empfiehlt die Europäische Kommission in einem Leitfaden zur Kosten-Nutzen-Analyse von Großprojekten die Zugrundelegung einer realen gesellschaftlichen Diskontrate von 5 %, vgl. Europäische Kommission (2003), S. 120-123; Europäische Kommission (2006b), S. 8. In der Methodenkonvention des Umweltbundesamtes zur Bewertung von Umweltschäden wird die Diskontierungsrate vom relevanten Betrachtungszeitraum abhängig gemacht. Für Zeiträume bis zu 20 Jahren wird empfohlen, den realen langfristigen Kapitalmarktzins von 3 % zu verwenden. Für längere Betrachtungsräume mit generationenübergreifenden Auswirkungen werden 1,5 % vorgeschlagen, vgl. UBA (2007a), S. 35-37 sowie auch Londong et al. (2006), S. 47; Meusel (2008), S. 87. Die (unreflektierte) Übernahme politischer Vorgaben von Diskontierungssätzen wird jedoch kritisch gesehen, vgl. Hanusch (2011), S. 116.

¹³³² Vgl. bspw. Europäische Kommission (2003), S. 29; Hanusch (2011), S. 119. Der Nettogegenwartswert stellt also die dynamische Ausprägung des zuvor angeführten Entscheidungskriteriums „gesamtwirtschaftlicher Nutzenüberschuss“ dar.

¹³³³ Vgl. Londong et al. (2006), S. 47; Meusel (2008), S. 87. Bei wasserwirtschaftlichen Maßnahmen werden bspw. Untersuchungszeiträume für Anlagen der Wasserversorgung und Abwasserableitung von 60 Jahren zzgl. der jeweiligen Investitionsphase, bei Anlagen der Gewässerreinigung und Abwasserbehandlung von 30 Jahren zzgl. der Investitionsphase empfohlen, vgl. LAWA (2005), S. 4/2 sowie auch LAWA (1979) S. 14. Der relevante Betrachtungszeitraum orientiert sich also an der typischen Nutzungsdauer einer Maßnahme, nach deren Ablauf die Maßnahme zur Fortschreibung der Wirkung erneut durchgeführt werden muss. Herausfordernder ist die Festlegung des Betrachtungszeitraums bei Maßnahmen, die keine abgrenzbare Nutzungsdauer haben (z. B. Aufgabe einer Gewässernutzung zur eigendynamischen Renaturierung des Gewässers). In Abhängigkeit von der gewählten Diskontierung nimmt die relative Bedeutung der zukünftigen Kosten und Nutzen aber stetig ab, so dass weitere Verlängerungen des Betrachtungszeitraums immer weniger Einfluss auf das Bewertungsergebnis haben.

¹³³⁴ Vgl. LAWA (1981), S. 16; Stiller/Teubel (1997), S. 538; Londong et al. (2006), S. 46; Blankart (2011), S. 480f. Im finanztheoretischen Sinne sind im Rahmen einer KNA die Kosten als Auszahlungen und der Nutzen als Einzahlungen zu verstehen, vgl. bspw. LAWA (1979), S. 13.

¹³³⁵ Vgl. bspw. Holm-Müller/Muthke (2001), S. 456; Hansjürgens (2001a), S. 69; Europäische Kommission (2003), S. 33-35; Europäische Kommission (2006b), S. 9; Hanusch (2011), S. 68-74; Kellermann

Im konkreten Anwendungsfall ist zu beurteilen, ob die Verwirklichung eines guten Zustands für einen bestimmten Wasserkörper mit unverhältnismäßig hohen gesamtwirtschaftlichen Kosten einhergeht. Die KNA richtet sich also in diesem Fall nicht auf die Vorteilhaftigkeit einer oder mehrerer Maßnahmen, sondern die Zustandsverbesserung eines Wasserkörpers als Ganzes.¹³³⁶ Eine verlässliche Einschätzung der gesamtwirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit der Verwirklichung des guten Zustands an einem Wasserkörper erfordert, die der Umweltqualitätsverbesserung zuzurechnenden positiven und negativen Wirkungen systematisch zu erfassen sowie möglichst vollständig und überschneidungsfrei in monetären Einheiten zu bewerten, um sie in der Logik der KNA als gesamtwirtschaftliche Kosten und Nutzen gegenüberstellen zu können.¹³³⁷ Die folgenden Ausführungen fokussieren auf die Erfassung und Bewertung der relevanten Nutzenkomponenten, da die relevanten Kostenkomponenten bereits im Zusammenhang mit der Zusammenstellung kosteneffizienter Maßnahmenprogramme in Kap. 5.2.1 erörtert wurden.¹³³⁸

Die Verwirklichung der ökologischen Zielsetzungen der Richtlinie bringt „vielfältigen Nutzen und sozio-ökonomische Vorteile für unsere und nachfolgende Generationen“.¹³³⁹

(2012), S. 139f. Dieser gesamtwirtschaftliche Betrachtungsrahmen wird im Rahmen der CIS für die Prüfung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten explizit eingefordert, vgl. CIS (2003a), S. 116 sowie auch Görlach/Interwies (2004), S. 18; Klauer et al. (2007), S. 2.

¹³³⁶ Vgl. CIS (2009a), S. 10 sowie auch Ginzky (2005), S. 519; Klauer et al. (2007), S. 4f.; Ammermüller et al. (2008a), S. 4. Ergänzend können aber auch Analysen auf aggregierter Betrachtungsebene hinzugezogen werden, vgl. bspw. LAWA (2009), S. 3/10.

¹³³⁷ Vgl. RPA (2004), S. 42-44; Petschow et al. (2005), S. 144; Londong et al. (2006), S. 48; Brouwer (2006a), S. 2; Klauer et al. (2007), S. 7; Klauer et al. (2008a), S. 39; Meusel (2008), S. 87; Brouwer et al. (2009), S. 18-21; Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 394f. Als Systematisierungshilfe bei der Erfassung des Nutzens kann bspw. die so genannte „water quality ladder“ herangezogen werden, welche bestimmte Nutzungsmöglichkeiten und ökologische Charakteristika abgestuften Gewässerqualitätsklassen zuordnet, vgl. Brouwer et al. (2009), S. 98; LAWA (2009), S. 3/10. Hinsichtlich der Begründung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen sowie der hierfür zugrunde zu legenden Kosten und Nutzen ist allerdings zu beachten, dass Verbesserungen des Gewässerzustands, die bereits nach bestehendem gemeinschaftlichen Recht (z. B. Nitratrichtlinie, Trinkwasser-Richtlinie, Richtlinie über kommunale Abwässer, FFH-Richtlinie) erforderlich sind, nicht in die Betrachtung einbezogen werden dürfen. Diese Verbesserungen bzw. die dazu notwendigen grundlegenden Maßnahmen nach Art. 11 Abs. 3 a) WRRL sind in jedem Fall umzusetzen und daher dem Baseline-Szenario i. S. d. Art 5 WRRL zuzuordnen, vgl. Art. 4 Abs. 8 und 9 WRRL sowie auch CIS (2009a), S. 10f. Entsprechend sind auch die gesamtwirtschaftlichen Kosten und Nutzen dieser ohnehin umzusetzenden Verbesserungen nicht im Rahmen der Prüfung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen zu berücksichtigen, vgl. CIS (2005b), S.17; CIS (2008b), S. 4; CIS (2009a), S.13. Zur Berücksichtigung gesetzlicher und politischer Nebenbedingungen im Kontext von KNA vgl. allgemein Hanusch (2011), S. 12.

¹³³⁸ Zu den zu berücksichtigenden gesamtwirtschaftlichen Kosten vgl. CIS (2003a), S. 116-120 und S. 168-179; CIS (2009a), S. 34. Auch wenn im Rahmen einer KNA insb. die Bewertung der nicht-marktgängigen Nutzen herausfordernd ist, können auch die Kostenwirkungen für den gesamtwirtschaftlichen Planer – z. B. aufgrund von Informationsasymmetrien – erheblichen Unsicherheiten unterliegen. In diesem Zusammenhang können je nach Motivation zu optimistische oder zu pessimistische Kosten geschätzt werden. Problematisch ist auch die Bewertung von indirekten Folgekosten in der Volkswirtschaft, vgl. OECD (2006), S. 77-80.

¹³³⁹ CIS (2005b), S. 15 sowie auch CIS (2009a), S. 32f.

Gerade aufgrund der vielfältigen wohlfahrtsrelevanten und zudem gewässerindividuellen Wirkungen stellt die Verbesserung des chemischen und ökologischen Zustands eines Fließgewässers einen äußerst komplexen Bewertungsgegenstand dar.¹³⁴⁰ Zunächst ist zu beachten, dass die Verwirklichung eines guten Gewässerzustands nicht nur konkrete Vorteile für bestimmte anthropogene Nutzungsmöglichkeiten des Gewässers mit sich bringt, sondern dass auch der qualitativen Verbesserung der Naturfunktionen eines Gewässers auf Basis individueller Präferenzen ein ökonomischer Nutzen beigemessen werden kann.¹³⁴¹ Nach dem sogenannten „Total Economic Value“-Konzept werden zur Beurteilung des Gesamtnutzens einer Umweltqualitätsverbesserung¹³⁴² neben der Erhöhung des Gebrauchswerts einer Umweltressource (engl. use value) auch die Verbesserung des Nichtgebrauchswerts (engl. passive use value oder non use value) einbezogen.¹³⁴³

¹³⁴⁰ Vgl. WBGU (1998), S. 314; Bergstrom/Boyle/Poe (2001), S. 3-6; Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 589f.; Ginzky (2005), S. 519; Brouwer et al. (2009), S. 18-27 sowie S. 31f. Während die Verbesserung des Gewässerzustands als primäre Nutzenquelle verstanden werden kann, sind in vielen Fällen auch nutzenstiftende Verbesserungen in den angrenzenden Ökosystemen der Ufer- und Auenbereiche zu erwarten, vgl. Möllenkamp (2006), S. 251 sowie Bender/Schäfer (2006), S. 3. Zur Bewertung der ökosystemaren Funktionen des Gewässersystems ist ein weitreichendes Systemverständnis inklusive der wesentlichen Interdependenzen erforderlich, vgl. OECD (2006), S. 174f. sowie S. 181; Brouwer et al. (2009), S. 24. Für die Bewertung des Nutzens der Verwirklichung eines guten Zustands eines Gewässers muss dieser abstrakte Bewertungsgegenstand in konkrete nutzbringende Wirkungen (z. B. eine verbesserte Biodiversität) übersetzt werden. Als Systematisierungshilfe kann dazu bspw. die so genannte „water quality ladder“ herangezogen werden, welche bestimmte Nutzungsmöglichkeiten und ökologische Charakteristika abgestuften Gewässerqualitätsklassen zuordnet, vgl. Brouwer et al. (2009), S. 94-106. Schließlich sind auch positive wie negative Auswirkungen in anderen Umweltmedien als Nutzen oder Kosten in die Betrachtung einzubeziehen. Entsprechend dem weit gefassten gesamtwirtschaftlichen Kostenbegriff (vgl. Kap. 5.2.1) sind auch auf der Nutzenseite grundsätzlich alle sonstigen durch die ökologischen Verbesserungen der betrachteten Maßnahmen induzierten positiven Auswirkungen in der Volkswirtschaft in die Analyse einzubeziehen.

¹³⁴¹ Vgl. Weimann (1999), S. 39-41; RPA (2004), S. 42-45; Funke/Borchardt (2006), S. 370; Hecht/Werbeck (2006), S. 217-219; Nocker et al. (2007), S. 27-34; Brouwer et al. (2009), S. 2 sowie S. 27.

¹³⁴² Es ist nicht das Ziel umweltökonomischer Bewertungen, den absoluten Wert von Ökosystemen oder Natur, sondern vielmehr die positive oder negative Wertschätzung für marginale oder endliche Umweltqualitätsveränderungen zu bestimmen, vgl. bspw. Gronemann/Hampicke (1998), S. 169-171; Petschow et al. (2005), S. 144f.; Marggraf (2005), S. 81f.; OECD (2006), S. 171. Im vorliegenden Fall ist der (primäre) Bewertungsgegenstand die Verbesserung des Gewässerzustands vom Status quo zum guten Zustand.

¹³⁴³ Vgl. grundlegend Pearce/Turner (1990), S. 120-140 sowie auch Petschow et al. (2005), S. 145f.; Brouwer (2006a), S. 3f.; OECD (2006), S. 86-88; Hansjürgens/Messner (2006), S. 410; Londong et al. (2006), S. 10-21; Ammermüller et al. (2008b), S. 7; Brouwer et al. (2009), S. 27-31; Hanusch (2011), S. 88f.; Kellermann (2012), S. 128-133. Eine genaue Abgrenzung der einzelnen Teilkomponenten des Total Economic Value ist bei der praktischen Ermittlung allerdings nicht exakt und überschneidungsfrei möglich. Entscheidend für die Beurteilung der gesamtwirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit einer Umweltqualitätsverbesserung ist, dass der Gesamtnutzen möglichst vollständig und ohne Doppeltzählungen erfasst wird. Zur Aggregation von Nutzenwerten im Rahmen des Total Economic Value vgl. bspw. Brouwer et al. (2009), S. 164-174 sowie auch Enneking/Menzel (2005), S. 50. Insgesamt entspricht der Nutzen einer Verbesserung des Gewässerzustands in spiegelbildlicher Weise den externen Kosten des vormals beeinträchtigten Gewässerzustands in Referenz zum guten Zustand.

Der so genannte Gebrauchswert bemisst den Wert einer tatsächlichen oder zukünftig geplanten Nutzung der Umweltressource und schließt auch den Wert der bloßen Möglichkeit einer Nutzung (Optionswert) mit ein.¹³⁴⁴ Im betrachteten Fall stärkt die Verbesserung des chemischen und ökologischen Gewässerzustands die Nutzbarkeit ökosystemarer Leistungen des Gewässers (z. B. Schadstoffabbau, Hochwasserretention) und eröffnet im Regelfall neue Nutzungsmöglichkeiten der Gewässer, die zuvor von den bestehenden Beeinträchtigungen des Gewässerzustands verhindert oder in ihrer Qualität eingeschränkt wurden.¹³⁴⁵ Bspw. erleichtert eine Verbesserung der stofflichen Qualität die Nutzung des Gewässers zur Trinkwassergewinnung, da aufwändige Aufbereitungsschritte entfallen können. Darüber hinaus kann eine Verbesserung des chemischen und ökologischen Zustands auch die Attraktivität für Freizeit- und Erholungszwecke im und am Gewässer (z. B. Baden, Wassersport, Spaziergehen am Gewässer) erhöhen.¹³⁴⁶ Spezifische Nutzungen wie das Freizeitangeln und ggf. auch eine Berufsfischerei profitieren dabei gerade von einer Verbesserung der Artenvielfalt und Abundanz im Bereich der Fischfauna.¹³⁴⁷ Allerdings sind die Auswirkungen der Verwirklichung eines guten Gewässerzustands auf Freizeit und Erholung stark vom jeweiligen Gewässerkontext abhängig.¹³⁴⁸

Demgegenüber repräsentiert der so genannte Nichtgebrauchswert die individuellen Wertschätzungen für ein Umweltgut, welche unabhängig von einer Nutzungsintention bestehen. Diese individuelle Wertschätzung kann darin begründet sein, dass eine Umweltressource in einer bestimmten Qualität für andere Menschen in der Gegenwart (altruistischer Wert) oder für zukünftige Generationen erhalten werden soll (Hinterlassenschaftswert).

¹³⁴⁴ Vgl. grundlegend Pearce/Turner (1990), S. 120-140 sowie auch Petschow et al. (2005), S. 145f.; Brouwer (2006a), S. 3f.; Hansjürgens/Messner (2006), S. 410; Londong et al. (2006), S. 10-21; Ammermüller et al. (2008b), S. 7; Meusel (2008), S. 60-62; Brouwer et al. (2009), S. 28.

¹³⁴⁵ Vgl. RPA (2004), S. 43f.; CIS (2005b), S. 15-17; Meusel (2008), S. 61; Brouwer et al. (2009), S. 25-27; CIS (2009a), S. 32f. sowie bereits Kap. 3.1. Zur Bewertung von ökosystemaren Leistungen vgl. auch OECD (2006), S. 170-181. Um zunächst ein möglichst umfassendes Bild der derzeitigen und potenziellen Nutzen an einem Wasserkörper zu erhalten, kann bspw. von den in Abbildung 3 dargestellten funktionalen Kategorisierungen ausgegangen werden. Im Hinblick auf Nutzungskonkurrenzen und die gesamtwirtschaftliche Bedeutung von Gewässernutzungen können die Informationen der wirtschaftlichen Analyse eine wichtige Datengrundlage liefern. Zu den Funktionen der wirtschaftlichen Analyse, vgl. bereits Kap. 5.1 sowie bspw. CIS (2003a), S. 11f.

¹³⁴⁶ Vgl. Muthke (2002), S. 45; CIS (2005b), S. 15-17; Schumann et al. (2005), S. 333f.; Funke/Borchardt (2006), S. 383-384; Londong et al. (2006), S. 19; Sommerwerk (2006), S. 321-329; Nocker et al. (2007), S. 54f. und S. 61f. sowie auch bereits Kap. 3.1. Zu den Freizeit- und Erholungsfunktionen von Gewässern vgl. ausführlich Ewers/Schulz (1982). Die Renaturierung von Gewässern kann zudem entscheidend das Landschaftsbild verbessern.

¹³⁴⁷ Vgl. Schumann et al. (2005), S. 323-325; Nocker et al. (2007), S. 94f.

¹³⁴⁸ Vgl. Muthke (2002), S. 45; Funke/Borchardt (2006), S. 383-384; Londong et al. (2006), S. 91; Brouwer et al. (2009), S. 27. Die Realisierbarkeit zusätzlicher Freizeit- und Erholungsnutzungen setzt aber voraus, dass die (exogenen) ökologischen Zielsetzungen des guten Zustands dadurch nicht gefährdet werden, da Freizeit- und Erholungsnutzungen bei hoher Nutzungsintensität auch massive Beeinträchtigungen des Gewässers mit sich bringen können, vgl. bspw. Sommerwerk (2006), S. 321-329.

Schließlich können Individuen auch der Natur als solcher einen Existenzwert beimessen.¹³⁴⁹ In Bezug auf eine vollständige Bewertung des gesamtwirtschaftlichen Nutzens einer Verwirklichung des guten Zustands von Gewässern wird gerade der Einbeziehung von Nichtgebrauchswerten eine zentrale Bedeutung zugemessen.¹³⁵⁰ Im Fokus steht dabei die nutzungsunabhängige Wertschätzung für eine stabilere Funktionsfähigkeit der Gewässerökosysteme, die sich wiederum im Wesentlichen in der Biodiversität äußert.¹³⁵¹

Zur monetären Bewertung der mit einer Umweltqualitätsveränderung einhergehenden Änderungen von Gebrauchs- und Nichtgebrauchswerten kann im Rahmen einer KNA auf das allgemeine Spektrum der Methoden zur monetären Bewertung des Nutzens von Umweltqualitätsveränderungen zurückgegriffen werden (vgl. Abbildung 14).¹³⁵²

¹³⁴⁹ Vgl. grundlegend Pearce/Turner (1990), S. 120-140 sowie auch Endres/Holm-Müller (1998), S. 145-150; Petschow et al. (2005), S. 145f.; Brouwer (2006a), S. 3f.; Hansjürgens/Messner (2006), S. 410; Londong et al. (2006), S. 10-21; Ammermüller et al. (2008b), S. 7; Meusel (2008), S. 60-62; Brouwer et al. (2009), S. 29.

¹³⁵⁰ Vgl. Londong et al. (2006), S. 21; Brouwer (2009), S. 7 sowie auch Gronemann/Hampicke (1999), S. 185; Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 593.

¹³⁵¹ Vgl. Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 587f.; Dehnhardt/Hirschfeld (2005), S. 32; Kellermann (2012), S. 125f. Die ökologische Bedeutung der Biodiversität ergibt sich dabei aus der genetischen Vielfalt, der Artenvielfalt, der Diversität von Ökosystemen sowie der funktionalen Diversität, vgl. Schumann et al. (2005), S. 324.

¹³⁵² Vgl. Hansjürgens/Messner (2006), S. 410f.; Londong et al. (2006), S. A-1 bis A-38; Kellermann (2012), S. 85f. Neben Methoden der monetären Bewertung lassen sich Umweltwirkungen auch nicht-monetär bewerten, vgl. bspw. Lange et al. (2007), S. 42-44; Kellermann (2012), S. 85; Kellermann/Madzielski/Pianowski (2012), S. 1. Die von einem Betrachtungsobjekt (z. B. einer Maßnahme) ausgehenden Umweltwirkungen werden dabei anhand nicht-monetärer Kriterien charakterisiert, die den Nutzen positiv oder negativ beeinflussen (z. B. Emission von Treibhausgasen). Das Bewertungsergebnis ist daher typischerweise zunächst multidimensional; ein eindimensionaler (nicht-monetärer) Entscheidungswert kann nur über eine subjektive Gewichtung der Kriterien ermittelt werden. Als methodischer Rahmen einer solchen nicht-monetären Bewertung von Umweltwirkungen kann die so genannte Nutzwertanalyse herangezogen werden, vgl. bspw. Steinberg et al. (2002), S. 204-227; Europäische Kommission (2003), S. 39-42; Martens (2004), S. 943f., OECD (2006), S. 275f.; Hanusch (2011), S. 175-189.

Betroffenen-/Nutzerperspektive (nutzen-/nachfrageorientierte Methoden)					Value- bzw. Benefit-Transfer Übertragung originärer Daten	
indirekte Methoden (beobachtetes Verhalten)			direkte Methoden (bekundetes Verhalten)			
Reisekosten- methode (travel cost method)	(Reduktions-) kostenbasierte Methoden	Marktpreis- differenz- methode (hedonic pricing)	Methoden der kontingenten Bewertung (contingent valuation)	attributbasierte Bewertungs- methoden (choice modelling)		partizipative Bewertungs- methoden (participatory valuation)
	Vermeidung					
	Verminderung		WTP	contingent rating	Market Stalls	
	Beseitigung			contingent ranking		
	Verwertung			paarweiser Vergleich		
	Wieder- herstellung					
	...					
Verursacherperspektive (kosten-/angebotsorientierte Methoden)						
Vermeidungskosten (avoiding cost)	Beseitigungskosten (abatement cost)	Wiederherstellungskosten (replacement cost)	Substitutionskosten (substitute cost)			
Verminderungskosten (reducing cost)	Verwertungskosten (recycling cost)		Umsiedlungskosten (resettlement cost)			

Abbildung 14 : Methodenüberblick zur monetären Bewertung von Umweltqualitätsveränderungen¹³⁵³

Grundlegend lassen sich nutzenorientierte und kostenorientierte Methoden unterscheiden.¹³⁵⁴ Zur Beurteilung der gesamtwirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit im Rahmen einer KNA sind die Nutzen einer Umweltqualitätsverbesserung mittels der so genannten nutzenorientierten Methoden zu bewerten und den Kosten der notwendigen Maßnahmen gegenüberzustellen.¹³⁵⁵ Nutzenorientierte Methoden bewerten den Nutzen auf Basis der

¹³⁵³ Quelle: Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 8. Die verschiedenen Bewertungsmethoden weisen spezifische Vor- und Nachteile auf, die je nach Bewertungskontext unterschiedlich schwer wiegen können. Eine zweckmäßige Auswahl einer oder mehrerer Methoden kann daher nur für den spezifischen Bewertungskontext erfolgen, vgl. bspw. Londong et al. (2006), S. 32f., S. 50-53 sowie ausführlich S. A-1 bis A-38; Brouwer et al. (2009), S. 34 sowie S. 39f.

¹³⁵⁴ Vgl. bspw. Londong et al. (2006), S. A-28 bis A-30; Kellermann (2012), S. 85-90; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 3-8. Die kostenorientierte Bewertung stellt auf die Kosten der zur Verbesserung der Umweltqualität erforderlichen Maßnahmen ab (insb. Vermeidungs-, Verminderungs- oder Wiederherstellungskosten) und bildet damit die Perspektive der physischen Verursacher einer Umweltbeeinträchtigung ab. Zur sprachlichen Vereinfachung wird im Folgenden als Oberbegriff der verursacherbezogenen Kosten zur Vermeidung, Verminderung, Wiederherstellung, etc. der Begriff der *Anpassungskosten* verwendet. In der betrieblichen Umweltökonomie werden die bei der Verbesserung der Umweltqualität resultierenden Kosten auch als Umweltschutzkosten bezeichnet, vgl. UBA (2003), S. 43-45.; CIS (2004b), S. 3-8; Lange/Martensen (2004), S. 4f.

¹³⁵⁵ Vgl. Görlach/Interwies (2004), S. 14-17; Petschow et al. (2005), S. 141-150; Londong et al. (2006), S. 40; Brouwer et al. (2009), S. 2. Im Rahmen einer KNA zur Umweltqualitätsverbesserung sind die kostenorientierten Methoden zur Bewertung der Kosten der Durchführung dieser Umweltqualitätsverbesserung erforderlich. Teilweise werden kostenorientierte Methoden aufgrund der vergleichsweise besseren Datenverfügbarkeit auch als Ansatz zur „pragmatischen“ Bewertung des Nutzens einer Maßnahme zur Umweltqualitätsverbesserung propagiert. Dabei wird als Annahme zugrunde gelegt, dass die anfallenden Kosten zur Verminderung und Vermeidung von Umweltschäden mindestens dem Nutzen entsprechen, der aus den Maßnahmen resultiert und somit zumindest eine Wertuntergrenze

Nachfrage nach einer Verbesserung der Umweltqualität (bzw. nach der Verhinderung einer Verschlechterung der Umweltqualität), d. h. es wird unmittelbar und explizit auf die individuellen Präferenzen derjenigen Akteure abgestellt, deren Nutzenempfinden von der Qualität des betrachteten Umweltguts abhängig ist.¹³⁵⁶

Grundsätzlich ist eine möglichst weitgehende Bewertung von Nutzenveränderungen auf Basis von beobachtbaren (und möglichst unverzerrten) Marktpreisen anzustreben, da diese die individuellen Präferenzen am verlässlichsten signalisieren.¹³⁵⁷ Dies ist allerdings nur für „marktgängige“ Nutzenkomponenten möglich, d. h. für Nutzenveränderungen, die auf privaten, eindeutig abgrenzbaren Gütern basieren, welche auf funktionierenden Märkten gehandelt werden.¹³⁵⁸ Im betrachteten Fall ist dies der zusätzliche Nutzen, der mit verbesserten Verwendungsmöglichkeiten des Gewässers für Produktions- oder Konsumzwecke einhergeht und sich anhand von Marktpreisen bewerten lässt. Als Beispiel

des Nutzens der Umweltqualitätsverbesserung ermittelt werden kann, vgl. Kellermann/Madzielski/Pianowski (2012), S. 15f. Dieses Vorgehen ist im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse jedoch nicht zielführend, da in diesem Zusammenhang ja gerade die getroffene Annahme, dass der Nutzen mindestens den Kosten entspricht, hinterfragt werden soll. Im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse stellen die nutzen- und kostenbasierte Bewertung also notwendigerweise ergänzende Informationsquellen der Entscheidungsfindung dar. Hierbei sind die zu erwartenden Vermeidungs- bzw. Wiederherstellungskosten dem potenziellen, explizit bewerteten Nutzengewinn gegenüberzustellen, vgl. Brouwer/Strosser (2004), S. 48; Londong et al. (2006), S. A-30; Brouwer et al. (2009), S. 2 sowie S. 16.

¹³⁵⁶ Vgl. bspw. Petschow et al. (2005), S. 144; Londong et al. (2006), S. 48; Brouwer et al. (2009), S. 27. Aus diesem Grund werden die nutzenorientierten Methoden auch als nachfrageorientierte Methoden bezeichnet. Sie repräsentieren die Perspektive der Nutznießer einer Verbesserung der Umweltqualität bzw. der Geschädigten im Falle einer bestehenden oder drohenden Umweltqualitätsminderung. Dementsprechend können sie auch zur monetären Bemessung der externen Kosten im Zusammenhang mit negativen Umweltwirkungen herangezogen werden, vgl. bereits Kap. 2.2. Die Maßgeblichkeit individueller Präferenzen bei der Bewertung von gesamtwirtschaftlichen Nutzen basiert auf dem ökonomischen Paradigma der Konsumentensouveränität, vgl. bspw. WBGU (1998), S. 317; Londong et al. (2006), S. 50; Marggraf (2005), S. 61-67; Hanusch (2011), S. 1-3.

¹³⁵⁷ Vgl. Enneking/Menzel (2005), S. 49; Londong et al. (2006), S. 32f. sowie S. 49; UBA (2007a), S. 83-87; Endres (2013), S. 48f. Hierbei wird versucht, Wohlfahrtsveränderungen anhand der Veränderungen der Produzenten- und Konsumentenrenten der Betroffenen zu ermitteln. So kann bspw. der umweltbedingte Fangrückgang bei Fischern anhand von Marktpreisen bewertet werden, vgl. Endres/Holm-Müller (1998), S. 33-45; Brouwer et al. (2009), S. 33 sowie S. 37f. In den Fällen, in denen die Marktpreise etwa durch Monopole, Steuern, Subventionen oder externe Effekte verzerrt werden, ist jedoch eine Bereinigung dieser Verzerrungen durch so genannte Schattenpreise erforderlich, vgl. bspw. Europäische Kommission (2003), S. 35-39; Londong et al. (2006), S. 48; Brent (2006), S. 138-144; UBA (2007a), S. 83-87; Brouwer et al. (2009), S. 15f.; Hanusch (2011), S. 57-67. Zum Konzept des Schattenpreises vgl. Marggraf (2005), S. 67-71.

¹³⁵⁸ Vgl. Endres/Holm-Müller (1998), S. 44f.; UBA (2007a), S. 64-65; Londong et al. (2006), S. A-1 bis A-4; Brouwer et al. (2009), S. 199-205. Pragmatische Indikatoren wie Gewinnänderungen geben die tatsächlichen Veränderungen von Produzentenrenten nur unvollkommen wieder, vgl. Endres/Holm-Müller (1998), S. 44f.

lassen sich Kosteneinsparungen bei der Trinkwasseraufbereitung, eine höhere Wertschöpfung im Tourismussektor sowie höhere Fangerträge in der Berufsfischerei anführen.¹³⁵⁹

Die wesentliche methodische Herausforderung besteht allerdings in der Bewertung der „nicht-marktgängigen“ Nutzenkomponenten einer Verbesserung des Gewässerzustands, welche einen Kollektivgutcharakter aufweisen.¹³⁶⁰ So werden ökosystemare Dienstleistungen oder die Biodiversität aquatischer Lebensräume typischerweise nicht auf funktionierenden Märkten gehandelt.¹³⁶¹ Zur Bewertung von Nutzenveränderungen, die aus solchen nicht-marktgängigen Gütern resultieren, wurden in der Umweltökonomie Methoden entwickelt, die auf repräsentativen Verhaltensbeobachtungen (indirekte Bewertungsverfahren, Revealed-Preference-Methoden) oder auf repräsentativen Befragungen betroffener Personen (direkte Bewertungsverfahren, Stated-Preference-Methoden) basieren.¹³⁶²

Das Bewertungsprinzip der Revealed-Preference-Methoden besteht allgemein darin, den Wert eines nicht-marktgängigen Umweltguts aus dem beobachtbarem Verhalten auf Märkten für bestimmte komplementäre Güter abzuleiten, für welche vermutet wird, dass ihr Preis einen Zusammenhang zur Ausprägung des betrachteten Umweltguts aufweist. Durch statistische Auswertung der tatsächlichen Wahlhandlungen auf existierenden Märkten werden die Präferenzen der Betroffenen für ein Umweltgut bzw. deren Wertschätzung für eine Umweltqualitätsveränderung indirekt aufgedeckt.¹³⁶³ Die in der Praxis

¹³⁵⁹ Vgl. CIS (2005b), S.15f.; Londong et al. (2006), S. A-1 bis A-4; Nocker et al. (2007), S. 94. Zur Bewertung von Kostenersparnissen vgl. Hanusch (2011), S. 79-84.

¹³⁶⁰ Vgl. Hampicke (2003), S. 408; Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 593; Londong et al. (2006), S. 18; Meusel (2008), S. 61f.; Hanusch (2011), S. 74.

¹³⁶¹ Vgl. Londong et al. (2006), S. 48 sowie S. 50; Nocker et al. (2007), S. 94f.; CIS (2009a), S. 32; Brouwer et al. (2009), S. 33-38.

¹³⁶² Vgl. Enneking/Menzel (2005), S. 29; Hansjürgens/Messner (2006), S. 411f.; Londong et al. (2006), S. 50f. sowie ausführlich S. A-1 bis A-38; UBA (2007a), S. 64-65; Hanusch (2011), S. 74.

¹³⁶³ Vgl. Gronemann/Hampicke (1998), S. 178; Hansjürgens/Messner (2006), S. 411f.; Londong et al. (2006), S. 50f. sowie ausführlich S. A-24 bis A-28; OECD (2006), S. 92f.; UBA (2007a), S. 64-65; Hanusch (2011), S. 75; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 9.

verbreitetsten Methoden sind der Vermeidungskostenansatz¹³⁶⁴, die Reisekostenmethode¹³⁶⁵ und die Marktpreisdifferenzmethode.¹³⁶⁶ Da die Bewertung auf dem tatsächlichen Verhalten auf realen Märkten basiert, können Verzerrungen der Wertschätzung infolge strategischen Verhaltens weitgehend ausgeschlossen werden.¹³⁶⁷ Allerdings neigen die Verfahren eher zur Unterschätzung der tatsächlichen Wertschätzung. Insb. kann die mit einer Umweltqualitätsveränderung einhergehende Veränderung von Nichtgebrauchswerten nicht durch Revealed-Preference-Methoden, sondern nur durch Stated-Preference-Methoden ermittelt werden.¹³⁶⁸ Zu diesen zählen insb. die Contingent-Valuation-Methode sowie die Choice-Experimente.¹³⁶⁹

¹³⁶⁴ Der nutzenorientierte Vermeidungskostenansatz ist methodisch nicht zu verwechseln mit dem kostenorientierten Vermeidungskostenansatz. Während letzterer die potenziellen Kosten beziffert, die einem Verursacher bei der Vermeidung eines Umweltschadens entstehen, werden beim nutzenorientierten Vermeidungskostenansatz Schutz- und Ausweichhandlungen von Geschädigten erfasst, welche dazu dienen, die schädigende Einwirkung ganz oder teilweise zu vermeiden. Ein klassisches Beispiel ist der Einbau von Schallschutzfenstern gegen Verkehrslärm. Rationales Handeln vorausgesetzt entspricht der Nutzen (in Form eines vermiedenen Schadens bzgl. Gesundheit und Wohlbefinden) mindestens den Kosten des Schallschutzfensters. Hierbei bestehen jedoch Abgrenzungsprobleme, so dass die tatsächliche Wertschätzung für die Schadensvermeidung mit Unsicherheiten behaftet ist und i. d. R. nur eine Untergrenze des Schadens offenbar wird, vgl. bspw. Endres/Holm-Müller (1998), S. 46-51; OECD (2006), S. 98-100; UBA (2007a), S. 41f.; Brouwer et al. (2009), S. 220-222; Hanusch (2011), S. 85f.; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 10.

¹³⁶⁵ Die Reisekostenmethode beruht auf der Überlegung, dass sich der Mindestwert der Wertschätzung für ein Umweltgut aus den Kosten ableiten lässt, die Individuen für die Nutzung dieses Umweltguts zusätzlich auf sich nehmen. Die Anfahrtskosten, die Eintrittsgelder, die Zeit etc., die ein Nutzer z. B. für den Besuch eines naturnahen Sees aufbringt, werden als Maß individueller Wertschätzung für das Umweltgut „naturnaher See“ angenommen. Wiederum ist eine klare Abgrenzung des zu beobachtenden Umwelteffekts – z. B. aufgrund von Interdependenzen mit anderen Freizeitmöglichkeiten – nur schwer möglich, vgl. bspw. Endres/Holm-Müller (1998), S. 51-60; Gronemann/Hampicke (1998), S. 180-183; Londong et al. (2006), S. A-24 bis A-28; OECD (2006), S. 96-98; UBA (2007a), S. 90-93; Brouwer et al. (2009), S. 210-213; Hanusch (2011), S. 75-77; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 9.

¹³⁶⁶ Die Marktpreisdifferenzmethode bzw. Hedonic Pricing Method basiert auf der Idee, dass sich die (nicht direkt beobachtbare) Wertschätzung eines Umweltguts in den Preisen eines marktgehandelten Guts niederschlägt. Hauptanwendung findet diese Methode bei der Beurteilung des Einflusses der Umweltqualität auf den Wohnungsmarkt. Die Validität der Bewertung eines Umweltguts mittels Hedonic Pricing über Wohnungsmärkte wird aufgrund der vielfältigen Einflüsse auf den Wohnungspreis sowie im Falle von regulierten Wohnungsmärkten kritisch gesehen, vgl. bspw. Endres/Holm-Müller (1998), S. 60-68; Gronemann/Hampicke (1999), S. 183-185; Londong et al. (2006), S. A-30f.; OECD (2006), S. 93-96; UBA (2007a), S. 90, Brouwer et al. (2009), S. 206-209; Hanusch (2011), S. 86f.; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 10f.

¹³⁶⁷ Vgl. bspw. Gronemann/Hampicke (1998), S. 179; Hampicke (2003), S. 412; OECD (2006), S. 93.

¹³⁶⁸ Vgl. Endres/Holm-Müller (1998), S. 68-70; Gronemann/Hampicke (1998), S. 179; Hansjürgens/ Messner (2006), S. 411; OECD (2006), S. 88; Brouwer et al. (2009), S. 7; Hanusch (2011), S. 88; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 15. Zu weiteren Nachteilen der einzelnen Revealed-Preference-Methoden (insb. Schwierigkeiten der Abgrenzung und der Interpretation des beobachteten Verhaltens) vgl. bspw. Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 9-11.

¹³⁶⁹ Vgl. bspw. Weimann (1999), S. 46-48; Enneking/Menzel (2005), S. 29f., UBA (2007a), S. 93-97; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 11-15. Im Folgenden wird auf die Charakterisierung der „etablierteren“ Contingent-Valuation-Methode fokussiert. Diese wurde bspw. zur Schadensermittlung infolge der Havarie der Exxon Valdez herangezogen, vgl. Gronemann/Hampicke (1998), S. 186; Elsasser/Meyerhoff (2001), S. 316f.; Londong et al. (2006), S. 33; Hanusch (2011), S. 89f. Zur historischen Entwicklung der Contingent-Valuation-Methode vgl. Enneking/Menzel (2005), S. 27f. Rele-

Bei der Contingent-Valuation-Methode werden mittels spezieller Interviewtechniken die Zahlungsbereitschaften (willingness to pay)¹³⁷⁰ der von der Umweltqualitätsveränderung betroffenen Bevölkerung in einer möglichst repräsentativen Stichprobe erfragt.¹³⁷¹ Als Grundlage der Wertabfrage ist das Bewertungsobjekt – hier: die Verwirklichung eines guten Gewässerzustands – den Befragten durch Beschreibungen des Ausgangs- und Zielzustands sowie der damit verbundenen positiven und negativen Effekte verständlich zu machen.¹³⁷² Die Respondenten werden dann i. d. R. aufgefordert, denjenigen Betrag an-

vante Unterschiede zur methodisch verwandten Choice-Experimente werden im Weiteren an entsprechender Stelle angeführt. Zum Bewertungsinstrument der Choice-Experimente vgl. bspw. Londong et al. (2006), S. A-20 bis A-22; OECD (2006), S. 126-143; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 13f.

¹³⁷⁰ Das Konzept der Zahlungsbereitschaft beruht auf der volkswirtschaftlichen Nutzentheorie: „Benefits are usually defined as any positive effect for which identifiable affected parties are willing to pay [...] or the willingness to pay to avoid detrimental effects.“, Brouwer (2006a), S. 4f. Wohlfahrtseffekte lassen sich grundsätzlich durch die kompensatorische sowie die äquivalente Variation quantifizieren, vgl. bspw. Muthke (2002), S. 11-21; Hampicke (2003), S. 413; Marggraf (2005), S. 71-78; OECD (2006), S. 45f.; Londong et al. (2006), S. A-8f.; Brouwer et al. (2009), S. 13f.; Hanusch (2011), S. 16-20 sowie S. 90f. Wenn eine Umweltqualitätsverbesserung zur Entscheidung steht und die Befragten lediglich ein Recht auf den Status quo haben, entspricht die willingness to pay der so genannten kompensatorischen Variation, vgl. bspw. Stiller/Teubel (1997), S. 539f.; Marggraf (2005), S. 77f.; Brouwer (2006a), S. 4; Hanusch (2011), S. 90. Streng genommen werden mit der Zahlungsbereitschaft „marginale“ Umweltqualitätsveränderungen bewertet, vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 62; Gronemann/Hampicke (1998), S. 169-171; Londong et al. (2006), S. 20f. sowie Hanusch (2011), S. 54-56. Das Bewertungsprinzip lässt sich jedoch auf endliche Umweltqualitätsveränderungen übertragen, vgl. Marggraf (2005), S. 72. Grundsätzlich kann auch nach einer Entschädigungsforderung (willingness to accept) gefragt werden – für den Fall, dass auf eine Verbesserung der Umweltqualität verzichtet würde oder eine Verschlechterung der Umweltqualität hingenommen wird, vgl. Gronemann/Hampicke (1999), S. 189f.; Hanusch (2011), S. 90f.; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 12. Auch wenn das umweltpolitische Verursacherprinzip im Kontext der Verringerung von Umweltschäden eher für das Maß der willingness to accept spricht, wird das Maß willingness to pay in vielen Bewertungsstudien bevorzugt, da es aufgrund der Einkommensrestriktion der Befragten zu realistischeren Ergebnissen bzgl. der Wertschätzung für ein Umweltgut führt, vgl. OECD (2006), S. 164f.; Brouwer et al. (2009), S. 14. Zu den Unterschieden von Fragestellungen auf Basis von willingness to pay und willingness to accept vgl. Endres/Holm-Müller (1998), S. 94-105; OECD (2006), S. 156-165.

¹³⁷¹ Vgl. bspw. Endres/Holm-Müller (1998), S. 70-118; Gronemann/Hampicke (1998), S. 185-201; Enneking/Menzel (2005), S. 27; UBA (2007a), S. 94-96; OECD (2006), S. 106f.; Londong et al. (2006), S. A-5 bis A-20; Meusel (2008), S. 63f.; Brouwer et al. (2009), S. 214-216; Hanusch (2011), S. 89-91; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 12f. Zu den Bestandteilen und Schritten einer Zahlungsbereitschaftsanalyse vgl. Enneking/Menzel (2005), S. 30-42. Bei den Choice-Experimenten wird nicht direkt nach einer Zahlungsbereitschaft gefragt. Stattdessen werden den Befragten jeweils zwei oder mehrere Alternativen zur Auswahl gestellt, welche durch bestimmte Attribute charakterisiert sind. Ein Attribut sind dabei die Kosten, welche die Befragten bei Auswahl der Alternative zu tragen haben. Auf Basis der Wahlhandlungen der Befragten wird dann ökonometrisch auf die Zahlungsbereitschaft geschlossen, vgl. Endres/Müller-Holm (1998), S. 118-122; OECD (2006), S. 126-143; UBA (2007a), S. 97; Brouwer et al. (2009), S. 83-90 sowie S. 217-219; Hanusch (2011), S. 95f.

¹³⁷² Vgl. bspw. Endres/Holm-Müller (1998), S. 71; Gronemann/Hampicke (1998), S. 187; Londong et al. (2006), S. A-5; OECD (2006), S. 109-111; Hanusch (2011), S. 91; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 12f. Als Systematisierungshilfe kann dazu bspw. die so genannte „water quality ladder“ herangezogen werden, welche bestimmte Nutzungsmöglichkeiten und ökologische Charakteristika abgestuften Gewässerqualitätsklassen zuordnet, vgl. Brouwer et al. (2009), S. 94-106. Auch das Vorhandensein von möglichen Substituten des Bewertungsgegenstandes kann einen signifikanten

geben, den sie mittels eines definierten Zahlungsinstruments (z. B. Gebühr) maximal bereit wären, für die beschriebene Umweltqualitätsverbesserung zu bezahlen, so dass ihr Nutzenniveau insgesamt gleich bleibt (so genannte kompensierende Variation).¹³⁷³ Auf dieser Basis lassen sich sowohl die durchschnittliche Zahlungsbereitschaft der Befragten als auch – über eine Hochrechnung auf die Grundgesamtheit der betroffenen Bevölkerung – ein Gesamtnutzen der Umweltqualitätsverbesserung ermitteln.¹³⁷⁴

Der zentrale Vorteil der Contingent-Valuation-Methode liegt allgemein sowie gerade auch im Hinblick auf die Bewertung gewässerbezogener Nutzen darin, dass sich mit ihrer Hilfe auch die Änderungen der Nichtgebrauchswerte – bspw. infolge einer erhöhten Biodiversität – ermitteln lassen.¹³⁷⁵ Allerdings ist die Befragung im Rahmen der Contingent-Valuation-Methode auch mit methodischen Problemen konfrontiert, die zu einer substantiellen Verzerrung der Ergebnisse führen können.¹³⁷⁶ In der Literatur wird problematisiert, dass die Ergebnisse aufgrund des hypothetischen Charakters der Befragung anfällig

Einfluss auf die Zahlungsbereitschaft ausüben. Existieren bspw. in unmittelbarer Nähe bereits zahlreiche funktionsfähige Lachshabitate, wird die Zahlungsbereitschaft für eine Habitaterschließung in einem weiteren Gewässer möglicherweise deutlich geringer ausfallen, als wenn es sich um das einzige Habitat im gesamten Flussgebiet handeln würde. Folglich muss auch die Darstellung möglicher Substitute in die Beschreibung des Bewertungsgegenstandes einfließen, vgl. bspw. Muthke (2002), S. 49; Brouwer et al. (2009), S. 116-125 sowie S. 136-139.

¹³⁷³ Vgl. bspw. Londong et al. (2006), S. A-5 sowie S. A-7 bis A-12; OECD (2006), S. 111-118; Hanusch (2011), S. 89-91; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 12f. Dabei kann sowohl nach einer Einmalzahlung als auch nach einem jährlichen Beitrag gefragt werden. Im Falle einer offenen Frage werden die Befragten aufgefordert, von sich aus einen Geldbetrag nennen. Im Falle geschlossener Frage wird ein Geldbetrag vorgegeben und der Befragte äußert Zustimmung oder Ablehnung, vgl. Endres/Müller-Holm (1998), S. 108-110; Enneking/Menzel (2005), S. 36-38. Bei der Abfrage von Zahlungsbereitschaften ist auch das hypothetische Zahlungsinstrument, z. B. eine Spende, Steuererhöhung, Erhöhung der kommunalen Abwassergebühren etc. zu verdeutlichen, vgl. Muthke (2002), S. 107 sowie Endres/Müller-Holm (1998), S. 71 sowie S. 105-108; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 12f. Zu den unterschiedlichen Befragungsverfahren (persönliches Interview, telefonische sowie schriftliche Befragung) vgl. bspw. Londong et al. (2006), S. A-11.

¹³⁷⁴ Vgl. bspw. Enneking/Menzel (2005), S. 49; Marggraf (2005), S. 78f.; Petschow et al. (2005), S. 144; Londong et al. (2006), S. A-8; OECD (2006), S. 118f.; Nocker et al. (2007), S. 57-61; UBA (2007a), S. 94f.; Hanusch (2011), S. 91.

¹³⁷⁵ Vgl. Gronemann/Hampicke (1998), S. 179 sowie S. 185; Muthke (2002), S. 24 sowie S. 42; Schumann et al. (2005), S. 323-325; OECD (2006), S. 123; Hansjürgens/Messner (2006), S. 411; Londong et al. (2006), S. A-18; UBA (2007a), S. 95f.; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 15. Eine differenzierte Ermittlung von Gebrauchs- und Nichtgebrauchswerten ist allerdings herausfordernd, vgl. bspw. Londong et al. (2006), S. A-12. Vor dem Hintergrund der in der WRRL geforderten Öffentlichkeitsbeteiligung kann angeführt werden, dass die befragungsbasierten Stated-Preference-Methoden in besonderer Weise eine aktive Beteiligung der betroffenen Bürger befördern. Zur Öffentlichkeitsbeteiligung im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung vgl. bereits Kap. 4.2.1.

¹³⁷⁶ Vgl. Schulz/Schulz (1991), S. 324-326; Gronemann/Hampicke (1998), S. 187-194; Weimann (1999), S. 46-49; Elsasser/Meyerhoff (2001), S. 314f.; Muthke (2002), S. 25-28; Hampicke (2003), S. 411-415; Hansjürgens/Messner (2006), S. 412f.; Londong et al. (2006), S. 49 sowie S. A-12 bis A-17; UBA (2007a), S. 93-96; Meusel (2008), S. 69-71; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 13.

für strategisches Verhalten der Befragten sind und dass es daher fraglich ist, ob die angegebenen Zahlungsbereitschaften den wahren Präferenzen der Befragten entsprechen.¹³⁷⁷ Die Gefahr strategischen Verhaltens sowie weiterer Verzerrungen¹³⁷⁸ kann jedoch durch ein sorgfältiges Befragungsdesign – z. B. geschlossene Fragestellungen – sowie die Durchführung von „Pretests“ substantiell gemindert werden.¹³⁷⁹ Als größte Unsicherheitsquelle für die Validität¹³⁸⁰ der Befragungsergebnisse erscheint das Informationsproblem auf Seite der Befragten. In Anbetracht der Komplexität von gewässerbezogenen

¹³⁷⁷ Die Gefahr strategischen Verhaltens resultiert aus einem opportunistischen Kalkül der Befragten: Geht der Befragte in einem hypothetischen Befragungsszenario davon aus, dass er nicht tatsächlich mit seiner geäußerten Zahlungsbereitschaft belastet wird, hat er einen Anreiz, eine höhere als seine wahre Zahlungsbereitschaft zu nennen, um die Wahrscheinlichkeit zu erhöhen, dass die für ihn vorteilhafte Umweltqualitätsverbesserung umgesetzt wird. Es ist also fraglich, ob die befragten Personen für die betrachtete Umweltqualitätsverbesserung tatsächlich den genannten Betrag bezahlen würden oder aber auf die Umweltqualitätsverbesserung verzichten würden, vgl. bspw. Gronemann/Hampicke (1999), S. 187f. sowie S. 197-199; Weimann (1999), S. 41; Hampicke (2003), S. 411; Londong et al. (2006), S. A-6 sowie S. A-13f.; Hanusch (2011), S. 92f.; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 13.

¹³⁷⁸ Weitere Verzerrungen der geäußerten Zahlungsbereitschaft können aus dem so genannten Warm-Glow-Effekt, dem zugrunde gelegten Zahlungsinstrument, der Beeinflussung durch den Interviewer (Informationsverzerrung, Verzerrung durch die Befragungstechnik), Protestantworten sowie dem Embedding-Effekt (Darstellung des Bewertungsgegenstandes als Bestandteil eines Güterbündels) resultieren, vgl. bspw. Endres/Holm-Müller (1998), S. 92-94; Gronemann/Hampicke (1998), S. 188-194; Hampicke (2003), S. 411f.; Londong et al. (2006), S. A-13 bis A-17; Hanusch (2011), S. 93f.; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 13. Als weitere Ursachen für eine Abweichung der geäußerten Zahlungsbereitschaft von der rein mikroökonomisch determinierten kompensierenden Variation kommen vorgeprägte Denkmuster der Befragten (bspw. Abstellen auf eine Konsumentenrente, Gerechtigkeitsvorstellungen, Verteilungsimplicationen, Pflichtempfinden) in Frage, vgl. Hampicke (2003), S. 413-415.

¹³⁷⁹ Zu Verfahrensempfehlungen und Qualitätsstandards vgl. bspw. Endres/Holm-Müller (1998), S. 116f.; Gronemann/Hampicke (1998), S. 191f.; Muthke (2002), S. 104-110; Hanusch (2011), S. 94f. Um die Zuverlässigkeit der Ergebnisse einer Contingent Valuation für die Schadensbewertung zu erhöhen, wurden im Jahr 1992 von den Nobelpreisträgern Kenneth Arrow und Robert Solow im Auftrag der NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration) Richtlinien zur Durchführung von Contingent-Valuation-Studien erarbeitet. Als allgemeine Richtlinien werden z. B. persönliche Interviews mit Pretest zur Identifizierung undeutlicher oder zu komplexer Formulierungen im Vorfeld der eigentlichen Befragung empfohlen. Des Weiteren werden eine sorgfältige und transparente Dokumentation sowie eine möglichst genaue Beschreibung des Umweltguts gefordert, vgl. Arrow et al. (1993), S. 30-38 sowie auch Wagner (2000), S. 8-11, Elsasser/Meyerhoff (2001), S. 319-322; Muthke (2002), S. 34-40; Londong et al. (2006), S. A-18 bis A-20.

¹³⁸⁰ Die Qualität eines ermittelten Bewertungsergebnisses wird im Allgemeinen anhand der Kriterien Validität und Reliabilität beurteilt. Die Reliabilität bezieht sich auf die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse, um zufällige Bewertungen auszuschließen, vgl. bspw. Endres/Holm-Müller (1998), S. 74-89; Londong et al. (2006), S. A-6 bis A-7; Enneking/Menzel (2005), S. 42-44. Die Validität eines Bewertungsergebnisses kann niemals abschließend bestimmt werden, da die wahren Wertschätzungen der Individuen letztlich verborgen bleiben. Indikationen für die Validität einer Bewertung ergeben sich jedoch bspw. aus der Ähnlichkeit der Ergebnisse unterschiedlicher Methoden sowie der Plausibilisierung anhand theoretischer Zusammenhänge, vgl. Endres/Holm-Müller (1998), S. 77-89; Enneking/Menzel (2005), S. 43f.; OECD (2006), S. 119-123; Brouwer et al. (2009), S. 127; Hanusch (2011), S. 91f. Allerdings ist in diesem Zusammenhang zu beachten, dass auch das Verhalten auf realen Märkten nicht immer den Erwartungen der ökonomischen Theorie entspricht, vgl. Gronemann/Hampicke (1998), S. 199-201; Hampicke (2003), S. 412. Es ist zu erwarten, dass mit einer wachsenden Anzahl an Contingent-Valuation-Studien und entsprechender statistischer Auswertungen der Ergebnisse die Validität und Reliabilität zukünftiger Ergebnisse durch Weiterentwicklung der Methode kontinuierlich verbessert werden können, vgl. OECD (2006), S. 124.

Umweltqualitätsveränderungen als Bewertungsgegenstand besteht die Gefahr, dass die Befragten trotz umfassender Beschreibung kein hinreichendes Verständnis der positiven und negativen Auswirkungen der Umweltqualitätsverbesserung erlangen und somit die geäußerte Zahlungsbereitschaft nicht dem tatsächlichen Bewertungsgegenstand entspricht.¹³⁸¹ Diese Gefahr ist gerade bei komplexen und sehr abstrakten Nutzenkomponenten wie der Verbesserung der Biodiversität anzunehmen.¹³⁸² Da die individuelle Zahlungsbereitschaft auch von den sozio-ökonomischen Charakteristika der Befragten (Einkommen als Budgetrestriktion, Bildung etc.) abhängt, ist es für die Übertragbarkeit der Zahlungsbereitschaften auf die Bevölkerungsgrundgesamtheit im Untersuchungsraum –

¹³⁸¹ Vgl. Schulz/Schulz (1991), S. 324; Häder (1997), S. 32f.; Gronemann/Hampicke (1998), S. 180; Meyerhoff/Petschow (1998), S. 63; Hanusch (2011), S. 92; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 13. Neben der Komplexität des Bewertungsgegenstandes spielt auch eine Rolle, dass die konstruierte Befragungssituation mit Angabe einer Zahlungsbereitschaft sowie auch die einzuschätzenden, nicht-marktgängigen Güter den Befragten nicht vertraut sind, vgl. WBGU (1998), S. 311-313 sowie S. 317; Gronemann/Hampicke (1999), S. 188. Zur Problematik der Komplexität von insb. ökosystemaren Umweltgütern vgl. Leist (2007), S. 11; UBA (2007a), S. 93f. Die Fähigkeiten der Befragten zur Verarbeitung und richtigen Einordnung der in der Befragung zur Verfügung gestellten Informationen hängen zudem von ihrem Vorwissen und ihrem Bildungsstand ab, vgl. bspw. Vandenberg/Poe/Powell (2001), S. 110. Da das Befragungsdesign der Choice-Experimente eher als die direkte Angabe von Zahlungsbereitschaften den gewohnten Wahlhandlungen des alltäglichen Lebens entspricht, werden Choice-Experimente von einigen Autoren der Contingent-Valuation-Methode insb. für die Bewertung von sehr komplexen und mehrdimensionalen Bewertungsobjekten vorgezogen, vgl. bspw. Morrison (2002), S. 162-163; UBA (2007a), S. 96; Hanley et al. (2007), S. 112. Die Verringerung des geschilderten Informationsproblems ist auch Zielsetzung der so genannten partizipativen Bewertungsmethoden, vgl. bspw. UBA (2007a), S. 98-99; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 14. Hierzu zählen die Citizen Juries und Market Stalls. Es handelt sich in beiden Fällen vom Grundprinzip her um organisierte Diskurse einer kleinen, nicht repräsentativen Bevölkerungsstichprobe mit mehreren Gruppendiskussionen zum Bewertungsgegenstand unter Einbeziehung von Experten. Hauptunterschied ist die Abgabe der Bewertungen, welche bei den Market Stalls vertraulich erfolgt und sich iterativ von Sitzung zu Sitzung ändern kann. Erste Praxiserfahrungen mit Citizen Juries wurden in Europa bspw. im Rahmen der Entscheidungsfindung zum Müllmanagement in Dublin, zum Verkehrsverbot in der Innenstadt Bolognas sowie zur Reduzierung der Luftverschmutzung in Amsterdam gesammelt, vgl. UBA (2007a), S. 98f.; Leyenaar (2008), S. 209; Bohne/Kochmann (2008), S. 26. Citizen Juries werden auch als mögliches Instrument der Öffentlichkeitsbeteiligung bei der Umsetzung der WRRL angeführt, vgl. CIS (2003c), S. 95-97. Aufgrund der nicht repräsentativen Stichprobengröße erscheint allerdings die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Bevölkerungsgrundgesamtheit im Vergleich zu den direkten Befragungsmethoden mit größeren, repräsentativen Stichproben eher unsicher.

¹³⁸² Bereits die naturwissenschaftliche Quantifizierung und Beschreibung einer Biodiversitätsverbesserung ist nicht unproblematisch. Folglich weist auch die Abfrage der Wertschätzung typischerweise ein hohes Abstraktionsniveau oder plakative Vereinfachungen auf, vgl. Schumann et al. (2005), S. 323f. Als eine solche plakative Vereinfachung kann bspw. das Abstellen auf prominente und anspruchsvolle Signalarten verstanden werden, deren Vorhandensein ein stabiles Ökosystem oder ein hohes Niveau an Biodiversität repräsentiert. Bspw. werden stabile Lachspopulationen als Indikatoren für einen guten Gewässerzustand insgesamt herangezogen. Die Zahlungsbereitschaft für das Vorhandensein oder die Wiederansiedlung der prominenten Symbolart Lachs impliziert demnach die Zahlungsbereitschaft für den damit einhergehenden Gewässerzustand insgesamt. Beim Abstellen auf Symbolarten (iconic species) sind jedoch mögliche emotionale Übertreibungen der Zahlungsbereitschaft zu vermeiden, vgl. Brouwer et al. (2009), S. 98.

also die Ermittlung des Gesamtnutzens der Umweltqualitätsverbesserung – essentiell, dass die befragten Stichprobe hinreichend repräsentativ ist.¹³⁸³

Trotz der angeführten methodischen Herausforderungen lässt sich jedoch feststellen, dass aufgrund der substantiellen Bedeutung von Nichtgebrauchswerten – z. B. im Hinblick auf die Verbesserung von Biodiversität – eine möglichst vollständige Bewertung des gesamtwirtschaftlichen Nutzens der Verwirklichung eines guten Gewässerzustands zumindest einen komplementären Einsatz von Stated-Preference-Methoden erforderlich macht.¹³⁸⁴

Eine möglichst valide Einschätzung setzt jedoch die Gewährleistung hoher methodischer Qualitätsstandards voraus, um vermeidbare Verzerrungen der Zahlungsbereitschaft zu minimieren.¹³⁸⁵

¹³⁸³ Von besonderer Bedeutung ist also, dass das sozio-ökonomische Profil der Stichprobe (z. B. Alter, Geschlecht, Gesundheit, Einkommen, Beruf) möglichst repräsentativ für die Grundgesamtheit der Bevölkerung ist, da die zu erwartenden Zahlungsbereitschaften von diesen Charakteristika abhängig sind, vgl. Schulz/Schulz (1991), S. 324; Endres/Holm-Müller (1998), S. 21f.; Hansjürgens (2001a), S. 70; Ahlheim/Lehr (2002), S. 93-97 sowie S. 101f.; Muthke (2002), S. 53f.; Dehnhardt/Meyerhoff (2002), S. 163-165; Marggraf (2005), S. 65; Brouwer (2006a), S. 4; UBA (2007a), S. 95; Brouwer et al. (2009), S. 51-54. Gegebenenfalls müssen auch weitere Faktoren wie die unterschiedliche Intensität der Nutzung des zu bewertenden Umweltguts (z. B. ein bestimmtes Fließgewässer) bei der Gewährleistung der Repräsentativität berücksichtigt werden. So ist im Regelfall zu erwarten, dass die Nutzungsintensität und damit die Zahlungsbereitschaft mit steigender Entfernung vom betrachteten Umweltgut abnehmen, da die Bedeutung der Gebrauchswerte geringer ausfällt und die Zahlungsbereitschaft sich zunehmend auf Options- und Nichtgebrauchswerte zurückzieht, vgl. Brouwer et al. (2009), S. 101, S. 113, S. 117 sowie S. 133-139. Die Abgrenzung des Untersuchungsraums selbst kann daher ebenfalls Einfluss auf das Bewertungsergebnis haben. Wird die repräsentativ abgefragte Bevölkerung geografisch eng abgegrenzt, werden mögliche Wertschätzungen für die Verbesserung eines Umweltguts wahrscheinlich unterschätzt, da die Zahlungsbereitschaften der „ausgegrenzten“ Bevölkerung nicht betrachtet werden, vgl. Londong et al. (2006), S. 43f. Gerade bzgl. der Nichtgebrauchswerte könnte theoretisch global eine gewisse Zahlungsbereitschaft bestehen. Schließlich kann auch die schon bestehende Belastung mit Abgaben eine Rolle spielen. Bspw. lehnten in einer im Rahmen des Projektes REGFLUD durchgeführten Zahlungsbereitschaftsanalyse zur Reduzierung landwirtschaftlicher Nährstoffeinträge 43,8 % der Befragten jegliche Zahlung ab, von denen ein Viertel die ohnehin schon hohe Steuer- und Abgabenbelastung als Begründung anführte, vgl. Becker et al. (2005), S. 46-50.

¹³⁸⁴ Vgl. Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 593; OECD (2006), S. 123f.; Londong et al. (2006), S. 52. Unter bestimmten Voraussetzungen können verschiedene Bewertungsmethoden komplementär eingesetzt werden. Voraussetzung ist jedoch, dass die Werte überschneidungsfrei aggregiert werden können, vgl. Londong et al. (2006), S. 52f. sowie auch Brouwer et al. (2009), S. 39.

¹³⁸⁵ Vgl. Arrow et al. (1993), S. 30-38; Endres/Holm-Müller (1998), S. 116f.; Gronemann/Hampicke (1998), S. 191f.; Weimann (1999), S. 48; Muthke (2002), S. 104-110; OECD (2006), S. 124; Hanusch (2011), S. 94f. sowie auch Wagner (2000), S. 8-11, Elsasser/Meyerhoff (2001), S. 319-322; Muthke (2002), S. 34-40; Londong et al. (2006), S. A-18 bis A-20. Im Rahmen des Projektes „AquaMoney“ wurden mit Blick auf die ökonomische Bewertung im Kontext der WRRL „Best Practice“-Empfehlungen zum Studiendesign, zur Durchführung und zur Auswertung zusammengestellt, um eine möglichst hohe Validität der Nutzenbewertungen zu gewährleisten, vgl. Brouwer et al. (2009), S. 176-187. HAMPICKE befindet, dass sich die Ergebnisse von (qualitativ hochwertigen) Contingent Valuation Studien durchaus eignen, eine politische Entscheidungsfindung zu untermauern: „CVM-Ergebnisse sind Tendenzaussagen über die Meinung des Publikums zu einem Problem, eingekleidet in monetäre Begriffe. Gerade in dieser Form bilden sie wertvolle Informationen für die politische Entscheidungsfindung und sind anderen Umfrageergebnissen, insbesondere Rankings, durch ihren quantitativen Charakter und ihre Differenzierung weit überlegen.“, Hampicke (2003), S. 417.

Grundsätzlich ist zu beachten, dass die Erhebung und Auswertung originärer Daten zur Nutzenbewertung mit Informationskosten verbunden ist, qualifiziertes Personal erfordert und zudem zeitintensiv sein kann.¹³⁸⁶ Um die Kosten sowie den Zeitaufwand zu verringern, wird in der umweltökonomischen Literatur auch die Übertragbarkeit bereits vorliegender Nutzenbewertungen (Primärstudie) auf ähnliche Bewertungsgegenstände (Sekundärstudie), also ein so genannter Benefit oder Value Transfer, diskutiert.¹³⁸⁷ Die Grundlage eines Benefit Transfers bilden eine möglichst umfassende und eindeutige Charakterisierung des zu betrachtenden Bewertungsgegenstands sowie die Auswahl einer oder mehrerer Primärstudien, die den Charakteristika des Bewertungsgegenstandes möglichst gut entsprechen.¹³⁸⁸ Bei der eigentlichen Nutzenübertragung können wiederum methodi-

¹³⁸⁶ Vgl. bspw. VandenBerg/Poe/Powell (2001), S. 100f.; Thiele/Wronka (2001), S. 2; Ahlheim/Lehr (2002), S. 86-87; Muthke (2002), S. 40f.; Rosenberger/Loomis (2003), S. 445; Petschow et al. (2005), S. 143; OECD (2006), S. 254; Londong et al. (2006), S. A-20; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 15. Insb. die Anwendung der zur Bestimmung von Nichtgebrauchswerten notwendigen Stated Preference Methoden wird typischerweise als besonders aufwändig und zeitintensiv eingeschätzt, vgl. Arrow et al. (1993), S. 24; Londong et al. (2006), S. 43f.; UBA (2007a), S. 94; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 15.

¹³⁸⁷ Vgl. VandenBerg/Poe/Powell (2001), S. 101; Thiele/Wronka (2001), S. 2f.; Muthke (2001); insb. S. 269-272 sowie S. 289f.; Brouwer (2002), S. 90f.; Petschow et al. (2005), S. 147; Groothuis (2005), S. 551; Londong et al. (2006), S. A-31 bis A-38; OECD (2006), S. 254-267; Rolfe (2006), S. 28-32; UBA (2007a), S. 99-104; Hanley/Wright/Alvarez-Farizo (2007), S. 111f.; Navrud/Ready (2007a), S. 1; Kristofersson/Navrud (2007), S. 207; Meusel (2008), S. 64-67; Brouwer et al. (2009), S. 40-43; Kellermann (2012), S. 89f.; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 16-18.

¹³⁸⁸ Hierzu werden die bewertungsrelevanten Charakteristika in einem Informationsprotokoll erfasst. Dies umfasst insb. die Art des Umweltguts (z. B. Fließgewässer) und dessen wesentliche Leistungsaspekte und Besonderheiten (z. B. Freizeitnutzen), die Messbarkeit der Ausgangsqualität und Qualitätsveränderung, die Existenz möglicher Substitute sowie die sozio-ökonomischen Charakteristika der relevanten Bevölkerungsgruppe (Alter, Geschlecht, Einkommen, Bildung, sozio-kultureller Hintergrund, Einstellung zu Umweltgütern, Urbanität), vgl. Brouwer (2002), S. 92f.; Ahlheim/Lehr (2002), S. 93; Muthke (2002), S. 53f.; Dehnhardt/Meyerhoff (2002), S. 163-165; Groothuis (2005), S. 553f.; Londong et al. (2006), S. A-33f.; Navrud/Ready (2007a), S. 1; Navrud/Ready (2007b), S. 285f.; Meusel (2008), S. 65-67; Brouwer et al. (2009), S. 42f.; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 17. Zum Einfluss von Substituten auf die Zahlungsbereitschaft, vgl. Muthke (2002), S. 49. Grundsätzlich ist die Übertragung von Nutzenbewertungen unabhängig von der in der Primärstudie verwendeten Bewertungsmethode möglich, vgl. bspw. Londong et al. (2006), S. A-31f. Dennoch werden für den Benefit Transfer meist Primärstudien auf Basis von Stated-Preference-Methoden (insb. Zahlungsbereitschaftsanalysen mittels der Contingent-Valuation-Methode) herangezogen, da nur durch diese auch Nichtgebrauchswerte erfasst werden können, vgl. Muthke (2002), S. 42 sowie auch Grone-mann/Hampicke (1999), S. 179. Primär- und Sekundärstudie sollten sich also auf qualitativ und quantitativ möglichst gleichartige Umweltqualitätsveränderungen beziehen. Darüber hinaus sollten die Bevölkerungsgrundgesamtheiten in den Untersuchungsgebieten der Primär- und Sekundärstudie möglichst ähnliche sozio-ökonomische Charakteristika aufweisen. Dies bedingt wiederum, dass die Primärstudie hinreichend transparent dokumentiert wurde sowie einen hohen methodischen Standard (v. a. eine korrekte empirische Auswertung der ermittelten Zahlungsbereitschaften und ihrer wichtigen Einflussgrößen) und Aktualität aufweist, vgl. Brouwer (1998), S. 3; Thiele/Wronka (2001), S. 6; Muthke (2002), S. 60-61; Petschow et al. (2005), S. 147-149; UBA (2007a), S. 99f.; Meusel (2008), S. 65-67; Brouwer et al. (2009), S. 42f. Die Recherche geeigneter Primärstudien wird mittlerweile durch internetgestützte Datenbanken mit entsprechenden Suchrastern unterstützt, vgl. Petschow et al. (2005), S. 149; OECD (2006), S. 259f.; UBA (2007a), S. 100-103. Die USA sowie in Europa die

sche Abstufungen unterschieden werden, die sich einerseits auf die Validität der Nutzenübertragung (Prognosequalität) und andererseits auf den methodischen Aufwand auswirken.¹³⁸⁹ Abschließend wird der Gesamtnutzen für den Sekundärbewertungsgegenstand

skandinavischen Länder und Großbritannien nehmen eine gewisse Vorreiterrolle bei der Durchführung von Benefit Transfers ein, was nicht zuletzt in der größeren Verfügbarkeit dokumentierter Primärstudien begründet liegt, vgl. Thiele/Wronka (2001), S. 5-6.

¹³⁸⁹ Vgl. Muthke/Holm-Müller (2004), S. 327-329; Petschow et al. (2005), S. 149; Londong et al. (2006), S. A-33 bis A-35; Loomis (2006), S. 61-66; Hanley/Wright/Alvarez-Farizo (2007), S. 113f.; Navrud/Ready (2007a), S. 2-6; Meusel (2008), S. 65; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 17. Die methodisch anspruchsloseste Form ist der so genannte „Direct Benefit Transfer“, bei dem die in einer Primärstudie ermittelte mittlere Zahlungsbereitschaft ohne Anpassungen oder Transformationen auf den Bewertungsgegenstand der Sekundärstudie übertragen wird. Der Ansatz ignoriert also mögliche Abweichungen bewertungsrelevanter Faktoren (bspw. das sozio-ökonomische Profil der Bevölkerung), so dass die Validität der Nutzenübertragung im Regelfall als gering einzuschätzen ist. Beim so genannten „Adjusted Benefit Transfer“ sowie dem „Benefit Function Transfer“ wird dagegen explizit versucht, durch systematische Anpassungen die unterschiedlichen Charakteristika der Primär- und Sekundärstudie zu kompensieren und somit die Validität der Nutzenübertragung zu erhöhen. Beim Adjusted Benefit Transfer erfolgt jedoch lediglich eine Adjustierung in Bezug auf den Einflussfaktor „Einkommensstruktur“, womit Unterschiede in der Kaufkraft sowie der Einkommenselastizität der Zahlungsbereitschaft ausgeglichen werden können. Unterschiede bzgl. weiterer Determinanten der Zahlungsbereitschaft werden jedoch weiterhin vernachlässigt, vgl. Thiele/Wronka (2001), S. 3-5; Groothuis (2005), S. 55f.; OECD (2006), S. 255-257; Navrud/Ready (2007a), S. 2-4; Kristofersson/Navrud (2007), S. 208; UBA (2007a), S. 100 sowie Meusel (2008), S. 65. Um weitere bewertungsrelevante Faktoren und deren unterschiedliche Ausprägungen in den Betrachtungsgebieten zu berücksichtigen, werden beim Benefit Function Transfer nicht die konkreten Nutzenwerte, sondern eine Bewertungsfunktion (Benefit Function) übertragen. Durch statistische Auswertung der Zahlungsbereitschaften der Primärstudie wird versucht, einen funktionalen Zusammenhang zwischen der individuellen Zahlungsbereitschaft für das Umweltgut und einem Vektor unabhängiger Variablen, also den bewertungsrelevanten Einflussfaktoren, herzustellen und in Form von Koeffizienten abzubilden. Auf diese Weise kann die Robustheit des Ergebnisses in gewissem Umfang weiter verbessert werden. Gleichzeitig steigt jedoch auch der methodische Aufwand, vgl. Ahlheim/Lehr (2002), S. 93-100; Muthke (2002), S. 53f.; OECD (2006), S. 257-259; Rolfe (2006), S. 32f.; Navrud/Ready (2007a), S. 4f.; Kristofersson/Navrud (2007), S. 208f.; Fahrmeir et al. (2007), S. 1. Schließlich wird im Rahmen eines „Meta Benefit Function Transfers“ versucht, durch die Kombination verschiedener Primärstudien die Validität der Nutzenübertragung weiter zu erhöhen, u. a. da Ungenauigkeiten und methodische Fehler einzelner Studien relativiert werden. Es ergibt sich jedoch die Problematik, genügend passende Primärstudien zu einem Bewertungsobjekt zu bekommen, vgl. Muthke (2002), S. 46 sowie S. 56f.; Rolfe (2006), S. 34; Navrud/Ready (2007a), S. 5f. Eine besondere Form des Benefit Transfers stellen „expertenadjustierte“ Nutzenübertragungen dar. Hierbei werden die spezifischen Gegebenheiten eines Bewertungsgegenstandes durch expertengewichtete Zu- oder Abschläge auf die Durchschnittswerte einer Primärstudie berücksichtigt, vgl. Londong et al. (2006), S. 34-36. Als Beispiel einer solchen „expertenadjustierten“ Nutzenermittlung mit Relevanz für gewässerschutzbezogene Fragestellungen kann der Ansatz der biotoptypenspezifischen Entschädigungsforderung nach SCHWEPPE-KRAFT (1998) angeführt werden, der für die Bemessung von Ausgleichszahlungen im Rahmen der naturschutzrechtlichen Eingriffsregelung konzipiert wurde, vgl. Schweppe-Kraft (1998), S. 17. Ausgehend von der Prämisse, dass eine Abfrage spezifischer Zahlungsbereitschaften für konkrete Biotoptypen die Befragten überfordert, verknüpft SCHWEPPE-KRAFT die im Rahmen einer allgemeinen Studie zum Artenschutz ermittelten Zahlungsbereitschaften, vgl. Hampicke et al. (1991), mit naturschutzfachlich festgelegten, kardinalen Biotopwertzahlen, vgl. Schweppe-Kraft (1998), S. 194-214. Auf diese Weise wird die biotoptypenunspezifische umweltökonomische Bewertung des Artenschutzes durch eine Bewertung auf Basis naturschutzfachlicher Teilkriterien spezifiziert, um typspezifische Barwerte je Quadratmeter für 51 Biotoptypen abzuleiten, die das gesamte Biotoptypenspektrum in Deutschland (grob) abdecken, vgl. Schweppe-Kraft (1998), S. 196 sowie S. 201-205. Hierzu zählen auch fließgewässerbezogene und gewässeranhängige Biotoptypen, die im Hinblick auf die Bewertung von Gewässerschutzmaßnahmen zugrunde gelegt werden können, vgl. Schweppe-Kraft (1998), S. 198f. und S. 293f. sowie auch Meyerhoff/Petschow (1997), S. 88. Die Validität des Ansatzes ist sowohl in Bezug auf die naturschutzfachlichen als auch die ökonomischen Grundlagen

ermittelt, indem typischerweise die durchschnittlichen haushaltsbezogenen oder individuellen Zahlungsbereitschaften für das Betrachtungsgebiet hochgerechnet werden.¹³⁹⁰ Auch ein methodisch anspruchsvoller Benefit Transfer beinhaltet substantielle Transferfehler, die insb. auf den Mangel valider und transfergeeigneter Primärstudien zurückzuführen sind.¹³⁹¹ Der resultierende Validitätsverlust gegenüber einer Primärstudie mit originärer Nutzenbewertung ist somit im Entscheidungskontext gegen die zu erwartende Kosten- und Zeitersparnis abzuwägen.¹³⁹²

Im Rahmen der Prüfung unverhältnismäßig hoher Kosten wird der Benefit Transfer von einigen Autoren nicht zuletzt aufgrund des möglicherweise sehr umfangreichen Bedarfs

mit einigen Einschränkungen behaftet, die von SCHWEPPE-KRAFT umfassend aufgearbeitet und transparent dargestellt werden, vgl. Schweppe-Kraft (1998), S. 213f. sowie S. 294.

¹³⁹⁰ Vgl. Muthke (2002), S. 47-50.

¹³⁹¹ Vgl. Muthke (2002), S. 46; Petschow et al. (2005), S. 147f.; Meusel (2008), S. 88f.; Hecht/Werbeck (2006), S. 227; OECD (2006), S. 260-266; Navrud/Ready (2007b), S. 285; Brouwer et al. (2009), S. 41-43; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 17f. Zu den Anforderungen an einen validen Benefit Transfer vgl. Brouwer (1998), S. 3; Petschow et al. (2005), S. 147-149; OECD (2006), S. 266f.; UBA (2007a), S. 99f. Beeinträchtigungen der Prognosequalität können in allen Schritten des Ablaufs erfolgen. Bereits bei der Primärdatenerhebung kann bspw. eine Beeinflussung durch den Interviewer die ermittelte Zahlungsbereitschaft verzerren. Die Primärstudie kann zudem unzureichend dokumentiert sein und nur eingeschränkt mit dem Bewertungsgegenstand der Sekundärstudie übereinstimmen. Eine unpräzise Darstellung der Sekundärstudie kann zu weiteren Übertragungsmängeln führen. Bei der Nutzenwertübertragung selbst können Anpassungsfehler, die Hinzunahme falscher Erklärungsvariablen oder eine falsche Übertragungsart zu Ungenauigkeiten führen, vgl. Muthke (2002), S. 44; Brouwer et al. (2009), S. 152-161. Um die Validität eines Benefit Transfers umfänglich zu testen, ist letztlich eine parallele Durchführung von Primärstudien an zwei vergleichbaren Standorten erforderlich, um anschließend die Gültigkeit eines Nutzentransfers mit Hilfe eines statistischen Hypothesentests zu überprüfen, vgl. VandenBerg/Poe/Powell (2001), S. 102-104; Thiele/Wronka (2001), S. 7f.; Kristofersson/Navrud (2007), S. 209-223; OECD (2006), S. 264f. THIELE/WRONKA kommen zu dem Schluss, dass eine Bewertung auf Basis eines Benefit Transfers bei geringer Ausprägung der genannten Fehlerquellen angemessen ist, sonst jedoch mit Vorsicht zu betrachten ist, vgl. Thiele/Wronka (2001), S. 20. Zur Validitätsprüfung auf Basis statistischer Tests vgl. auch VandenBerg/Poe/Powell (2001), S. 106-117; OECD (2006), S. 264f.; Kristofersson/Navrud (2007), S. 209-225 sowie ausführlich Muthke (2002), S. 73-143. Deutlich kritischer wird die Validität von länderübergreifenden Benefit Transfers eingeschätzt. Unabhängig von der Problematik eines hinreichend vergleichbaren Bewertungsobjekts bestehen i. d. R. erhebliche Unterschiede in der kulturellen Prägung und den allgemeinen Verhaltenspräferenzen der Bevölkerungen. In Untersuchungen zur Validität internationaler Benefit Transfers lagen die Transferfehler teilweise über 100 %, vgl. Muthke (2002), S. 89f. sowie auch Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 18. Allgemein ist festzustellen, dass hinsichtlich der Validität von nationalen wie internationalen Benefit Transfers noch weiterer Forschungsbedarf besteht, vgl. Muthke (2002), S. 167. Hiervon ausgehend könnte eine Verbesserung der Übertragungsvalidität insb. durch eine transparente Dokumentation durchgeführter Benefit Transfers erreicht werden, vgl. auch Brouwer (2002), S. 107-110; UBA (2007a), S. 100.

¹³⁹² Vgl. Petschow et al. (2005), S. 147; Navrud/Ready (2007b), S. 285; Brouwer et al. (2009), S. 43. Inwieweit Transferfehler bei Nutzenübertragungen akzeptabel sind, hängt vom zugrunde liegenden Anwendungszweck und der hierbei erforderlichen Genauigkeit ab. MUTHKE kommt zu dem Schluss, dass die bisher erreichte Qualität von (nationalen) Benefit Transfers zur „Vorabbewertung von umweltrelevanten Projekten im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen, die lediglich eine Ja-Nein-Entscheidung erfordern“, Muthke (2001), S. 289, ausreicht. Dagegen ist für die Ermittlung von Entschädigungszahlungen im Bereich der Umwelthaftung eine genauere Nutzenbewertung erforderlich, vgl. Muthke (2001), S. 289; Ahlheim/Lehr (2002), S. 101f.; CIS (2004b), S. 23f.; OECD (2006), S. 266; Navrud/Ready (2007b), S. 283; Brouwer et al. (2009), S. 39 sowie auch Endres/Holm-Müller (1998), S. 190-194.

zur Nutzenbewertung an vielen Wasserkörpern als aufwandssparender Lösungsansatz erwogen, um eine angemessene Relation von Bewertungsaufwand und Entscheidungsqualität zu gewährleisten.¹³⁹³ Bislang steht allerdings der Mangel an Primärstudien mit hinreichend ähnlichem Bewertungsgegenstand sowie auch die noch geringe Anwendungspraxis im Rahmen von umweltpolitischen Entscheidungen einem weitreichenden Rückgriff auf Benefit Transfers entgegen.¹³⁹⁴

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Bestimmung der gesamtwirtschaftlichen Vorteilhaftigkeit von komplexen Umweltqualitätsverbesserungen wie der Verwirklichung eines guten Gewässerzustands im Rahmen einer KNA auch bei Gewährleistung hoher methodischer Qualitätsstandards bzgl. Validität und Vollständigkeit mit gewissen Unsicherheiten behaftet bleibt.¹³⁹⁵ In der Praxis ist es kaum möglich, die gesamtwirtschaftlichen Kosten und Nutzen einer Umweltqualitätsverbesserung vollständig monetär

¹³⁹³ Vgl. bspw. Klaphake (2003), S. 13; Petschow et al. (2005), S. 148; Pielen (2007), S. 7; Hanley/Wright/Alvarez-Farizo (2007), S. 111f. sowie S. 126f.; Meusel (2008), S. 72 sowie Funke/Borchardt (2006), S. 168-169.

¹³⁹⁴ Vgl. Muthke (2002), S. 46; Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 593f. sowie S. 597; Görlach/Interviews (2004), S. 14-16; Petschow et al. (2005), S. 148; Funke/Borchardt (2006), S. 170 sowie S. 385; Londong et al. (2006), S. 52; Navrud/Ready (2007b), S. 285; Hanley/Wright/Alvarez-Farizo (2007), S. 127; Meusel (2008), S. 88; Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012), S. 16. Zu einem Überblick deutscher Bewertungsstudien im Bereich der Gewässerqualität und den ermittelten Zahlungsbereitschaften vgl. Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 594-599; Becker et al. (2005), S. 72; Londong et al. (2006), S. A-17f.; Meusel (2008), S. 89 sowie S. 276f. sowie auch Görlach/Interwies (2004), S. 14-17. Die ermittelten Zahlungsbereitschaften zur Verbesserung der Gewässerqualität rangieren zwischen 22 und 77 € je Haushalt und Jahr, vgl. Londong et al. (2006), S. 158. Im Rahmen der Projekts „AquaMoney“ wurde eine Metaanalyse von Studien zur Bewertung von gewässer- oder wasserbezogenen Nutzen durchgeführt und daraus eine Indikation für die willingness to pay für die Verwirklichung eines guten Zustands abgeleitet, vgl. Brouwer et al. (2009), S. 49-75. Es ist jedoch zu beachten, dass sich vorhandene Bewertungsstudien im Bereich des Gewässerschutzes nicht auf einheitliche Bewertungsgegenstände beziehen und noch nicht auf die Zielsetzungen der WRRL ausgerichtet waren bzw. nur einzelne Aspekte des Bewertungsgegenstandes „guter Zustand“ abbilden, vgl. Görlach/Interviews (2004), S. 15; Becker et al. (2005). Mit dieser Fragmentproblematik war auch der erste umfassendere Versuch einer Bewertung des Nutzens der Verwirklichung des „guten Zustands“ konfrontiert, der im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens „Flussgebietsmanagement an der Werra“ mittels eines Adjusted Benefit Transfers durchgeführt wurde. Auf Basis einer Primärstudie zum Gewässerschutz an der Elbe (vgl. Dehnhardt/Meyerhoff (2002)) wurde insb. die Erhöhung von Biodiversitäts- und Erholungsnutzen infolge einer verbesserten Gewässerstruktur im Einzugsgebiet der Werra bewertet, wobei jedoch die Validität des vorgenommenen Nutzentransfers nicht getestet wurde, vgl. Schumann et al. (2005), S. 324-333; Funke/Borchardt (2006), S. 377-383 sowie auch Meusel (2008), S. 90. Bei der Verwendung älterer Studien ist schließlich auch zu beachten, dass Zahlungsbereitschaften von den Einstellungen der Befragten bzgl. des betrachteten Umweltguts abhängig sind, die sich im Laufe der Zeit ändern können, vgl. bspw. Schweppe-Kraft (1998), S. 213.

¹³⁹⁵ Vgl. auch Meyerhoff/Petschow (1998), S. 90; Holm-Müller/Muthke (2001), S. 466-468; Hansjürgens (2001a), S. 78-82 sowie S. 85-89. Schon im Vorfeld der ökonomischen Bewertung bestehen Unsicherheiten bei der Abschätzung der physischen Wirkungen. Neben der allgemeinen Prognoseunsicherheit, insb. bei längeren Betrachtungsräumen, kann bedeutende Unsicherheit für das Bewertungsergebnis aus nicht hinreichend bekannten Ursache-Wirkungs-Beziehungen resultieren, vgl. bspw. Endres/Holm-Müller (1998), S. 140-145. In ihrem Bericht zu den ersten Bewirtschaftungsplänen bemängelt die Europäische Kommission die bislang unzureichende Qualität der Bewertung von Kosten und Nutzen, vgl. Europäische Kommission (2012b), S. 11. Die Reduzierung dieser Bewertungsunsicherheiten erfordert kontinuierliche Forschungsarbeiten, vgl. Europäische Kommission (2012b), S.

zu erfassen, da gerade die Bewertung der im Regelfall nicht-marktgängigen Nutzenkomponenten mit methodischen Grenzen konfrontiert ist. Insgesamt ist daher davon auszugehen, dass der monetär bewertete Nutzen von Umweltqualitätsverbesserungen tendenziell eine Unterschätzung des tatsächlichen Nutzens darstellt.¹³⁹⁶ In diesem Zusammenhang besteht zudem ein grundsätzlicher Trade-off zwischen dem zu betreibenden methodischen Aufwand sowie der erzielbaren Validität und Vollständigkeit der Bewertung.¹³⁹⁷ Im Falle signifikanter Bewertungsunsicherheiten oder „intangibler“ Effekte, die sich einer Monetarisierung entziehen, kann im Rahmen der KNA kein vollständiges und damit kein eindeutiges Bilanzergebnis ausgewiesen werden.¹³⁹⁸ Um dennoch eine möglichst vollständige Entscheidungsgrundlage zu erhalten, kann ergänzend zumindest eine qualitative Berücksichtigung der nicht oder mangelhaft monetarisierten Kosten- und Nutzenkomponenten vorgenommen werden.¹³⁹⁹ In diesem Fall ist eine abschließende subjektive Abwägung der ermittelten monetären Kosten-Nutzen-Bilanz sowie der verbleibenden intangiblen Effekte und der verbleibenden Bewertungsunsicherheit durch den politischen oder behördlichen Entscheider unter Berücksichtigung von Sensitivitäten erforderlich.¹⁴⁰⁰

11 sowie auch CIS (2009a), S. 30. Im Rahmen der CIS ist derzeit ein Leitfaden für die Bewertung von Kosten und Nutzen in Vorbereitung, dessen Fertigstellung für das Jahr 2014 geplant ist, vgl. Europäische Kommission (2012a), S. 26.

¹³⁹⁶ Vgl. Klauer et al. (2007), S. 2; UBA (2007a), S. 66; Rechenberg (2008), S. 7-8. Unabhängig von der gewählten Bewertungsmethode ist es bspw. nicht möglich, die Präferenzen zukünftiger Generationen zu berücksichtigen, da diese weder beobachtet noch abgefragt werden können und folglich im Rahmen der KNA keinen Ausdruck finden, vgl. Endres/Holm-Müller (1998), S. 29; Hansjürgens (2001a), S. 89f. Demgegenüber lassen sich die Kosten tendenziell in einem höheren Maße über Marktpreise abschätzen, vgl. Londong et al. (2006), S. 18 sowie bereits Kap. 5.2. Dies gilt insb. für direkte Maßnahmenkosten (z. B. Kosten für Bau und Unterhaltung). Schwieriger sind hingegen nicht-marktgängige externe Kosten von Maßnahmen sowie induzierte Folgekosten in den Sektoren der Volkswirtschaft zu bewerten, vgl. Kap. 5.2.2.

¹³⁹⁷ Vgl. Londong et al. (2006), S. 52f.; Navrud/Ready (2007b), S. 285; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 167.

¹³⁹⁸ Vgl. LAWA (1981), S. 18; Meusel (2008), S. 70.

¹³⁹⁹ Vgl. LAWA (1979), S. 12; LAWA (1981), S. 18; Hansjürgens (2001a), S. 69. Eine vollständige Bemessung des ökonomischen Werts einer Umweltqualitätsverbesserung für die Gesellschaft ist unabhängig von der gewählten Bewertungsmethode ohnehin nicht möglich, da bspw. die Präferenzen zukünftiger Generationen, die gemäß dem Prinzip der Nachhaltigkeit bei der Entscheidung zu beachten sind, weder beobachtet noch abgefragt und folglich im Rahmen der KNA nicht einbezogen werden können. Für den Fall, dass sich die Annahme intergenerationell konstanter Präferenzen bzgl. bestimmter Güter rechtfertigen lässt, können die ermittelten heutigen Wertschätzungen auf zukünftige Generationen übertragen werden. Das beschriebene Diskontierungsproblem bleibt jedoch bestehen, vgl. bspw. Gronemann/Hampicke (1998), S. 174f.

¹⁴⁰⁰ Vgl. Endres/Holm-Müller (1998), S. 191; OECD (2006), S. 275f.; Turner (2007), S. 264-266; UBA (2007a), S. 23-33 sowie auch Kellermann (2012), S. 98f. Dies korrespondiert mit der bereits angeführten Feststellung der WATECO, dass die Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit letztlich ein politisches Urteil auf Basis ökonomischer Informationen sein muss. Zur Unsicherheit bei der Inanspruchnahme von Ausnahmeregelungen vgl. auch Sigel (2007), S. 41. Bisweilen erfolgt hierzu in der Praxis eine vereinfachende Kompensation der Bewertungsunsicherheit und qualitativen Komponenten durch prozentuale Zu- und Abschläge der monetär ermittelten Nutzen und Kosten in die für die zugrunde gelegte Entscheidungsfrage (z. B. Bau einer Autobahn) ungünstige Richtung, vgl. Hanusch (2011), S. 139f. sowie auch Meusel (2008), S. 71. Allerdings kann eine pauschale Korrektur des ermittelten Gesamtnutzens um einen bestimmten prozentualen Aufschlag den Entscheider zu einem

Für den konkreten Anwendungsfall lässt sich sowohl aus der Struktur des Art. 4 WRRL als auch den politischen Aussagen des CIS-Prozesses ableiten, dass v. a. zu vermeiden ist, dass fälschlicherweise unverhältnismäßig hohe Kosten angenommen werden und auf dieser Basis in ungerechtfertigter Weise von der ökologischen Zielsetzung abgewichen wird:¹⁴⁰¹ im CIS-Prozess wird diesbezüglich wiederholt betont, dass erst dann von einer Unverhältnismäßigkeit der Kosten auszugehen ist, wenn die Kosten den Nutzen – auch unter Berücksichtigung der als nicht monetarisierbar eingeschätzten Effekte – *mit hinreichender Verlässlichkeit* überschreiten.¹⁴⁰² Ausgehend von einer möglichst vollständigen qualitativen Erfassung aller mit der Verwirklichung des guten Zustands verbundenen Kosten- und Nutzenkomponenten wird gefordert, im jeweiligen Kontext eine Einschät-

ökonomisch wenig reflektierten, intransparenten und damit ggf. willkürlichen Eingriff in das Bewertungsergebnis verleiten. Die Festlegung eines solchen Unvollständigkeitszuschlages sollte daher auf Basis von Art und Ausmaß der erwarteten Bewertungsungenauigkeiten sowie Bewertungsunvollständigkeiten bzgl. einzelner Nutzenkomponenten begründet und transparent dokumentiert werden. Zur Abbildung der Bewertungsunsicherheit einzelner Nutzenkomponenten können Sensitivitätsanalysen, also systematische Variationen einzelner Einflussgrößen, sowie Szenarioanalysen unterstützen, vgl. bspw. Europäische Kommission (2003), S. 42-46; Europäische Kommission (2006b), S. 11f.; Hanusch (2011), S. 139f. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sowie zur Begrenzung des Analyseaufwandes ist eine Beschränkung auf diejenigen Faktoren, die zugleich einen großen Einfluss auf das Bewertungsergebnis ausüben und mit großer Unsicherheit behaftet sind, empfehlenswert. Beide Kriterien treffen bspw. i. d. R. auf die Problematik der Festlegung eines Diskontierungssatzes im Rahmen einer Kosten-Nutzen-Analyse zu. Hierbei empfiehlt sich grundsätzlich eine Berechnung mit alternativen Diskontierungsraten, vgl. Hanusch (2011), S. 115f.

¹⁴⁰¹ Grundsätzlich sind im Kontext der Begründung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen zwei Arten von Fehlentscheidungen möglich. Zum einen kann die (fristgerechte) Verwirklichung der Umweltziele fälschlicherweise als unverhältnismäßig teuer eingestuft werden, so dass eine entsprechende Abstufung der Zielsetzung und der Maßnahmen vorgenommen wird. Zum anderen ist es möglich, dass die Unverhältnismäßigkeit der Kosten bei der Verwirklichung eines Umweltzieles nicht erkannt wird und folglich Maßnahmen ergriffen werden, deren gesamtwirtschaftlichen Kosten kein gleichwertiger gesamtwirtschaftlicher Nutzen gegenübersteht. Beide Arten von Fehlentscheidungen führen aus umweltökonomischer Perspektive zu Wohlfahrtseinbußen.

¹⁴⁰² So wird bereits im Guidance Document der WATECO betont: „Given the uncertainty around estimates of costs and benefits, bear in mind that: Disproportionality should not begin at the point where measured costs simply exceed quantifiable benefits; [t]he assessment of costs and benefits will have to include qualitative costs and benefits as well as quantitative; [t]he margin by which costs exceed benefits should be appreciable and have a high level of confidence“, CIS (2003a), S. 193, vgl. auch Lanz/Scheuer (2001), S. 57; RPA (2004), S. 15f.; Petschow et al. (2005), S. 144; Londong et al. (2006), S. 40 sowie S. 161; Görlach/Pielen (2007), S. 2f.; Klauer et al. (2008b), S. 35; CIS (2009a), S. 10-12 sowie S. 34f.; BMU (2010b), S. 44. In diesem Zusammenhang ist auch zu beachten, dass die bewertungsbedingte Unsicherheit der Entscheidungssituation und damit auch das Risiko einer Fehlentscheidung wesentlich vom methodischen Aufwand abhängig sind, der im Rahmen der Bewertung betrieben wird. Gemäß den Aussagen im Rahmen des CIS-Prozesses haben die Mitgliedstaaten für eine angemessene Entscheidungsqualität Sorge zu tragen, d. h. die Einschätzung der gesamtwirtschaftlichen Kosten und Nutzen der Verwirklichung eines guten Zustands muss so valide sein, dass das Risiko einer falschen Einschätzung auf ein vertretbares Maß reduziert wird. Unter Berücksichtigung der schließlich überproportional zur Entscheidungsqualität ansteigenden Informationskosten ist es aber nicht erforderlich, in jedem Fall auf die bewertungstechnisch maximal mögliche Monetarisierung von Nutzen und Kosten abzustellen. Die Berücksichtigung der Kosten der Datenerhebung wird in Anhang III WRRL explizit angeregt. Demgegenüber werden jedoch einfache „Expert Judgements“ als nicht ausreichend erachtet, vgl. CIS (2003a), S. 125 sowie S. 197; CIS (2005b), S. 16; CIS (2009a), S. 10.

zung der Quantifizierbarkeit bzw. Monetarisierbarkeit sowie der Unsicherheit bzw. Validität der Bewertung vorzunehmen und auf dieser Basis eine „Sicherheitsmarge“ abzuleiten, inwieweit die monetarisierbaren Kosten den monetarisierbaren Nutzen überschreiten dürfen.¹⁴⁰³ Auf diese Weise soll also der methodisch bedingten tendenziellen Unterschätzung des gesamtwirtschaftlichen Nutzens der Verwirklichung eines guten Gewässerzustands entgegengewirkt werden.¹⁴⁰⁴ Es lässt sich somit festhalten, dass eine wesentliche politisch-normative Leitlinie bei der Prüfung einer Unverhältnismäßigkeit von Kosten darin besteht, Fehlentscheidungen *zulasten der ökologischen Zielsetzungen* zu vermeiden, worin letztlich ein gewässerökologisches Vorsichtsprinzip zum Ausdruck kommt.¹⁴⁰⁵

Obschon also auch im Rahmen der CIS eine möglichst weitgehende monetäre Bewertung und Gegenüberstellung gesamtwirtschaftlicher Kosten und Nutzen vom Grundsatz her als die theoretisch valideste Grundlage einer Beurteilung der Unverhältnismäßigkeit von Kosten gesehen wird, wird in der Literatur teilweise in Frage gestellt, dass umfassende KNA im Rahmen der praktischen Bewirtschaftungsplanung als Standardverfahren zur Begründung von Ausnahmetatbeständen zum Einsatz kommen (können).¹⁴⁰⁶ Dies begründet sich v. a. in den nicht vermeidbaren methodischen Unsicherheiten sowie dem Aufwand und Zeitbedarf zur Erstellung aussagekräftiger KNA bei einer Vielzahl von

¹⁴⁰³ Vgl. CIS (2003a), S. 193; CIS (2009a), S. 10-12. Aufgabe der umweltökonomischen Entscheidungsunterstützung ist es in diesem Zusammenhang, den politischen Entscheidern eine möglichst verlässliche Einschätzung der Vollständigkeit und Validität der Kosten- und Nutzenwerte bereitzustellen. Die Festlegung eines kritischen Kosten-Nutzen-Verhältnisses bzw. einer entsprechenden Sicherheitsmarge ist jedoch letztlich wiederum politischer Natur, vgl. auch Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 395. Aufgrund der nicht unerheblichen Bedeutung für das Entscheidungsergebnis sowie der nicht objektivierbaren Einflüsse bei der Festlegung der Sicherheitsmarge ergeben sich hohe Anforderungen an eine transparente Dokumentation und Begründung der Festlegung der Sicherheitsmarge auf Basis von Art und Ausmaß der erwarteten Bewertungsungenauigkeiten sowie Bewertungsunvollständigkeiten.

¹⁴⁰⁴ „Some benefits will not be quantifiable, either because of technical reasons (e.g. all impacts of achieving the environmental objectives cannot be foreseen, it is not possible to quantify all the benefits of improved water quality in a river stretch etc.) or lacking resources [...]“, CIS (2003a), S. 125, vgl. auch Klauer et al. (2007), S. 2; CIS (2009a), S. 33; Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 395; sowie allgemein zu den methodischen Schwierigkeiten der Nutzenbewertung UBA (2007a), S. 66.

¹⁴⁰⁵ Im Kontext der Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen dient dieses ökologische Vorsichtsprinzip nicht zuletzt der Risikominimierung bzgl. der Erhaltung der Lebensgrundlagen künftiger Generationen, welche als ein wesentliches Element einer nachhaltigen Bewirtschaftung der Wasserressourcen angesehen wird, vgl. bspw. Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 601; Ewringmann (2006b), S. 75. Aufgrund des Schutzzfokus der WRRL und der beschriebenen Beweislast der Ausnahmen stellt sich das ökologische Vorsichtsprinzip im Kontext der WRRL allerdings vornehmlich als *gewässerökologisches* Vorsichtsprinzip dar. Dies bedeutet, dass auch Abweichungen von den Gewässerschutzzielen aus anderen ökologischen Erwägungen (z. B. Klimaschutz) hinreichend verlässlich zu rechtfertigen sind. Eine gewisse Abkehr vom gewässerökologischen Vorsichtsprinzip stellt jedoch die Substitutionsprüfung im Rahmen der HMWB-Ausweisung dar, da hier das Substitut, welches eine gewässerzustandsbelastende Nutzung ersetzen soll, eine *wesentlich* bessere Umweltoption unter Einbezug aller Umweltmedien darstellen muss, vgl. hierzu bereits Kap. 5.3.3.

¹⁴⁰⁶ Vgl. Petry/Unnerstall/Hansjürgens (2004), S. 98; Görlach (2007), S. 4-9; Klauer et al. (2008a), S. 40.

Wasserkörpern.¹⁴⁰⁷ Darüber hinaus werden im Rahmen einer traditionellen Kosten-Nutzen-Bilanzierung distributive Wirkungen auf einzelne Akteure oder Akteursgruppen nicht betrachtet.¹⁴⁰⁸ Der wirtschaftlichen Tragfähigkeit bzw. Zumutbarkeit individueller Nachteile kann jedoch in der Praxis eine erhebliche politische Bedeutung zukommen.¹⁴⁰⁹ Daher wurden zur Begründung einer Unverhältnismäßigkeit von Kosten auch Kostentragfähigkeitserwägungen vorgeschlagen.

¹⁴⁰⁷ Vgl. Klauer et al. (2008d), S. 348 sowie auch Holm-Müller/Muthke (2001), S. 466-470; Hansjürgens (2001a), S. 78-82; Londong et al. (2006), S. 38f.; Görlach (2007), S. 4-9; Lange et al. (2007), S. 100; Lange et al. (2009), S. 171-216; Petschow et al. (2005), S. 143. An die diskutierten methodischen Grenzen sowie den Aufwand der Monetarisierung von Nutzen im Rahmen von KNA knüpft auch der Ansatz einer nicht-monetären Kosten-Nutzen-Abwägung an, der im Auftrag der Umweltministerien der Länder Nordrhein-Westfalen, Rheinland-Pfalz und Thüringen im Rahmen eines Forschungsprojektes entwickelt wurde, vgl. Ammermüller et al. (2008a); Ammermüller et al. (2008b). Ziel der nicht-monetären Kosten-Nutzen-Abwägung ist es, die positiven Auswirkungen von Maßnahmen in quantitativer (nicht-monetär) oder qualitativer Form in der Entscheidungsfindung zu berücksichtigen, wobei die Einschätzung des Nutzens maßgeblich auf Expertenurteilen beruht, vgl. Ammermüller et al. (2008a), S. 4f. Durch Vorgabe eines Verfahrensrahmens soll eine transparente, nachvollziehbare und vergleichbare Entscheidungsfindung innerhalb eines Bundeslandes oder in Rahmen eines Flussgebietes gewährleistet werden, vgl. Ammermüller et al. (2008a), S. 10. Da AMMERMÜLLER ET AL. für die Zukunft einen wesentlichen Abbau der Unsicherheit bei der Einschätzung von Maßnahmenwirkungen und der Bewertung des Nutzens erwarten, wird die nicht-monetäre Kosten-Nutzen-Abwägung eher als vorläufiges Verfahren für den ersten Bewirtschaftungszyklus verstanden, vgl. Ammermüller et al. (2008a), S. 7 und 10. Bspw. wird eine Fundierung der kritischen Kostenschwellen durch Zahlungsbereitschaftsanalysen empfohlen, vgl. Ammermüller et al. (2008a), S. 26.

¹⁴⁰⁸ Vgl. bspw. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 63; Endres/Holm-Müller (1998), S. 22-24; Weimann (1999), S. 31f.; Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 599f.; OECD (2006), S. 222; Turner (2007), S. 258-260. Die Verteilungswirkungen sind für die Vorteilhaftigkeit eines alternativen Zustands nicht relevant, sofern eine tatsächliche Kompensation von individuellen Nachteilen aus dem gesamtwirtschaftlichen Nutzenzugewinn unterstellt wird, so dass zumindest kein Individuum schlechter gestellt wird (Bedingung einer Pareto-Verbesserung). Nach dem Kaldor-Hicks-Kriterium ist ein alternativer Zustand aber bereits dann vorzugswürdig, wenn eine solche Kompensation *möglich* wäre, d. h., es werden auch Verschlechterungen des Nutzenniveaus Einzelner hingenommen, vgl. Endres/Holm-Müller (1998), S. 22-24; Hansjürgens (2001a), S. 70; Turner (2007), S. 258; Ammermüller (2011), S. 39f. Zu den Möglichkeiten der Berücksichtigung von Verteilungseffekten im Rahmen einer erweiterten KNA mittels Verteilungsgewichtungen vgl. Hanusch (2011), S. 153-159 sowie auch Endres/Holm-Müller (1998), S. 151-156; OECD (2006), S. 222-236; Blankart (2011), S. 493.

¹⁴⁰⁹ Vgl. Gawel (2001), S. 31-38; Rowe (2001a), S. 304-332; RPA (2004), S. 18-20; OECD (2006), S. 222; Pielen (2007), S. 82; Ammermüller (2011), S. 39f. Darüber hinaus bestehen grundsätzliche Vorbehalte gegenüber dem Einsatz von KNA im Umweltbereich. Zu nennen sind methodische Einwände (kardinale Bewertungsmethoden im Widerspruch zur ordinalen Nutzentheorie, Probleme bei der Aggregation als Wohlfahrtsmaß, Annahme substitutiver Beziehungen zwischen den Güterkategorien) sowie ethische Vorbehalte gegen die monetäre Bewertung von Naturgütern und insb. Menschenleben, vgl. Schulz/Schulz (1991), S. 321-326; WBGU (1998), S. 313f.; Meyerhoff/Petschow (1998), S. 61-63; Hansjürgens (2001a), S. 69f. sowie S. 74-90; Holm-Müller/Muthke (2001), S. 466-470; Elsasser/Meyerhoff (2001), S. 314f.; Ahlheim/Lehr (2002), S. 85f.; Steinberg et al. (2002), S. 202f.; Petschow et al. (2005), S. 147; Schumann et al. (2005), S. 355-357; OECD (2006), S. 46-48; Brouwer (2006a), S. 4; Görlach (2007), S. 3; Görlach/Pielen (2007), S. 11; Turner (2007), S. 258-264; Kellermann (2012), S. 90-98; Endres (2013), S. 49f. Den ethischen Bedenken wird aus ökonomischer Perspektive entgegengehalten, dass durch die Bewertung lediglich die in den tatsächlichen umweltrelevanten Entscheidungen impliziten Bewertungen expliziert werden; vgl. bspw. WBGU (1998), S. 317; Gawel (2001), S. 21f.; Hansjürgens (2001a), S. 74f.; Londong et al. (2006), S. 48 sowie auch Meusel (2008), S. 69-71. Zur Diskussion der moralischen Zulässigkeit ökonomischer Bewertung vgl. auch Grone-mann/Hampicke (1998), S. 165-169. Die genannten Kritikpunkte schlagen sich auch konkret in einer Skepsis von Behörden bei der Anwendung von Kosten-Nutzen-Analysen in der Wasserwirtschaft nieder, vgl. Holm-Müller/Muthke (2001), S. 457-470 sowie auch OECD (2006), S. 287.

5.4.2.3 Berücksichtigung von Kostentragfähigkeitserwägungen

Die aus der Verwirklichung eines guten Gewässerzustands resultierenden Nutzungs- und Verteilungskonflikte bergen ein massives Konfliktpotential, das einen erheblichen Druck auf die politischen Entscheidungsträger ausüben kann.¹⁴¹⁰ Einige Mitgliedstaaten (u. a. Deutschland) streben daher an, auch die Kostentragfähigkeit betroffener Akteursgruppen in das Verständnis der Unverhältnismäßigkeit von Kosten einfließen zu lassen, um über die Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen auch unzumutbare Härten für betroffene Akteure vermeiden zu können.¹⁴¹¹ Auch im Guidance Document der WATECO Arbeitsgruppe wurde die Möglichkeit angeführt, eine Unverhältnismäßigkeit von Kosten nicht nur an einer Abwägung von Kosten und Nutzen, sondern auch an der Kostentragfähigkeit (ability to pay) von betroffenen Wassernutzergruppen festzumachen.¹⁴¹²

¹⁴¹⁰ Vgl. Rowe (2001a), S. 321f.; RPA (2004), S. 18-20; Petschow et al. (2005), S. 153-163 sowie am Beispiel der Werra Schumann et al. (2005), S. 246-255. Wie in Kap. 5.2 bereits erörtert, bedingt die Verwirklichung eines guten Zustands im Regelfall u. a. signifikante Eingriffe in die bestehenden Wasser- bzw. Gewässernutzungsstrukturen, die bei den betroffenen Akteuren zu erheblichen Belastungen führen können, vgl. Klauer et al. (2007), S. 1.

¹⁴¹¹ So versteht das deutsche BMU unter einer Unverhältnismäßigkeit von Kosten, „wenn der Kostenträger durch die notwendigen Maßnahmen finanziell überlastet wäre oder das Kosten-Nutzen-Verhältnis deutlich negativ ist.“, BMU (2010b), S. 44, vgl. auch RPA (2004), S. 18-20; Pielen/Holländer (2005), S. 25f.; Görlach/Pielen (2007), S. 5f.; CIS (2008c), S. 4 sowie S. 8f.; LAWA (2009), S. 2/10; Lange et al. (2009), S. 152-164; Ammermüller (2011), S. 39f.

¹⁴¹² „In the context of disproportionality the decision-maker may also want to take into consideration the ability to pay of those affected by the measures and some information on this may be required. This analysis might need to be disaggregated to the level of separate socio-economic groups and sectors, especially if ability-to-pay is an issue for a particular group within the basin.“, CIS (2003a), S. 193 sowie auch Ginzky (2005), S. 519. In der Folge wurde dieser Ansatz in einigen Mitgliedstaaten wie Deutschland und Frankreich in unterschiedlichen Studien und Pilotprojekten weiterentwickelt. So wurden Kostentragfähigkeitskriterien als komplementäre Kriterien zu Kosten-Nutzen-Abwägungen im Rahmen eines von der LAWA beauftragten Forschungsprojekts umfassend untersucht, vgl. Klauer et al. (2007) sowie auch Görlach/Pielen (2007), S. 12-15; Klauer et al. (2008d), S. 349-357. Neben Kriterien zur Beurteilung der Belastung nicht-staatlicher Akteure prüfen KLAUER ET AL. (2007) Umverteilungsmöglichkeiten sowie auch Kriterien zur Beurteilung einer Überdehnung der Kostentragfähigkeit des Gemeinwesens, vgl. Klauer et al. (2007), S. 18 sowie S. 42. Im Ergebnis empfehlen KLAUER ET AL. (2007) im Hinblick auf die Belastung von Unternehmen sowohl ein gewinn- als auch ein umsatzbasiertes Kriterium heranzuziehen und in Bezug auf die Belastung privater Haushalte die maßnahmeninduzierten Kosten zum durchschnittlichen Haushaltseinkommen ins Verhältnis zu setzen oder die Kostenbelastung der Haushalte durch Gebühren/Beiträge bzw. deren Anteil am Haushaltseinkommen im Verhältnis zum Bundesdurchschnitt zu betrachten. Eine mögliche Überlastung des Gemeinwesens sollte zweckmäßigerweise auf Ebene der Bundesländer anhand eines „angemessenen“ Anteils der Maßnahmenkosten an den öffentlichen Haushalten sowie am Bruttoinlandsprodukt geprüft werden, vgl. Klauer et al. (2007), S. 32f. sowie S. 48-52. Ein ebenfalls auf Kostentragfähigkeitserwägungen basierender Ansatz wurde unter Mitwirkung des Autors im Rahmen eines Forschungsprojekts zu den ökonomischen Aspekten der WRRL in Zusammenarbeit mit der Emschergenossenschaft/Lippeverband erarbeitet, vgl. Lange et al. (2007). Im Rahmen eines akzeptanzorientierten Ansatzes werden die Auswirkungen auf die Erschwinglichkeit der Wasserdienstleistungen Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung sowie ein im Hinblick auf die weiteren Wassernutzungen spezialisiertes volkswirtschaftliches Konfliktpotenzial als Indikatoren für eine Unverhältnismäßigkeit von Kosten herangezogen, vgl. Lange et al. (2007), S. 99-114. Ein einfacher und international oft herangezogener Maßstab zur Beurteilung der Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen ist der Anteil am durchschnittlich verfügbaren Einkommen eines privaten Haushaltes, der für die Inanspruchnahme

Die Anwendung von Kostentragfähigkeitskriterien ist methodisch weniger aufwändig als die Durchführung einer umfassenden KNA, da hierzu eine monetäre Bewertung nicht-marktgängiger Nutzen nicht erforderlich ist. Nicht unproblematisch sind jedoch die Operationalisierung geeigneter Kriterien sowie die Festlegung aussagekräftiger Belastungsschwellen der Kostentragfähigkeit. Letztere lassen sich letztlich nur auf Basis (sozial-)politischer Werturteile sowie ggf. rechtsstaatlicher Anforderungen wie dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz herleiten.¹⁴¹³ Zudem ist im Hinblick auf die Kostentragfähigkeit von nicht-staatlichen Betroffenen zu beachten, dass etwaige – als einzelwirtschaftlich unzumutbar eingestufte – Belastungen grundsätzlich auch durch flankierende distributive Eingriffe (z. B. Sozialtarife in der Wasserversorgung, Kompensationen von Maßnahmenkosten und Nutzungseinschränkungen) vermieden werden können.¹⁴¹⁴ Demgegenüber be-

der genannten Wasserdienstleistungen aufgebracht werden muss. Das volkswirtschaftliche Konfliktpotenzial wird durch Experteneinschätzung unter Stakeholderbeteiligung ermittelt und bildet die Nettobelastung der unterschiedlichen Wassernutzergruppen sowie der öffentlichen Haushalte durch direkte Maßnahmenkosten sowie indirekte Kosten infolge von Nutzungseinschränkungen ab, vgl. Lange et al. (2007), S. 99-114. Ein hohes volkswirtschaftliches Konfliktpotenzial wird bspw. dann angenommen, wenn subventionsabhängige Nutzungen (z. B. im Bereich der Landwirtschaft oder EEG-geförderte Wasserkraftwerke) signifikant belastet werden. Bei Beeinträchtigungen der Erschwinglichkeit der genannten Wasserdienstleistungen sowie bei einem hohen volkswirtschaftlichen Konfliktpotenzial führen auch LANGE ET AL. (2007) die Prüfung distributiver Eingriffe als Option an, vgl. Lange et al. (2007), S. 110. Sollte dies nicht ausreichen, können auf Basis der Indikatoren zunächst Fristverlängerungen i. S. v. Art. 4 Abs. 4 WRRL sowie ggf. eine Abschwächung der Umweltziele gemäß Art. 4 Abs. 5 WRRL gerechtfertigt werden. In nicht eindeutigen Fällen empfehlen LANGE ET AL. (2007) eine Verbesserung der Entscheidungsgrundlagen im Rahmen einer vertieften Kosten-Nutzen-Analyse unter angemessener Berücksichtigung von Unsicherheit, vgl. Lange et al. (2007), S. 118f. Zu einem Überblick von in ausgewählten europäischen Staaten diskutierten Kriterien vgl. Klauer et al. (2007), S. 8-18.

¹⁴¹³ Vgl. Europäische Kommission (2000), S. 11 (FN 6); Courtecuisse (2005); Londong et al. (2006), S. 14; Klauer et al. (2007), insb. S. 10, S. 27 und S. 61; Lange et al. (2007), S. 106f.; Meusel (2008), S. 86. Anhaltspunkte für Belastungsschwellen im Bereich der Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung bieten sozialpolitische „Richtwerte“ der OECD sowie der EU, wonach der Anteil des verfügbaren Einkommens, der für die Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung aufgebracht werden muss, eine bestimmte Schwelle (ca. 3-4 %) nicht übersteigen soll, vgl. bspw. Borkey (2006), S. 5; Europäische Kommission (2006b), S. 15f.; Görlach/Pielen (2007), S. 5f. sowie auch Fankhauser/Tepic (2005); Sawkins/Dickie (2005). Zur Gewährleistung der Vergleichbarkeit und Transparenz sind sowohl die Erschwinglichkeitsgrenze als auch das zu verwendende Erschwinglichkeitsmaß und die zugrunde zu legenden Bezugsgrößen des Einkommens möglichst einheitlich festzulegen, vgl. Lange et al. (2007), S. 107. Rechtliche Begrenzungen der Kostentragfähigkeit können aus dem allgemeinen Verhältnismäßigkeitsgrundsatz resultieren, wie er in Deutschland aus dem im Grundgesetz verankerten Rechtsstaatsprinzip abgeleitet wird. Demnach muss jeder staatliche Eingriff gegenüber einem Bürger geeignet, erforderlich und angemessen sein, vgl. ausführlicher Kap. 6.2.2. Ein Eingriff ist nur angemessen bzw. verhältnismäßig i. e. S., wenn die Nachteile, die dem betroffenen Bürger bzw. Unternehmen durch einen Eingriff entstehen, nicht zu den Vorteilen, die sich für die Allgemeinheit aus dem Eingriff ergeben, außer Verhältnis stehen und wenn die entstehenden Nachteile dem Einzelnen zumutbar sind. Hierfür ist auch die Leistungsfähigkeit des Betroffenen, also seine Kostentragfähigkeit zu beachten, vgl. Detterbeck (2009), S. 21.

¹⁴¹⁴ Vgl. Gawel (2001), S. 37; Rowe (2001a), S. 331f.; RPA (2004), S. 19; Petschow et al. (2005), S. 157; Klauer et al. (2007), S. 18; CIS (2008c), S. 12f. sowie S. 37; ähnlich auch Wolf (2005), S. 457. Allerdings kann hieraus ein möglicher Konflikt mit dem umweltpolitischen Verursacherprinzip erwachsen,

steht bei der Zugrundelegung einzelwirtschaftlich orientierter Kostentragfähigkeitskriterien die Gefahr, dass die gesamtwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit der Verwirklichung der ökologischen Zielsetzung aus dem Blick gerät und gesamtwirtschaftlich vorteilhafte Verbesserungen des Gewässerzustands unterlassen werden.¹⁴¹⁵ Dies spricht eher dafür, gesellschaftlich oder politisch unerwünschte distributive Wirkungen und einzelwirtschaftliche Härten prioritär durch flankierende distributive Maßnahmen wie Kompensationen, Förderungen etc. sicherzustellen und nicht über eine *voreilige* Aufweichung der aus gesamtwirtschaftlicher Sicht möglicherweise vorteilhaften ökologischen Zielsetzungen.¹⁴¹⁶

welches ja gerade die grundsätzliche Belastung der physischen Verursacher mit den Kosten der Vermeidung von Umweltbelastungen bzw. der Wiederherstellung von Umweltqualität fordert, vgl. auch Rowe (2001b), S. 416-419 sowie bereits Kap. 2.1. Im Kontext der WRRL sind hierzu auch die spezifischen Anforderungen der kostendeckenden und verursachergerechten Bepreisung von Wasserdienstleistungen gem. Art. 9 WRRL zu beachten, die bei der verursachergerechten Anlastung von Kosten aber ebenfalls die Berücksichtigung wirtschaftlicher und sozialer Belange erlauben, vgl. Kap. 5.4.5. Für den Fall einer staatlichen Subventionierung von Wasserdienstleistungen ist auch zu beachten, dass die dadurch entlasteten Kunden der Wasserdienstleistungen gleichzeitig auch die belasteten Steuerzahler sind, vgl. Fries/Nafo (2006), S. 158f. Besonders für die unteren Einkommensgruppen ist aber bei entsprechender Ausgestaltung der Steuerfinanzierung aufgrund der Progressivität des Einkommenssteuersystems sowie der Einbeziehung von Unternehmenssteuern eine Nettoentlastung möglich, vgl. Lange et al. (2007), S. 110.

¹⁴¹⁵ Inwiefern Kostentragfähigkeitserwägungen geeignet sind, auch Rückschlüsse auf eine gesamtwirtschaftliche Unverhältnismäßigkeit der Kosten zu liefern, hängt auch von der gesamtwirtschaftlichen Reichweite des zugrunde gelegten Kriteriums ab. So bieten Kriterien, die wie die Erschwinglichkeit von Wasserdienstleistungen auf die Kostentragfähigkeit weiter Bevölkerungsgruppen abstellen, eher belastbare Hinweise auf eine gesamtwirtschaftliche Unverhältnismäßigkeit der Kosten, da ein Zusammenhang zwischen der Wertschätzung der Bevölkerung für eine Umweltqualitätsverbesserung und ihrer Budgetrestriktion besteht. Ebenso lässt sich auch ein Zusammenhang zur Überlastung öffentlicher Budgets herstellen. Maßnahmen implizieren letztlich eine Erhöhung der Belastung der heutigen sowie künftigen Gebühren- oder Steuerzahler oder aber Leistungseinschränkungen in anderen Bereichen (Theater, Schulen, Freibäder etc.). Es ist also anzunehmen, dass sich diese Erwägungen auch in den Zahlungsbereitschaften der betroffenen Bürger niederschlagen würden, so dass Kostentragfähigkeitsaspekte, die einen großen Teil der betroffenen Bevölkerung abdecken (Steuerzahler oder kommunale Gebührenzahler) zumindest eine Indikation für gesamtwirtschaftliche Kosten-Nutzen-Abwägungen liefern können. Ein pauschaler Verweis auf die Ausschöpfung bestehender Gewässerschutzbudgets erscheint jedoch unzureichend für eine Rechtfertigung gegenüber der Europäischen Kommission: „The Commission indicated that in its views the adoption of the WFD by the Council and the European Parliament entails obligations for Member States to make available the necessary means for its implementation.“, CIS (2009a), S. 14, vgl. auch Klauer et al. (2008a), S. 41. Problematisch erscheint weiterhin die Festlegung von Schwellenwerten für die Belastung der Allgemeinheit sowie der Gebührenzahler. Grundsätzlich sind politische Festlegungen denkbar, jedoch empfiehlt es sich, diese Festlegungen im Rahmen von Zahlungsbereitschaftsanalysen ökonomisch zu fundieren, indem statistisch gültige Zusammenhänge zwischen der Zahlungsbereitschaft für die betrachteten Umweltqualitätsverbesserungen als wohlfahrtstheoretisches Nutzenmaß und fiskalischen bzw. gebührenbasierten Zahlungsinstrumenten bestimmt werden, vgl. Ammermüller et al. (2008a), S. 26. Lassen sich auf diese Weise kritische Belastungsschwellen identifizieren, bei deren Erreichung die Zahlungsbereitschaft für (weitere) Gewässerschutzmaßnahmen deutlich abfällt, könnte (bei angenommener Repräsentativität für alle zu betrachtenden Wasserkörper) ein belastbarer Indikator für eine Unverhältnismäßigkeit von Kosten im Rahmen der Umsetzung der WRRL gewonnen werden. In jedem Fall können die relativ einfach ermittelbaren Kostentragfähigkeitskriterien einen wichtigen Beitrag im Rahmen einer Vorprüfung bzw. eines Screenings unverhältnismäßig hoher Kosten leisten.

¹⁴¹⁶ Vgl. CIS (2008c), S. 13; CIS (2009a), S. 14 sowie allgemein bspw. Gawel (2001), S. 37; Rowe (2001a), S. 331f. Die Konfliktbewältigung zwischen gemeinschaftsrechtlichen Anforderungen sowie der daraus resultierenden einzelwirtschaftlichen Belastungen (insb. Grundrechtseingriffe) ist also primär im

Insgesamt konnte im Rahmen des CIS-Prozesses für die erste Bewirtschaftungsperiode noch kein abschließendes und einheitliches Verständnis darüber erzielt werden, welches Gewicht der individuellen bzw. gruppenbezogenen Zumutbarkeit bzw. Kostentragfähigkeit bei der Prüfung von Ausnahmetatbeständen nach Art. 4 WRRL zukommen kann.¹⁴¹⁷ In der Diskussion hat sich jedoch bereits deutlich eine differenzierte Betrachtung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen verfestigt.

5.4.2.4 Differenzierte Anforderungen an die Begründung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen

Zunächst können über einfache Indikatoren (z. B. Wasserkörpervergleiche¹⁴¹⁸) und Stakeholderstellungnahmen erste Hinweise auf eine mögliche Unverhältnismäßigkeit von Kosten gewonnen werden, die wiederum als Anlass für eine weitergehende Prüfung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen dienen.¹⁴¹⁹ Für die eigentliche Rechtfertigung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen ist dann letztlich die im Rahmen des CIS-Prozesses formulierte Anforderung maßgeblich, dass das Risiko einer ungerechtfertigten Abweichung vom primären Umweltziel des guten Zustands bis 2015 durch eine angemessene Entscheidungsqualität auf ein vertretbares Maß reduziert wird.¹⁴²⁰ Welches Fehlentscheidungsrisiko als noch vertretbar geschätzt werden kann, lässt sich wiederum davon abhängig machen, welche (negativen) Konsequenzen

„Innenverhältnis“ der Mitgliedstaaten anzusiedeln, vgl. auch Wolf (2005), S. 457. Im deutschen öffentlichen Recht und Verwaltungshandeln ist in diesem Zusammenhang v. a. der allgemeine rechtsstaatliche Verhältnismäßigkeitsgrundsatz zu beachten, vgl. bspw. Breuer (2004), S. 214 sowie auch Kap. 6.2.

¹⁴¹⁷ Vgl. CIS (2008b), S. 6; CIS (2009a), S. 14; LAWA (2009), S. 2/10.

¹⁴¹⁸ Vgl. auch Ammermüller et al. (2008a), S. 6-9 sowie S. 12f.

¹⁴¹⁹ Vgl. Lange et al. (2007), S. 110f.; Klauer et al. (2007), S. 18; Ammermüller et al. (2008a), S. 9f.; Held/Krull (2008), S. 17f. Durch aktive Einbeziehung der relevanten Stakeholder (Wassernutzer und sonstige Interessengruppen) bei der Bewirtschaftungsplanung können allgemein die Informationsbasis und damit die Entscheidungsgrundlagen der Bewirtschaftungsplanung verbessert sowie auch die Akzeptanz der Stakeholdergruppen erhöht werden: „Active participation at an early stage should be encouraged not only because of legal requirements, but it can also be used to get a better insight in factors influencing the application of exemptions (such as costs and benefits and technical feasibility). Further, it might also give an early indication of acceptability and create a basis of understanding of a certain decision on objective setting.“, CIS (2009a), S. 16, vgl. auch Interwies et al. (2004), S. 27; Dworak/Pielen (2006), S. 8. Durch die aktive Einbeziehung der Anspruchsgruppen können Konfliktpotenziale identifiziert werden. Idealerweise können im Rahmen einer partizipativen bzw. kooperativen Bewirtschaftungsplanung auch Informationsasymmetrien und Misstrauen im Planungsprozess abgebaut werden, vgl. Knierim (2001), S. 29-42; Petschow et al. (2005), S. 153-155; BMU (2006a), S. 5; Muro et al. (2006), S. 147; Uhlendahl (2008), S. 41; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 254-256 sowie ausführlich Uhlendahl (2008). Allerdings besteht die Gefahr opportunistischen Verhaltens. Bspw. können Kosten übertrieben werden, um die Festlegung bestimmter Maßnahmen zu verhindern, vgl. auch Kap. 2.3.

¹⁴²⁰ Vgl. CIS (2003a), S. 125 sowie S. 197; CIS (2005b), S. 5 sowie S. 16; CIS (2009a), S. 10 sowie bereits Kap 5.4.2.2.

aus einer ungerechtfertigten Abweichung vom primären Umweltziel erwachsen können.¹⁴²¹ Hiervon ausgehend lässt sich begründen, dass die Rechtfertigung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen differenziert betrachtet werden kann. Da Fristverlängerungen lediglich eine (zeitlich beschränkte) Verlagerung der ökologischen Zielerreichung in die Zukunft bewirken, ohne jedoch eine materielle Abschwächung der Zielsetzung zu beinhalten, kann die Folgeschwere einer ungerechtfertigten Fristverlängerung gem. Art. 4 Abs. 4 WRRL als substantiell geringer als die Folgeschwere einer ungerechtfertigten Festlegung weniger strenger Umweltziele gem. Art. 4 Abs. 5 WRRL eingestuft werden. Dementsprechend wird bereits im Guidance Document der WATECO die Ansicht vertreten, dass sich geringere methodische Anforderungen an die Begründung einer Fristverlängerung vertreten lassen: „For time derogations, simple financial criteria may suffice to prove disproportionality as this is only a temporary measure. Over time, and as more robust quantitative data are collected, a deepening of the assessment could include a more extensive identification and quantification of costs and benefits, including financial, economic, environmental and social costs and benefits.“¹⁴²² Zudem wird zuerkannt, dass bei der Begründung von Fristverlängerungen auch auf Kostentragfähigkeitsaspekte zurückgegriffen werden kann, wenn zuvor die Möglichkeiten flankierender distributiver bzw. kompensatorischer Maßnahmen zur Vermeidung einer Überbeanspruchung der Kostentragfähigkeit einzelner Gruppen geprüft wurden.¹⁴²³ Ausgehend von den obigen Ausführungen zur Nutzenbewertung kann zudem argumentiert

¹⁴²¹ Vgl. CIS (2009a), S. 10 sowie auch Görlach (2007), S. 4f.

¹⁴²² CIS (2003a), S. 197, vgl. auch Ginzky (2005), S. 517; Albrecht (2007), S. 375; Ammermüller et al. (2008a), S. 32; CIS (2009c), S. 11. Auch eine nicht-monetäre Kosten-Nutzen-Abwägung, wie die von AMMERMÜLLER ET AL. (2008a) vorgeschlagene, kann – insb. in Verbindung mit weiteren Indikatoren – eine hinreichende Entscheidungsqualität für die Begründung von Fristverlängerungen bereitstellen. Durch Fristverlängerungen können die Kosten der Verwirklichung eines guten Zustands u. U. substantiell gesenkt werden, wenn bspw. statt kurzfristig wirkender, intensiv wasserbaulich unterstützter Renaturierungsmaßnahmen stufenweise oder langfristig wirkende Initialmaßnahmen zur Ermöglichung einer eigendynamischen Gewässerentwicklung implementiert werden, vgl. UBA (2004), S. 59; Seidel/Rechenberg (2004), S. 216; Albert/Langer (2007), S. 39; Klauer et al. (2008a), S. 41. Fristverlängerungen können ebenfalls sinnvoll sein, wenn erwartet wird, dass aufgrund des technischen Fortschritts in naher Zukunft substantiell günstigere oder effektivere Möglichkeiten zur Verringerung einer bestimmten Belastung zur Verfügung stehen. Darüber hinaus können Fristverlängerungen in Erwägung gezogen werden, wenn eine hohe Unsicherheit bzgl. der gesamtwirtschaftlichen Kosten oder der Wirksamkeit und des daraus resultierenden Nutzens von Maßnahmen besteht. Nicht zuletzt empfiehlt es sich, im Zweifel zunächst Fristverlängerungen zu beantragen und erst nach Verbesserung der Entscheidungsgrundlage über weniger strenge Ziele zu entscheiden, vgl. CIS (2009a), S. 11. Klarzustellen ist jedoch, dass eine Fristverlängerung nicht mit vollständiger Untätigkeit gleichzusetzen ist. Stattdessen fordert die Richtlinie die Aufstellung und Dokumentation eines klaren Plans, wie der geforderte Zustand durch schrittweise Maßnahmenumsetzung bis zum verlängerten Fristablauf erreicht werden soll, vgl. Art. 4 Abs. 4 d) WRRL sowie CIS (2009a), S. 16; CIS (2009c), S. 12; LAWA (2009), S. 2/10; BMU (2010b), S. 12f.

¹⁴²³ Vgl. CIS (2009a), S. 14 sowie auch Ginzky (2005), S. 519-521; Lange et al. (2007), S. 109f.; CIS (2008b), S. 2 und S. 5; Klauer et al. (2008a), S. 41. Die im Guidance Document No. 20 formulierte Bedingung, dass zunächst flankierende distributive Maßnahmen zu prüfen sind, verdeutlicht jedoch,

werden, dass ein Benefit Transfer im Rahmen einer KNA eine ausreichende Indikation zur Begründung von Fristverlängerungen bereitstellen kann.

Im Gegensatz zu einer Fristverlängerung ist die Begründung dauerhaft weniger strenger Umweltziele aufgrund der damit einhergehenden materiellen Abschwächung des letztlich zu erreichenden Umweltqualitätsniveaus als Ultima Ratio zu begreifen und erfordert daher fundiertere Analysen auf Basis gesamtwirtschaftlicher Kosten und Nutzen mit hohem Validitätsanspruch: „[...] requires it to be set out clearly that the costs outweigh the benefits of achieving the targets“¹⁴²⁴.

Auch wenn im CIS Guidance Document No. 20 festgestellt wird, dass es keine formale Reihenfolge der Prüfung der Ausnahmetatbestände gibt,¹⁴²⁵ kann aufgrund der unterschiedlichen Folgeschwere des jeweiligen Ausnahmetatbestandes sowie der entsprechend abgestuften methodischen Anforderungen eine faktische Hierarchisierung der beiden Ausnahmetatbestände postuliert werden.¹⁴²⁶ Demnach sind zunächst schrittweise Fristverlängerungen bis 2027 zu prüfen und erst abschließend ist die Festsetzung weniger strenger Umweltziele als Ultima Ratio zu erwägen, so dass eine materielle Abschwächung der Umweltziele weitestgehend vermieden wird.¹⁴²⁷

dass distributive Eingriffe einer Abweichung von den ökologischen Zielsetzungen grundsätzlich vorzuziehen sind. Als mögliche alternative Maßnahmenfinanzierungen werden u. a. eine Umverteilung von Kosten zwischen den Verursachern, staatliche Zuschüsse auf verschiedenen Ebenen sowie die Nutzung von EU-Fördermitteln angeführt. Weitere Bedingungen sind eine hinreichende Darlegung der möglichen Konsequenzen der vorübergehenden Unterlassung von Maßnahmen (Kosten der verzögerten Umweltzielumsetzung) sowie eine Begründung, wie eine Fristverlängerung eine Überdehnung der Kostentragfähigkeit entgegenwirken kann, vgl. CIS (2009a), S. 14. Für den Fall, dass ein Akteur aufgrund mangelnder Kostentragfähigkeit von Maßnahmen befreit ist, darf das nicht automatisch zur Befreiung von Maßnahmen bei weiteren Akteuren desselben Sektors führen, vgl. CIS (2009a), S. 14. Es ist zu erwarten, dass alternative Maßnahmenfinanzierungen letztlich in vielen Fällen auf eine Ausweitung der Kostenträgerschaft des Staates hinauslaufen und daher im Spannungsfeld mit der Durchsetzung des umweltpolitischen Verursacherprinzips stehen. Folglich unterliegen distributive Kompensationen ebenfalls politischen, budgetären und ggf. rechtlichen Grenzen, vgl. Rowe (2001b), S. 416-419; Ammermüller (2011), S. 39f.

¹⁴²⁴ CIS (2009a), S. 14; vgl. hierzu auch CIS (2003a), S. 24 sowie S. 197; CIS (2005b), S. 23; Hentschel (2005), S. 53; Klauer et al. (2008a), S. 41 sowie S. 87; CIS (2009a), S. 18. Zu den Anforderungen an die Genauigkeit umweltökonomischer Bewertungen in Abhängigkeit vom Verwendungszweck vgl. Muthke (2001), S. 289 sowie CIS (2004b), S. 23f.

¹⁴²⁵ Vgl. CIS (2009a), S. 18 sowie auch Ginzky (2005), S. 517.

¹⁴²⁶ Da die Begründung weniger strenger Umweltziele methodisch anspruchsvoller und tiefergehender auszugestalten ist, ist es schon aus ökonomisch-planerischer Sicht sinnvoll, zunächst die Möglichkeiten zur Inanspruchnahme von Fristverlängerungen auszuschöpfen. Die faktische Hierarchisierung zeigt sich auch in den im Guidance Document No. 20 dargestellten Ablaufschemata, vgl. CIS (2009a), S. 19-21.

¹⁴²⁷ Vgl. CIS (2005b), S. 21-23; CIS (2009a), S. 18f. sowie auch Holzwarth (2005), S. 511; Ginzky (2005), S. 517. Teilweise wird argumentiert, dass sich eine vorrangige Prüfung des Ausnahmetatbestandes der Fristverlängerung auch aus der allgemeinen Zweckrichtung der WRRL sowie der systematischen Stellung der Ausnahmevorschriften ableiten lässt, vgl. Zilkens (2007), S. 36. Es darf jedoch nicht übersehen werden, dass im Falle einer Fristverlängerung dem Vorteil einer Kostenersparnis auch der

Abschließend ist noch kritisch auf die möglichen Implikationen eines rechtswissenschaftlichen Regel-Ausnahme-Verständnisses in Bezug auf die Begründung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen einzugehen. Die Bestimmungen des Art. 4 Abs. 4 bis 7 WRRL werden im Rahmen des CIS-Prozesses als Ausnahmetatbestände verstanden und es wird diesbezüglich gefordert, dass Ausnahmen nicht die Regel sein sollen.¹⁴²⁸ Allerdings bleibt offen, ab welchem Anteil von Ausnahmen von einer nicht mehr richtlinienkonformen Verkehrung des Ausnahme-Regel-Verhältnisses auszugehen ist.¹⁴²⁹ Aus ökonomischer Perspektive ist eine übergeordnete starre Begrenzung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen auf einen bestimmten Anteil der Wasserkörper kritisch zu sehen, weil dadurch die in den Richtlinienbestimmungen formulierten konditionalen Anforderungen überlagert werden und damit die Gefahr eines Wertungsbruchs hervorgerufen wird. Es trägt nicht zur Rationalität der politischen Entscheidungsfindung bei, wenn für einen Wasserkörper unter Zugrundelegung der erörterten politischen Leitlinien der CIS die gesamtwirtschaftliche Nachteilhaftigkeit der Verwirklichung des guten Zustands zunächst aufwändig untersucht und im Ergebnis festgestellt wird und dennoch der Ausnahmetatbestand nicht in Anspruch genommen werden kann, weil das gleiche Ergebnis für einen insgesamt zu hohen Anteil der Wasserkörper festgestellt wird. Umgekehrt könnte ein starres, übergeordnetes Regel-Ausnahme-Verhältnis im politischen Entscheidungsprozess sogar eine Aufweichung der Ansprüche an die Entscheidungsqualität und damit ungerechtfertigte Ausnahmen in der Einzelfallprüfung begünstigen, solange das übergeordnete Ausnahmeverhältnis insgesamt gewahrt ist. Es ist daher empfehlenswert, nicht von einem übergeordneten und starren Regel-Ausnahme-Verhältnis auszugehen, sondern die Rechtfertigung von Ausnahmen für den jeweiligen Einzelfall auf Basis klarer und restriktiver Anforderungen ergebnisoffenen zu prüfen.¹⁴³⁰ Die For-

Nachteil der verzögerten Erreichung der Umweltziele als vorübergehend entgangener Nutzen gegenübersteht, vgl. Grünebaum/Podraza/Weyand (2006), S. 462.

¹⁴²⁸ „When discussing exemptions it should be taken into account that the WFD is an environmental directive and exempting from its objectives should not be the rule but exceptional.“, CIS (2009a), S. 10. Zum Ausnahme-Regel-Verhältnis im Rahmen des Art. 4 WRRL vgl. auch Rechenberg/Seidel (2002), S. 38; Ginzky (2005), S. 516f. sowie auch bereits Kap. 5.3.

¹⁴²⁹ RECHENBERG/SEIDEL sehen das Regel-Ausnahme-Verhältnis ab einer Ausnahmenquote von 1/3 der Wasserkörper gestört, vgl. Rechenberg/Seidel (2002), S. 38. Eine nachvollziehbare Begründung findet sich dafür allerdings nicht. Zudem ist nicht klar, ob sich die Gesamtbetrachtung auf einen Mitgliedstaat oder eine Flussgebietseinheit beziehen soll. REINHARDT sieht zur Wahrung eines Ausnahme-Regel-Verhältnisses aus rechtsmethodischer Sicht geboten, dass zumindest die Mehrheit der Wasserkörper dem Regelziel zu unterwerfen ist, vgl. Reinhardt (2007b), S. 717.

¹⁴³⁰ Insofern kann GINZKY gefolgt werden, der sich zur Wahrung des Ausnahmecharakters gegen eine „extensive Interpretation der Voraussetzungen der Ausnahmen“, Ginzky (2005), S. 517, wendet.

derung, dass Ausnahmen nicht die Regel sein sollen, kann in diesem Zusammenhang allenfalls politisch als programmatische Mahnung gegen leichtfertige Begründungen von Ausnahmetatbeständen unterstützt werden.

5.4.3 Gesamteinschätzung und Schlussfolgerungen für die Allokation gewässerökologischer Maßnahmen an Querbauwerken

Bereits die Tatsache, dass in der Umweltzielsystematik des Art. 4 WRRL Möglichkeiten verankert sind, eine Abweichung vom primären Umweltziel des guten Zustands bis 2015 auch mit unverhältnismäßig hohen Kosten zu begründen, verdeutlicht, dass die ökologischen Zielsetzungen der Richtlinie nicht vollkommen losgelöst von ihren ökonomischen Auswirkungen umzusetzen sind.¹⁴³¹ Die Möglichkeiten zur Abweichung vom primären Umweltziel des guten Zustands bis 2015 stellen mithin integrale Bestandteile eines Regelungskonzeptes dar, welches insgesamt darauf gerichtet ist, einen gemeinwohlorientierten Ausgleich von Gewässerschutz und Nutzungsinteressen im Sinne eines übergreifenden Nachhaltigkeitsgedankens herbeizuführen.¹⁴³² Dennoch kommt den Schutzinteressen in diesem Zusammenhang eine gewisse Vorrangstellung zu. Diese äußert sich im Rahmen der Umweltzielsystematik zum einen prozedural in der Ausrichtung der „Beweislast“ und zum anderen materiell durch die Vorgabe zwingender Mindestanforderungen. Jede Abweichung von der Regelzielsetzung ist für den Einzelfall anhand nachvollziehbarer Kriterien zu rechtfertigen, in den Bewirtschaftungsplänen darzulegen und zudem in jedem neuen Bewirtschaftungszyklus zu überprüfen.¹⁴³³ Darüber hinaus sind Fristverlängerungen oder weniger strenge Umweltziele nur zulässig, wenn diese die Einhaltung des allgemeinen Verschlechterungsverbots gem. Art. 4 Abs. 1 a) i) WRRL nicht in Frage stellen.¹⁴³⁴ Weiterhin bildet das Schutzniveau bestehender gemeinschaftlicher

¹⁴³¹ Vgl. CIS (2005b), S. 8 sowie Ginzky (2005), S. 519.

¹⁴³² Vgl. Art. 1 b); CIS (2003a), S. 8 sowie S. 24; CIS (2005b), S. 8; Ginzky (2008), S. 148; CIS (2009a) S. 10 sowie S. 34; BMU (2010b), S. 6; Durner (2010), S. 457f.

¹⁴³³ Vgl. Erwägungsgründe 30 und 31 WRRL; Art. 4 Abs. 4 b) und d) WRRL; Art. 4 Abs. 5 d) WRRL sowie auch Lanz/Scheuer (2001), S. 27; Ginzky (2005), S. 518; Klauer et al. (2008b), S. 34; Köck (2009), S. 230; BMU (2010b), S. 38.

¹⁴³⁴ Vgl. Art. 4 Abs. 4 Satz 1 WRRL; Art. 4 Abs. 5 c) WRRL sowie auch Seidel/Rechenberg (2004), S. 216; Zilkens (2007), S. 36; Köck (2009), S. 230.

Rechtsvorschriften einen abweichungsfesten Kern, der der Festlegung sekundärer Umweltziele nicht zugänglich ist.¹⁴³⁵ Der abweichungsfeste Kern des bestehenden Gemeinschaftsrechts sowie – unter Einschränkungen¹⁴³⁶ – das Verschlechterungsverbot konstituieren ökologische „Safe Minimum Standards“, deren Einhaltung – unabhängig von ökonomischen Implikationen – für das Gemeinwohl als unverzichtbar eingestuft wird.¹⁴³⁷ Schließlich ist in Art. 4 Abs. 8 WRRL die zusätzliche Anforderung verankert, dass die Inanspruchnahme eines Ausnahmetatbestands für einen Wasserkörper nicht per se die Zielerreichung in anderen Wasserkörpern in der gleichen Flussgebietseinheit ausschließen darf.¹⁴³⁸ Hierdurch soll ein nicht begründeter Dominoeffekt der Zielabweichungen verhindert bzw. eine räumlich möglichst begrenzte Zielabweichung in einem Flusseinzugsgebiet gewährleistet werden.¹⁴³⁹ Trotz dieser bereits in der Richtlinie verankerten

¹⁴³⁵ Vgl. Art. 4 Abs. 8 und 9 WRRL; CIS (2009a), S. 10 sowie auch Londong et al. (2006), S. 164. Über das bestehende Gemeinschaftsrecht hinaus sind auch die weiteren grundlegenden Maßnahmen gem. Art. 11 Abs. 3 WRRL unabhängig von ihren Kosten zu implementieren, vgl. hierzu bspw. Meusel (2008), S. 89 sowie bereits Kap. 5.2.1.

¹⁴³⁶ Eine Abweichung vom Verschlechterungsverbot wird in bestimmten Fällen durch Art. 4 Abs. 7 WRRL möglich, vgl. bereits Kap. 5.4.1.

¹⁴³⁷ Vgl. Albrecht (2007), S. 378. Safe Minimum Standards definieren i. S. fester ökologischer Leitplanken den gesellschaftlichen Handlungs- und Abwägungsraum für den Umgang mit Umweltressourcen, vgl. WBGU (1998), S. 281; Meyerhoff/Petschow (1998), S. 68-70; Endres (2013), S. 382f. Die Gewährleistung von Safe Minimum Standards wird im Sinne des ökologischen Vorsichtsprinzips gerade auch vor dem Hintergrund der praktischen Grenzen der ökonomischen Bewertung von Ökosystemen gefordert, vgl. bspw. Turner (2007), S. 263f. sowie auch Gronemann/Hampicke (1998), S. 165-171; Hampicke/Meyerhoff (2003/04), S. 601; OECD (2006), S. 251f.; Endres (2013), S. 382f.

¹⁴³⁸ Vgl. auch Bosenius (2001), S. 29; Ginzky (2005), S. 521; Klauer et al. (2007), S. 6.

¹⁴³⁹ Vgl. Ginzky (2005), S. 521. Die Anforderung, einen ungerechtfertigten Dominoeffekt zu verhindern, bedingt, dass der Bilanzraum auf die weiteren betroffenen Wasserkörper ausgeweitet wird. Nur wenn sich dann insgesamt ein gesamtwirtschaftliches Nutzendefizit nachweisen lässt, ist die Zielabschwächung gerechtfertigt. Würde dagegen bei strenger Auslegung des Art. 4 Abs. 8 WRRL jede Zielverhinderung an einem anderen Wasserkörper kategorisch ausgeschlossen, könnten je nach Größe der betroffenen Wasserkörper und Bedeutung der Nutzungen geradezu absurde Missverhältnisse gesamtwirtschaftlicher Kosten und Nutzen entstehen. Dies sei am Beispiel der Ausweisung eines HMWB gem. Art. 4 Abs. 3 WRRL verdeutlicht. Eine Erhaltung von Stauhaltungen im Hauptfluss für Schifffahrt und Wasserkraftnutzung durch die Ausweisung eines HMWB wäre bei strenger Auslegung des Art. 4 Abs. 8 WRRL nicht möglich, wenn durch die residuale Kettenwirkung der Stautufen die Erreichbarkeit eines Wanderfischhabitats in einem Oberlaufzufluss dauerhaft derart beeinträchtigt würde, dass der gute Zustand des betreffenden Wasserkörpers nicht erreicht werden kann. Ohne Ausweisung als HMWB wäre allerdings ein Rückbau aller Stauhaltungen erforderlich, welcher zu gravierenden gesamtwirtschaftlichen Nutzeneinbußen führen könnte. Damit die Möglichkeit von Zielabweichungen durch die Anforderung des Art. 4 Abs. 8 WRRL nicht faktisch unmöglich wird, legt auch das GD No. 20 eine weniger restriktive Interpretation nahe, indem der Fokus auf der Vermeidung von Automatismen bei der Inanspruchnahme von Ausnahmen in einem Flussgebiet gelegt wird: „It is clear that there cannot be an automatic mechanism for justifying exemptions in an adjacent water body on the basis of an assessment carried out for another water body. This does not necessarily imply that the reasons (e. g. water uses or significant pressures) for justifying an exemption must always be located within the water body for which the exemption is sought for.“, CIS (2009a), S. 10. Im Hinblick auf die Ausweisung von HMWB wird zudem klargelegt: „If the GES cannot be achieved in this water body upstream of a physical alteration, the environmental objective may be less stringent.“, CIS (2003b), S. 34. Bei der Begründung von Fristverlängerungen erscheint Art. 4 Abs. 8 WRRL grundlegend weniger problematisch, da bei Fristverlängerungen zunächst keine dauerhaften Einschränkungen der Umweltziele erfolgen.

Leitplanken ist die Gefahr eines leichtfertigen oder gar missbräuchlichen Umgangs mit den Ausnahmetatbeständen aufgrund der inhärenten Auslegungsspielräume nicht vollkommen von der Hand zu weisen.¹⁴⁴⁰ Gerade mit Blick auf die Begründung von Ausnahmen aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten bleibt die Richtlinie zunächst vage und eröffnet eine methodische Grauzone, die für politische Entscheidungsspielräume genutzt werden kann. Die vorangegangenen Ausführungen haben jedoch verdeutlicht, dass die bereits in der Richtlinie enthaltenden Anforderungen im Rahmen des CIS-Prozesses durch politisch-normative Leitlinien geschärft wurden, um bei der politischen Entscheidungsfindung zu Ausnahmetatbeständen strenge Voraussetzungen und verlässliche Entscheidungsgrundlagen zu gewährleisten.¹⁴⁴¹ Hierzu zählt insb., dass die Verhältnismäßigkeit von Kosten im ökonomischen Sinne (lediglich) als gesamtwirtschaftliche Suffizienzbedingung zu verstehen ist, und dass bei der Bewertung und Abwägung von Kosten und Nutzen zudem ein gewässerökologisches Vorsichtsprinzip zugrunde zu legen ist, um im Zweifel (bspw. aufgrund von Bewertungsunsicherheiten) ungerechtfertigten Ausnahmen entgegenzuwirken. Konsequenterweise sind in diesem Zusammenhang die strengsten Anforderungen an die Rechtfertigung dauerhaft weniger strenger Umweltziele gem. Art. 4 Abs. 5 WRRL sowie an etwaige neue Verschlechterungen des Gewässerzustands gem. Art. 4 Abs. 7 WRRL zu stellen. Um hierbei eine hinreichend verlässliche Bewertung von gesamtwirtschaftlichen Kosten und Nutzen zu gewährleisten, ist aus ökonomischer Perspektive idealerweise eine auf die spezifischen Verhältnisse des betreffenden Wasserkörpers zugeschnittene Primärstudie auf Basis von Stated-Preference-Methoden zu empfehlen.¹⁴⁴² Die umweltökonomische Bewertung von gesamtwirtschaftlichen Kosten und Nutzen muss dabei hinreichend differenziert auf abgestufte Gewässerzustände erfolgen, so

¹⁴⁴⁰ Von einigen Autoren wird daher eine übermäßige Inanspruchnahme von Ausnahmen und damit eine generelle Verwässerung der zunächst anspruchsvollen ökologischen Zielsetzungen der Richtlinie befürchtet, vgl. bspw. Kessler (2001), S. 17; Epiney/Felder (2002), S. 40; Albrecht (2007), S. 378f.; Klauer et al. (2008a), S. 34 sowie S. 38.

¹⁴⁴¹ Vgl. Bosenius (2001), S. 28; Köck (2009), S. 230; BMU (2010b), S. 38. Teilweise wird in diesem Zusammenhang kritisiert, dass man sich im deutschen WHG auf eine bloße Reproduktion der vagen Richtlinienbestimmungen ohne weitere Konkretisierung beschränkt hat. In der Folge werden Vollzugsprobleme, uneinheitliche Vorgehensweisen in den Bundesländern sowie letztlich Zweifel an der europarechtlichen Konformität der in Anspruch genommenen Ausnahmen befürchtet, vgl. Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 395. Insofern ist GINZKYs Auffassung missverständlich, wenn er eine restriktive Auslegung der Ausnahmetatbestände betont und gleichzeitig der zuständigen Behörde sowohl bei der Wahl der ökonomischen Bewertungsmethoden als auch bei der Einschätzung des Einzelfalls einen weiten Ermessensspielraum zubilligt, vgl. Ginzky (2005), S. 519 sowie S. 524.

¹⁴⁴² In diesem Zusammenhang darf jedoch der Aufwand der ökonomischen Entscheidungsunterstützung nicht vernachlässigt werden. Die fachgerechte Konzipierung und Durchführung von Contingent-Valuation-Studien oder Ähnlichem erfordert ausreichend Zeit und ist mit nicht unerheblichen Kosten verbunden. Zur Minimierung der Informationskosten ist es daher wichtig, dass im Rahmen wasserkörperbezogener Voruntersuchungen auf Basis vorhandener bzw. leicht zu erhebender Informationen sowie standardisierter Kriterien zunächst belastbare Hinweise auf die Notwendigkeit einer vertieften

dass der in der Richtlinie geforderte „bestmögliche“ Gewässerzustand, welcher gerade nicht mehr mit unverhältnismäßig hohen Kosten einhergeht, möglichst präzise identifiziert werden kann.

Aus ökonomischer Perspektive ist in diesem Zusammenhang auch von Bedeutung, dass eine hinreichende Sicherstellung der Kosteneffizienz des Maßnahmenprogrammes zur Verwirklichung eines guten Zustands eine Grundvoraussetzung für eine Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen (insb. weniger strengen Umweltzielen) aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten bildet. Dies impliziert wiederum im Hinblick auf das umweltpolitische Instrumentarium, dass die Mitgliedstaaten eine profunde Prüfung der Kosteneffizienzpotenziale einer dezentralen Maßnahmenallokation mittels wirtschaftlicher Instrumente nachweisen müssen, bevor sie auf eine Unverhältnismäßigkeit der Kosten als Rechtfertigung für eine materielle Abweichung vom guten Zustand abstellen können.¹⁴⁴³

Insgesamt ist das in der Regelungssystematik der WRRL angelegte und im Rahmen des CIS-Prozesses durch politische Leitlinien konkretisierte Ausnahmekonzept als ökonomisch aufgeklärte Standardsetzung zu würdigen.¹⁴⁴⁴ Gerade durch die Verknüpfung von ökologisch ausgerichteter Primärstandardsetzung mit den ökonomischen Anforderungen der Kosteneffizienz und Kosten-Nutzen-Suffizienz kann die differenzierte Regelungssystematik der WRRL – auch im Bewusstsein der mit der ökonomischen Bewertung verbundenen theoretischen wie praktischen Limitationen – zu einer insgesamt fundierteren und ausgewogeneren politisch-gesellschaftlichen Entscheidungsfindung hinsichtlich eines gemeinwohlorientierten Ausgleichs von Schutz und Nutzung der natürlichen Wasserressourcen beitragen.¹⁴⁴⁵ Hiervon ausgehend ist die fallbezogene und *richtlinienkonform begründete* Abweichung vom primären Umweltziel des guten Zustands bis 2015 auch nicht

Unverhältnismäßigkeitsprüfung generiert werden, vgl. Lange et al. (2007), S. 121f.; Klauer et al. (2007), S. 18; Lange et al. (2009), S. 185-187. Gerade im Hinblick auf kleinere Wasserkörper könnte im Laufe der weiteren Bewirtschaftungszyklen auch eine Durchführung von Primärstudien für repräsentative Wasserkörperklassen, die explizit im Hinblick auf die Anforderungen eines Benefit Transfers konzipiert werden und deren Ergebnisse auf die jeweils vergleichbaren Wasserkörper übertragen werden können, eine Möglichkeit bieten, eine hinreichende Validität der Nutzenbewertung ohne aufwändige wasserkörperindividuelle Primärerhebungen zu erzielen.

¹⁴⁴³ Wie in Kap. 5.2.3 erörtert, muss diese Potenzialanalyse differenziert nach den jeweiligen Defiziten und Rahmenbedingungen erfolgen. Ein Verzicht auf eine dezentrale Allokation von Maßnahmen lässt sich bspw. dadurch begründen, dass die möglichen (Brutto-)Kostensparnisse einer dezentralen Allokation durch signifikante Transaktionskosten oder externe Effekte aufgezehrt würden, vgl. bereits Kap. 2.3, 5.2.2 und 5.2.3.

¹⁴⁴⁴ Vgl. allgemein Endres (2009), S. 21f.; Endres (2013), S. 182 sowie bereits Kap. 2.3 und 5.1.

¹⁴⁴⁵ Aus ökonomischer Perspektive impliziert diese Regelungssystematik die Annahme, dass der gute Zustand der Gewässer nicht nur das langfristige ökologische Gleichgewicht gewährleistet, sondern auch im Grundsatz den Präferenzen der Bevölkerung soweit entspricht, dass im Regelfall von einer ökonomischen Suffizienz i. S. e. gesamtwirtschaftlichen Nutzengewinns aus der Verwirklichung des guten Zustands ausgegangen werden kann. Hiervon ausgehend ist es auch unter informationsökonomischen

als unzulängliche Umsetzung der Richtlinie zu werten.¹⁴⁴⁶ Aufgrund der insgesamt hohen Komplexität der Entscheidungsfindung sowie der verbleibenden Ermessensspielräume ist es aber essentiell, dass in allen Schritten ein hohes Maß an Transparenz gewährleistet wird.¹⁴⁴⁷

Die Möglichkeiten zur Rechtfertigung von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten stellen eine wesentliche umweltökonomische Determinante für den materiellen Maßnahmenumfang und dessen zeitliche Implementierung dar. Abschließend werden daher die zentralen Implikationen für die Allokation gewässerökologischer Maßnahmen an Querbauwerken herausgestellt.

Zunächst sei die zeitliche Sequenzierung der Maßnahmenallokation betrachtet. Hierzu ist vorab festzustellen, dass Fristverlängerungen an Wasserkörpern mit unzureichender ökologischer Durchgängigkeit bereits aufgrund langfristiger Regenerationszeiten notwendig sein können. Selbst bei sofortiger Umsetzung aller erforderlichen Maßnahmen kann es viele Jahre dauern, bis sich zwischenzeitlich verschwundene Wanderfischpopulationen in der für den guten Zustand erforderlichen Abundanz und Altersstruktur wieder angesiedelt haben.¹⁴⁴⁸ In Anbetracht von mehr als 50.000 Querbauwerken (davon mehr als 7.000 mit

Gesichtspunkten zweckmäßig, diese Grundannahme (nur) im Zweifelsfall zu hinterfragen, vgl. auch Borchardt et al. (2004), S. A7-6; Ammermüller et al. (2008a), S. 17. Der unbestreitbare Wert der ökonomischen Entscheidungsunterstützung liegt hierbei v. a. in der Beförderung einer möglichst umfassenden und transparenten Auseinandersetzung mit den positiven und negativen Auswirkungen einer möglichen Entscheidung: „The cause of the correct decision is not some a priori ‚rational/correct‘ decision rule and protocol but the intensive search process itself, given the prevailing context and circumstances“, Turner (2007), S. 265.

¹⁴⁴⁶ Vgl. Kessler (2001), S. 17; MUFV RLP (2008), S. 163. Die sorgfältige und transparente Abwägung zur Rechtfertigung von Ausnahmen sowie deren periodische Revision führen den gesellschaftlichen Akteuren auch vor Augen, dass gesellschaftlich gewünschte Nutzungen i. d. R. durch Abstriche an der erreichbaren Naturnähe der Gewässer erkaufte werden würden, womit ein ständiger Reflektionsprozess der gesellschaftlichen Nutzungsinteressen unterstützt wird. Hierauf richtet sich auch die im CIS-Prozess formulierte Forderung, dass bei der Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen grundsätzlich die Konsequenzen einer Nicht-Umsetzung von Maßnahmen in Form von Nutzeneinbußen darzulegen sind, vgl. CIS (2009a), S. 13. Aufgrund der periodischen Revision der Rechtfertigungen ist letztlich auch die Festlegung weniger strenger Umweltziele nicht endgültig. Infolge technischen Fortschritts sowie Veränderungen der gesamtwirtschaftlichen Nutzungsinteressen und Präferenzen kann sich die gesamtwirtschaftliche Kosten-Nutzen-Bilanz der Verwirklichung eines guten Zustands zukünftig verbessern, so dass die Voraussetzung für die Festlegung weniger strenger Umweltziele entfällt oder zumindest der zu erreichende bestmögliche Zustand angehoben werden muss.

¹⁴⁴⁷ Vgl. CIS (2005b), S. 24; Albrecht (2007), S. 379f.; CIS (2009a), S. 16. Es ist zu empfehlen, dass für die Begründung von Ausnahmetatbeständen ein möglichst transparenter, weitgehend objektivierter Entscheidungsprozess unter Einbeziehung der betroffenen Stakeholder etabliert wird. Dies bildet die zentrale Voraussetzung für eine hinreichende Nachvollziehbarkeit und Akzeptanz der getroffenen Festlegungen durch die Öffentlichkeit wie auch die gemeinschaftlichen Institutionen der EU. Zur Notwendigkeit eines transparenten, weitgehend objektivierten Entscheidungsprozesses vgl. bspw. Görlich/Pielen (2007), S. 1.

¹⁴⁴⁸ Die gewässerökologische Regeneration kann u. U. sogar Jahrzehnte in Anspruch nehmen, vgl. Klauer et al. (2008a), S. 38.

Wasserkraftanlagen)¹⁴⁴⁹, von denen ein Großteil noch nicht oder unzureichend passierbar ist, ist allerdings auch die Implementierung aller als erforderlich identifizierten Maßnahmen innerhalb nur eines Bewirtschaftungszyklus nicht realistisch. Zunächst wird die technische Umsetzbarkeit von Maßnahmen durch die vorhandenen Kapazitäten bei spezialisierten Planungsbüros, Zulieferern sowie auch Genehmigungsbehörden beschränkt, so dass eine parallele Abwicklung aller Maßnahmen nicht möglich ist.¹⁴⁵⁰ Zur Gewährleistung des Fischschutzes sowie des Fischabstieges an Querbauwerken mit Wasserkraftanlagen mangelt es darüber hinaus teilweise noch an technisch fundierten Maßnahmenkonzepten, so dass eine flächendeckende Implementierung funktionsfähiger Maßnahmen im ersten Bewirtschaftungszyklus bereits an den noch vorhandenen technischen Defiziten scheitert. Dies gilt insb. für Standorte an größeren Gewässern, für die die technische Umsetzbarkeit der an einigen kleinen Anlagen bereits installierten Feinrechenkonzepte bis auf weiteres zweifelhaft ist.¹⁴⁵¹ Weiterhin bestehen vielfach noch grundlegend offene Fragen sowie kontroverse Einschätzungen bzgl. der Eignung und Erforderlichkeit unterschiedlicher Konzepte.¹⁴⁵² Dies betrifft v. a. wiederum den genannten Bereich des Fischschutzes und -abstieges, aber auch die Anforderungen an die Ausgestaltung von Fischaufstiegsanlagen sowie auch der Bemessung von Mindestwasserabflüssen.¹⁴⁵³

Über diese vornehmlich technisch geprägten Gründe hinaus können auch ökonomische Erwägungen im Sinne unverhältnismäßig hoher Kosten eine Grundlage zur Inanspruchnahme von Fristverlängerungen liefern. Da viele Querbauwerke (insb. solche zur Gewässerbettstabilisierung) in den Verantwortungsbereich der öffentlichen Gewässerunterhaltung fallen, könnte eine zeitliche Streckung der Umgestaltung oder des Rückbaus dieser Querbauwerke mit der drohenden Überdehnung kommunaler Budgets begründet werden. Dabei ist jedoch einschränkend zu beachten, dass für kommunale Maßnahmenträger umfangreiche Fördermöglichkeiten durch die Bundesländer sowie auch Förderungen aus EU-Budgets zur Verfügung stehen.¹⁴⁵⁴ Wie zuvor dargelegt, bietet auch die Kostentragfähigkeit einzelner Akteure (private Betreiber von Wehr- und Wasserkraftanlagen) für

¹⁴⁴⁹ Vgl. Anonymus (2008), S. 11 sowie bereits Kap. 3.2.

¹⁴⁵⁰ Vgl. auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 138.

¹⁴⁵¹ Vgl. Kap. 3.4.

¹⁴⁵² Vgl. bereits Kap. 3.4.

¹⁴⁵³ Maßnahmen zur Gewährleistung von Mindestwasserführungen lassen sich allerdings verhältnismäßig einfach und schnell umsetzen, da diese nur geringe technische Modifikationen an Ausleitungsquerbauwerken erfordern. Sie sind darüber hinaus in ihrer Dimensionierung nachträglich leicht wieder zu verändern und weisen somit eine hohe Adaptabilität und ggf. Reversibilität auf.

¹⁴⁵⁴ Vgl. Durner (2010), S. 459-461. Sofern diese Fördermöglichkeiten nicht ausgeschöpft werden, erscheint die Begründung von Fristverlängerungen auf Basis einer Überdehnung kommunaler Budgets

sich genommen noch keine tragfähige Rechtfertigung für Fristverlängerungen, da zunächst die Möglichkeit einer einzelwirtschaftlichen Kompensation auszuschöpfen ist. Hinsichtlich der Maßnahmen an Wasserkraftstandorten sind in diesem Zusammenhang v. a. die Vergütungsregelungen des § 23 EEG 2012 bzw. des § 40 EEG 2014 zu beachten, die – wie in Kap. 4.3.3 erläutert – die Kosten einer ökologischen Modernisierung einer Wasserkraftanlage durch eine höhere spezifische Vergütung des erzeugten Stroms zumindest teilweise kompensieren können. Diese Vergütungsregeln sind aber nicht systematisch darauf ausgerichtet, die jeweils standortspezifischen Maßnahmenkosten (vollständig) zu kompensieren.¹⁴⁵⁵ Schließlich sind in diesem Zusammenhang die jeweiligen wasserrechtlichen Rahmenbedingungen (insb. die Qualität der vergebenen Nutzungsrechte und die damit verbundenen rechtlichen Bestandsschutz- und Verhältnismäßigkeitsanforderungen) zu beachten. Diese können einer kurzfristigen Umsetzung von Maßnahmen entgegenstehen.¹⁴⁵⁶

Über die Begründung von Fristverlängerungen hinaus wird sich allerdings für eine Anzahl von Wasserkörpern auch die Frage nach weniger strengen Umweltzielen stellen, da sie aufgrund einer nicht vollständig wiederherstellbaren Durchgängigkeit auch langfristig die Anforderungen eines guten ökologischen Zustands nicht vollumfänglich erfüllen können.¹⁴⁵⁷ Dies betrifft v. a. jene Wasserkörper in den Oberläufen der Fließgewässersysteme, die fachlich als Laich- und Aufwuchshabitate für *Wanderfisch*arten einzustufen sind und für die folglich eine naturnahe Besiedlung mit den betreffenden *Wanderfisch*arten über die Qualitätskomponente Fischfauna als konstitutives Element eines guten ökologischen Zustands zu werten ist.¹⁴⁵⁸ Da grundsätzlich ein Rückbau aller Querbauwerke

nicht tragfähig. Es gibt jedoch auch stark verschuldete Kommunen, für die bereits der im Regelfall erforderliche Eigenanteil eine hohe Hürde darstellt.

¹⁴⁵⁵ Vgl. bereits Kap. 4.3.3 sowie bspw. Held/Krull (2008), S. 18f.

¹⁴⁵⁶ Vgl. hierzu noch ausführlicher Kap. 6.2.2 sowie bspw. Durner (2010), S. 459-461. Die Problematik der notwendigen Änderung institutioneller Rahmenbedingungen (bspw. Behandlung von unbefristeten Altrechten) wird auch im GD No. 20 als möglicher Grund für Fristverlängerungen anerkannt: „Some changes of the institutional framework for putting alternative financing mechanisms in place, or addressing other administrative or legal constraints, may need time. In some cases, pursuing these changes within the first management cycle may lead to disproportionate costs.“, CIS (2009a), S. 20.

¹⁴⁵⁷ Dabei ist auch zu berücksichtigen, dass nicht alle historischen und gewässertypischen Habitate hinsichtlich Gewässerstruktur oder Wasserqualität hinreichend für eine Wiederbesiedlung wiederhergestellt werden können (u. U. auch aufgrund unverhältnismäßig hohen Kosten). Die ökologische Durchgängigkeit muss insofern nur für Arten hergestellt werden, die im Zuge der sonstigen Maßnahmenumsetzung perspektivisch einen geeigneten Lebensraum hinsichtlich Habitatstrukturen, Abfluss und Chemismus vorfinden können, vgl. MUNLV NRW (2009b), S. 4-25. Die Lebensraumveränderung in den Stauhaltungen selbst wird an dieser Stelle nicht betrachtet, da sie – soweit sie dem guten Zustand des betreffenden Wasserkörpers entgegensteht – im Regelfall durch die Ausweisung eines HMWB richtlinienkonform abgesichert werden kann, vgl. Kap. 5.3.

¹⁴⁵⁸ Wie in Kap. 4.2.6 erläutert, ist hierbei zu differenzieren, ob die betrachtete Art im historischen bzw. potenziell natürlichen fischfaunistischen Leitbild des Wasserkörpers (autochthone Fischfauna) nur als

technisch möglich ist, richtet sich die Frage einer dauerhaften Abweichung von der Zielsetzung eines guten Zustands v. a. auf die ökonomische Anforderung der gesamtwirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Suffizienz. In diesem Zusammenhang lassen sich zwei Fälle unterscheiden:

- (1) Es gilt fachlich als unwahrscheinlich, dass (potenzielle) Laich- und Aufwuchshabitats ihre ökologische Funktionalität im Sinne des guten ökologischen Zustands erfüllen können, wenn ihre Erreichbarkeit als Migrationsdestination für weniger als 50 % der migrierenden Individuen gegeben ist.¹⁴⁵⁹ Das bedeutet, dass auch dann, wenn an allen betreffenden Querbauwerkstandorten umfassende technische Verminderungsmaßnahmen implementiert werden, eine ausreichende Erreichbarkeit oberliegender Wasserkörper für Wanderfische *ab einer kritischen Anzahl* von Querbauwerken und entsprechenden Nutzungen (insb. Wasserkraft) nicht mehr zu gewährleisten ist. Dies liegt daran, dass die Fortführung der querbauwerksbasierten Gewässernutzungen immer noch Restbeeinträchtigungen der auf- und abwärtsgerichteten ökologischen Durchgängigkeit impliziert, die sich über die gesamte Wanderstrecke „überkritisch“ kumulieren.¹⁴⁶⁰ Selbst wenn sich durch Maßnahmen zur Verbesserung von Fischauf- und Fischabstieg an allen Standorten eine sehr hohe standortbezogene Passierbarkeit von 95 % erreichen ließe, würde die kumulative Erreichbarkeit eines Laichhabitats ab einer Anzahl von 14 Querbauwerken den kritischen Wert von 50 % unterschreiten.¹⁴⁶¹ Es wird also deutlich, dass standortbezogene Verminderungsmaßnahmen wie

Begleitart mit sporadischen natürlichen Vorkommen oder aber als prägende Leitart einzustufen ist, vgl. BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 14. Im Falle der sporadischen Begleitart ist fachlich anhand der Bewertungssystematik FiBS abzuwägen, ob deren Fehlen oder sehr geringes Vorkommen bei ansonsten leitbildnaher Ausprägung der Biozönose noch als nur geringfügige Abweichung von der natürlichen Referenz zu vertreten ist und damit einer Klassifizierung des ökologischen Zustands als „gut“ nicht entgegensteht. Bei einer Leitart ist jedoch davon auszugehen, dass deren Fehlen im Regelfall mehr als eine nur geringfügige Abweichung vom natürlichen Referenzzustand darstellt und nicht mit der Anforderung des guten Zustands vereinbar ist.

¹⁴⁵⁹ Für anadrome Arten wie den Lachs werden allerdings teilweise sogar Erreichbarkeitsraten und Gesamtüberlebensraten von 75 % gefordert, vgl. bereits Kap. 4.2.6.

¹⁴⁶⁰ Vgl. bereits Kap. 3.3 und 4.2.6. „An vielfach gestauten Gewässern mit nicht rückbaubaren Querbauwerken und Nutzungsanlagen muss geprüft werden, ob der Schutz bestimmter Zielarten angesichts der zu erwartenden geringen Gesamtüberlebensrate überhaupt möglich ist oder ob ein derartiges Flussgebiet unter den heutigen Bedingungen überhaupt einen geeigneten Lebensraum für diese Fischpopulationen darstellt.“, MUNLV NRW (2005), S. 149, vgl. auch LAWA (2007), S. 6; FGG Weser (2008), S. 18.

¹⁴⁶¹ Bei umfassender Implementierung von Maßnahmen zur Verbesserung des Fischauf- und -abstieges wird, inkl. eines selektiven Rückbaus einzelner Standorte einerseits und suboptimaler Lösungen andererseits, maximal eine durchschnittliche standortbezogene Aufstiegsrate von 97,5 % sowie eine durchschnittliche standortbezogene Abstiegsrate von 95 % als erreichbar eingeschätzt, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 125 sowie auch MUNLV NRW (2005), S. 155; FGG Weser (2008), S. 18; FGG Weser (2009), S. 16. Von dieser Faustregel sollten allerdings Kleinstquerbauwerke wie Sohl-schwellen und kleine Abstürze ausgenommen werden, da diese i. d. R. vollständig passierbar umgestaltet werden können (raue Rampe), vgl. auch Kap. 2.3.

die Errichtung von Fischtreppe bei einer überkritischen Anzahl von Querbauwerken nicht ausreichen können, um bestimmte oberliegende Habitats von diadromen Wanderfischen entsprechend den Anforderungen des guten ökologischen Zustands wiederbesiedeln zu können. Vielmehr würde dies eine mehr als nur vereinzelte Aufgabe querbauwerksbasierter Gewässernutzungen (bspw. Binnenschifffahrt und Stromerzeugung aus Wasserkraft) bedingen. Da eine solche erhebliche Aufgabe dieser Wassernutzungen jedoch nicht nur mit den direkten Kosten des naturnahen Rückbaus, sondern auch mit den entsprechenden gesamtwirtschaftlichen Opportunitätskosten der Nutzungsaufgabe einhergeht, stellt sich also in diesen Fällen die Frage, ob die Verwirklichung des guten ökologischen Zustands in den Wasserkörpern mit potenziellen Laich- und Aufwuchshabitats mit unverhältnismäßig hohen Kosten im Sinne des Art. 4 Abs. 5 WRRL verbunden ist, so dass für diese Wasserkörper eine dauerhafte Abschwächung der Umweltziele in Bezug auf die Wanderfische gerechtfertigt werden kann.¹⁴⁶²

- (2) Darüber hinaus kann sich die Frage nach unverhältnismäßig hohen Kosten im Sinne des Art. 4 Abs. 5 WRRL aber auch im Hinblick auf solche Wasserkörper mit Laich- und Aufwuchshabitats stellen, die durch eine umfassende Implementierung aller technisch realisierbaren Mitigationsmaßnahmen an den unterliegenden Querbauwerken theoretisch erschließbar wären. Eine gesamtwirtschaftliche Unverhältnismäßigkeit der Kosten läge in diesen Fällen dann vor, wenn die Kosten der zur Wiedererschließung der Wanderfischhabitats erforderlichen standortbezogenen Mitigationsmaßnahmen zum Fischaufstieg, Fischabstieg und Fischschutz dazu führen würden, dass für den betreffenden Wasserkörper die gesamtwirtschaftlichen Kosten der Verwirklichung des guten Zustands den gesamtwirtschaftlichen Nutzen mit hinreichender Verlässlichkeit übersteigen.

Für beide Fallkategorien ist mit Blick auf die Begründung eines weniger strengen Umweltziels in Bezug auf die ökologische Durchgängigkeit allerdings von entscheidender Bedeutung, dass sich die Prüfung unverhältnismäßig hoher Kosten grundlegend auf die die Verwirklichung des guten Zustands an einem Wasserkörper bzw. einer Wasserkörpergruppe „als Ganzes“ beziehen muss. Die zur Verwirklichung des guten Zustands notwendigen Maßnahmen zur Verbesserung der flussauf- und flussabwärtsgerichteten

¹⁴⁶² Das heißt nicht, dass eine (teilweise) Aufgabe von querbauwerksbasierten Nutzungen per se zu unverhältnismäßig hohen Kosten bei der Verwirklichung eines guten Zustands führt. Das Ausscheiden von Grenznutzungen mit gesamtwirtschaftlich ungünstigen Kosten-Nutzen-Verhältnissen kann durchaus ein wichtiger Bestandteil eines Maßnahmenprogrammes sein, vgl. auch Kap. 6.4.2.3.2.

Durchgängigkeit des Gewässer (z. B. Errichtung von Fischauf- und Fischabstiegen, Maßnahmen zum Fischschutz, ggf. Rückbau von Querbauwerken) stellen dabei nur einen Teilausschnitt des gesamten Maßnahmenpakets dar, welches zur Verwirklichung eines guten Zustands am betrachteten Wasserkörper beiträgt. Dementsprechend ist das gesamtwirtschaftliche Nutzen-Kosten-Verhältnis dieser Teilmaßnahmen für eine mögliche Unverhältnismäßigkeit der Kosten im Sinne des Art. 4 Abs. 4 und 5 WRRL zunächst unerheblich.¹⁴⁶³ Aufgrund dieser aggregierten wasserkörperbezogenen Betrachtungsweise kann vielmehr ein Nutzendefizit einzelner Maßnahmen oder Maßnahmenkombinationen (bspw. im Bereich Fischschutz) durch einen Nutzenüberschuss bei anderen Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen (bspw. Verbesserung der Gewässerqualität durch verringerte Schadstoffeinträge) ausgeglichen werden. Entsprechend würde im Hinblick auf das wasserkörperbezogene Maßnahmenpaket *insgesamt* kein gesamtwirtschaftliches Nutzendefizit drohen, so dass die Verwirklichung des guten Zustands des betreffenden Wasserkörpers aus gesamtwirtschaftlicher Perspektive nicht der gesamtwirtschaftlichen Suffizienzanforderung widerspricht und damit nicht mit unverhältnismäßig hohen Kosten i. S. des Art. 4 Abs. 5 WRRL einhergeht.

Lässt sich allerdings für den Wasserkörper als Ganzes und mit hinreichender methodischer Verlässlichkeit ein gesamtwirtschaftliches Nutzendefizit feststellen, rücken die gesamtwirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Beiträge der Einzelmaßnahmen (u. a. der Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit) in den Fokus. Ziel ist es dann, ein materiell abgestuftes Maßnahmenpaket zu bestimmen, welches auf Wasserkörperebene (oder Wasserkörpergruppenebene) ein ausgewogenes gesamtwirtschaftliches Kosten-Nutzen-Verhältnis i. S. d. ökonomischen Suffizienzbedingung gewährleistet. Hierzu sind die Maßnahmen beginnend mit denjenigen mit den schlechtesten Kosten-Nutzen-Beiträgen aus dem Maßnahmenpaket herauszunehmen, wobei allerdings die Wechselwirkungen der jeweiligen Maßnahmen in Bezug auf den Gewässerzustand zu beachten sind.¹⁴⁶⁴ Bei der Ausdünnung des Maßnahmenprogramms tritt also eine mögliche Reduzierung des Maßnahmenumfangs an Querbauwerken (insb. Durchgängigkeit, aber auch Lebensraumveränderung) in Konkurrenz zur Redimensionierung von Maßnahmen in anderen Defizitbe-

¹⁴⁶³ Vgl. Brouwer et al. (2009), S. 98.

¹⁴⁶⁴ Die Wechselwirkungen sind von herausragender Bedeutung, da sich die ökologische Wirksamkeit und damit auch der ökonomische Nutzen vieler Maßnahmen aus der jeweiligen *Kombination* ergibt, vgl. Schumann et al. (2005), S. 323.

reichen (z. B. Reduzierung diffuser Nährstoffeinträge). Maßgeblich ist in diesem Zusammenhang die jeweilige potenzielle Abnahme der gesamtwirtschaftlichen Nutzen und Kosten bei Herausnahme oder Herunterdimensionierung einer bestimmten Maßnahme.

Maßnahmen zur Verbesserung der auf- und abwärtsgerichteten Durchgängigkeit eines Gewässers entfalten ihren Nutzen primär über die Aufwertung der aquatischen Artenvielfalt im Sinne der biologischen Qualitätskomponenten Fischfauna und Makrozoobenthos.¹⁴⁶⁵ Insb. eine verbesserte Artenvielfalt und Abundanz der Fischfauna spiegelt sich wiederum ökonomisch in höheren Nichtgebrauchs- wie auch Gebrauchswerten als Nutzen für den Menschen wieder.¹⁴⁶⁶ Dem stehen zunächst die direkten Kosten der Errichtung von Fischauf- und -abstiegen, der Maßnahmen zum Fischschutz an Wasserkraftanlagen sowie ggf. für den Rückbau von Querbauwerken gegenüber.¹⁴⁶⁷ Hinzu kommen die indirekten Kosten aus Nutzungseinschränkungen bzw. einer Nutzungsaufgabe. Nutzungseinschränkungen im Bereich der Wasserkraftnutzung resultieren aus dem Verlust nutzbarer Wassermengen aufgrund der erforderlichen Dotierung von Fischauf- und -abstiegsanlagen sowie – bei Ausleitungskraftwerken – aufgrund der Abgabe von Mindestwasser in die Restwasserstrecke. Das nicht mehr nutzbare Wasser impliziert Stromerzeugungsverluste und entsprechend verminderte Erlöse. Darüber hinaus resultieren aus der verringerten Wasserkraftnutzung zur Stromerzeugung gesamtwirtschaftliche Zusatzkosten, da c. p. zusätzliche Kosten zur Kompensation der wegfallenden Treibhausgasreduktion sowie des verminderten Ausbaupfades erneuerbarer Stromerzeugung anfallen.¹⁴⁶⁸ Im Hinblick auf den Rückbau eines Querbauwerks ist darüber hinaus auch der Verlust externer Nutzen aus dem Mehrfachnutzungscharakter des Querbauwerks zu berücksichtigen.¹⁴⁶⁹ Bspw. kann der Rückbau einer Stauhaltung mit dem Verlust von Erholungsnutzen einhergehen.¹⁴⁷⁰

¹⁴⁶⁵ Vgl. bspw. Schumann et al. (2005), S. 323-325; Funke/Borchardt (2006), S. 370-372 sowie bereits Kap. 4.2.6.

¹⁴⁶⁶ Vgl. Nocker et al. (2007), S. 94f.

¹⁴⁶⁷ Vgl. hier sowie zu Folgendem bereits Kap. 5.2.1 sowie auch Nocker et al. (2007), S. 90-94.

¹⁴⁶⁸ Vgl. bereits Kap. 3.4 und 5.2.1 sowie auch Meyerhoff/Petschow (1998), S. 139. Diese gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten sind Ausdruck eines gesellschaftlichen Zielkonflikts zwischen dem Gewässerschutz einerseits sowie dem Klimaschutz und der Förderung erneuerbarer Energien andererseits. Dieser Zielkonflikt wurde im Rahmen des CIS-Prozesses explizit adressiert. Demnach sind klimaschädliche Auswirkungen von Maßnahmen zur Verwirklichung der Umweltziele der WRRL im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung zu beachten. Ein zu erwartender Mehrausstoß von Treibhausgasen kann jedoch nicht *per se* als generelle Entschuldigung für ein Verfehlen der Umweltziele herangezogen werden. Stattdessen wird ein differenziertes Vorgehen unter expliziter Betrachtung und Abwägung aller gesellschaftlichen Kosten und Nutzen erforderlich, vgl. CIS (2008a), S. 5.

¹⁴⁶⁹ Vgl. Lange/Krull (2014), S. 241-244 sowie Kap. 3.2, 5.2.1 und 6.4.2.4.3.

¹⁴⁷⁰ Vgl. Londong et al. (2006), S. 91; Lange/Krull (2014), S. 241-244 sowie auch Kap. 3.2, 5.2.1 und 6.4.2.4.3.

Um bei der Maßnahmenausdünnung die materielle Abschwächung des in Art 4 Abs. 5 WRRL geforderten „bestmöglichen Zustands“ möglichst gering zu halten, ist eine differenzierte Bewertung des Nutzens verschiedener Gewässerzustände erforderlich. Es stellt sich die Frage, ob hierzu ein bloßes Abstellen auf die in der Richtlinie verankerten Zustandsklassen ausreichend ist, d. h. ob es reicht, den wasserkörperbezogenen Nutzen des guten ökologischen Zustands (bzw. des guten ökologischen Potenzials im Falle eines HMWB) im Vergleich zum mäßigen ökologischen Zustand als weniger strenges Umweltziel zu bewerten. Gerade in Bezug auf die Problematik der Durchgängigkeit bietet es sich an, als (nicht-offiziellen) Zwischenzustand auch den Nutzen eines Gewässerzustands zu bewerten, der durch ein unzureichendes Vorkommen autochthoner Wanderfischarten gekennzeichnet ist, ansonsten aber bzgl. der biologischen Qualitätskomponenten den Anforderungen des guten ökologischen Zustands entspricht. Auf diese Weise könnte auch im Rahmen der ökonomischen Bewertung eine genauere Eingrenzung des bestmöglichen Zustands erfolgen, ohne dass für die Qualitätskomponente der Fischfauna insgesamt ein nur mäßiges Niveau unterstellt wird.¹⁴⁷¹

Bei der Betrachtung einer möglichen Unverhältnismäßigkeit der Kosten ist mit Blick auf Beeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit weiterhin von Bedeutung, dass diese im Regelfall als wasserkörperübergreifendes Defizit zum Tragen kommen.¹⁴⁷² Die Verwirklichung des guten Zustands eines betrachteten Wasserkörpers ist also auch von Maßnahmen an anderen Wasserkörpern desselben Flusseinzugsgebietes abhängig.¹⁴⁷³

¹⁴⁷¹ Zur Bedeutung des Ausmaßes einer Zustandsverbesserung im Rahmen der ökonomischen Bewertung vgl. Ammermüller et al. (2008a), S. 20f.

¹⁴⁷² Vgl. bereits Kap. 3.3 und 5.2. Bei der Beurteilung einer möglichen Unverhältnismäßigkeit der Kosten in Bezug auf einen bestimmten Wasserkörper sind von wasserkörperexternen Maßnahmen allerdings nur diejenigen Kosten anzusetzen, die zur Anbindung des betrachteten Wasserkörpers *zusätzlich* anfallen. Dieser Zusammenhang lässt sich an einem vereinfachten Beispiel verdeutlichen: Es sei ein Fluss betrachtet, der zwei Zuflüsse mit jeweils einem Lachslaichhabitat besitzt. Unterhalb des ersten Zuflusses befinden sich zwei Querbauwerke, zwischen dem ersten und dem zweiten Zufluss befindet sich ein weiteres Querbauwerk. Es sei weiterhin vereinfacht angenommen, dass an allen Querbauwerksstandorten kostengleiche Maßnahmenpotenziale bestehen. Um den guten Zustand in den Zuflüssen zu verwirklichen, sei wiederum von einer Mindestreichbarkeit der Habitate von 50 % ausgegangen. Zur Verwirklichung des guten Zustands im ersten Zufluss ist die Gewährleistung einer Passierbarkeit der ersten beiden Querbauwerke in Höhe von jeweils 71 % ausreichend. Soll dagegen auch der gute Zustand des zweiten Zuflusses verwirklicht werden, ist bei allen drei Querbauwerken eine Passierbarkeit von jeweils 80 % erforderlich. In Bezug auf eine mögliche Unverhältnismäßigkeit der Kosten zur Verwirklichung eines guten Zustands im zweiten Zufluss sind also die Differenzkosten einer entsprechend höheren Passierbarkeit der ersten beiden Querbauwerke sowie die Gesamtkosten der erforderlichen Passierbarkeit des dritten Querbauwerkes zu berücksichtigen. Die Höhe der Differenzkosten lässt sich dementsprechend im Rahmen der Zusammenstellung eines kosteneffizienten Maßnahmenprogrammes für das Einzugsgebiet ableiten.

¹⁴⁷³ Wie in Kap. 5.2 erörtert, handelt es sich im konkreten Fall um ökologisch äquivalente Maßnahmen mit substitutionalem Charakter, die im Kontext eines kosteneffizienten Maßnahmenprogrammes gesamtwirtschaftlich kostenminimierend zu dimensionieren sind. Dies betrifft insb. auch die Maßnahmen an

Hinsichtlich einer etwaigen Herunterdimensionierung von Maßnahmen im Bereich der ökologischen Durchgängigkeit sind daher alle substitutional wirkenden Maßnahmen im Flusseinzugsgebiet in die Betrachtung einzubeziehen. Es kann also bspw. geprüft werden, inwiefern bei Verzicht auf die Erschließung des betrachteten Wasserkörpers an unterliegenden Querbauwerkstandorten geringere Passierbarkeitsraten ausreichend wären und welche gesamtwirtschaftliche Kostenersparnis sich daraus ergeben würde.

Bei der Prüfung einer gesamtwirtschaftlichen Unverhältnismäßigkeit von Kosten sieht sich der Bewirtschaftungsplaner allerdings nicht nur mit der komplexen Problematik der Nutzenbewertung, sondern auch mit einer substantiellen Kostenunsicherheit konfrontiert. Wie in Kap. 5.2.5 erläutert, beschränkt sich die Maßnahmenplanung im ersten Bewirtschaftungszyklus auf so genannte Programmmaßnahmen, d. h. es besteht noch keine Klarheit über die endgültige technische Ausgestaltung der standortbezogenen Maßnahmen und damit auch nicht über deren konkrete Kosten.¹⁴⁷⁴ Die Unsicherheit gilt umso mehr für indirekte Kosten aus Nutzungseinbußen, da diese auch von den subjektiven Präferenzen der Nutzer (z. B. Erholungsnutzen) sowie von subjektiven Erwartungen der Nutzer (z. B. zukünftige Marktpreise als Bewertungsgrundlage für Erzeugungsverluste) abhängig sind und aufgrund der Privatheit dieser Informationen von den Behörden nur unvollkommen abgeschätzt bzw. prognostiziert werden können (asymmetrische Informationsverteilung).¹⁴⁷⁵ Nicht zuletzt kann die Höhe der Kosten auch wesentlich von der instrumentellen Implementierung der Maßnahmen abhängen. Erfolgt mittels direkter Verhaltenssteuerung eine zentrale Allokation von definierten „Standardmaßnahmen“ kann zwar von einer ex ante höheren Kostensicherheit ausgegangen werden. Demgegenüber werden jedoch möglicherweise substantielle Kosteneinsparungspotenziale, die im Rahmen einer indirekten Verhaltenssteuerung durch die Mobilisierung von Kreativität und

den sogenannten Verbindungsgewässern. Auch wenn diese selbst nicht über Laich- und Aufwuchshabitate von Langdistanzwanderfischen verfügen, haben sie jedoch eine wesentliche Funktion bei der Vernetzung der entsprechenden Habitate und damit für deren Funktionsfähigkeit. Dementsprechend weisen Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit dieser Gewässer nicht nur einen wasserkörperbezogenen Nutzen, sondern auch einen Einzugsgebietsnutzen bzw. Vernetzungsnutzen auf, vgl. Meusel (2008), S. 222 sowie S. 230.

¹⁴⁷⁴ Aufgrund des notwendigen Planungsaufwands zur Generierung „höherwertiger“, insb. ortsspezifischer Kostenschätzungen wird im Rahmen der Maßnahmenplanung i. d. R. nur auf gröbere Kostenschätzungen (z. B. Kostenrichtwerte, Kostenschätzungen aus Vorplanungen) zurückgegriffen werden können. Eine noch höhere Kostenunsicherheit als für den Fischaufstieg ist dabei für Maßnahmen im Bereich des Fischschutzes und Fischabstiegs anzunehmen, da deren mögliches Spektrum technisch noch unzureichend erforscht ist.

¹⁴⁷⁵ Zur Problematik der asymmetrischen Informationsverteilung vgl. allgemein bspw. Häder (1997), S. 76-82; Hecht/Werbeck (2006), S. 113-126; OECD (2006), S. 77; Feess (2007), S. 283-286.

Spezialwissen der Akteure generiert werden könnten, aufgegeben. Da sich aber die Kosteneffizienzpotenziale einer dezentralen Maßnahmenallokation gerade aufgrund der Privatheit der entsprechenden Informationen ex-ante schlecht abschätzen lassen, impliziert die Gewährleistung von Kosteneffizienz ex-ante eine höhere Kostenunsicherheit, die einer frühzeitigen Feststellung unverhältnismäßig hoher Kosten entgegensteht. Gleichzeitig ist jedoch die Gewährleistung einer kosteneffizienten Allokation von Maßnahmen – wie zuvor erörtert – als zwingende Voraussetzung für die Rechtfertigung weniger strenger Umweltziele aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten einzustufen, so dass ex ante eine entsprechenden Kostenunsicherheit von den Behörden in Kauf genommen werden muss, wenn eine dezentrale Maßnahmenallokation gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienzpotenziale bietet.

Aufgrund der insgesamt bestehenden Unsicherheit bzgl. Kosten und Nutzen empfiehlt sich im Hinblick auf die unter (2) skizzierten, potenziell „mitigationskostenkritischen“ Wanderfischhabitats, die Frage nach weniger strengen Umweltzielen aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten zunächst zurückzustellen. Da die Erschließbarkeit dieser Habitats zumindest nicht mit einer überkritischen Anzahl von Querbauwerken und damit auch nicht mit der Notwendigkeit substantieller Nutzungsaufgaben (Rückbau auch nicht-funktionsarmer Querbauwerke) konfrontiert ist, erscheint es grundsätzlich zweckmäßig, die Implementierung von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit zunächst auf diese grundsätzlich nutzungsverträglich erschließbaren Habitatwasserkörper sowie die zugehörigen Verbindungsgewässer zu fokussieren, sofern diese gleichzeitig auch bzgl. der stofflichen und hydromorphologischen Eigenschaften in einen Zustand versetzt werden können, der den Ansprüchen der jeweiligen Wanderfischarten genügt.¹⁴⁷⁶ Diese Verbindungs- und Habitatwasserkörper können dementsprechend als prioritäre Gewässer für eine Erschließung für Wanderfische verstanden werden. Nichtsdestotrotz werden auch bei diesen prioritären Gewässern in vielen Fällen Fristverlängerungen aufgrund der notwendigen biologischen Reaktionszeiten sowie der teils noch ungelösten Frage des Fischschutzes und -abstieges an Querbauwerken mit Wasserkraftanlagen unvermeidlich sein.¹⁴⁷⁷ Diese Fristverlängerungen sollten sowohl für eine Weiterentwicklung der technischen Maßnahmenpotenziale (insb. im Bereich Fischschutz) als auch für eine Vertiefung der Nutzungsbewertung sowie für begleitende Evaluierungen der tatsächlichen Kos-

¹⁴⁷⁶ Vgl. LAWA (2007), S. 6.

¹⁴⁷⁷ Vgl. LAWA (2009), S. 8/10f.

ten der sukzessiv umgesetzten Maßnahmen genutzt werden, um in den folgenden Bewirtschaftungszyklen „mitigationskostenkritische“ Wanderfischhabitate unter den zunächst weit gefassten prioritären Gewässern näher eingrenzen und somit die Bewirtschaftungsplanung präzisieren zu können.¹⁴⁷⁸ Maßnahmen sollten in diesem Zusammenhang zunächst schwerpunktmäßig an denjenigen Standorten erfolgen, an denen sich eine nachträgliche Abschwächung der Zielsetzungen in bestimmten Wasserkörpern am wenigsten auswirkt (insb. Fischeaufstieg an Standorten im Unterlauf, die für die Erschließung mehrerer Habitate relevant sind).¹⁴⁷⁹

Die Erschließung derjenigen Wasserkörper mit potenziellen Wanderfischhabitaten, deren Erreichbarkeit aufgrund einer „überkritischen“ Anzahl von Querbauwerken nur durch eine mehr als nur vereinzelte Aufgabe querbauwerksbasierter Gewässernutzungen erreicht werden könnte, sollte demgegenüber aufgrund der erwartbar hohen, aber noch nicht verlässlich abschätzbaren Opportunitätskosten der Nutzungsaufgabe zunächst nachrangig behandelt werden. Eine solche Depriorisierung der Erschließung der betreffenden Habitate für Wanderfischarten kann zunächst ebenfalls mit Fristverlängerungen sowie – in den Fällen größerer Stauhaltungen mit bedeutenden Nutzungen (z. B. Talsperren) – mit einer Ausweisung als HMWB richtlinienkonform abgesichert werden.¹⁴⁸⁰ Langfristig ergibt sich auch hier die Notwendigkeit einer fundierten Gegenüberstellung gesamtwirtschaftlicher Kosten und Nutzen zur Rechtfertigung weniger strenger Umweltziele, wobei den gesamtwirtschaftlichen Opportunitätskosten einer Aufgabe querbauwerksbasierter Nutzungen eine entscheidende Bedeutung zukommt.¹⁴⁸¹ Diese sind wiederum wesentlich von

¹⁴⁷⁸ Gleichzeitig können auch die Voraussetzungen für eine valide Nutzenbewertung geschaffen werden, indem entsprechende Primärstudien konzipiert werden. Da somit die Möglichkeit besteht, dass sich die Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands auch an solchen Vorranggewässern im Zuge der sukzessiven Maßnahmenumsetzung als unverhältnismäßig teuer erweist, ist es empfehlenswert, bei den zwischenzeitlich implementierten Maßnahmen auch auf eine möglichst weitgehende Adaptabilität zu achten. Bspw. kann bereits bei der Planung von Fischwegen berücksichtigt werden, die Dotierungen mit Betriebswasser sowie die Lockströmungen flexibel zu gestalten.

¹⁴⁷⁹ Vgl. auch Kap. 6.4.2.3.2.

¹⁴⁸⁰ Das heißt natürlich nicht, dass an diesen Gewässern keine Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit erforderlich werden. Es muss in jedem Fall eine hinreichende Durchgängigkeit für lokale potamodrome Fischpopulationen gewährleistet werden, so dass die Fischfauna mit Ausnahme der exkludierten Wanderfischarten den Anforderungen des guten ökologischen Zustands entspricht. „Flussabschnitte, deren Erreichbarkeit für diadrome Arten aufgrund der kumulativen Wirkung von Querbauwerken eher unwahrscheinlich ist, [...] in ihrer Optimierung der ökologischen Durchgängigkeit auf die potamodromen Arten und eine lokale Fischfauna auszurichten.“, FGG Weser (2009), S. 32 sowie ähnlich FGG Weser (2008), S. 20. Hierzu können bspw. geringer dimensionierte Fischwege, geringere Anforderungen an den Fischschutz an Wasserkraftanlagen sowie geringere Mindestwasserführungen in Ausleitungsstrecken ausreichend sein, vgl. auch Kap. 3.4.

¹⁴⁸¹ Zu Empfehlungen zur Gewährleistung einer angemessenen Entscheidungsqualität bei der Beurteilung unverhältnismäßiger Kosten im zweiten und dritten Bewirtschaftungszyklus vgl. Lange et al. (2009), S. 206-216.

der Verfügbarkeit gesamtwirtschaftlich vorteilhafter Substitute abhängig, die die betreffenden querbauwerksbasierten Gewässernutzungen aus gesamtwirtschaftlicher Sicht entbehrlich machen können.¹⁴⁸²

Auch wenn die bisherigen Ausführungen auf Fristverlängerungen und weniger strenge Umweltziele abgestellt haben, liegt die gleiche Abwägung ebenfalls der Frage einer Zustandsverschlechterung infolge einer Neuerrichtung von Querbauwerken zur Ermöglichung bestimmter querbauwerksbasierter Nutzungen zugrunde. Die mit der Errichtung weiterer Querbauwerke einhergehende neue physische Veränderung des Gewässers erschwert (c. p.) nicht nur die Verwirklichung des guten Zustands, sondern impliziert in den meisten Fällen auch eine wasserkörperübergreifende Verschlechterung des ökologischen Zustands im betroffenen Fließgewässersystem.¹⁴⁸³ Wie in Kap. 5.4.1 bereits angeführt, ist ein solcher Verstoß gegen das in Art. 4 Abs. 1 WRRL verankerte Verschlechterungsverbot nicht generell ausgeschlossen, sondern gemäß Art. 4 Abs. 7 WRRL richtlinienkonform begründbar, sofern die Verschlechterung des Gewässerzustands durch ein übergeordnetes öffentliches Interesse gerechtfertigt werden kann bzw. die nachhaltige Entwicklung fördert, darüber hinaus kein besseres Substitut zur Verfügung steht sowie weitestgehende Maßnahmen zur Minimierung der ökologischen Verschlechterung ergriffen werden.¹⁴⁸⁴ Dementsprechend können die Errichtung neuer Schifffahrtsstraßen wie auch die Umsetzung von weiteren Wasserkraftprojekten und technischen Hochwasserschutzmaßnahmen auf Basis dieser Ausnahmebestimmung begründbar sein.¹⁴⁸⁵ Gerade mit Blick auf den Ausbau von Schifffahrtsstraßen für die emissionsarme Binnenschifffahrt wie auch die klimaschonende Wasserkraftnutzung kann dieser Ausnahmenvorschrift eine besondere Bedeutung bei der Koordinierung von gesellschaftlichen Klimaschutz-

¹⁴⁸² Sollte sich etwa mittelfristig bis langfristig erweisen, dass sich die Elektrizitätsversorgung auf Basis regenerativer Substitute wie Windkraft und Fotovoltaik in Bezug auf Versorgungssicherheit, Umweltverträglichkeit und Wirtschaftlichkeit gesamtwirtschaftlich vorteilhafter gewährleisten lässt, stünde die Stromerzeugung aus Wasserkraft als querbauwerksbezogene Gewässernutzung zur Disposition. Dabei stellt die Kleinstwasserkraft schon heute einen Grenzbereich dar, in dem bestimmte Standorte aufgrund eines ungünstigen Verhältnisses von regenerativer Stromerzeugung und Eingriff in die Gewässerökologie (insb. vor dem Hintergrund der Anforderungen der WRRL) in Frage gestellt werden, vgl. bereits Meyerhoff/Petschow (1998), S. 41 sowie S. 138-140; Bunge et al. (2001), S. 84-88 sowie auch Bundesregierung (2009), S. 8. Allerdings sind auch bei diesen Querbauwerken die weiteren wasserwirtschaftlichen Funktionen wie Sohlstabilisierung, Freizeitnutzung und Hochwasserschutz zu beachten.

¹⁴⁸³ Vgl. hier sowie zu Folgendem Anderer et al. (2010d), S. 106; CIS (2011b), S. 48 und S. 59 sowie auch Knopp (2005), S. 28f.; Reinhardt (2006b), S. 210; Breuer (2007), S. 512.

¹⁴⁸⁴ Vgl. Art. 4 Abs. 7 WRRL sowie bereits Kap. 5.4.1.

¹⁴⁸⁵ Vgl. Koller-Kreimel/Jäger (2001), S. 121; Ginzky (2005), S. 516; Knopp (2005), S. 28f.; Reinhardt (2006b), S. 213f.; CIS (2009a), S. 24; Anderer et al. (2010d), S. 106f.; CIS (2011b), S. 4 sowie S. 49-54.

und Gewässerschutzzielen zugesprochen werden.¹⁴⁸⁶ In Analogie zu den bereits diskutierten Ausnahmetatbeständen besteht jedoch hierbei die Problematik einer sozio-ökonomisch konkretisierten und hinreichend verlässlichen Feststellung eines übergeordneten öffentlichen Interesses bzw. eines insgesamt positiven Beitrags zur nachhaltigen Entwicklung. Im CIS Guidance Document No. 20 wird in diesem Zusammenhang lediglich allgemein auf fundamentale Schutzinteressen des Staates und seiner Bürger (z. B. Gesundheit, Sicherheit, Umweltschutz) sowie auf ökonomische und soziale Belange im Zusammenhang mit der Bereitstellung von Dienstleistungen für die Allgemeinheit verwiesen.¹⁴⁸⁷ Pauschalierende Einschätzungen ohne Betrachtungen des Einzelfalls erscheinen hier – wie bereits bei der Ausweisung von HMWB – nicht zielführend. Im Rahmen eines CIS-Workshops zur Wasserkraftnutzung wurde konsequenterweise betont: „A hydro-power project is not automatically of overriding public interest just because it will generate renewable energy. Each case has to be assessed on its own merits.“¹⁴⁸⁸ Um dem in der Umweltzielsystematik der WRRL verankerten gewässerökologischen Vorsichtsprinzip gerecht zu werden, sind an eine Verschlechterung genauso strenge Anforderungen wie an eine Begründung weniger strenger Umweltziele zu stellen. Folglich werden wiederum fundierte gesamtwirtschaftliche Abwägungen von Kosten und Nutzen erforderlich, um auf Ebene der betroffenen Wasserkörper einen gemeinwohlorientierten Ausgleich von Schutz- und Nutzungsinteressen nachvollziehbar beurteilen zu können.¹⁴⁸⁹ Ausgehend von den Anforderungen des Art. 4 Abs. 7 WRRL sowie der gemeinschaftsrechtlich

¹⁴⁸⁶ Vgl. CIS (2008a), S. 7 sowie Knopp (2005), S. 28f.; Reinhardt (2006b), S. 213f. Zur Koordination unterschiedlicher gesellschaftlicher Zielsetzungen im Kontext der WRRL vgl. bereits Kap. 4.3.

¹⁴⁸⁷ Vgl. CIS (2007b), S. 10f.; CIS (2009a), S. 27. Eine weitere Konkretisierung übergeordneter öffentlicher Interessen soll auch durch die Beteiligung der Öffentlichkeit im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung erfolgen, vgl. CIS (2009a), S. 27f.; Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 394. EKARDT/WEYLAND/SCHENDERLEIN kritisieren in diesem Zusammenhang die fehlende Konkretisierung bzw. Strukturierung der öffentlichen Belange im deutschen Wasserrecht, z. B. in Form einer enumerativen oder evaluativen Wiedergabe der relevanten Belange mit Bezug auf die wichtigsten Bereiche wie Schifffahrt, Energieerzeugung und Hochwasserschutz, vgl. Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 394. Zu den wasserrechtlichen Rahmenbedingungen und Anforderungen an einen neuen Ausbau von Gewässern mit einhergehender Zustandsverschlechterung vgl. Breuer (2006), S. 207-215 sowie im Folgenden auch Kap. 6.2.2. Zu den unterschiedlichen Interpretationen eines übergeordneten öffentlichen Interesses sowie eines Beitrags zur nachhaltigen Entwicklung in den EU-Staaten vgl. CIS (2011b), S. 52f.

¹⁴⁸⁸ CIS (2011b), S. 59, vgl. auch CIS (2011b), S. 60.

¹⁴⁸⁹ Zudem wird betont, dass in Schutzgebieten (z. B. FFH) die jeweiligen gemeinschaftsrechtlichen Voraussetzungen für Ausnahmen unabhängig von der Einschätzung nach Art. 4 Abs. 7 WRRL einzuhalten sind, vgl. auch Art. 4 Abs. 8 und 9 WRRL sowie CIS (2007b), S. 9. Zu den Anforderungen des gemeinschaftsrechtlich verankerten Naturschutzes vgl. auch Anderer et al. (2010d), S. 107f. sowie bereits Kap. 4.3.2.

verankerten Schutzgebiete wird im Rahmen der CIS für den weiteren Ausbau der Wasserkraftnutzung u. a. eine Differenzierung von „Go“- und „No-Go“-Gewässerabschnitten diskutiert.¹⁴⁹⁰

Für die Bundesrepublik Deutschland kann davon ausgegangen werden, dass die Frage der Errichtung neuer Stauhaltungen zur Wasserkraftnutzung und die dazu erforderliche Rechtfertigung weiterer Verschlechterungen des ökologischen Gewässerzustands im Sinne von Art. 4 Abs. 7 WRRL im Umsetzungsprozess der WRRL eher von untergeordneter Bedeutung ist.¹⁴⁹¹ Wie in Kap. 3.2 bereits angeführt, ist das Wasserkraftpotenzial an deutschen Fließgewässern bereits zu einem großen Teil ausgeschöpft. Die Ausnutzung der verbleibenden potenziellen Neubaustandorte wird darüber hinaus energiewirtschaftlich und klimaschutzpolitisch nicht als vorrangig erachtet, weil die damit verbundenen Eingriffe in Gewässer und Natur als ökologisch so bedenklich eingeschätzt werden, dass derzeit nicht davon auszugehen ist, dass solche Projekte bei den Entscheidungsträgern in Politik und Verwaltung sowie in der Gesellschaft als übergeordnetes öffentliches Interesse wahrgenommen würden.¹⁴⁹² Besonders kritisch wird in diesem Zusammenhang die Neuerrichtung von Stauanlagen für Kleinstwasserkraftanlagen gesehen, da deren energie- und klimaschutzpolitische Bedeutung als sehr begrenzt angesehen wird, während der ökologische Schaden an zuvor unverbauten Gewässern mit hoher ökologischer Funktionalität (insb. als Laich- und Aufwuchshabitate) als besonders hoch eingeschätzt wird.¹⁴⁹³ Allerdings lässt sich in den derzeitigen rechtlichen Rahmenbedingungen eine deutliche

¹⁴⁹⁰ Vgl. CIS (2006a), S. 6; CIS (2011b), S. 4 sowie S. 39-47.

¹⁴⁹¹ Diese Einschätzung wird auch dadurch gestützt, dass die Ausnahmebestimmung des Art. 4 Abs. 7 WRRL im ersten Bewirtschaftungszyklus in Deutschland mit Bezug auf neue Wasserkraftprojekte nicht zur Anwendung kam, vgl. CIS (2011b), S. 48.

¹⁴⁹² Vgl. bspw. BMU (1998), S. 175; Keitz/Kraemer (2006), S. 310; BMU (2009b), S. 23; Anderer et al. (2010c), S. 15f.; Anderer et al. (2010d), S. 104-117.

¹⁴⁹³ Vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 41 sowie S. 138-140; Bunge et al. (2001), S. 84-88; BMU (2004b), S. 29f.; Dumont (2005), S. 18-24; Breuer (2006), S. 19f.; Reinhardt (2006b), S. 214; Gawel et al. (2011), S. 278 sowie S. 286. Ein restriktiverer Umgang mit den Ausbaupotenzialen der Kleinstwasserkraft wird teilweise auch mit der Unsicherheit bzgl. der Erfordernisse und Handlungsoptionen im Spannungsfeld von Klima- und Gewässerschutz begründet. Demnach ist die Verzichtentscheidung bzgl. der Errichtung neuer Wasserkraftanlagen jederzeit ohne erhebliche Kosten reversibel, da die Option auf zusätzliche Klimaschutzpotenziale erhalten bleibt. Demgegenüber führt der tatsächliche Neubau zu Eingriffen in die Gewässerökologie, die nur schwer reversibel sind, vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 136-138. Die restriktive politisch-gesellschaftliche Wertung der Errichtung von neuen Stauanlagen zur Wasserkraftnutzung schlägt sich konkret auch im EEG nieder. Seit der EEG-Novelle von 2004 sind Kleinwasserkraftanlagen, die an neuen Querbauwerken errichtet werden und die nicht vorrangig anderen wasserwirtschaftlichen Zwecken dienen, von der Förderung ausgeschlossen, vgl. § 6 Abs. 1 S. 2 EEG 2004; BMU (2004b), S. 29f. sowie auch Bundesregierung (2009), S. 8. Dieses Ausschlusskriterium gilt seit dem EEG 2012 für alle Anlagengrößen, vgl. § 23 Abs. 5 EEG 2012; § 40 Abs. 4 EEG 2014; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 109-111 sowie bereits Kap. 4.3.3.

politisch-gesellschaftliche Präferenz für den Ausbau der Wasserkraftnutzung mittels Modernisierung, Reaktivierung sowie Neuerrichtung von Wasserkraftanlagen an bestehenden oder vorrangig zu anderen wasserwirtschaftlichen Zwecken neu errichteten Querbauwerken erkennen, sofern er sich im Einklang mit den gewässerökologischen Anforderungen gestalten lässt.¹⁴⁹⁴ Fraglich erscheint allerdings, ob sich die Neuerrichtung oder Reaktivierung von Wasserkraftanlagen an *bestehenden* Stauhaltungen im Falle einer nicht unerheblichen Verschlechterung im Sinne des Verschlechterungsverbots auf den Ausnahmetatbestand des Art. 4 Abs. 7 WRRL stützen kann, da die Verschlechterung bei bereits bestehender Stauhaltung gerade nicht aufgrund einer neuen physischen Modifikation des Gewässers infolge der Neuerrichtung eines Querbauwerkes eintritt, sondern maßgeblich auf Fischschädigungen durch die zusätzlichen Turbinen zurückzuführen wäre.¹⁴⁹⁵

Der Ausnahmetatbestand des Art. 4 Abs. 7 WRRL könnte allerdings Relevanz entfalten, wenn neue Stauhaltungen für Wasserstraßen errichtet werden sollen. Trotz des bereits hohen Ausbaugrades der großen Ströme in Deutschland stehen derzeit einzelne weitere Erschließungen zur Diskussion. Zu nennen ist die geplante Ausbaumaßnahme am Donauabschnitt zwischen Straubing und Vilshofen.¹⁴⁹⁶ Darüber hinaus soll auch die Elbe als Schifffahrtsstraße ertüchtigt werden – allerdings ohne einen Bau von Staustufen.¹⁴⁹⁷

¹⁴⁹⁴ Vgl. § 23 Abs. 4 EEG 2012; § 40 Abs. 2 EEG 2014; Bundesregierung (2009), S. 8 sowie bereits Kap. 4.3.3. Das aktuelle WHG enthält darüber hinaus einen Prüfungsauftrag für die zuständigen Wasserwirtschaftsverwaltungen, die Möglichkeiten einer Wasserkraftnutzung an bislang ungenutzten und zukünftig weiterhin bestehenden Querbauwerken zu ermitteln, vgl. § 35 Abs. 3 WHG; Bundesregierung (2009), S. 8 sowie auch Kap. 6.2.3. Auch im Rahmen der CIS wird der Ausbau der Wasserkraftnutzung über die Modernisierung und den Ausbau bestehender Standorte präferiert, um die Notwendigkeit neuer Standorte zu minimieren, vgl. CIS (2006a), S. 24; CIS (2011b), S. 4. Zu den energetischen Potenzialen des Ausbaus sowie der Modernisierungen bestehender Standorte (z. B. Austausch alter Komponenten wie Laufräder, Getriebe und Generatoren oder Erhöhung des Ausbaudurchflusses) vgl. Anderer et al. (2010c), S. 15f.; Bauer/Ruprecht/Heimerl (2010), S. 23-26; Anderer et al. (2010d), S. 104-121; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 58-73.

¹⁴⁹⁵ Eine Verschlechterung des ökologischen Zustands im Sinne des Verschlechterungsverbot liegt allerdings erst dann vor, wenn der Zustand der Fischfauna auf Wasserkörperebene verschlechtert wird und zudem für die Zustandsbewertung limitierend ist, vgl. Kap. 4.2.4 und 4.2.6.

¹⁴⁹⁶ Vgl. bspw. Planco (2012). Umfassende Informationen zum geplanten Donauausbau finden sich unter www.donauausbau.wsv.de.

¹⁴⁹⁷ Vgl. bspw. BMU (2013) sowie (kritisch) Zabel (2009).

5.4.4 Querbauwerksbezogene Inanspruchnahme von Fristverlängerungen und weniger strengen Umweltzielen sowie strategische Priorisierungskonzepte für die ökologische Durchgängigkeit im ersten Bewirtschaftungszyklus

Im Zuge der Planungen für den ersten Bewirtschaftungszyklus wurde schnell deutlich, dass eine flächendeckende Verwirklichung des guten Zustands (bei natürlichen Wasserkörpern) bzw. eines guten ökologischen Potenzials (bei HMWB) bis zum Jahr 2015 in Deutschland nicht zu erreichen ist.¹⁴⁹⁸ In den im Jahr 2009 veröffentlichten Bewirtschaftungsplänen ist eine Zielerreichung bis zum Jahr 2015 nur für 18 % aller Wasserkörper vorgesehen.¹⁴⁹⁹ Für die verbleibenden 82 % aller Wasserkörper musste folglich auf die Ausnahmetatbestände des Art. 4 WRRL zurückgegriffen werden. In den allermeisten Fällen wurden zunächst Fristverlängerungen nach Art. 4 Abs. 4 WRRL in Anspruch genommen.¹⁵⁰⁰ Die hohe Anzahl der Fristverlängerungen wird im Wesentlichen damit gerechtfertigt, dass die anspruchsvollen ökologischen Zielsetzungen in den Wasserkörpern mit jahrzehntelanger anthropogener Überprägung sowie mit den weiterhin intensiven Nutzungsansprüchen in einem dicht besiedelten Industrieland nicht innerhalb eines Bewirtschaftungszyklus umgesetzt werden können.¹⁵⁰¹ Die ersten Bewirtschaftungsplanungen der Bundesländer fokussieren daher auf die Identifizierung und vorrangige Sanierung von solchen Wasserkörpern, die besonders günstige Voraussetzungen für eine naturnahe Entwicklung und schnelle Verwirklichung eines guten Zustands bieten oder von besonderer Bedeutung für die Erreichung der Umweltziele im Flussgebiet sind (so genannte prioritäre Gewässer, auch Schwerpunktgewässer oder Vorranggewässer).¹⁵⁰² Eine solche räumlich-zeitliche Priorisierung der Zielverwirklichung erfordert im Gegenzug eine richtlinienkonforme Begründung von Fristverlängerungen für diejenigen Wasserkörper, die zunächst nachrangig behandelt werden.¹⁵⁰³

¹⁴⁹⁸ Vgl. Durner (2010), S. 463.

¹⁴⁹⁹ Vgl. hier sowie zu folgendem BMU (2010b), S. 12f. sowie S. 39-44.

¹⁵⁰⁰ Vgl. BMU (2010b), S. 42.

¹⁵⁰¹ Vgl. BMU (2010b), S. 12f. sowie auch Köck (2009), S. 233.

¹⁵⁰² Vgl. CIS (2009c), S. 11 sowie auch MUFV RLP (2008), S. 163; Klauer et al. (2008c), S. 58f.; Klauer et al. (2008d), S. 347 sowie S. 348f.; Meusel (2008), S. 118f. sowie S. 237. Bei der Priorisierung können auch naturschutzfachliche Vorteile sowie Synergien mit der Umsetzung weiterer gemeinschaftlicher Richtlinien (bspw. FFH-Richtlinie) von Bedeutung sein, vgl. Klauer et al. (2008d), S. 357f.; CIS (2009a), S. 14f.

¹⁵⁰³ Vgl. CIS (2009a), S. 14 sowie auch MUFV RLP (2008), S. 163; Klauer et al. (2008c), S. 58f.; Klauer et al. (2008d), S. 347 sowie S. 348f.; Patt/Jürjing/Kraus (2009), S. 244. Sofern der gute Zustand bzw. das gute ökologische Potenzial sogar langfristig nur in den prioritären Gewässern verwirklicht werden kann, impliziert dies nicht nur eine zeitliche, sondern auch eine materielle Priorisierung. Für die entsprechend nicht-prioritären Gewässer wären in diesem Fall „weniger strenge Umweltziele“ richtlinienkonform zu rechtfertigen.

Im ersten Bewirtschaftungsplan erfolgte die Begründung von Fristverlängerungen auf Basis eines im Rahmen der LAWA abgestimmten Kriterienkatalogs, der in Anlehnung an den Wortlaut des Art. 4 Abs. 4 WRRL die Begründungskategorien „natürliche Gegebenheiten“, „technische Durchführbarkeit“ und „unverhältnismäßig hoher Aufwand“ durch jeweils mehrere Unterkriterien konkretisierte.¹⁵⁰⁴ Im ersten Bewirtschaftungsplan wird die Notwendigkeit von Fristverlängerungen häufig auf „natürliche Gegebenheiten“ zurückgeführt.¹⁵⁰⁵ Hierzu zählt auch, dass viele Maßnahmen selbst bei sofortiger Implementierung einen längeren Zeitraum benötigen, um ihre ökologische Wirkung in den jeweiligen Gewässerlebensgemeinschaften messbar zu entfalten.¹⁵⁰⁶ Eine mangelnde „technische Durchführbarkeit“ wird u. a. dann angeführt, wenn mehrere erforderliche Maßnahmen nicht gleichzeitig umgesetzt werden können, sondern einer zwingenden technischen Abfolge bedürfen, noch weiterer Forschungsbedarf zur technischen Durchführung und Optimierung von Maßnahmen besteht oder noch Wirkungs- und Bewertungsunsicherheiten vorliegen.¹⁵⁰⁷ Darüber hinaus werden auch räumliche Restriktionen (mangelnde Flächenverfügbarkeit), drohende gravierende Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit oder die Umwelt i. w. S. sowie entgegenstehende EG-rechtliche Anforderungen unter eine mangelnde „technische Durchführbarkeit“ subsumiert.¹⁵⁰⁸ Zur Begründung von Fristverlängerungen aufgrund eines „unverhältnismäßig hohen Aufwandes“ kann laut LAWA-Katalog sowohl mit Kostentragfähigkeitserwägungen (Überforderung staatlicher und nicht-staatlicher Kostenträger, U1), mit Kosten-Nutzen-Abwägungen (U2), Wirkungsunsicherheiten (U3) sowie nicht verfügbaren Ressourcen (U4) argumentiert werden (vgl. Tabelle 8).

¹⁵⁰⁴ Vgl. LAWA (2009), S. 8/10-10/10 sowie bspw. MUFV RLP (2008), S. 164.

¹⁵⁰⁵ Vgl. BMU (2010b), S. 13.

¹⁵⁰⁶ Vgl. BMU (2010b), S. 13.

¹⁵⁰⁷ Vgl. LAWA (2009), S. 8/10; BMU (2010b), S. 13 sowie S. 42.

¹⁵⁰⁸ Vgl. LAWA (2009), S. 9/10 sowie auch bspw. MUFV RLP (2008), S. 164-166.

	Kategorie	Beschreibung
U1a	Überforderung der nichtstaatlichen Kostenträger, erforderliche zeitliche Streckung der Kostenverteilung	<ul style="list-style-type: none"> - zu hohe Abgabenleistung - Streckung der Bereitstellung von Mitteln - fehlende alternative Finanzierungsmechanismen
U1b	Überforderung der staatlichen Kostenträger, erforderliche zeitliche Streckung der Kostenverteilung	<ul style="list-style-type: none"> - Streckung der Bereitstellung öffentlicher Mittel - fehlende alternative Finanzierungsmechanismen - bestehende Konkurrenz zu öffentlichen Finanzierungsbedarfen in anderen Politikfeldern
U1c	Verfassungsrechtlich festgelegte, demokratiebedingte Finanzautonomie von Maßnahmenträgern	<ul style="list-style-type: none"> - finanzielle Selbstverwaltungshoheit der Kommunen
U2	Kosten-Nutzen-Betrachtung: Missverhältnis zwischen Kosten und Nutzen	<ul style="list-style-type: none"> - Ergebnis einer Kosten-Nutzen-Betrachtung - Überschreitung definierter Kostenwirksamkeitsschwellen - Berücksichtigung Schwerpunkt-/Vorranggewässerkonzept
U3	Unsicherheit über die Effektivität der Maßnahmen zur Zielerreichung	<ul style="list-style-type: none"> - methodische Defizite - bestehende Abhängigkeiten von anderen Maßnahmen - ...
U4	Begrenzende Faktoren aus Marktmechanismen	<ul style="list-style-type: none"> - Flächen sind nicht verfügbar bzw. nur zu unverhältnismäßig hohen Kosten - Kapazitätsengpässe bzw. mangelnde Verfügbarkeit qualifizierter Dienstleister für die Erstellung der erforderlichen Fachplanungen (Gutachter, Fachplaner, Ingenieur- und Bauleistungen, sonstiger Sachverstand)

Tabelle 8: Fristverlängerung aufgrund unverhältnismäßig hohen Aufwands¹⁵⁰⁹

Allerdings wurden Fristverlängerungen in den ersten Bewirtschaftungsplänen eher selten mit „unverhältnismäßig hohem Aufwand“ begründet.¹⁵¹⁰ Dies ist wohl auch auf die noch bestehenden methodischen Unsicherheiten sowie den damit einhergehenden Begründungsaufwand zurückzuführen.¹⁵¹¹

Im Gegensatz zur umfangreichen Inanspruchnahme von Fristverlängerungen wurden weniger strenge Umweltziele nur vereinzelt in solchen Fällen begründet, bei denen schon jetzt eindeutig absehbar ist, dass der betreffende Wasserkörper derart belastet bzw. mor-

¹⁵⁰⁹ In Anlehnung an LAWA (2009), S. 10/10; MUFV RLP (2008), S. 166f.

¹⁵¹⁰ Vgl. BMU (2010b), S. 13. Im Bundesland Nordrhein-Westfalen wurden ökonomische Gründe jedoch immerhin für 30 % der Gesamtgewässerslänge als Begründung für eine Fristverlängerung angeführt, vgl. MUNLV (2009b), S. 10-42 bis 10-75.

¹⁵¹¹ Insgesamt scheint es ein Ziel der zuständigen Bundesländer zu sein, die Begründung von Ausnahmen gerade im ersten Bewirtschaftungszyklus möglichst wenig angreifbar zu machen. Für diese Vermutung spricht auch, dass in den meisten Fällen gleich mehrere Gründe für die Inanspruchnahme eines Ausnahmetatbestandes herangezogen wurden, vgl. BMU (2010b), S. 44.

phologisch verändert ist, dass selbst bis 2027 keine wesentliche Verbesserung des Zustands mit verhältnismäßigen Maßnahmenkosten möglich ist.¹⁵¹² Die deutsche Bewirtschaftungspraxis folgt somit der zuvor erläuterten, im Rahmen des CIS-Prozesses etablierten Leitlinie, dass die Festlegung weniger strenger Umweltziele als Ultima Ratio möglichst zurückzustellen ist.¹⁵¹³

Für das überregionale Handlungsfeld der Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit wurde in den Bewirtschaftungsplanungen neben den Priorisierungen in Form von Vorranggewässern auch die Entwicklung länder- und sogar flussgebietsweiter Durchgängigkeitsstrategien vorangetrieben, die teilweise bereits in die ersten Bewirtschaftungspläne eingeflossen sind.¹⁵¹⁴ Diese Strategien richten sich auf die perspektivische Erschließbarkeit von Wanderfischhabitaten in den Flussgebieten, die dazu erforderlichen Maßnahmen sowie deren zweckmäßige Priorisierungen im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung. Die Entwicklung länderübergreifender – d. h. flussgebietsbezogener – Durchgängigkeitsstrategien auf Basis einer systematischen Analyse des gesamten Flussgebiets wird auch im „Strategiepapier Fischdurchgängigkeit“ der Bund/Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) gefordert.¹⁵¹⁵ Ziel ist es, durch eine überregional koordinierte Vorgehensweise eine systematische und kosteneffiziente Vernetzung der existie-

¹⁵¹² Als Beispiel werden kleinere Oberflächengewässer im Einzugsgebiet der Weser angeführt, die aufgrund diffuser Einträge aus Bergbaualtlasten auf absehbare Zeit übermäßig mit Schwermetallen belastet sein werden, vgl. BMU (2010b), S. 12. Weniger strenge Umweltziele wurden im ersten Bewirtschaftungsplan also vorrangig für erwartete langfristige Verfehlungen des guten chemischen Zustands angewendet, vgl. BMU (2010b), S. 42.

¹⁵¹³ Dennoch zeichnet sich ab, dass aufgrund einer Belastung mit bestimmten prioritären Schadstoffen, einer unzureichenden Erschließbarkeit für Langdistanzwanderfische sowie aufgrund der Nitratbelastung in einigen Grundwasserkörpern langfristig ein Abstellen auf weniger strenge Umweltziele in erheblichem Umfang notwendig sein könnte. Damit die entsprechenden Prüfungen von vorneherein zwischen den Bundesländern abgestimmt werden, wurde hierzu bereits eine LAWA-Arbeitsgruppe eingerichtet, vgl. MKULNV (2011), Nr. 4.1.

¹⁵¹⁴ Im Folgenden werden exemplarisch das „Entwicklungskonzept ökologische Durchgängigkeit Rheinland-Pfalz“, vgl. LUWG (2008), der „Masterplan Wanderfische Rhein“, vgl. IKS (2009) sowie die im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführte Studie „Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplanes zur ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung“, vgl. Keuneke/Dumont (2011), kurz skizziert. Ähnliche strategische Durchgängigkeitskonzepte bzw. Wanderfischprogramme wurden in weiteren Bundesländern sowie für weitere Flusssysteme entwickelt, vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 316f. sowie bspw. MUNLV NRW (2006); FGG Elbe (2009); FGG Weser (2009); LfU Bayern (2011); MUNLV NRW (2009b), S. 4-25 bis 4-33. Unter Bezugnahme auf die jeweiligen Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne der Bundesländer sowie die jeweiligen Wanderfischprogramme in den Flussgebieten wurde zudem von der Bundeswasserstraßenverwaltung ein strategisches Priorisierungskonzept für die Wiederherstellung der Durchgängigkeit an den Bundeswasserstraßen erarbeitet. Diesen kommt als Wanderwegen sowie z. T. auch als Laich- und Aufwuchsgewässer eine zentrale Bedeutung zu, während sie jedoch auch besonderen nutzungsbedingten Restriktionen und besonderen rechtlichen Rahmenbedingungen unterliegen, vgl. BfG (2010), insb. S. 17-21 sowie S. 37-105; BAW/BfG (2011); BMVBS (2012) sowie auch bereits Kap. 4.3.4.

¹⁵¹⁵ Vgl. LAWA (2007), S. 1.

renden und potenziellen Laich-, Aufwuchs- und Verbindungsgewässer in einem Flussgebiet zu erreichen.¹⁵¹⁶ Im Fokus steht dementsprechend das überregionale Zusammenwirken aller Querbauwerke im Flussgebiet, so dass die ökologische Relevanz der einzelnen Standorte mit überregionalen Entwicklungszielen für Fischpopulationen verknüpft werden kann.¹⁵¹⁷ Hierzu wird die bereits in Kap. 4.2.6 erläuterte raten- bzw. indexbasierte Bewertung der ökologischen Durchgängigkeit in einem Fließgewässersystem empfohlen, da diese eine tragfähige Operationalisierung der ökologischen Effektivität von Maßnahmen auf Flussgebietsebene ermöglicht.¹⁵¹⁸ Strategische Durchgängigkeitskonzepte adressieren weiterhin die Erkenntnis, dass die ökologische Durchgängigkeit in einem Flussgebiet aufgrund der Vielzahl an Querbauwerken und des erheblichen zeitlichen Aufwands sowie der Kosten der Umsetzung entsprechender Maßnahmen nur über mehrere Bewirtschaftungszyklen mit entsprechenden zeitlichen und räumlichen Priorisierungen wiederhergestellt werden kann.¹⁵¹⁹ Es sind dementsprechend schlüssige Gesamtkonzepte bereitzustellen, welche die gestufte Vorgehensweise in den einzelnen Flussgebieten sowohl gegenüber der EU-Kommission als auch gegenüber den betroffenen Wassernutzern transparent und nachvollziehbar darlegen.¹⁵²⁰ Für die Ableitung von räumlich-zeitlichen Prioritäten zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit sind sowohl die potenzielle Verfügbarkeit von Habitaten in Bezug auf Größe, Qualität und ökologische Bedeutung als auch deren perspektivische Erreichbarkeit über entsprechende Wanderrouten entscheidend. Dementsprechend sind Habitate, die längerfristig degradiert sind oder aufgrund der kumulativen Wirkungen – selbst bei optimaler Umgestaltung der Migrationshindernisse – nur unzureichend erreichbar sind, nicht prioritär zu erschließen.¹⁵²¹ Im Gegenzug kann eine Identifikation und räumlich-zeitliche Priorisierung von vorrangig zu vernetzenden Gewässerabschnitten sowie der dazu erforderlichen Maßnahmen im Flussgebiet erfolgen.¹⁵²² In diesem Zusammenhang sind über die Erschließung von Habitaten für diadrome Wanderfischarten hinaus auch die Anforderungen an die Stabilität der

¹⁵¹⁶ Vgl. LAWA (2007), S. 1.

¹⁵¹⁷ Vgl. LAWA (2007), S. 2 sowie auch Anderer et al. (2008), S. 568. Hierfür sind möglichst genaue Informationen über die technischen Spezifikationen, die auf- und abwärtsgerichteten Passierbarkeit der einzelnen Querbauwerke sowie die damit verbundenen Nutzungen (insb. Wasserkraftnutzung) erforderlich, um die lokale und überregionale Wirkung der einzelnen Standorte einschätzen zu können. Eine wesentliche Datengrundlage für die Erarbeitung von Durchgängigkeitsstrategien bilden Bestandserhebungen in Form von Querbauwerksinformationssystemen, vgl. LAWA (2007), S. 4f. sowie Müller/Bleck (2005), S. 16-18; Anderer/Dumont/Kolf (2007), S. 10; Anderer et al. (2008), S. 569; LfU Bayern (2011), S. 37-39 und S. 43 sowie Anderer et al. (2012), S. 62-93.

¹⁵¹⁸ Vgl. LAWA (2007), S. 4f.

¹⁵¹⁹ Vgl. LAWA (2007), S. 5.

¹⁵²⁰ Vgl. LAWA (2007), S. 5.

¹⁵²¹ Vgl. LAWA (2007), S. 4 sowie S. 6.

¹⁵²² Vgl. LAWA (2007), S. 1 sowie S. 4f.

potamodromen Fischfauna zu beachten.¹⁵²³ Die fachlichen Anforderungen sowohl an die überregionale ökologische Durchgängigkeit als auch die Passierbarkeit der einzelnen Querbauwerkstandorte variieren dementsprechend je nach der fischfaunistischen Referenz.¹⁵²⁴ Mit Blick auf das umweltpolitische Instrumentarium ist wesentlich, dass zur Verbesserung der Passierbarkeit von Querbauwerkstandorten eine Festschreibung verbindlicher technischer Standards, also eine ordnungsrechtliche Steuerung mit hoher Allokationstiefe, empfohlen wird.¹⁵²⁵

Ein gut dokumentiertes Beispiel für eine landesbezogenes strategisches Priorisierungskonzept ist das „Entwicklungskonzept ökologische Durchgängigkeit Rheinland-Pfalz“.¹⁵²⁶ In diesem Konzept wurden für die Gewässer in Rheinland-Pfalz auf Basis einer raten- und indexbasierten Bewertung einerseits diadrome und potamodrome Entwicklungsstrecken und Verbindungsgewässer und andererseits Umsetzungsprioritäten abgeleitet. Die Festlegung von Entwicklungsstrecken sowie die Priorisierung erfolgten auf Basis einer Potenzialanalyse, die sowohl die Verfügbarkeit und Qualität als auch die Erschließbarkeit von Wanderfischarealen¹⁵²⁷ einbezog.¹⁵²⁸ Zur Beurteilung der Erschließbarkeit erfolgte eine systemische Betrachtung aller potenziellen Habitate sowie der bestehenden Migrationshindernisse anhand der in Kap. 4.2.6 erörterten standortbezogenen Passierbarkeitsraten sowie der habitatbezogenen Erreichbarkeitsraten.¹⁵²⁹ Der Größe und ökologischen Wertigkeit der erschließbaren Areale wurden schließlich die erwarteten Kosten für die Erschließung gegenübergestellt, so dass im Sinne einer so genannten „Aufwand-Nutzen-Effektivität“¹⁵³⁰ räumliche und zeitliche Prioritäten für eine sequentielle Umsetzung von Maßnahmen abgeleitet wurden.¹⁵³¹ Hieraus resultierte für diadrome Entwicklungsstrecken eine zweistufige Priorisierung, wonach grob eine kurzfristige sowie

¹⁵²³ Vgl. LAW A (2007), S. 6 sowie auch Anderer et al. (2008), S. 568

¹⁵²⁴ Vgl. LAW A (2007), S. 4.

¹⁵²⁵ Vgl. LAW A (2007), S. 7.

¹⁵²⁶ Vgl. ausführlich LUWG (2008) sowie Anderer et al. (2008), S. 572-574; Anderer et al. (2010a), S. 34-36.

¹⁵²⁷ Als Areale werden im Rahmen des Konzeptes alle Gewässerstrecken bezeichnet, „die eine Population aufgrund allgemeiner hydromorphologischer Gegebenheiten besiedelt bzw. besiedeln könnte.“, Anderer et al. (2010a), S. 35. Die eigentlichen Habitate stellen in dieser Systematik eine Teilmenge der Areale dar, deren Eignung als Lebensräume „lokal auf der Grundlage der Substratverhältnisse und der Gewässergüte geprüft“ wurde, Anderer et al. (2010a), S. 35.

¹⁵²⁸ Vgl. Anderer et al. (2008), S. 573-574 sowie LUWG (2008), S. 113-122.

¹⁵²⁹ Vgl. Anderer et al. (2008), S. 568. Als wesentliche Datenbasis diente ein Querbauwerkeinformationssystem mit 27.600 erfassten Querbauwerken aller Art in Rheinland-Pfalz, vgl. Anderer et al. (2008), S. 569.

¹⁵³⁰ Anderer (2008), S. 568.

¹⁵³¹ Vgl. Anderer et al. (2008), S. 568f. sowie auch Anderer et al. (2010a), S. 34 sowie S. 37.

eine mittel- bis langfristige Erschließung abgestuft wird.¹⁵³² Entsprechend der vorgenommenen Klassifizierung und Priorisierung werden Anforderungen an die Umgestaltung von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen in den jeweiligen Gewässerabschnitten abgeleitet.¹⁵³³ Während die flussaufwärtsgerichtete Passierbarkeit, die als limitierender Faktor identifiziert wurde, für alle Arten der potenziellen Fischfauna an *allen* Standorten vorrangig und „nach dem neuesten Stand der Technik“ hergestellt werden muss, richten sich die Anforderungen an die abwärtsgerichtete Passierbarkeit an den jeweils für ein Gewässer definierten Entwicklungsstrecken aus.¹⁵³⁴

Die Gewässer des Landes Rheinland-Pfalz sind zudem Bestandteil der Flussgebietseinheit Rhein, für die von der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR) der „Masterplan Wanderfische Rhein“ als flussgebietsbezogene Strategie zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit und Wiederbesiedlung mit Wanderfischen erarbeitet wurde.¹⁵³⁵ Ausgehend von einer fischökologischen Gesamtanalyse des Rheinsystems wurde ein integrierter Ansatz zur Wiederansiedlung diadromer Wanderfischarten (insb. Lachs, Aal, Meerforelle sowie Seeforelle) konzipiert und für die einzelnen Rheinabschnitte entsprechende Handlungsbedarfe bzgl. der Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit, der Reduktion des fischereilichen Drucks sowie der qualitativen und

¹⁵³² Vgl. Anderer et al. (2010a), S. 36f. Die höchste Priorität wird dabei den rheinnahen Entwicklungsstrecken zugewiesen.

¹⁵³³ Vgl. Anderer et al. (2008), S. 572; Anderer et al. (2010a), S. 37.

¹⁵³⁴ Hierbei werden die bereits in Kap. 3.4 genannten Anforderungen an den Schutz von Lachssmolts und Aalen zugrunde gelegt. Demnach ist im Falle einer diadromen Entwicklungsstrecke für die Art Lachs neben einem sicheren Abstiegsfad ein Schutz durch einen Feinrechen mit 10 mm lichter Stabweite vorgesehen. Bei Entwicklungsstrecken für den Aal, die nicht gleichzeitig Entwicklungsstrecken für den Lachs sind, werden 15 mm angesetzt. Bei den potamodromen Entwicklungsstrecken reicht – sofern keine Arten mit besonderem Schutzbedürfnis vorliegen – ein Mindestschutz in Form eines Rechens mit 20 mm lichter Stabweite. Da diese Anforderungen bei größeren Gewässern weiterhin aus technischen und ökonomischen Gründen nicht darstellbar sind, werden für diese ersatzweise alternative Maßnahmen wie das Turbinenmanagement sowie Trap & Truck Verfahren akzeptiert, vgl. Anderer et al. (2008), S. 572f.; Anderer et al. (2010a), S. 37.

¹⁵³⁵ Vgl. IKSR (2009). Der Masterplan „Wanderfische Rhein“ setzt auf früheren Programmen der IKSR auf, die noch plakativ den Lachs als prominente Wanderfischart in den Fokus stellten („Lachs 2000“ sowie „Lachs 2020“), vgl. IKSR (2009), S. 5. Das Aktionsprogramm „Rhein/Lachs 2000“ wurde bereits 1987 von der IKSR infolge des Sandoz-Unfalls und des damit einhergehenden massiven Fischsterbens zur Wiederansiedlung anadromer Fischarten im Rhein ins Leben gerufen, vgl. Irmer/Vogt (2001), S. 128; Biss/Vobis (2006), S. 142-144; IKSR (2009), S. 5. Infolge des Inkrafttretens der WRRL wurden diese Bemühungen im Rahmen des Programms „Lachs 2020“ als Bestandteil des Aktionsprogrammes „Rhein 2020“ weiter intensiviert, vgl. IKSR (2007), S. 4-7 sowie auch Irmer/Vogt (2001), S. 136. Mit unterstützenden Besatzmaßnahmen wurden erste Wiederansiedlungserfolge im Rheinsystem erzielt. Dazu zählen Nachweise einer natürlichen Reproduktion des Lachses in Laichhabitaten der Sieg, des Saynbachs und der Ahr, vgl. Albert/Langer (2007), S. 137; IKSR (2007), S. 4f. Infolge der laufenden und geplanten Maßnahmen wird – mit Ausnahme des ausgestorbenen Störs – eine allmähliche Wiederbesiedlung und Erholung der Wanderfischbestände im Rheinsystem erwartet, vgl. Albert/Langer (2007), S. 146 sowie S. 166f. Zur ursprünglichen und derzeitigen Verbreitung von Wanderfischen im Rheinsystem vgl. Albert/Langer (2007), S. 130 und S. 139; IKSR (2007), S. 8-18 sowie IKSR (2009), Anhang MP-K1, MP-K2 und MP-K3.

quantitativen Entwicklung von Laich- und Aufwuchshabitaten abgeleitet.¹⁵³⁶ Als Ergebnis wurden Programmgewässer für Wanderfische festgelegt sowie eine zeitliche Staffe- lung der wesentlichen erforderlichen querbauwerks- und habitatbezogenen Maßnahmen zusammengestellt.¹⁵³⁷

Schließlich sei in diesem Zusammenhang noch die im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführte Studie „Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplanes zur ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung“ angeführt, die letztlich ein strategisches Durchgängigkeitskonzept für das Flussgebiet Weser mit besonderem Fokus auf den Ein- fluss der Wasserkraftnutzung darstellt.¹⁵³⁸ Auf Basis von Aufstiegs- und Überlebensraten entlang der Wanderrouten zur Anbindung potenzieller Entwicklungsgebiete für Lachs und Aal wurde die populationsdynamische Tragfähigkeit einer Besiedlung analysiert¹⁵³⁹ und es wurden prioritäre und sekundäre Zielgebiete für die Wanderfischarten Lachs und Aal im Wesereinzugsgebiet abgeleitet.¹⁵⁴⁰

Wie zuvor dargelegt, können strategische Priorisierungskonzepte für Maßnahmen nur im Einklang mit der Richtlinie stehen, wenn diese hinsichtlich der prozeduralen und materi- ellen Anforderungen einer Festlegung sekundärer Umweltzielsetzungen konsequent ab- gesichert werden. Die in der Praxis entwickelten Priorisierungskonzepte basieren derzeit im Wesentlichen auf den leichter zu rechtfertigenden Fristverlängerungen. Insb. für Was- serkörper, deren Erschließbarkeit derzeit durch eine überkritische Anzahl von Querbau- werken verhindert wird, ist jedoch langfristig eine Auseinandersetzung mit der Frage we- niger strenger Umweltziele unausweichlich, die einer fundierten Abwägung gesamtwirt- schaftlicher Kosten und Nutzen sowohl in Bezug auf den ökologischen Zustand als auch die wasserwirtschaftlichen Nutzungen bedarf. Dieser langfristigen Auseinandersetzung mit den Anforderungen an solch eine ökonomische Begründung von weniger strengen

¹⁵³⁶ Vgl. IKSR (2009), S. 2.

¹⁵³⁷ Vgl. IKSR (2009), S. 27f. sowie Anhang MP-K2. Die Gesamtkosten der zusammengestellten Maßnah- men belaufen sich nach Schätzung der IKSR auf ca. 530 Mio. €, vgl. IKSR (2009), S. 28.

¹⁵³⁸ Vgl. Keuneke/Dumont (2011) sowie auch bereits FGG (2009).

¹⁵³⁹ Vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 106-133. Dabei wurde im Grundsatz eine „prozentgenaue“ Ermittlung von Gesamtüberlebensraten angestrebt. Bspw. wurde für die Abwanderung von Lachssmolts aus dem mündungsfernen Weserzufluss Diemel in die Nordsee nach Implementierung der Maßnahmenvariante 1 (umfassender Fischaufstieg, Fischabstieg nur an den Zuflüssen der Weser) eine Gesamtüberlebens- rate von ca. 33 % ermittelt, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 128. Die populationsbiologische Bedeu- tung der potenziellen Zielgebiete für Wanderfische wurde nach ihrer Größe und damit ihrem potenzi- ellen Beitrag zur Population gewichtet, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 98.

¹⁵⁴⁰ Vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 158-173. Dabei wurden als Varianten unterschiedliche Fischschutz- intensitäten im Hauptstrom und den Nebengewässern betrachtet. Zur Erschließung der identifizierten Zielgebiete sind ebenfalls Maßnahmen zur Verbesserung der Habitatqualität erforderlich, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 160; BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 13.

Umweltzielen wird jedoch in den derzeitigen, eher fachlich fokussierten Priorisierungskonzepten wenig Beachtung geschenkt, so dass ein wesentlicher Aspekt einer ganzheitlichen und langfristig tragfähigen Strategie bislang vernachlässigt bleibt.

5.4.5 Zwischenfazit zu den Möglichkeiten der Festlegung sekundärer Umweltziele sowie zum Kosteneffizienzgebot

Die Ausführungen der Abschnitte 5.1 bis 5.4 haben verdeutlicht, dass ökonomischen Anforderungen bei der Verwirklichung der gewässerökologischen Zielsetzungen der WRRL eine wesentliche Bedeutung zukommt. Aus umweltökonomischer Sicht lässt sich das Regelungskonzept der WRRL als ökonomisch aufgeklärte Standardsetzung charakterisieren, in deren Rahmen die flächendeckende Ambition des guten Zustands als gewässerökologisch abgeleiteten Primärstandard einzelfallbezogen durch ökonomisch geprägte Anforderungen wie der gesamtwirtschaftlichen Kosten-Nutzen-Suffizienz in Form von sekundären Umweltzielsetzungen gemeinwohlorientiert angepasst werden kann. Trotz ihrer primär gewässerökologischen Orientierung stellt sich die Umweltzielsystematik der WRRL insofern als differenzierter Ordnungsrahmen dar, welcher insgesamt geeignet ist, eine nachhaltige Nutzung der natürlichen Wasserressourcen, also einen gemeinwohlorientierten Ausgleich von Schutzerfordernissen und Nutzungsinteressen im Gesamtkontext gesellschaftlicher Zielsetzungen zu fördern.¹⁵⁴¹ Der gewässerökologische Schutzfokus der Richtlinie kommt allerdings darin zum Ausdruck, dass jede Abweichung vom primären, gewässerökologisch motivierten Umweltziel des guten Zustands mittels sorgfältiger Abwägungsprozesse nachvollziehbar zu rechtfertigen, transparent in den Bewirtschaftungsplänen zu dokumentieren und periodisch zu überprüfen ist sowie bestimmte Mindestanforderungen unbedingt einzuhalten sind.¹⁵⁴² Die folgende Abbildung 15 verdeutlicht die differenzierte Umweltzielsystematik des Art. 4 WRRL noch einmal zusammenhängend.

¹⁵⁴¹ Vgl. Art. 1 b) WRRL; Ginzky (2008), S. 148; CIS (2009a), S. 30; BMU (2010b), S. 6 sowie auch Palm (2006a), S. 36; Breuer (2007), S. 504f.

¹⁵⁴² Vgl. CIS (2009a), S. 16 sowie auch bspw. Görlach/Pielen (2007), S. 1. Es ist zu empfehlen, dass für die Begründung von Ausnahmetatbeständen ein möglichst transparenter, weitgehend objektiver Entscheidungsprozess unter Einbeziehung der betroffenen Stakeholder etabliert wird. Dies bildet die zentrale Voraussetzung für eine hinreichende Nachvollziehbarkeit und Akzeptanz der getroffenen Festlegungen durch die Öffentlichkeit sowie die gemeinschaftlichen Institutionen der EU. Die sorgfältige und transparente Abwägung zur Rechtfertigung von Ausnahmen sowie deren periodische Revision unterstützen zudem einem fortlaufenden Reflektionsprozess der gesellschaftlichen Nutzungsinteressen.

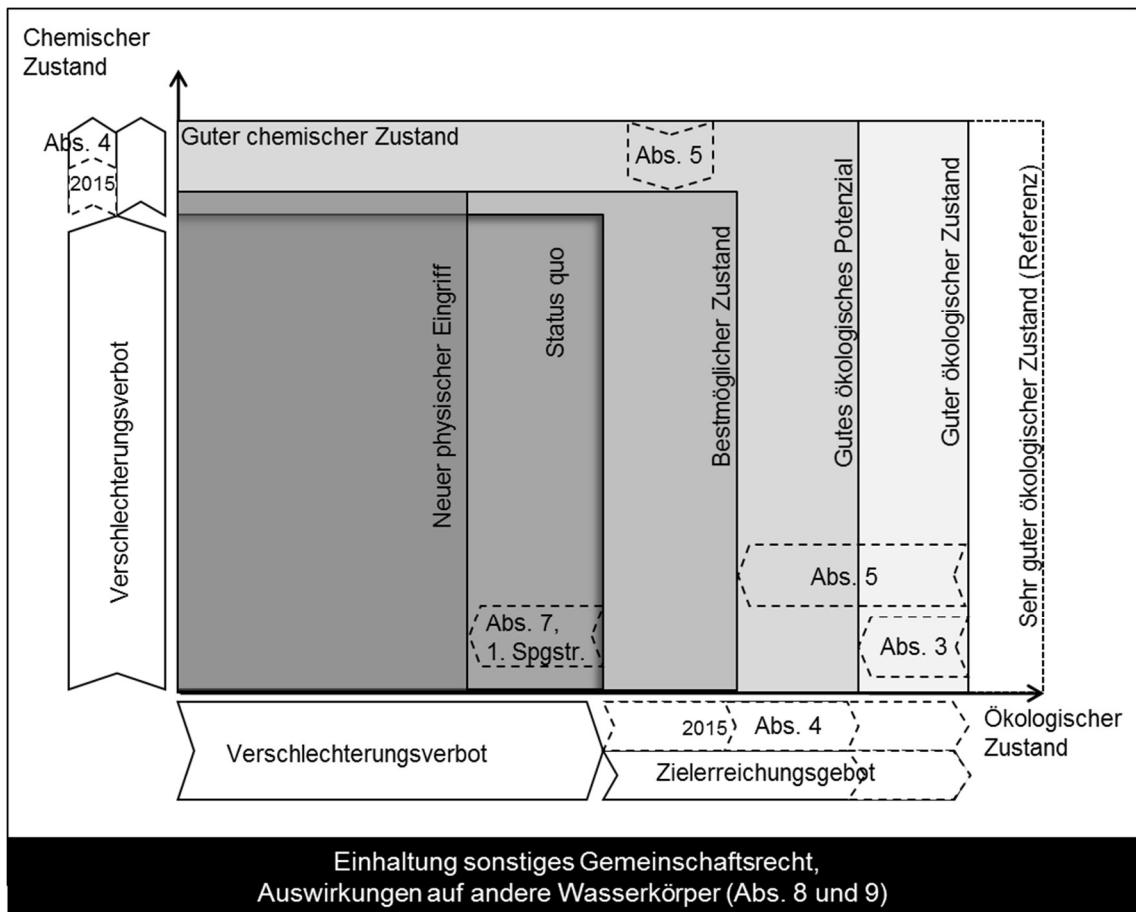


Abbildung 15: Ökologische Anforderungen gemäß Art. 4 WRRL¹⁵⁴³

Es hat sich weiterhin gezeigt, dass gerade das methodische Verständnis der ökonomischen Anforderungen – trotz der bisherigen Anstrengungen auf nationaler Ebene sowie im Rahmen der CIS – im ersten Bewirtschaftungszyklus noch einen eher provisorischen Charakter aufweist.¹⁵⁴⁴

Das differenzierte, gemeinwohlorientierte Regelungskonzept der Richtlinie und die darin enthaltenen ökonomischen Randbedingungen wirken sich maßgeblich auf die in dieser Untersuchung fokussierte Allokation von gewässerökologischen Maßnahmen aus, die

¹⁵⁴³ In der Darstellung wurden aus Vereinfachungsgründen die vorübergehenden und außerplanmäßigen Abweichungen gemäß Art. 4 Abs. 6 WRRL sowie die Möglichkeit einer Verschlechterung vom sehr guten auf den guten Zustand gem. Art. 4 Abs. 7, 2. Spstr. WRRL nicht aufgenommen, da sie für die vorliegende Fragestellung von geringer Bedeutung sind. Die Bestimmungen der Art. 4 Abs. 8 und Abs. 9 WRRL sind – wie in Kap. 5.4 erörtert – bei jeder Abweichung vom primären Umweltziel des guten Zustands bis 2015 als eine Art Generalvorbehalt zu beachten, vgl. auch CIS (2009a), S. 7.

¹⁵⁴⁴ Vgl. auch Meusel (2008), S. 4; Durner (2010), S. 458-464. Auch über die ökonomischen Anforderungen hinaus lassen sich in den unterschiedlichen Bundesländern teils deutliche methodische Unterschiede bei der Bewirtschaftungsplanung feststellen. Auch aufgrund unterschiedlicher Datenlagen und Nutzungsdrücke bestehen unterschiedliche Ansätze zur Maßnahmenpriorisierung, Finanzierung und Öffentlichkeitsbeteiligung sowie Unterschiede in der Regionalität der Planung, vgl. Irmer et al. (2009), S. 52/14; MKULNV (2011), Abschnitt 4.

durch ein besonderes Spannungsfeld von Gewässerschutz und Klimaschutz gekennzeichnet ist. Es wurde insgesamt deutlich, dass eine flächendeckende Wiederherstellung der natürlichen ökologischen Durchgängigkeit der Gewässersysteme nicht dem Anspruch einer gemeinwohlorientierten Balance von Schutz und Nutzung der Gewässer gerecht wird. Vielmehr sollten ausgehend von dieser übergreifenden Zielsetzung differenzierte Anforderungen an den Grad der ökologischen Durchgängigkeit in den jeweiligen Wasserkörpern und Flussgebieten formuliert werden.¹⁵⁴⁵ Für die Allokation von gewässerökologischen Maßnahmen an Querbauwerken wurden konkret folgende ökonomisch geprägte Determinanten konkretisiert:

- (1) Die Ausweisung von HMWB ermöglicht im Regelfall einen Bestandsschutz für nutzentragende Stauhaltungen. Hierdurch werden die hydromorphologischen Veränderung der Lebensraumbedingungen in den Rückstauen und damit das gute ökologische Potenzial dieser Wasserkörper weitgehend determiniert. Weil auch umfassende Mitigationsmaßnahmen keine vollständige Passierbarkeit eines Standortes herstellen können, impliziert der Bestandsschutz für die Stauhaltungen auch, dass sich entsprechend der Anzahl der Standorte Residualbeeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit kumulieren.
- (2) Sofern querbauwerksbasierte Nutzungen nicht in erheblichen Ausmaß aufgegeben werden, ist eine Wiederansiedlung von Langdistanzwanderfischpopulationen in vielen Wasserkörpern aufgrund der nicht-vermeidbaren und kumulierenden Residualbeeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit nicht realisierbar. Wasserkörper, deren Erschließung für Wanderfische eine überkritische Anzahl von Querbauwerken entgegensteht, sind hinsichtlich der Wiederbesiedlung zu depriorisieren und langfristig der Prüfung weniger strenger Umweltziele zuzuführen. Die Allokation von Maßnahmen beschränkt sich folglich abweichend von der autochthonen Fischfauna auf potamodrome Zielarten.¹⁵⁴⁶
- (3) Auch für Wasserkörper, deren Erschließung für Wanderfische nicht mit einer überkritischen Anzahl von Querbauwerken konfrontiert ist, sind in vielen Fällen Fristverlängerungen unvermeidlich. Dies ist auch maßgeblich auf den noch ausstehenden Forschungs- und Entwicklungsbedarf im Bereich Fischschutz an größeren Standorten mit Wasserkraftnutzung zurückzuführen. Die Fristverlängerungen können gleichzeitig der Gewinnung valider Informationen zu gesamtwirtschaftlichen Kosten

¹⁵⁴⁵ Vgl. auch Bundesregierung (2009), S. 8.

¹⁵⁴⁶ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 150-159; Bundesregierung (2011), S. 4.

und Nutzen dienen, um die endgültigen Umweltziele der betreffenden Wasserkörper im Zuge der sukzessiven Maßnahmenumsetzung zu präzisieren.

Grundlegendes Fundament sowohl bei der Verwirklichung der primären als auch der sekundären Umweltziele ist das Gebot der Kosteneffizienz, welches als konstitutives Element einer ökonomisch aufgeklärten Standardsetzung in Art. 11 i. V. m. Anhang III WRRL konkret verankert ist. Anspruchsvolle gewässerökologische Zielsetzungen können umso eher verwirklicht werden, je besser eine Verschwendung knapper Ressourcen vermieden wird.¹⁵⁴⁷ Aus dem Gebot der Kosteneffizienz lassen sich folgende konkrete Anforderungen an die Maßnahmenallokation ableiten:

- (1) Der qualitäts- und damit ergebnisorientierte Ansatz der Richtlinie eröffnet grundlegend technologische Freiheitsgrade, die konsequent im Hinblick auf die Kosteneffizienz zu nutzen sind (technologisch substitutionale Freiheitsgrade).
- (2) Das Kosteneffizienzgebot gilt nicht nur lokal, sondern auch überregional im Kontext der einzelnen Flusseinzugsgebiete. Für Handlungsfelder mit überregionalen Wirkungszusammenhängen wie der flussauf- und -abwärtsgerichteten Durchgängigkeit sind zur Gewährleistung einer überregionalen Kosteneffizienz auch räumliche bzw. akteursübergreifende Freiheitsgrade zu nutzen (räumlich substitutionale Freiheitsgrade).

Aus diesen Anforderungen resultieren wiederum wesentliche instrumentelle Implikationen hinsichtlich der Maßnahmenallokation. Damit mehr oder weniger ausgeprägte Informationsasymmetrien zwischen Behörden und Wassernutzern nicht die Mobilisierung von Kosteneffizienzpotenzialen durch technologische und räumliche Freiheitsgrade entgegenstehen, ist gerade im Hinblick auf technologisch und räumlich substitutionale Handlungsfelder eine dezentrale Maßnahmenallokation mittels marktorientierter Instrumente zu prüfen. Somit lässt sich das in Kap. 2.3 formulierte, abstrakte Prüfgebot zum kosteneffizienzsteigernden Einsatz marktorientierter Instrumente konkret aus den Bestimmungen der WRRL untermauern.¹⁵⁴⁸ Zur Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung sowie zum Schutz der aquatischen Ökosysteme wird dem Einsatz wirtschaftlicher Instrumente sogar eine wesentliche Bedeutung zugemessen.¹⁵⁴⁹ Eine angemessene Prüfung und Im-

¹⁵⁴⁷ Vgl. allgemein auch bspw. Weimann (1999), S. 27; Gawel (2001), S. 11f.

¹⁵⁴⁸ Vgl. auch Gawel et al. (2011), S. 39.

¹⁵⁴⁹ Vgl. auch Erwägungsgrund 38 WRRL. Der Einsatz ökonomischer Instrumente wird in der kommentierenden Literatur auch als „one of the Directive’s most important innovations“, Blöch (1999), S. 70, bezeichnet, vgl. ähnlich Holzwarth (2002), S. 108; Borhardt/Richter/Willecke (2006), S. 148.

plementierung kosteneffizienzfördernder Rahmenbedingungen der Maßnahmenallokation ist nicht zuletzt als notwendige Voraussetzung für eine Begründung von sekundären Umweltzielen aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten zu werten. Die Charakterisierung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen als überregionales Handlungsfeld gebietet also eine nähere Betrachtung der Möglichkeiten einer dezentralen Allokation von Maßnahmen mittels marktorientierter Instrumente.

Relativ konkret schlägt sich der Impuls der Richtlinie zu einem verstärkten Einsatz ökonomischer Instrumente in den spezifischen Bestimmungen des Art. 9 WRRL nieder, der die Mitgliedstaaten zur Implementierung einer kostendeckenden Bepreisung so genannter Wasserdienstleistungen verpflichtet. Bevor die Möglichkeiten und Grenzen eines Einsatzes marktorientierter Instrumente zur Allokation gewässerökologischer Maßnahmen an Querbauwerken weitergehend untersucht werden, stellt sich also zunächst die Frage, inwiefern von den Bestimmungen des Art. 9 WRRL bereits eine Präjudizierung der instrumentellen Ausgestaltung einer Allokation von Maßnahmen in diesem Handlungsfeld ausgeht.

5.5 Implikationen aus der Anforderung einer kostendeckenden Bepreisung von Wasserdienstleistungen für die Allokation gewässerökologischer Maßnahmen an Querbauwerken

Die Vorschrift des Art. 9 WRRL, durch die die Mitgliedstaaten zur Implementierung einer kostendeckenden Bepreisung so genannter Wasserdienstleistungen verpflichtet werden, wird vielfach als Kernvorschrift der Richtlinie zu einem verstärkten Einsatz ökonomischer Instrumente verstanden.¹⁵⁵⁰ Mit Blick auf die vorliegende Fragestellung stellt

¹⁵⁵⁰ Wie bereits in den Kap. 4.2.1 und 5.1 dargestellt, wird dem Einsatz ökonomischer Instrumente im Rahmen der WRRL erstmals eine wesentliche Bedeutung zur Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung sowie insb. zur Verwirklichung der ökologischen Schutzziele zugemessen, vgl. Erwägungsgrund 38 WRRL. Der Einsatz ökonomischer Instrumente wird in der kommentierenden Literatur daher vielfach als „one of the Directive’s most important innovations“, Blöch (1999), S. 70, gewürdigt, vgl. ähnlich Holzwarth (2002), S. 108; Hödl (2005), S. 93; Hansjürgens/Messner (2006), S. 399; Borchardt/Richter/Willecke (2006), S. 148; Ammermüller (2011), S. 42f. Die Europäische Kommission wertet dementsprechend die Umsetzung der Verpflichtungen des Art. 9 WRRL als „eines der wichtigsten Ziele der Richtlinie“, Europäische Kommission (2007b), S. 6. Diese Einschätzung wird nicht zuletzt dadurch gestützt, dass „Maßnahmen, die als geeignet für die Ziele des Artikels 9 angesehen werden“, Art. 11 Abs. 3 b) WRRL sowie „eine effiziente und nachhaltige Wassernutzung fördern“, Art. 11 Abs. 3 c) WRRL, grundlegende, d. h. zwingend umzusetzende Bestandteile der Maßnahmenprogramme darstellen, vgl. auch Desens (2008), S. 245; Gawel et al. (2011), S. 164. Darüber hinaus besteht gemäß Art. 9 Abs. 2 WRRL bezüglich der „geplanten Schritte zur Durchführung von Absatz 1, die zur Verwirklichung der Umweltziele dieser Richtlinie beitragen werden“ sowie zum Beitrag der Wassernutzungen eine Berichtspflicht in den Bewirtschaftungsplänen. UNNERSTALL

sich somit die Frage, inwiefern durch die Bestimmungen des Art. 9 WRRL – insb. durch die in diesem Zusammenhang geforderte Anlastung umwelt- und ressourcenbezogener Kosten – bereits spezifische instrumentelle Vorgaben hinsichtlich der Allokation von gewässerökologischen Maßnahmen an Querbauwerken konstituiert werden.

Die umweltökonomische Funktionalität einer kostendeckenden Bepreisung von Wasserdienstleistungen nach Art. 9 WRRL besteht im Wesentlichen in einer nachfrageseitigen Lenkung der Inanspruchnahme von Wasserdienstleistungen durch preisliche Anreize, wodurch zur kosteneffizienten Verwirklichung der Umweltziele beigetragen werden soll.¹⁵⁵¹ Die Bestimmungen der Vorschrift sind aber sowohl komplex strukturiert als auch konzeptionell konkretisierungs- bzw. operationalisierungsbedürftig, so dass selbst nach Ablauf der Umsetzungsfrist im Jahr 2010 weder auf nationaler noch auf europäischer Ebene zu wesentlichen Fragen der rechtlichen wie auch konzeptionellen Umsetzung dieser Vorschrift ein einheitliches Verständnis besteht.¹⁵⁵² Nicht zuletzt diese rechtlichen Auslegungsspielräume und konzeptionellen Unsicherheiten haben wohl dazu beigetragen, dass Deutschland und andere Mitgliedstaaten im ersten Bewirtschaftungszyklus eine eher defensive Umsetzungshaltung bzgl. des Art. 9 WRRL eingenommen haben.¹⁵⁵³ Im

bezeichnet dementsprechend den „Grundsatz der verursachergerechten Kostendeckung für Wasserdienstleistungen“ als „ein Kernprinzip der EU-Wasserrahmenrichtlinie“, Unnerstall (2009), S. 234 sowie ähnlich auch Desens (2008), S. 25.

¹⁵⁵¹ Vgl. ausführlich Lange/Krull (2014), S. 35-101 sowie die dort angegebene Literatur.

¹⁵⁵² Vgl. Hansjürgens/Messner (2006), S. 400; Londong et al. (2006), S. 24-30; Reinhardt (2007b), S. 720; Desens (2008), S. 9; Kolcu (2008), S. 6f.; Unnerstall (2009), S. 234; Vesper (2009), S. 177f.; Palm et al. (2011), S. 363; Ammermüller (2011), S. 75f. sowie S. 338-340; Krull (2011), S. 55; Gawel (2014), S. 77f.; Lange/Krull (2014), S. 27-33. Zur Diskussion der Bestimmungen des Art. 9 WRRL vgl. Europäische Kommission (2000); Messner (2002); CIS (2003a); CIS (2004a); CIS (2004b), Defra (2004); Brouwer (2004); Brouwer/Strosser (2004); Görlach/Interwies (2004); Ewringmann/Cichorowski/Bizer (2004); Petry/Unnerstall/Hansjürgens (2004); Heinz (2005a); Heinz (2005b); Ewringmann (2006a); Ewringmann (2006b); Fries/Nafo (2006); Hansjürgens/Messner (2006); Klawitter (2006); Reinhardt (2006a), Schmutzer (2006); Unnerstall (2006a); Unnerstall (2006b); Brouwer (2006a); Brouwer (2006b); Hecht/Werbeck (2006); Palm (2006a); Grünebaum et al. (2006); WWF/EEB (2006); Lange et al. (2007); Reinhardt (2007a); Unnerstall (2007a); Krull/Pianowski (2008); Palm/Wermter (2008); Reinhardt (2008c); Desens (2008); Kolcu (2008); Elnaboulsi (2009); Kolcu (2009); Unnerstall (2009); Vesper (2009); Kolcu (2010); Palm et al. (2011); Ammermüller (2011); Krull (2011); Lindhout (2012); Gawel (2012c); Gawel (2014); Lange/Krull (2014).

¹⁵⁵³ In der Bundesrepublik Deutschland ist der Bundesgesetzgeber seiner Pflicht zur formalen Umsetzung des Art. 9 WRRL in nationales Recht im Rahmen der siebten Novelle des WHG (2002) lediglich rudimentär nachgekommen, indem er (entsprechend seiner zum damaligen Zeitpunkt gültigen Rahmengesetzgebungskompetenz) die Verpflichtung zur konkreten Umsetzung der Bestimmungen des Art. 9 WRRL in Form eines Regelungsauftrags an die Landesgesetzgeber weitergegeben hat, vgl. § 42 Abs. 2 WHG a. F. sowie auch Deutscher Bundestag (2001), S. 27; Brackemann et al. (2002), S. 41; Rindler (2003), S. 155; Kolcu (2008), S. 4f.; Reinhardt (2007a), S. 223. Konkrete Schritte zur Umsetzung der Bestimmungen des Art. 9 WRRL blieben jedoch sowohl im Landesrecht als auch im neuen, seit 2010 geltenden, WHG (vgl. Kap. 6.2) aus. Die eher abwartende Haltung in Bund und Ländern wurde wohl auch dadurch bestärkt, dass nach Ansicht der politischen Umsetzungsverantwortlichen wie auch Teilen der kommentierenden Literatur die Anforderungen des Art. 9 WRRL bereits im Status quo ausreichend erfüllt seien. In diesem Zusammenhang wird auf das bereits im Vor-

Fokus der konzeptionellen Debatte steht v. a. die Frage, wie die im Wortlaut des Art. 9 WRRL geforderte Einbeziehung umwelt- und ressourcenbezogener Kosten in die Kostendeckung der Wasserdienstleistungen methodisch und instrumentell zu konkretisieren ist.¹⁵⁵⁴ Mit Blick auf den spezifischen Fokus dieser Untersuchung ist v. a. zu beachten, dass das Verständnis des Begriffes „Wasserdienstleistung“ und damit der Anwendungsbereich der in Art. 9 WRRL verankerten Bestimmungen in der rechtswissenschaftlichen Auslegung wie auch in der politischen Diskussion nach wie vor stark umstritten ist.¹⁵⁵⁵ Bereits im Jahre 2007 hat die Europäische Kommission u. a. gegen die Bundesrepublik Deutschland ein Vertragsverletzungsverfahren eingeleitet, in dem deren enge Auslegung des Wasserdienstleistungsbegriffs auf die Bereiche der (insb. öffentlichen) Wasserver- und Abwasserentsorgung als unzureichende Umsetzung der Art. 5 und Art. 9 WRRL beanstandet wird.¹⁵⁵⁶ Demgegenüber betont die Europäische Kommission eine weite Auslegung des Wasserdienstleistungsbegriffs, wonach „sämtliche Eingriffsformen in die natürlichen hydrologischen Bedingungen [...], die der Bereitstellung von Wasser für den menschlichen, industriellen und landwirtschaftlichen Gebrauch dienen“¹⁵⁵⁷, umfasst werden. Hierunter fallen nach Auffassung der Europäischen Kommission explizit „auch die

feld der WRRL in den Kommunalabgabengesetzen verankerte Kostendeckungsprinzip für die Bemessung von Gebühren und Entgelten in der öffentlichen Trinkwasserver- und Abwasserentsorgung, die bereits vorhandenen ökonomischen Lenkungsinstrumente in der deutschen Wasserwirtschaft (Abwasserabgabe und Wasserentnahmeentgelte), aber auch auf ordnungsrechtlich festgelegte Vorsorge- und Ausgleichsmaßnahmen verwiesen, vgl. bspw. Kessler (2001), S. 17f.; Michel/Pejas (2003), S. 45; LAWA (2003), S. 75f.; BMU (2004a), S. 94; Interwies et al. (2004), S. 222; Holzwarth (2005), S. 513; Schumann et al. (2005), S. 245f.; Hansjürgens/Messner (2006), S. 400; Kluge/Michel (2006), S. 472; Reinhardt (2006a), S. 741f.; Pielen (2007), S. 81; Reinhardt (2008c), S. 43; BMU (2010b), S. 70; Gawel et al. (2011), S. 45. Allerdings bemängelt die Europäische Kommission in ihrem Bericht zu den ersten Bewirtschaftungsplänen ausdrücklich, dass bislang nur wenige Fortschritte im Hinblick auf eine transparente Kostendeckung der Wasserdienstleistungen erfolgt sind. Dies betrifft insb. den Aspekt der umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten, vgl. Europäische Kommission (2012b), S. 10f. Gegen die Bundesrepublik Deutschland sowie weitere Mitgliedstaaten wurde bereits 2007 ein Vertragsverletzungsverfahren eingeleitet, in welchem eine unzureichende Umsetzung der Art. 5 und 9 WRRL bemängelt wird, vgl. Europäische Kommission (2007b); Europäische Kommission (2007c), S. 6 sowie auch Palm/Wermter (2008), S. 783; Unnerstall (2009), S. 236f. DESENS legt zudem ausführlich dar, dass selbst die nach dem Kostendeckungsprinzip des deutschen Kommunalabgabenrechts bemessenen Gebühren in den Bereichen der Wasserver- und Abwasserentsorgung noch nicht den Anforderungen des Art. 9 WRRL gerecht werden, vgl. Desens (2008), S. 249-349 sowie auch Gawel (2012c).

¹⁵⁵⁴ Vgl. bspw. Kessler (2001), S. 17; Görlach/Interwies (2005), S. 33; Petschow et al. (2005), S. 143f.; Londong et al. (2006), S. 32; Lange et al. (2007), S. 36-62; Kolcu (2008), S. 69-72; Ammermüller (2011), S. 147f. Zur Diskussion der Thematik umwelt- und ressourcenbezogener Kosten in anderen Mitgliedstaaten vgl. bspw. Londong (2006), S. 28-30.

¹⁵⁵⁵ Vgl. Pielen (2007), S. 80; Kolcu (2008), S. 36; Durner (2010), S. 459; Ammermüller (2011), S. 153 sowie S. 76-86; Gawel (2011), S. 42-44. Zwar enthält die Richtlinie eine Definition des Begriffes „Wasserdienstleistung“ (Art. 2, Nr. 38 WRRL); diese bietet jedoch – gerade was den Aufstau von Gewässern betrifft – Raum für unterschiedliche Auslegungen, vgl. Lange/Krull (2014), S. 41-51.

¹⁵⁵⁶ Vgl. Europäische Kommission (2007b), S. 3f. sowie auch Palm/Wermter (2008), S. 783; Unnerstall (2009), S. 236f.; Palm et al. (2011), S. 364.

¹⁵⁵⁷ Europäische Kommission (2007b), S. 3.

Aufstauung und Speicherung für die Zwecke der Gewinnung von Wasserkraft, den Hochwasserschutz und die Schifffahrt.“¹⁵⁵⁸

Der Autor hat die umweltökonomische Funktionalität einer kostendeckenden Bepreisung von Wasserdienstleistungen sowie die methodischen und instrumentellen Implikationen einer möglichen Anwendung der Bestimmungen des Art. 9 WRRL im spezifischen Bereich des Aufstaus von Oberflächengewässern ausführlich in einer separaten Abhandlung¹⁵⁵⁹ untersucht. Für den weiteren Verlauf dieser Untersuchung lassen sich daraus folgende zentrale Erkenntnisse anführen:¹⁵⁶⁰

- (1) Es ist nicht auszuschließen, dass der Aufstau und die Speicherung von Oberflächengewässern rechtlich als Wasserdienstleistung zu klassifizieren sind und dass damit die Allokation von gewässerökologischen Maßnahmen an Querbauwerken auch den Bestimmungen des Art. 9 WRRL zur kostendeckenden Bepreisung inklusive umwelt- und ressourcenbezogener Kosten Rechnung tragen muss bzw. dass eine eingeschränkte Anwendung im Sinne von des Art. 9 Abs. 1 Unterabsatz 3 WRRL sowie des Art. 9 Abs. 4 WRRL rechtfertigungsbedürftig ist.
- (2) Die umweltökonomische Auseinandersetzung mit der notwendigen methodischen Operationalisierung der Internalisierung umwelt- und ressourcenbezogener Kosten hat gezeigt, dass insb. die Kohärenz zur standardorientierten Umweltzielsystematik grundsätzlich einen kostenorientierten Ansatz zur Internalisierung erforderlich macht.
- (3) Eine Präjudizierung bestimmter Instrumente (z. B. Abgabenlösungen) lässt sich auf Basis der umweltökonomischen Funktionalität einer kostendeckenden und verursachergerechten Bepreisung nicht herleiten.¹⁵⁶¹ Ebenso wenig ist ein pauschaler Verweis auf eine ordnungsrechtliche Anlastung von umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten überzeugend.¹⁵⁶² Stattdessen sind Instrumente zur kostenorientierten Internalisierung umwelt- und ressourcenbezogener Kosten in Abhängigkeit von den Spezifika und Rahmenbedingungen des jeweiligen Anwendungsfalles auszuwählen, um zu einer kosteneffizienten Verwirklichung der Umweltziele beizutragen. In diesem Zusammenhang sind auch Kombinationen von Instrumenten zu erwägen.

¹⁵⁵⁸ Europäische Kommission (2007b), S. 3.

¹⁵⁵⁹ Vgl. Lange/Krull (2014).

¹⁵⁶⁰ Vgl. Lange/Krull (2014), insb. S. 269-273.

¹⁵⁶¹ Vgl. Kolcu (2008), S. 169; Gawel (2012a), S. 380; Gawel (2014), S. 77 sowie S. 81; Lange/Krull (2014), S. 183-189.

¹⁵⁶² Vgl. Gawel (2014), S. 77 sowie S. 81; Lange/Krull (2014), S. 183-189.

Im September 2014 hat der Europäische Gerichtshof die im Zuge des Vertragsverletzungsverfahrens angestrebte Klage der Europäischen Kommission abgewiesen: „Daher lässt der Umstand, dass die Bundesrepublik Deutschland einige der genannten Tätigkeiten nicht diesem Grundsatz [dem Grundsatz der Kostendeckung – Anmerkung des Verfassers] unterwirft, für sich genommen und in Ermangelung jeder weiteren Rüge nicht die Feststellung zu, dass sie dadurch gegen ihre Verpflichtungen aus Art. 2 Nr. 38 und Art. 9 der Richtlinie 2000/60 verstoßen hat.“¹⁵⁶³ Nach Ansicht des Gerichts ist also der Schluss, „dass das Fehlen einer Bepreisung solcher Tätigkeiten in jedem Fall der Verwirklichung dieser Ziele [der Umweltziele der Richtlinie – Anmerkung des Verfassers] zwangsläufig abträglich ist“¹⁵⁶⁴, unzulässig. Er verweist hierzu im Wesentlichen auf Art. 9 Abs. 4 WRRL, wonach für eine Wassernutzung die Abweichung vom Grundsatz der kostendeckenden Bepreisung der zugehörigen Wasserdienstleistung gerechtfertigt werden kann, „sofern dadurch die Zwecke dieser Richtlinie und die Verwirklichung ihrer Ziele nicht in Frage gestellt werden.“¹⁵⁶⁵ Diese Bedingung können die Mitgliedstaaten im Rahmen der jeweiligen Maßnahmenprogramme situativ sicherstellen.¹⁵⁶⁶

Der Europäische Gerichtshof legt sich somit in seinem Urteil letztendlich gar nicht fest, ob nun ein enger oder weiter Wasserdienstleistungsbegriff anzuwenden ist.¹⁵⁶⁷ Es weist lediglich einen Automatismus zwischen der Nichtbepreisung bestimmter Wassernutzungen und einem Verstoß gegen den Art. 9 WRRL zurück, wie er – nach Ansicht des Europäischen Gerichtshofs – durch die vorliegende Klage unterstellt wird. Die Urteilsbegründung lässt sogar den Schluss zu, dass auch der Europäische Gerichtshof zu einem weiten Wasserdienstleistungsbegriff tendiert, da er sich in seiner Begründung maßgeblich auf Art. 9 Abs. 4 WRRL als Ausnahme vom Grundsatz der kostendeckenden Bepreisung bezieht. Dies wäre jedoch eher abwegig, wenn die strittigen Tätigkeiten und zugehörigen Wassernutzungen nach Ansicht der Richter gar nicht zum Anwendungsbereich des Grundsatzes zählen würden.¹⁵⁶⁸

¹⁵⁶³ EuGH (2014), Rn. 59. Zur Klage vor dem Europäischen Gerichtshof vgl. auch Irmer et al. (2009), S. 52/14; Durner (2010), S. 459f.; Gawel et al. (2011), S. 36; Seuser (2014), S. 847f.

¹⁵⁶⁴ EuGH (2014), Rn. 56.

¹⁵⁶⁵ EuGH (2014), Rn. 57 sowie Seuser (2014), S. 847-850.

¹⁵⁶⁶ Vgl. EuGH (2014), Rn. 52 sowie Seuser (2014), S. 849.

¹⁵⁶⁷ Vgl. auch Seuser (2014), S. 847.

¹⁵⁶⁸ Insofern wird durch das Urteil keine abschließende Klarheit zum Wasserdienstleistungsbegriff und damit zum Anwendungsbereich der Vorschrift geschaffen. Die Urteilsformulierung – „für sich genommen und in Ermangelung jeder weiteren Rüge“, EuGH (2014), Rn. 59 – könnte sogar als eine Einladung an die Europäische Kommission verstanden werden, eine präziser formulierte Klage nachzureichen, vgl. Seuser (2014), S. 849.

In jedem Fall lässt sich jedoch feststellen, dass die zuvor angeführte Schlussfolgerung, dass durch Art. 9 WRRL kein bestimmtes umweltpolitisches Instrument zur Allokation von Maßnahmen an Querbauwerken präjudiziert wird, durch das Urteil des Europäischen Gerichtshofs in keiner Weise in Frage gestellt, sondern im Ergebnis bestätigt wird.

Hiervon ausgehend werden im abschließenden sechsten Kapitel die Möglichkeiten und Grenzen des Einsatzes marktorientierter Instrumente zur Allokation von gewässerökologischen Maßnahmen an Querbauwerken untersucht.

6 Möglichkeiten und Grenzen einer Allokation gewässerökologischer Maßnahmen an Querbauwerken mittels marktorientierter Instrumente

6.1 Zielsetzung und Vorgehensweise

Es wurde verdeutlicht, dass die in Art. 11 WRRL verankerte Kosteneffizienzanforderung letztlich einen Auftrag an die Mitgliedstaaten impliziert, die kosteneffizienzfördernden Potenziale marktorientierter Instrumente in allen gewässerbezogenen Handlungsfeldern zu prüfen. In der politischen Realität hat sich dies allerdings nur ansatzweise niedergeschlagen. So wollen die zuständigen Bundesländer zur Verwirklichung der ökologischen Zielsetzungen der WRRL vornehmlich auf das vorhandene ordnungsrechtliche Instrumentarium des Wasserrechts sowie die vorhandenen Abgabensinstrumente (Wasserentnahmeentgelte und Abwasserabgabe) zurückgreifen.¹⁵⁶⁹ Dennoch wurde in der Literatur auch eine Ausweitung der Abgabenerhebung auf weitere Verursacherebereiche und Handlungsfelder diskutiert, um sowohl eine Lenkungs- als auch eine Finanzierungswirkung im Hinblick auf die Umweltziele der Richtlinie zu erzielen: zu nennen sind hier v. a. die Untersuchung von PALM¹⁵⁷⁰ sowie eine vom Umweltbundesamt in Auftrag gegebene Studie¹⁵⁷¹, die sich beide mit der Einführung einer umfassenden Wassernutzungsabgabe auseinandersetzen und dabei auch querbauwerksbezogene Defizite wie die Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit adressieren. In Kap. 6.3 wird jedoch verdeutlicht, dass beide Untersuchungen jeweils auf spezifische instrumentelle Designs fokussieren, welche in Bezug auf das Handlungsfeld der ökologischen Durchgängigkeit mit Schwächen behaftet sind und zudem den instrumentellen Gestaltungsraum einer Abgabenslösung nur teilweise abdecken. Die erste Zielsetzung dieses Kapitels besteht daher darin, ausgehend von den identifizierten Schwächen der vorhandenen Ansätze zu prüfen, ob ein alternatives Abgabendesign konzipiert werden kann, das den Anforderungen der Richtlinie und den Spezifika des Handlungsfeldes besser entspricht und damit einer rein ordnungsrechtlichen Maßnahmenallokation überlegen ist.

¹⁵⁶⁹ Vgl. Kap. 5.2.5 sowie auch das folgende Kap. 6.2.

¹⁵⁷⁰ Vgl. Palm (2006a).

¹⁵⁷¹ Vgl. Gawel et al. (2011).

Bislang wurden allerdings weder in der Politik noch in der Literatur mengenbasierte Ansätze zur Allokation gewässerökologischer Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerken diskutiert.¹⁵⁷² Daher besteht die zweite und primäre Zielsetzung dieses Kapitels darin, ein mengenbasiertes Instrument zur Allokation von querbauwerksbezogenen Maßnahmen zu konzipieren und zu evaluieren, ob ein solches Instrument einer rein ordnungsrechtlichen oder einer alternativen preisbasierten Allokation überlegen ist. Beide Zielsetzungen dieses Kapitels zielen somit darauf ab, den aus dem Kosteneffizienzgebot der WRRL abgeleiteten Auftrag zur Prüfung der Effizienzpotenziale marktorientierter Instrumente für querbauwerksbezogene Handlungsfelder zu vervollständigen. Bei der umweltökonomischen Analyse und Beurteilung der alternativen Instrumente werden die in Kap. 2.3 skizzierten allgemeinen Kriterien zugrunde gelegt, welche aber durch die spezifischen Anforderungen der WRRL konkretisiert werden. Als Referenz für eine mögliche Vorteilhaftigkeit marktorientierter Instrumente wird eine (rein) ordnungsrechtliche Allokation von Maßnahmen auf Basis des bestehenden wasserrechtlichen Ordnungsrahmens herangezogen. Daher wird in einem ersten Schritt analysiert, welche Rahmenbedingungen sich für eine ordnungsrechtliche Allokation gewässerökologischer Maßnahmen an Querbauwerken aus dem neuen WHG ableiten lassen, welche ordnungsrechtlichen Konkretisierungen dieser Rahmenbedingungen für den wasserwirtschaftlichen Vollzug diskutiert werden und inwiefern sich die in Kap. 3.3 diskutierten querbauwerksbezogenen Beeinträchtigungen des Gewässerzustands grundsätzlich für eine marktorientierte Maßnahmenallokation eignen.

6.2 Ordnungsrechtlicher Rahmen und Ansatzpunkte für eine marktorientierte Dezentralisierung der Allokation gewässerökologischer Maßnahmen an Querbauwerken

6.2.1 Staatlicher Bewirtschaftungsauftrag

Aufgrund der herausragenden Bedeutung der Ressource Wasser sowie des regelmäßig anzunehmenden Versagens privatwirtschaftlicher Marktkoordination hat sich in den

¹⁵⁷² Zwar war die Implementierung der WRRL vereinzelt Anlass, sich mit dem Einsatz und der Ausgestaltung mengenbasierter Instrumente im Gewässerschutz zu befassen, vgl. Grobosch (2003), S. 184-206 sowie S. 224-227; Keudel/Oelmann (2005/06), S. 217-222; Lux (2005), insb. S. 5; Keudel (2007), insb. S. 166-170. Diese beschränkten sich jedoch weiterhin auf die klassischen Belastungsbereiche „Einleitungen“ und „Entnahmen“.

meisten Staaten eine mehr oder weniger ausgeprägte staatliche Regulierung der Nutzungen von Wasserressourcen mittels Gesetzgebung und Verwaltungshandeln etabliert.¹⁵⁷³ In der Bundesrepublik Deutschland werden Art und Umfang der Nutzung von Wasserressourcen sowie der Schutz der Oberflächengewässer und des Grundwassers in hohem Maße durch ordnungsrechtliche Regelungen bestimmt, wobei sich für die Gesamtheit der ordnenden Eingriffe des Staates im Bereich der Wasserressourcen die Bezeichnung „Gewässerbewirtschaftung“¹⁵⁷⁴ etabliert hat.¹⁵⁷⁵

Prägend für die Gewässerbewirtschaftung in der Bundesrepublik Deutschland ist, dass sowohl die Gesetzgebungs- als auch die Verwaltungskompetenzen im Rahmen der grundgesetzlich verankerten, föderalen Aufgabenzuordnung zwischen Bund und Ländern aufgeteilt sind.¹⁵⁷⁶ Seit der Neuordnung der Gesetzeskompetenzen im Zuge der Föderalismusreform von 2006 darf der Bundgesetzgeber erstmals bundeseinheitliche und unmittelbar vollzugsfähige Vollregelungen erlassen, wovon er durch eine Neufassung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) mit Wirkung zum 1. März 2010 Gebrauch gemacht hat.¹⁵⁷⁷ Dieses neugefasste WHG bildet nunmehr die zentrale rechtliche Grundlage im Hinblick auf den noch weitgehend ausstehenden materiellen Umsetzungsprozess der WRRL im ersten sowie den folgenden Bewirtschaftungszyklen.¹⁵⁷⁸ Dies gilt gerade auch für querbauwerksbasierte Gewässernutzungen, da Querbauwerke und zugehörigen Anlage (z. B.

¹⁵⁷³ Vgl. bereits Kap. 3.1.

¹⁵⁷⁴ Gewässerbewirtschaftung wird allgemein definiert als „Abstimmung der Gewässernutzungen [...] auf Nutzungserfordernisse und Nutzungsmöglichkeiten nach den Zielvorstellungen der Wasserwirtschaft [...] unter Beachtung der Erfordernisse des Naturhaushalts“, DIN 4049-1, S. 4; vgl. zur Gewässerbewirtschaftung allgemein auch Grünewald (2001), S. 1125-1129. In ökonomischer Hinsicht ist Bewirtschaftung die „staatlich geregelte Knappheitsbewältigung in den Fällen, in denen der Markt dazu weder effektiv noch effizient noch gerecht in der Lage ist.“, Ewringmann/Cichorowski/Bizer (2004), S. 5.

¹⁵⁷⁵ Vgl. Leist (2007), S. 71-73. Dabei ist zu beachten, dass die deutsche Wasserrechtsordnung wie auch die darauf aufbauende Bewirtschaftungsordnung spätestens seit der formalen Umsetzung der WRRL sehr stark durch europarechtliche Vorgaben geprägt sind, vgl. bspw. Sander/Lersner (2001), S. 376; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 3 sowie S. 235; Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 389; Kessler (2004), S. 13 sowie bereits Kap. 4.2.2.1.

¹⁵⁷⁶ Vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 17-20; Rudolph/Block (2001), S. 10f.; Steinberg et al. (2002), S. 8f.; BMU (2006a), S. 16-18; Hecht/Werbeck (2006), S. 18; Palm (2006a), S. 2; Cvijanovic (2008), S. 168-173 sowie bereits Kap. 4.2.2.1.

¹⁵⁷⁷ Vgl. Art. 1 des Gesetzes zur Neuregelung des Wasserrechts vom 31. Juli 2009, BGBl. I 2009 Nr. 51, S. 2585f. sowie Deutscher Bundestag (2009a), S. 40; Seeliger/Wrede (2009), S. 679f.; Ludwig (2009), S. 703 Lauer (2010b), S. 692 sowie bereits Kap. 4.2.2.1.

¹⁵⁷⁸ In einigen Bundesländern erfolgte eine Überarbeitung der Landeswassergesetze, um dem neuen WHG Rechnung zu tragen bzw. etwaige Abweichungsregelungen vorzunehmen, vgl. Anderer et al. (2012), S. 18-20. Da das WHG jedoch die für diese Fragestellung wesentlichen Grundsätze des Wasserrechts enthält und zudem anlagenbezogene Regelungen zum abweichungsfesten Kern des Bundesrechts zählen, wird im Folgenden nicht vertieft auf die unterschiedlichen Landeswassergesetze eingegangen. Zu den landesrechtlichen Bestimmungen mit Bezug zur ökologischen Durchgängigkeit und Mindestwasserführung vgl. Anderer et al. (2012), S. 18-48.

Wasserkraftanlagen) den anlagenbezogenen Bestimmungen des WHG und damit dem abweichungsfesten Kern der Bundesgesetzgebungskompetenz zuzurechnen sind.¹⁵⁷⁹ Im Folgenden werden die aktuellen wasserrechtlichen Anforderungen an die Zulassung querbauwerksbasierter Gewässernutzungen sowie an die ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern dargestellt, um den ordnungsrechtlichen Rahmen einer Allokation von gewässerökologischen Maßnahmen im wasserwirtschaftlichen Vollzug¹⁵⁸⁰ abzustecken.

Der übergreifender Zweck des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) ist die Sicherstellung einer nachhaltigen Gewässerbewirtschaftung (§ 1 WHG).¹⁵⁸¹ Danach soll das WHG sowohl

¹⁵⁷⁹ Vgl. Lauer (2010b), S. 694; Lauer (2010a), S. 637; Becker (2010), S. 23f. sowie bereits Kap. 4.2.2.1.

¹⁵⁸⁰ Der wasserwirtschaftliche Vollzug obliegt nach Maßgabe der grundgesetzlich verankerten föderalen Aufgabenteilung zwischen Bund und Ländern primär den Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder, vgl. BMU (2006a), S. 16; Solf (2006), S. 126-131. Die Länder sind dabei auch für den Vollzug des Bundesrechts in eigener Angelegenheit zuständig und müssen hierzu die erforderlichen Verwaltungsstrukturen bereitstellen, vgl. bspw. Kraemer/Jäger (1997), S. 18. Unter den Begriff der Wasserwirtschaftsverwaltung fallen alle Behörden der landesrechtlichen und kommunalen Verwaltungsträger, die für den Vollzug des Wasserrechts verantwortlich sind. Die Wasserwirtschaftsverwaltungen sind dem allgemeinen Verwaltungsaufbau des jeweiligen Bundeslandes entsprechend zwei- oder dreigliedrig aufgebaut, vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 109-111; BMU (2006a), S. 18; Palm (2006a), S. 7f.; Solf (2006), S. 128-131. Im Falle eines dreigliedrigen Aufbaus übernimmt der i. d. R. im Umweltministerium eines Landes angesiedelte Geschäftsbereich Wasserwirtschaft als oberste Behörde der Wasserwirtschaftsverwaltung die Steuerung übergeordneter Verwaltungsverfahren sowie die fachliche Vorbereitung von Gesetzesvorlagen, Verordnungen und Erlassen auf Landesebene. Die so genannten mittleren Instanzen der Wasserwirtschaftsverwaltung bestehen auf der Ebene der Bezirksregierungen, Regierungspräsidien oder Landesämter. Sie sind insb. verantwortlich für die regionale wasserwirtschaftliche Planung und bedeutsame wasserrechtliche Verfahren. Als untere Instanzen der Wasserwirtschaftsverwaltung gelten die Wasserbehörden der Kreise und kreisfreien Städte sowie die technischen Fachbehörden wie die Wasserwirtschaftsämter. Auf dieser Ebene werden insb. die übrigen wasserrechtlichen Verfahren, die Fachberatung sowie die Überwachung von Gewässern und Einleitern durchgeführt, vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 41-48; BMU (1998), S. 10-12; Rudolph/Block (2001), S. 10f.; Palm (2006a), S. 7f.; Solf (2006), S. 128-131; Cvijanovic (2008), S. 168-173. Eine Sonderstellung im Rahmen der Wasserwirtschaftsverwaltung nehmen die Bundeswasserstraßen ein, die durch die Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen des Bundes verwaltet werden, vgl. hierzu Kap. 4.3.4. Grundsatzfragen der Wasserwirtschaft, die Federführung bei der Ausarbeitung des Bundesrechts, die Abstimmung mit anderen Fachministerien sowie die Koordinierung der grenzüberschreitenden Zusammenarbeit werden schließlich vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) wahrgenommen, vgl. BMU (2006a), S. 16-18 (seit Ende 2013 Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit). Auch die Außenvertretung der deutschen Wasserpolitik (insb. gegenüber der Europäischen Union) obliegt der Bundesregierung, wobei die Länder jedoch zur Wahrung ihrer innerstaatlichen Interessen und Kompetenzen beteiligt werden, vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 19; Solf (2006), S. 126-128. Als unterstützende Fachbehörden des Bundes im Bereich wasserwirtschaftlicher Aufgaben sind v. a. das Umweltbundesamt, die Bundesanstalt für Gewässerkunde sowie die Bundesanstalt für Wasserbau zu nennen, vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 107-109; BMU (2006a), S. 17f. Zur Zusammenarbeit von Bund und Ländern bei der Umsetzung der WRRL vgl. bspw. Stratenwerth (2006), S. 72-74.

¹⁵⁸¹ „Zweck dieses Gesetzes ist es, durch eine nachhaltige Gewässerbewirtschaftung die Gewässer als Bestandteil des Naturhaushaltes, als Lebensgrundlage für den Menschen, als Lebensraum für Tiere und Pflanzen sowie als nutzbares Gut zu schützen.“, § 1 WHG. Diese Zwecksetzung fußt weiterhin auf den traditionellen Prinzipien der Gefahrenabwehr, der Vorsorge sowie dem Verursacher- und Kooperationsprinzip, vgl. Becker (2010), S. 30f. Darüber hinaus wurde erstmals explizit das umfassendere Prinzip der Nachhaltigkeit im Wasserhaushaltsgesetz verankert. Zu den Anforderungen an eine nachhaltige Wasserwirtschaft vgl. ausführlich Kahlenborn/Kraemer (1999), S. 15-41 sowie bspw. auch Brackemann et al. (2001), S. 105-134; BMU (2001), S. 14-17; Rudolph/Block (2001), S. 16f.; Steinberg et al. (2002), S. 8-13; BMU (2006a), S. 3-5; Palm (2006a), S. 35f.; Becker (2010), S. 31-33.

einem ökologischen Schutzzweck dienen als auch die Nutzung der Gewässer durch den Menschen ermöglichen.¹⁵⁸² Das Fundament der angestrebten nachhaltigen Gewässerbewirtschaftung bildet der staatliche Bewirtschaftungsauftrag, der das originäre Verfügungsrecht über die essentielle Ressource Wasser bzw. deren natürliche Vorkommen dem Staat als Vertreter der Allgemeinheit zuordnet. Die Ausfüllung des staatlichen Bewirtschaftungsauftrags basiert wiederum auf einer weitreichenden Einschränkung der privatrechtlichen Eigentumsordnung im Bereich dieser Wasserressourcen.¹⁵⁸³ Gemäß § 4 Abs. 3 WHG sind alle wesentlichen Verfügungsrechte am Gewässer und Wasser grundsätzlich vom Grundeigentum an dem jeweiligen Gewässer losgelöst.¹⁵⁸⁴ Die privatrechtliche Eigentumsordnung wird somit im Bereich der Gewässernutzungen durch eine öffentlich-

Ausgehend von der in Kapitel 18 der Agenda 21 formulierten Forderung nach einer integrierten Bewirtschaftung der essentiellen Ressource Wasser wurden Grundsätze, Ressourcennutzungsregeln und Prinzipien für eine nachhaltige Wasserwirtschaft i. S. e. dauerhaft naturverträglichen, wirtschaftlichen und sozialen Entwicklungskonzepts konkretisiert. Insb. soll das ökologische Gleichgewicht bewahrt bzw. wiederhergestellt werden, wobei jedoch alle Wassernutzungen, die dem Allgemeinwohl dienen, weiterhin ermöglicht werden sollen. Die Inanspruchnahme der erneuerbaren Ressource Wasser ist auf ihre jeweilige Regenerationsfähigkeit zu beschränken, um die Nutzbarkeit der Ressource Wasser in ihrer Multifunktionalität auch für künftige Generationen zu sichern, wobei den ökosystemaren Ansprüchen Rechnung zu tragen ist, vgl. Kahlenborn/Kraemer (1999), S. 15-41 sowie Leist (2007), S. 46. Da viele Schäden nur schwer und langfristig reversibel sind, nimmt das Vorsorgeprinzip im Rahmen der nachhaltigen Wasserwirtschaft eine zentrale Stellung ein, vgl. LAWA (1996), S. 2f. Zur weiteren Operationalisierung des Leitbildes der Nachhaltigkeit in der Wasserwirtschaft vgl. Steinberg et al. (2002), S. 14-20. Zu möglichen Indikatoren zur Beurteilung einer nachhaltigen Entwicklung in der Wasserwirtschaft vgl. Steinberg et al. (2002), S. 49-74.

¹⁵⁸² Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 53.

¹⁵⁸³ Vgl. Drost (2010), S. 11 sowie auch Berendes (2002), S. 203; BMU (2006a), S. 23; Albrecht (2007), S. 169-177. Aufgrund der überragenden Bedeutung des Wasserhaushaltes für die Allgemeinheit wird im Wasserrecht im besonderen Maße auf die Sozialbindung des Eigentumsgrundrechts abgestellt, vgl. Leist (2007), S. 71f. In der Literatur findet sich teilweise die Aussage, dass Wasser „in Deutschland ein öffentliches Gut“ darstellt, Kraemer/Jäger (1997), S. 17, vgl. auch Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 32. Aufgrund der potenziell verhängnisvollen Verwechslungsgefahr mit dem ökonomischen Terminus „öffentliches Gut“, der für die Ressource Wasser aufgrund der massiven Nutzungskonkurrenzen gerade nicht zutreffend ist, sollte in diesem Kontext besser von einem Gut der Allgemeinheit gesprochen werden.

¹⁵⁸⁴ Im neuen WHG wird ausdrücklich klargestellt, dass weder am Grundwasser noch an der fließenden Welle eines Oberflächengewässers privatrechtliches Eigentum gebildet werden kann, vgl. § 4 Abs. 2 WHG. Hinsichtlich des Gewässereigentums sind die Gewässer in den jeweiligen Landesgesetzen nach ihrer wasserwirtschaftlichen Bedeutung geordnet. Gewässer erster Ordnung befinden sich demnach im Eigentum des jeweiligen Bundeslandes, soweit sie keine Bundeswasserstraßen nach Maßgabe des Bundeswasserstraßengesetzes darstellen, welche im Eigentum des Bundes stehen. Gewässer zweiter und ggf. dritter Ordnung stehen i. d. R. im Eigentum der Gemeinden oder der jeweiligen Gewässeranlieger, vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 24f.; Sander/Lersner (2001), S. 377; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 31f.

rechtliche Benutzungsordnung dominiert.¹⁵⁸⁵ Auf diese Weise wird eine umfassende Regelung der untereinander konkurrierenden und mit dem ökologischen Schutzzweck potenziell konfligierenden Nutzungsinteressen durch den Staat ermöglicht.¹⁵⁸⁶

Gemäß den allgemeinen Grundsätzen des WHG¹⁵⁸⁷ haben die zuständigen staatlichen Organe die Gewässer haushälterisch derart zu bewirtschaften, dass sie zum Wohl der Allgemeinheit und – im *notwenigem Einklang* zu diesem – auch zum Nutzen Einzelner genutzt werden können.¹⁵⁸⁸ Während dieses Bewirtschaftungskonzept ursprünglich primär auf den Ausgleich konkurrierender Nutzungsinteressen ausgerichtet war, erreichten im Laufe der letzten Jahrzehnte ökologisch orientierte Schutzinteressen der Gewässer eine mindestens gleichrangige Bedeutung.¹⁵⁸⁹ Im Sinne des Nachhaltigkeitsprinzips stellt nunmehr

¹⁵⁸⁵ Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 54; Drost (2010), S. 10; Becker (2010), S. 40f. Hierbei handelt es sich verfassungsrechtlich um eine Inhalts- und Schrankenbestimmung des Eigentumsgrundrechtes i. S. v. Art. 14 Abs. 1 Satz 2 GG, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 54. Diese Form der Überlagerung der privaten Eigentumsordnung durch eine öffentlich-rechtliche Benutzungsordnung geht somit wesentlich weiter als die umweltrechtlichen Regelungen bzgl. anderer Umweltmedien wie Luft und Boden und stellt in dieser Form ein Spezifikum des Wasserrechts dar, welches die umweltrechtliche Sonderstellung der Ressource Wasser hervorhebt.

¹⁵⁸⁶ Vgl. Berendes (2002), S. 203; Fröhlich/Irmer (2005), S. 164; Leist (2007), S. 71; Cvijanovic (2008), S. 161.

¹⁵⁸⁷ Diese im WHG a. F. noch teilweise verstreuten zentralen Postulate werden in § 6 WHG nun zentral zusammengefasst.

¹⁵⁸⁸ Vgl. § 6 Abs. 1 Satz 1 Nr. 3 WHG sowie auch bereits § 1a Abs. 1 WHG a. F., BMU (2006a), S. 23; Leist (2007), S. 73f.; Albrecht (2007), S. 199-214. Durch dieses Prinzip der Gemeinwohlverträglichkeit erhält das Gemeinwohl im Wasserrecht grundlegend Vorrang vor privaten Interessen, vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 26.

¹⁵⁸⁹ Das deutsche Wasserrecht war ursprünglich vornehmlich als Wirtschaftsrecht zur gemeinwohlorientierten Koordination unterschiedlicher Gewässernutzungsinteressen konzipiert, vgl. Kaltenmeier (2001), S. 82f. Zentrale Aufgabe des Wasserrechts war es, „den Wasserhaushalt so zu ordnen, daß Wasser stets in geeigneter Güte, in den benötigten Mengen und am richtigen Ort für die jeweiligen Bedürfnisse zur Verfügung steht.“, Hames (1996), S. 89. Die Zielsetzung, die Bewirtschaftung der Wasserressourcen auch mit ökologischen Ansprüchen in Einklang zu bringen, war dagegen insb. im Rahmen des wasserrechtlichen Vollzugs von eher untergeordneter Bedeutung, vgl. bspw. Hames (1996), S. 89. Der Gewässerschutzcharakter entwickelte sich erst sukzessive durch die vermehrte Einbeziehung ökologischer Zielsetzungen und Anforderungen, vgl. BMI (1971), S. 45f.; Hames (1996), S. 89; LAWA (1996), S. 1; BMU (1998), S. 2; Friedrich (1999), S. 4f. Die Bewirtschaftung der Gewässer hatte sich fortan im Spannungsfeld zwischen den Zielsetzungen Nutzung der Gewässer sowie deren Schutz als Lebensräume zu bewegen, vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 26; Sander/Lersner (2001), S. 378; Diehl (2004b), S. 205f.; Cvijanovic (2008), S. 162. Das Wasserrecht zielt dabei grundsätzlich auf einen gemeinwohlorientierten Ausgleich dieser Zielsetzungen ab, vgl. Palm (2006a), S. 1. Allerdings erfuhr das deutsche Wasserrecht erst mit der rechtlichen Transformation der Bestimmungen der WRRL im Rahmen der siebten Novelle des WHG a. F. auch jene ökomorphologische Ausrichtung, die für die Funktion der Gewässer als Lebensraum für Flora und Fauna von entscheidender Bedeutung ist und bis dahin nur von untergeordneter Bedeutung war, vgl. Zilkens (2007), S. 34; Durner (2010), S. 458 sowie auch Berendes (2002), S. 219. Infolge dieses graduellen Bedeutungswandels wird das traditionell dem Wirtschaftsrecht zugeordnete Wasserrecht mittlerweile primär dem Umweltrecht zugerechnet: „In diesem neuen Sinne wird das Wasserrecht nunmehr verstärkt als ökologisches Recht wahrgenommen und die Inanspruchnahme der Gewässer durch den Menschen als grundsätzlich rechtfertigungsbedürftiger Eingriff in den natürlichen Gewässerhaushalt verstanden.“, Reinhardt (2008b), S. 353. REINHARDT sieht die zunehmende Dominierung wasserwirtschaftlicher Erfordernisse durch ökologische Anforderungen allerdings kritisch, vgl. Reinhardt (2009a), insb. S. 431f.; Reinhardt (2009b), insb. S. 517f.

eine duale Zwecksetzung von Schutz und Nutzung die übergeordnete Leitlinie der gesamten Gewässerbewirtschaftung dar.¹⁵⁹⁰

Wesentliche Anforderung an eine nachhaltige Bewirtschaftung der Gewässer ist es, ihre „Funktions- und Leistungsfähigkeit als Bestandteil des Naturhaushaltes und als Lebensraum für Tiere und Pflanzen zu erhalten und zu verbessern“.¹⁵⁹¹ Der Schutz der aquatischen Ökosysteme gilt nunmehr explizit als Kernelement des im Wasserrecht verfolgten Gemeinwohlinteresses.¹⁵⁹² Aus diesem Anspruch folgert der Gesetzgeber als unmittelbares Handlungsziel, wesentliche nachteilige Veränderungen der Gewässereigenschaften grundsätzlich zu vermeiden.¹⁵⁹³ Demgegenüber besteht allerdings ein ebenfalls wesentliches Interesse des Gemeinwohls, bestehende sowie künftige Nutzungsmöglichkeiten zu erhalten oder ggf. zu schaffen.¹⁵⁹⁴ Die Bewirtschaftung der Gewässer muss somit darauf abzielen, ausgehend von den jeweils vorliegenden Schutz- und Nutzungsinteressen jenen Ausgleich dieser Interessen herbeizuführen, der dem Gemeinwohlinteresse insgesamt am besten förderlich ist.¹⁵⁹⁵ Bei der Bewirtschaftung der Gewässer sind auch Erwägungen des medienübergreifenden Umweltschutzes (z. B. Klimaschutz) einzubeziehen und nachteilige Verlagerungen soweit wie möglich zu vermeiden.¹⁵⁹⁶

¹⁵⁹⁰ Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 55; Seeliger/Wrede (2009), S. 681; Drost (2010), S. 11. Zur Bedeutung des Prinzips der Nachhaltigkeit im Rahmen der Umweltpolitik vgl. bereits Kap. 2.1.

¹⁵⁹¹ § 6 Abs. 1 Satz 1 Nr. 1 WHG sowie Becker (2010), S. 33f. In diesem Zusammenhang stellen insb. der Erhalt von Biotopen und Arten sowie die Einbeziehung der ökosystemaren Anforderungen wesentliche Anforderungen an eine nachhaltige Entwicklung bei der Nutzung der Wasserressourcen dar, vgl. Steinberg et al. (2002), S. 148; Opp (2004a), S. 15.

¹⁵⁹² Die herausragende Stellung der Gewährleistung der ökologischen Funktionen der Gewässer wird durch die explizite Nennung dieser Zielsetzung an erster Stelle der allgemeinen Grundsätze der Bewirtschaftung sowie insb. durch den bereits angeführten Gesetzeszweck deutlich. Zudem wird der vorsorgende Schutz der Gewässer als Bestandteil des Naturhaushaltes als eine der zentralen Aufgaben der Umweltpolitik von Bund, Ländern und Gemeinden hervorgehoben, vgl. BMU (2006a), S. 3. Weitere Zielsetzungen bestehen darin, Beeinträchtigungen von gewässerabhängigen Landökosystemen und Feuchtgebieten zu vermeiden, den möglichen Folgen des Klimawandels vorzubeugen, möglichst natürliche und schadlose Abflussverhältnisse zum Zwecke des Hochwasserschutzes zu gewährleisten sowie zum Meeresschutz beizutragen, vgl. § 6 Abs. 1 Satz 1 Nr. 2, 5, 6 und 7 WHG.

¹⁵⁹³ Vgl. § 6 Abs. 1 Satz 1 Nr. 1 WHG.

¹⁵⁹⁴ Unter den unterschiedlichen Nutzungsinteressen nimmt dabei die öffentliche Wasserversorgung eine Vorrangstellung ein, vgl. § 6 Abs. 1 Satz 1 Nr. 4 WHG.

¹⁵⁹⁵ Dies kommt auch in § 6 Abs. 2 WHG zum Ausdruck. Dieser insb. auf den Gewässerausbau fokussierte allgemeine Grundsatz des WHG bestimmt, dass Gewässer in einen natürlichen bzw. naturnahen Zustand erhalten werden sollen oder in einen solchen zurückgeführt werden sollen, soweit nicht überwiegende Gründe des Allgemeinwohls dem entgegenstehen, vgl. § 6 Abs. 2 WHG.

¹⁵⁹⁶ „Die nachhaltige Gewässerbewirtschaftung hat ein hohes Schutzniveau der Umwelt insgesamt zu gewährleisten.“, § 6 Abs. 1 Satz 2 WHG sowie auch Leist (2007), S. 72-74; Becker (2010), S. 31.

Seit der Transformation der Bestimmungen der WRRL in das deutsche Wasserrecht müssen sich die Bewirtschaftungsentscheidungen vorrangig an den Zielsetzungen und Vorgaben der Richtlinie ausrichten.¹⁵⁹⁷ Die in Art. 4 WRRL verankerte Umweltzielsystematik ist im neuen WHG für oberirdische Binnengewässer in den §§ 27-31 WHG unter dem Terminus „Bewirtschaftungsziele“ in direkter Anlehnung an den Richtlinien-text verankert.¹⁵⁹⁸ Die in der WRRL zur Verwirklichung der Umweltziele vorgesehenen Planungsinstrumente, die Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne, sind in den §§ 82 bzw. 83 WHG verankert.¹⁵⁹⁹ Durch die Bewirtschaftungsziele sowie die entsprechenden Maßnahmenprogramme wird das abstrakte Kriterium des Wohls der Allgemeinheit zunächst behördenverbindlich für den jeweiligen Kontext konkretisiert.¹⁶⁰⁰ Schließlich bestimmt § 7 Abs. 2 WHG, dass die zuständigen Behörden der Länder¹⁶⁰¹ ihre wasserwirtschaftlichen Planungen sowie die Durchführung von Maßnahmen untereinander koordinieren müssen, „soweit die Belange der flussgebietsbezogenen Gewässerbewirtschaftung

¹⁵⁹⁷ Vgl. bspw. Reinhardt (2006b), S. 209 sowie bereits Kap. 4.2.2.1.

¹⁵⁹⁸ Diese Bestimmungen schreiben im Wesentlichen die Inhalte der §§ 25a-d WHG a. F. fort, wobei jedoch die Struktur der Vorschriften überarbeitet wurde, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 59; Drost (2010), S. 15; Becker (2010), S. 54f. § 27 WHG enthält das Verschlechterungsverbot sowie das Zielerreichungsgebot zur Verwirklichung eines guten chemischen Zustands und eines guten ökologischen Zustands für alle natürlichen Oberflächengewässer (Abs. 1) bzw. des guten ökologischen Potenzials für künstliche oder erheblich veränderte Oberflächengewässer (Abs. 2). Die Voraussetzungen zur Ausweisung eines Gewässers als künstlich oder erheblich verändert sind in direkter Entsprechung der Richtlinienformulierungen in § 28 WHG festgelegt. In § 29 Abs. 1 WHG ist in Entsprechung zur WRRL das Jahr 2015 als primäre Frist zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nun bundeseinheitlich festgelegt, vgl. auch Deutscher Bundestag (2009a), S. 59; Drost (2010), S. 15. Die Festlegung abweichender Bewirtschaftungsziele (dies entspricht den weniger strengen Umweltzielen des Art. 4 Abs. 5 WRRL) wird in § 30 WHG geregelt, vgl. auch Deutscher Bundestag (2009a), S. 60. Die Bewirtschaftungsziele für Küstengewässer sowie das Grundwasser finden sich in den §§ 44 bzw. 47 WHG, werden jedoch im Folgenden aufgrund der Fokussierung auf Fließgewässer nicht näher betrachtet.

¹⁵⁹⁹ Vgl. auch Deutscher Bundestag (2009a), S. 76f. Wiederum lehnen sich die Regelungen des WHG eng an die auslegungsbedürftigen Bestimmungen der WRRL an. Dementsprechend bedarf es einer konzeptionellen Konkretisierung bzw. Operationalisierung für den wasserwirtschaftlichen Vollzug. Aus umweltökonomischer Perspektive ist hierbei gerade die Umsetzung der Anforderung zur Bildung kosteneffizienter Maßnahmenkombinationen von Interesse, vgl. bereits Kap. 5.2.

¹⁶⁰⁰ Vgl. Albrecht (2007), S. 199 sowie S. 208-211; Durner (2009), S. 78 und S. 81.

¹⁶⁰¹ Aufgrund der grundgesetzlichen Zuständigkeitszuweisung für den Verwaltungsvollzug liegt die Ausfüllung der materiellen Koordinationsverpflichtung sowie die Gewässerbewirtschaftung allgemein primär in der Verantwortung der Länder, vgl. Art. 83 GG sowie auch Kraemer/Jäger (1997), S. 109-111; Seidel/Rechenberg (2004), S. 218; BMU (2006a), S. 18; Muro et al. (2006), S. 116. Palm (2006a), S. 7f. Eine Ausnahme davon bilden die als Bundeswasserstraßen ausgewiesenen Gewässer. Bei diesen erhält die flussgebietsweite Koordinierung eine zusätzliche Komplexität, da hier eine Überlagerung der Zuständigkeiten von Landes- und Bundesbehörden (Wasser- und Schifffahrtsverwaltung) vorliegt, vgl. Zilkens (2007), S. 34 sowie bereits Kap. 4.3.4. § 7 Abs. 4 Satz 1 WHG bestimmt daher diesbezüglich, dass die Länderbehörden das Einvernehmen der zuständigen Wasser- und Schifffahrtsdirektionen einzuholen haben, soweit die Verwaltung der Bundeswasserstraßen durch die Bewirtschaftungsplanungen der Länder berührt ist.

dies erfordern.“¹⁶⁰² Das Koordinationsgebot zielt insb. auf diejenigen Aspekte der Gewässerbewirtschaftung, die einen übergreifenden Einfluss auf den Gewässerzustand in anderen Verwaltungseinheiten oder sogar in der gesamten Flussgebietseinheit entfalten. Hierunter fallen bspw. Entscheidungen über die Einleitung akkumulierender Schad- und Nährstoffe sowie Beeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit.¹⁶⁰³

6.2.2 Genehmigungsvorbehalt und ordnungsrechtliche Benutzungsaufgaben

Zur Ausfüllung des staatlichen Bewirtschaftungsauftrages (inkl. der ökologischen Zielsetzungen der WRRL) werden alle Aktivitäten mit nicht unerheblichem Einfluss auf den Zustand von Oberflächengewässern oder das Grundwasser umfassend reglementiert.¹⁶⁰⁴ In diesem Zusammenhang werden im deutschen Wasserrecht traditionell drei gewässerbezogene Tatbestände unterschieden – die Gewässerbenutzung, die Gewässerunterhaltung sowie der Gewässerausbau.¹⁶⁰⁵

Die gestattungspflichtigen „Benutzungen“ von Oberflächengewässern und des Grundwassers werden in § 9 WHG durch Aufzählung definiert.¹⁶⁰⁶ Hierzu zählt auch das Aufstauen und Absenken von oberirdischen Gewässern, welches der Kernfunktionalität eines

¹⁶⁰² Auch wenn gem. Art. 3 Abs. 2 WRRL auf die Schaffung eigenständiger verwaltungsrechtlicher Strukturen für Flussgebiete i. S. e. Flussgebietsbehörde verzichtet werden kann, wird zur Umsetzung der WRRL eine wesentlich intensivere Kooperation und Koordination zwischen den zuständigen Wasserwirtschaftsverwaltungen auf nationaler sowie ggf. internationaler Ebene erforderlich, vgl. Hörsgen (1999), S. 13; Fuhrmann (2000), S. 37; Solf (2004), S. 81; Solf (2006), S. 135-179; BMU (2006a), S. 5; Muro et al. (2006), S. 117 sowie auch Zilkens (2007), S. 34. Die notwendige Koordination hat sowohl vertikal innerhalb der Wasserwirtschaftsverwaltungshierarchie eines Landes (bspw. Bezirksregierung und untere Wasserbehörde eines Kreises) als auch horizontal zwischen den entsprechenden Wasserwirtschaftsverwaltungen unterschiedlicher Bundesländer zu erfolgen. Je weiter die vorhandene Organisationsstruktur vom Flussgebietsansatz divergiert, desto größere Abstimmungsbedarfe und somit auch Abstimmungskosten sind zu erwarten, vgl. Fuhrmann (2001), S. 40. Gemäß § 7 Abs. 3 WHG ist durch die Länderverwaltungen auch eine hinreichende Koordination und Kooperation mit den europäischen Nachbarstaaten in gemeinsamen Flussgebietseinheiten sicherzustellen. Wesentliche Grundlage für die länderübergreifende Zusammenarbeit bilden Verwaltungsabkommen, vgl. Solf (2006), S. 165-180. Dabei wird insb. auf bestehende Abkommen und Kooperationsstrukturen (z. B. Internationale Kommission zum Schutz des Rheins, IKSR) aufgebaut, vgl. Epiney/Felder (2002), S. 69-109; Seidel/Rechenberg (2004), S. 218; BMU (2006a), S. 5; Solf (2006), S. 180-194; BMU (2010b), S. 9. Zu den Anforderungen des Art. 3 WRRL vgl. bereits Kap. 4.2.3.

¹⁶⁰³ Vgl. bereits Kap. 3.3 und 5.2.

¹⁶⁰⁴ Vgl. Sander/Lersner (2001), S. 378.

¹⁶⁰⁵ Im aktuellen WHG ist die Abgrenzung des Gewässerausbaus und der Gewässerunterhaltung von der Gewässerbenutzung in § 9 Abs. 3 WHG normiert.

¹⁶⁰⁶ Vgl. auch Drost (2010), S. 11; Becker (2010), S. 44. Darüber hinaus bestehen die allgemeinen Sorgfaltspflichten gem. § 5 WHG. Diese fordern von allen wasserwirtschaftlichen Akteuren die im Einzelfall mögliche und notwendige Sorgfalt ein. Vorrang vor dieser Auffangvorschrift haben jedoch die speziellen, die Zulässigkeit von Einwirkungen näher konkretisierenden Vorschriften des Gesetzes, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 54.

Querbauwerks entspricht und damit auch die Grundlage aller damit bezweckten wasserwirtschaftlichen Funktionen bildet.¹⁶⁰⁷ Darüber hinaus kann für querbauwerksbasierte Nutzungen auch der Benutzungstatbestand des Entnehmens und Ableitens von Wasser aus oberirdischen Gewässern einschlägig sein (z. B. bei Ausleitungskraftwerken oder Bewässerungswehren).¹⁶⁰⁸ Für alle in § 9 WHG definierten Gewässerbenutzungen gilt ein repressives Verbot mit Befreiungsvorbehalt, d. h., sie sind grundsätzlich verboten, es sei denn, sie werden von einer zuständigen Behörde im konkreten Einzelfall nach Art und Umfang gestattet.¹⁶⁰⁹ Anders als im Immissionsschutzrecht besteht also im Wasserrecht kein Rechtsanspruch auf Zulassung einer Benutzung des Gewässers, auf den sich ein Nutzungsinteressent bei Erfüllung bestimmter Zulassungsvoraussetzungen berufen kann.¹⁶¹⁰ Selbst wenn keine zwingenden Versagensgründe¹⁶¹¹ vorliegen, steht die einzelfallbezogene Befreiung vom Nutzungsverbot im pflichtgemäßen Ermessen der zuständigen Behörde.¹⁶¹²

Infolge der Transformation der Bestimmungen der WRRL in das deutsche Wasserrecht ist auch die Ausübung des (einzelfallbezogenen) Bewirtschaftungsermessens durch die

¹⁶⁰⁷ Vgl. § 9 Abs. 1 Nr. 2 WHG sowie auch bspw. Bunge et al. (2001), S. 21f.; Dumont (2005), S. 11f. sowie Kap. 3.2. Unter diesen Benutzungstatbestand fällt daher auch die Wasserkraftnutzung, vgl. Kramer/Jäger (1997), S. 141; Dumont (2005), S. 11f.; Fröhlich/Irmer (2005), S. 165; Reinhardt (2006b), S. 207.

¹⁶⁰⁸ Vgl. § 9 Abs. 1 Nr. 1 WHG sowie bspw. Dumont (2005), S. 11f.; Reinhardt (2006b), S. 207; Anderer et al. (2012), S. 16f. Die weiteren im § 9 WHG genannten Benutzungstatbestände, bspw. das Einleiten von Stoffen in Gewässer, sind für die Fragestellung nicht wesentlich und werden daher nicht weiter betrachtet.

¹⁶⁰⁹ Vgl. § 8 Abs. 1 WHG sowie bspw. Drost (2010), S. 11; Becker (2010), S. 45 sowie auch Sander/Lersner (2001), S. 383f. Das repressive Verbot mit Befreiungsvorbehalt gilt als „zentrales Strukturprinzip“, Deutscher Bundestag (2009a), S. 55, der staatlichen Bewirtschaftungsordnung. Ausgenommen hiervon sind lediglich geringfügige bzw. unbedenkliche Nutzungen der Gewässer (z. B. Baden, Waschen im individuellen Maßstab), die das Wasserrecht als Gemeingebrauch gem. § 25 WHG bzw. Eigentümer- und Anliegergebrauch gem. § 26 WHG gestattungsfrei zulässt.

¹⁶¹⁰ Vgl. Becker (2010), S. 45f. sowie auch Sander/Lersner (2001), S. 379; Berendes (2002), S. 203.

¹⁶¹¹ Die Gestattung einer Gewässerbenutzung ist gem. § 12 Abs. 1 WHG durch die Behörde zwingend zu verwehren, wenn durch die Benutzung schädliche, auch durch Nebenbestimmungen (Auflagen) nicht vermeidbare oder nicht ausgleichbare Gewässerveränderungen zu erwarten sind, oder andere Anforderungen aus öffentlich-rechtlichen Vorschriften nicht erfüllt werden, vgl. auch Becker (2010), S. 46.

¹⁶¹² Vgl. § 12 Abs. 2 WHG sowie Knopp (2005), S. 27-29; Deutscher Bundestag (2009a), S. 56; Seeliger/Wrede (2009), S. 681f.; Durner (2010), S. 461f.; Drost (2010), S. 12; Lauer (2010a), S. 637. Der Antragsteller hat dabei lediglich ein Recht auf eine fehlerfreie Ermessensentscheidung der zuständigen Behörde: „Ist die Behörde ermächtigt, nach ihrem Ermessen zu handeln, hat sie ihr Ermessen entsprechend dem Zweck der Ermächtigung auszuüben und die gesetzlichen Grenzen des Ermessens einzuhalten.“, § 40 VwVfG sowie Becker (2010), S. 99f. Die Ausübung des Ermessens wird gemäß der Ermessenfehlerlehre als fehlerhaft bezeichnet, wenn entweder ein Ermessensnichtgebrauch, eine Ermessensüberschreitung, ein Ermessensmiss- oder ein Ermessensfehlgebrauch vorliegt, vgl. Becker (2010), S. 100. Zum Bewirtschaftungsermessen im dt. Wasserrecht vgl. auch BMU (1998), S. 15; Sander/Lersner (2001), S. 379f.; Knopp (2005), S. 29; Palm (2006a), S. 4. Zu den wasserrechtlichen Rahmenbedingungen der Zulassung einer neuen Wasserkraftnutzung sowie einer Wiederinbetriebnahme vgl. ausführlich Breuer (2006), S. 113-253 bzw. S. 255-317.

materiellen, insb. aber die prozeduralen Vorgaben der Bewirtschaftungsplanung substantiell vorgeprägt.¹⁶¹³ Die Ausübung des einzelfallbezogenen Bewirtschaftungsermessens darf insb. nicht zu den wasserkörperbezogen festzusetzenden, qualitätsorientierten Bewirtschaftungszielen sowie den entsprechend definierten Maßnahmenprogrammen in Widerspruch stehen.¹⁶¹⁴ Da die übergeordneten, gewässerzustandsbezogenen Zielsetzungen bereits gewisse Ermessensspielräume zulassen und auch ein Maßnahmenprogramm (insb. wenn es sich auf Programmmaßnahmen beschränkt) keine zwingenden Einzelentscheidungen (Zulassungen, Festlegung von Nutzungsaufgaben) in detaillierter Form festlegt, verbleiben den Behörden aber weiterhin Freiheitsgrade, so dass dem Bewirtschaftungsermessen im Rahmen individueller Entscheidungen unter Berücksichtigung der lokalen Gegebenheiten auch zukünftig eine wesentliche Bedeutung für den wasserwirtschaftlichen Vollzug zukommt.¹⁶¹⁵

Bei der wasserrechtlichen Gestattung von Gewässerbenutzungen können die zuständigen Behörden im Rahmen ihres Bewirtschaftungsermessens auf nunmehr drei bundesrechtlich verankerte Gestattungsarten zurückgreifen.¹⁶¹⁶ Sie unterscheiden sich nicht in der Art

¹⁶¹³ Vgl. Seidel/Rechenberg (2004), S. 213; Hentschel (2005), S. 97-101; Knopp (2005), S. 28; Reinhardt (2006b), S. 209; Reinhardt (2007b), S. 714-716; Durner (2009), S. 78 sowie 80f. Die wasserwirtschaftlichen Planungsinstrumente wirken steuernd auf die Einzelfallentscheidungen der zuständigen Behörden ein. Ihre wesentliche Funktion ist es, dass die behördlichen Einzelfallentscheidungen übergeordnete Zusammenhänge angemessen berücksichtigen, vgl. Hentschel (2005), S. 23-34.

¹⁶¹⁴ Vgl. Hasche (2004), S. 168f.; Knopp (2005), S. 31; Grünebaum/Podraza/Weyand (2006), S. 464; Eckardt/Weyand/Schenderlein (2009), S. 392; Durner (2010), S. 462. Aufgrund des Flussgebietsansatzes der Bewirtschaftung sowie der hieraus resultierenden Koordinationserfordernisse sind zudem nicht nur lokale Wirkungen, sondern auch mögliche Auswirkungen auf die Zielerreichung in anderen Teilen der Flussgebietseinheit zu berücksichtigen, vgl. Breuer (2007), S. 512; Köck (2009), S. 227. Der Systemwechsel zum vornehmlich qualitätsorientierten Ansatz stellt im Rahmen des Bewirtschaftungsermessens allerdings eine besondere Herausforderung dar, vgl. Albrecht (2007), S. 444f.

¹⁶¹⁵ Vgl. Hasche (2004), S. 168f.; Breuer (2005), S. 18f.; Knopp (2005), S. 31; Kluge/Michel (2006), S. 474 sowie S. 478-480; Albrecht (2007), S. 437f. sowie 463-468; Durner (2009), S. 80f. sowie 85; Durner (2010), S. 461f. Im Rahmen der einzelfallbezogenen Ausübung des Bewirtschaftungsermessens sind auch die Belange Dritter (insb. vorhandener Wassernutzer) zu berücksichtigen, vgl. § 22 WHG sowie bspw. Sander/Lersner (2001), S. 380-383; Deutscher Bundestag (2009a), S. 58. Insgesamt kann festgehalten werden, dass die von einigen Autoren befürchtete massive Beschränkung des traditionellen Bewirtschaftungsermessens, vgl. bspw. Kollmann (2004), S. 10; Berendes (2002), S. 214f., nicht eingetreten ist. Vielmehr ist nunmehr von einem zweistufigen Bewirtschaftungsermessen der zuständigen Behörden auszugehen: die erste Stufe umfasst die planerischen Freiheitsgrade im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung (Festlegung der Umweltziele und Maßnahmenprogramme), die zweite Stufe die residualen Freiheitsgrade im Rahmen der Einzelfallentscheidungen vor dem Hintergrund der erfolgten Bewirtschaftungsplanung, vgl. Hasche (2004), S. 173f.; Knopp (2005), S. 30f.; Breuer (2007), S. 513.

¹⁶¹⁶ Vgl. bspw. Seeliger/Wrede (2009), S. 681f. Zuständige Behörden sind grundsätzlich die Wasserbehörden in der Gliederung der Wasserwirtschaftsverwaltung eines jeweiligen Bundeslandes. Ist ein geplantes Vorhaben in ein Planfeststellungsverfahren eingebunden, entscheidet jedoch die Planfeststellungsbehörde über die Erteilung einer Erlaubnis oder Bewilligung, vgl. § 19 WHG sowie Becker (2010), S. 48 (FN 174). Neben diesen im Folgenden zu skizzierenden Gestattungsarten kann die Benutzung eines Gewässers auch auf so genannten alten Rechten oder alten Befugnissen beruhen. Unter alten Rechten versteht man Gewässerbenutzungen, die schon vor dem erstmaligen Inkrafttreten des WHG a. F. (1960) auf Basis früheren Rechts in zulässiger Weise ausgeübt wurden, vgl. § 20 Abs. 1

und dem Ausmaß einer Benutzungsmöglichkeit, sondern in der verliehenen Rechtsstellung des Gewässerbenutzers gegenüber der Behörde sowie Dritten (insb. anderen Gewässerbenutzern).¹⁶¹⁷ Durch die Verleihung abgestufter Rechtspositionen kann die Behörde also einerseits den jeweiligen Schutzerfordernissen der Ressource und Belangen Dritter sowie andererseits dem berechtigten Interesse des Benutzers an einer gesicherten Rechtsstellung für die Durchführung eines Vorhabens Rechnung tragen.

Eine wasserrechtliche Erlaubnis gewährt lediglich eine *Befugnis*, „ein Gewässer zu einem bestimmten Zweck in einer nach Art und Maß bestimmten Weise zu benutzen“¹⁶¹⁸, welche jederzeit und aus sachlichen Gründen, wie der Beeinträchtigung des Allgemeinwohls, widerrufen werden kann. Demgegenüber gewährt eine wasserrechtliche Bewilligung sowohl ein subjektiv-öffentliches *Recht* gegenüber der Behörde als auch ein subjektiv-privates Recht gegenüber Ansprüchen Dritter (wasserrechtlicher Drittschutz).¹⁶¹⁹ Die Erteilung einer wasserrechtlichen Bewilligung setzt einen konkreten Vorhabenplan sowie die

WHG sowie auch Meyerhoff/Petschow (1998), S. 112f.; Sander/Lersner (2001), S. 384f. Hierbei handelt es sich insb. um alte Stau-, Mühlen- und Bewässerungsrechte. Bei der Einführung des WHG a. F. wurde ein *unbefristeter* Fortbestand dieser alten Rechtsstellungen anerkannt, vgl. Juchem (2001), S. 2. Auch in der aktuellen Neufassung des WHG wurde darauf verzichtet, die Rechtsstellung der alten Rechte und alten Befugnisse abzulösen, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 57f.; Drost (2010), S. 13. Eine Ablösung solcher Rechte kann demnach weiterhin nur im Einzelfall gegen Entschädigung erfolgen oder aber entschädigungsfrei, falls eine der in § 20 Abs. 2 Satz 1 und 2 WHG genannten Voraussetzungen (drei Jahre unausgeübte Nutzung, Zweckentfremdung, Überschreitung der Nutzungsbefugnisse oder Verletzung bestehender Auflagen) erfüllt ist. Ist für die Zukunft auch bei zulässiger Ausübung des Altrechts eine erhebliche Beeinträchtigung des Allgemeinwohls zu erwarten, kann das Recht nach Ermessen der Behörde gegen Entschädigung abgelöst werden, vgl. Juchem (2001), S. 2f. Darüber hinaus können Altrechte auch über nachträgliche Anordnungen (Auflagen) an wasserwirtschaftliche Erfordernisse angepasst werden, § 20 Abs. 2 Satz 3 i. V. m. § 13 Abs. 2 WHG sowie Drost (2010), S. 13. Nach einer Erhebung zum EEG-Erfahrungsbericht 2011 verfügte die Mehrzahl der durch das EEG 2009 geförderten Wasserkraftanlagen über unbefristete Altrechte, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 152-155.

¹⁶¹⁷ Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 56 sowie auch Sander/Lersner (2001), S. 380-382; Wyer (2002), S. 90-96.

¹⁶¹⁸ § 10 Abs. 1 WHG sowie bspw. Durner (2009), S. 82. Die freie Widerruflichkeit der Erlaubnis ist in § 18 Abs. 1 WHG geregelt.

¹⁶¹⁹ Vgl. § 10 Abs. 1 WHG sowie bspw. Drost (2010), S. 12; Becker (2010), S. 45-47. Der wasserrechtliche Drittschutz ist für den Inhaber einer (nicht mehr anfechtbaren) Bewilligung insofern eine bedeutende rechtliche Absicherung, als dass im Falle nachteiliger Wirkungen seiner Gewässerbenutzung keine Ansprüche privater Dritter geltend gemacht werden können, die auf Beseitigung der Störung, auf die Unterlassung der Benutzung, auf die Herstellung Abhilfe schaffender Vorkehrungen oder auf Schadenersatz gerichtet sind, vgl. § 16 Abs. 2 WHG sowie Becker (2010), S. 47. Da eine Bewilligung einen wasserrechtlichen Drittschutz gewährt, muss die Behörde im Zuge der Erteilung einer Bewilligung in besonderem Maße die möglichen Auswirkungen auf Belange Dritter berücksichtigen. Grundsätzlich sind Beeinträchtigungen durch Inhalts- und Nebenbestimmungen zu vermeiden. Ist dies nicht möglich, kann eine Bewilligung aus Gründen des Allgemeinwohls dennoch erteilt werden, wobei der betroffene Dritte zu entschädigen ist, vgl. § 14 Abs. 3 WHG. Es ist zu betonen, dass weder Erlaubnis noch Bewilligung einen Anspruch des Gewässerbenutzers auf Zufluss von nutzbarem Wasser in einer bestimmten Menge oder Beschaffenheit begründen, vgl. § 10 Abs. 2 WHG sowie Drost (2010), S. 12.

Unzumutbarkeit der Durchführung des geplanten Vorhabens ohne die gesicherte Rechtsposition voraus.¹⁶²⁰ Einmal rechtswirksam erteilt, kann sie nur aufgrund der in § 49 Abs. 2 Satz 1 Nr. 2-5 VwVfG genannten Gründe, insb. bei erheblicher Beeinträchtigung des Allgemeinwohls, widerrufen werden, wobei jedoch im Normalfall ein Entschädigungsanspruch besteht.¹⁶²¹ Nicht zuletzt aufgrund der gegenüber der Erlaubnis deutlich eingeschränkten Widerruflichkeit ist eine Bewilligung zwingend auf einen angemessenen Zeitraum zu befristen, der 30 Jahre nur in besonderen Fällen überschreiten darf.¹⁶²² Zum Zwecke einer bundesweiten Harmonisierung der behördlichen Zulassungsarten wurden im neuen WHG auch die so genannte gehobene Erlaubnis aufgenommen, die zuvor bereits in einigen Landeswassergesetzen vorgesehen war und dort im wasserrechtlichen Vollzug eine erhebliche praktische Bedeutung erlangt hatte.¹⁶²³ Sie ist rechtssystematisch zwischen der Erlaubnis und der Bewilligung einzuordnen, da sie ein jederzeit durch die Behörde widerrufliches, aber gegenüber privatrechtlichen Ansprüchen Dritter stärker abgesichertes Recht zur Gewässerbenutzung gewährt.¹⁶²⁴

In Abhängigkeit von der Art der wasserrechtlichen Gestattung können gem. § 13 WHG nachteilige Auswirkungen einer Benutzung auf den Gewässerzustand oder die Nutzungsmöglichkeiten Dritter sowohl im Zuge der Zulassung als auch nachträglich durch so genannte Inhalts- und Nebenbestimmungen, also ordnungsrechtliche Benutzungsauflagen,

¹⁶²⁰ Vgl. § 14 Abs. 1 Nr. 1 und 2 WHG. Die Unzumutbarkeit des Vorhabens ist von der Behörde im Einzelfall anhand der wirtschaftlichen Verhältnisse des Antragstellers sowie der anhängigen Investitionen zu beurteilen. Dennoch ist gem. § 14 Abs. 1 Nr. 3 WHG die Erteilung einer Bewilligung ausgeschlossen, wenn es sich um das Einbringen oder Einleiten von Stoffen i. S. v. § 9 Abs. 1 Nr. 4 WHG oder um Maßnahmen i. S. d. § 9 Abs. 2 Nr. 2 WHG handelt, welche zu dauernden oder erheblichen nachteiligen Veränderungen der Wasserbeschaffenheit führen. Hierzu zählt jedoch wiederum nicht das Wiedereinbringen des nicht nachteilig veränderten Triebwassers bei Ausleitungskraftwerken, vgl. Becker (2010), S. 47 (FN 169).

¹⁶²¹ Vgl. § 18 Abs. 2 WHG sowie bspw. Durner (2009), S. 82. Ein entschädigungsloser Widerruf ist dagegen möglich, wenn der Inhaber sein Recht mindestens drei Jahre ununterbrochen nicht ausübt oder er eigenmächtig den Zweck seiner Benutzung ändert, vgl. Seeliger/Wrede (2009), S. 681f. sowie auch Sander/Lersner (2001), S. 381.

¹⁶²² Vgl. § 14 Abs. 2 WHG sowie auch Deutscher Bundestag (2009a), S. 57; Drost (2010), S. 12. Längere Gestattungszeiträume sind bspw. bei Wasserkraftanlagen möglich, wenn sich die Anlage im Rahmen der üblichen Befristung nicht amortisieren würde, vgl. Giesecke/Mosonyi (2009), S. 92. Zu einem Überblick über die Genehmigungsdauern von Wasserkraftnutzungen in der EU vgl. CIS (2011b), S. 24-27.

¹⁶²³ Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 40 sowie S. 57. Zur Bedeutung der gehobenen Erlaubnis in den Landeswassergesetzen vgl. Sander/Lersner (2001), S. 381.

¹⁶²⁴ Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 57; Drost (2010), S. 11f. Die Erteilung einer gehobenen Erlaubnis setzt ein öffentliches Interesse oder ein berechtigtes Interesse des Gewässerbenutzers voraus. Im Unterschied zur Bewilligung kann allerdings auch durch Dritte die Erstellung von Vorkehrungen zur Vermeidung nachteiliger Wirkungen i. S. d. Standes der Technik oder – sofern dies wirtschaftlich unzumutbar ist – eine Entschädigung beansprucht werden, vgl. § 16 Abs. 1 WHG sowie Becker (2010), S. 47f.

begrenzt werden.¹⁶²⁵ Unabhängig von der Gestattungsart fällt darunter die Möglichkeit zur Anordnung von Maßnahmen, die zur Umsetzung der Bewirtschaftungsziele „in einem Maßnahmenprogramm nach § 82 [WHG – Anmerkung des Verfassers] enthalten oder zu seiner Durchführung erforderlich sind“.¹⁶²⁶ Die nachträgliche Festsetzung von Inhalts- und Nebenbestimmungen zur Umsetzung gewässerökologischer Zielsetzungen kann mit erheblichen finanziellen Nachteilen für die betroffenen Gewässerbenutzer verbunden sein, die in der ursprünglichen Investitionsentscheidung nicht berücksichtigt werden konnten.¹⁶²⁷ Eine *generelle* Pflicht zum Ausgleich dieser Nachteile ist im Wasserecht nicht vorgesehen, da Einschränkungen zum Schutz der Gewässer prinzipiell den Inhalts- und Schrankenbestimmungen des Grundrechts auf Eigentum gem. Art. 14 Abs. 1 GG zuzuordnen sind und der Schutzbereich des Eigentums im Bereich der Gewässerbenutzung weitgehend eingeschränkt ist.¹⁶²⁸ Allerdings darf auch im Wasserrecht die nachträgliche Festsetzung von Inhalts- und Nebenbestimmungen i. S. d. allgemeinen Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes bzw. des Übermaßverbots nicht unverhältnismäßig sein.¹⁶²⁹

¹⁶²⁵ Vgl. Albrecht (2007), S. 469f.; Breuer (2007), S. 512f.; Becker (2010), S. 46f. Im Falle einer Erlaubnis oder gehobenen Erlaubnis ist die nachträgliche Festsetzung von Inhalts- und Nebenbestimmungen ohne bestimmte Voraussetzungen möglich, während dies für bewilligte Benutzungen nur für die in § 13 Abs. 2 Nr. 1-4 WHG explizit aufgeführten Gründe zulässig ist, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 56; Drost (2010), S. 13. Dieser höhere Bestandsschutz der Bewilligung korrespondiert mit den eingeschränkten Widerrufsmöglichkeiten der Bewilligung und resultiert ebenfalls aus dem Bedürfnis des Benutzers nach einer gesicherten Rechtsstellung, ohne die das Vorhaben nicht in zumutbarer Weise durchgeführt werden könnte.

¹⁶²⁶ § 13 Abs. 2 Nr. 2 a) WHG sowie Durner (2009), S. 82; Durner (2010), S. 462. Dies war bereits seit 2002 auch im alten Rahmenrecht vorgesehen, vgl. Sander/Lersner (2001), S. 380; Fröhlich/Irmer (2005), S. 184; Albrecht (2007), S. 469f. Neben der Festsetzung physischer Auflagen kann auch die Zahlung angemessener Beiträge zu den Maßnahmenkosten einer öffentlichen Körperschaft zur Verhütung bzw. zum Ausgleich von Beeinträchtigungen des Allgemeinwohls festgesetzt werden, vgl. § 13 Abs. 2 Nr. 4 WHG sowie bereits Sander/Lersner (2001), S. 379. Die nachträgliche Anpassung von Benutzungen an neue wasserwirtschaftliche und gewässerökologische Erfordernisse kann sich zusätzlich auf die Vorschriften der §§ 100-102 WHG zur Gewässeraufsicht stützen. Demnach haben die Behörden den Zustand der Gewässer sowie auch die Einhaltung der gesetzlichen und untergesetzlichen Verpflichtungen (insb. Rechtsverordnungen) zu überwachen. Dabei ist die zuständige Behörde zur Anordnung aller diesbezüglich erforderlichen Maßnahmen befugt und kann zudem die nach dem neuen WHG erteilten wasserrechtlichen Zulassungen in regelmäßigen Abständen oder auch anlassbezogen hinsichtlich der jeweils aktuellen wasserrechtlichen Anforderungen und wasserwirtschaftlichen Belange überprüfen und ggf. anpassen, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 80; Durner (2009), S. 82f.; Drost (2010), S. 25; Becker (2010), S. 95-103. Gemäß der §§ 104 und 105 WHG wurde dafür auch die Gültigkeit bestehender wasserrechtlicher Gestattungen sowie Planfeststellungen und Plangenehmungen in das neue WHG übergeleitet. Zur Anpassung an die neue Rechtslage können also auch hier nachträgliche Nebenbestimmungen festgesetzt werden, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 80f.; Becker (2010), S. 99f.

¹⁶²⁷ Zu den direkten und indirekten Kosten der Installation von Fischaufstiegsanlagen, Fischabstiegsanlagen und Fischschutzeinrichtungen vgl. bereits Kap. 3.4.

¹⁶²⁸ Vgl. Zilkens (2007), S. 41.

¹⁶²⁹ Vgl. Sander/Lersner (2001), S. 379; Breuer (2006), S. 339f.; Breuer (2007), S. 512f.; Durner (2009), S. 82; Becker (2010), S. 101f.; Anderer et al. (2012), S. 173. Durch den Verhältnismäßigkeitsgrundsatz sollen Eingriffe des Staates in die Grundrechte der Bürger auf ein unbedingt erforderliches Minimum begrenzt werden. Diese Anforderung ergibt sich in der Bundesrepublik Deutschland aus dem Rechtsstaatsprinzip sowie aus dem Wesen der im Grundgesetz verankerten Grundrechte, vgl. bspw. Breuer

Staatliche Eingriffe wie die wasserrechtliche Festlegung von Inhalts- und Nebenbestimmungen sind nach rechtlicher Auffassung dann verhältnismäßig, wenn folgende Anforderungen erfüllt sind:¹⁶³⁰

- (1) Geeignetheit: eine staatliche Maßnahme muss geeignet sein, den verfolgten Zweck zu erreichen oder zumindest zu fördern (Effektivität),
- (2) Erforderlichkeit: stehen mehrere geeignete Maßnahmen zur Verfügung, muss die am wenigsten belastende Maßnahme gewählt werden (Effizienz)¹⁶³¹,
- (3) Verhältnismäßigkeit im engeren Sinn (Angemessenheit): die durch den Eingriff hervorgerufenen Nachteile für den Betroffenen dürfen nicht außer Verhältnis zu den mit der Zweckerreichung verbundenen Vorteilen (für die Allgemeinheit oder Dritte) stehen.¹⁶³²

Die größte Herausforderung besteht hierbei in der Beurteilung der Angemessenheit eines Eingriffs. Diese kann bezweifelt werden, wenn der Betroffene seine zugelassene Tätigkeit nicht mehr ökonomisch sinnvoll durchführen kann.¹⁶³³ Nachträgliche Festsetzungen von

(2006), S. 80f. sowie S. 91-94; Detterbeck (2009), S. 17-23. Demnach müssen die Folgen eines Eingriffs sowie der durch den Eingriff verfolgte Zweck in einem ausgewogenen Verhältnis zueinander stehen. Der Verhältnismäßigkeitsgrundsatz ist prinzipiell bei allen Ermessensvorschriften und somit auch im Rahmen des wasserrechtlichen Bewirtschaftungsermessens zu berücksichtigen. Im Kontext des wasserrechtlichen Bewirtschaftungsermessens impliziert der Grundsatz der Verhältnismäßigkeit, dass geschützte Rechtsgüter, konkurrierende Belange des Gemeinwohls und die betroffenen Interessen der verschiedenen Gewässerbenutzer im jeweiligen Kontext untereinander abgewogen bzw. koordiniert werden müssen, vgl. Breuer (2004), S. 214 sowie ausführlich Breuer (2006), S. 63-112.

¹⁶³⁰ Vgl. Meßerschmidt (2001), S. 225-233; Fröhlich (2005a), S. 151-153; Detterbeck (2009), S. 17-21; Becker (2010), S. 101f. Jede dieser Anforderungen ist als notwendige Bedingung für die Erfüllung der nachfolgenden Anforderung anzusehen. Als noch grundlegendere Anforderungen gelten die Verfolgung eines erlaubten Zwecks sowie die Anwendung erlaubter Mittel durch die Behörde. Eine Verschärfung umweltpolitischer Auflagen für die Wassernutzer ist als Revision bisheriger gesellschaftlicher Wertschätzungen und umweltpolitischer Präferenzen zu interpretieren. Es ist zu betonen, dass eine solche Revision umweltpolitischer Rahmenbedingungen grundsätzlich legitim und im Falle neuerer wissenschaftlicher Erkenntnisse ggf. sogar zwingend ist. Es ist jedoch zu beachten, dass die hiermit einhergehenden Veränderungen der Nutzungsstrukturen und -niveaus zu einzelwirtschaftlichen Belastungen einzelner Nutzer führen können, die entsprechend den umweltpolitischen Rahmenbedingungen, die zum Zeitpunkt des Beginns der Wassernutzung gültig waren, spezifische Investitionen getätigt haben. Zur Problematik spezifischer Investitionen von Verursachern im Kontext der Umweltpolitik vgl. bspw. Häder (1997), S. 73-75 sowie S. 109-118; Bonus/Häder (1998), S. 38f.; Gawel (2001), S. 26; Hecht/Werbeck (2006), S. 114f. Im Falle einer Entwertung spezifischer Investitionen droht ein – auch volkswirtschaftlich schädlicher – Vertrauensverlust im Hinblick auf künftige Investitionen (auch in anderen Bereichen). Die Gesellschaft bzw. der Staat sollte daher auch aus einer wirtschaftspolitischen Logik unverhältnismäßige Belastungen vermeiden bzw. nicht vermeidbare übermäßige Belastungen kompensieren.

¹⁶³¹ Vgl. Gawel (2001), S. 38f.; Meßerschmidt (2001), S. 227-230. Im Sinne der Erforderlichkeit ist auch der im Zusammenhang mit wasserrechtlichen Anordnungen bedeutende Grundsatz der Berücksichtigung von Austauschmitteln zu verstehen. Demnach kann der Adressat einer Anordnung der Behörde eine alternative, gleich wirksame Maßnahme anbieten, vgl. bspw. Becker (2010), S. 102.

¹⁶³² Es zeigt sich also eine große inhaltliche Nähe der Anforderung der Angemessenheit zum ökonomischen Instrument der Kosten-Nutzen-Analyse, vgl. Meßerschmidt (2001), S. 230f. sowie Kap. 5.4.2.

¹⁶³³ Vgl. Zilkens (2007), S. 41.

Benutzungsaufgaben müssen somit insb. im Falle eines durch eine Bewilligung abgesicherten Nutzungsrechts wirtschaftlich noch vertretbar und mit der genehmigten Nutzung vereinbar sein, da diese sonst einem faktischen Widerruf der Gestattung gleichkommen.¹⁶³⁴ Sollen sie dennoch umgesetzt werden, besteht eine Pflicht zum Ausgleich der unverhältnismäßigen Nachteile des Gewässernutzers.¹⁶³⁵

Der Gewässerausbau wird in den §§ 67-71 WHG als eigenständiger wasserrechtlicher Tatbestand geregelt.¹⁶³⁶ Darunter fällt jede Neuschaffung, Entfernung oder wesentliche

¹⁶³⁴ Vgl. Sander/Lersner (2001), S. 380; Dumont (2005), S. 21-24; Fröhlich/Irmer (2005), S. 184; Heimerl (2005), S. 12/17; Klauer et al. (2007), S. 30 sowie S. 26-28. Nachträgliche Nutzungseinschränkungen sind also im Rahmen der Inhalts- und Schrankenbestimmungen des Eigentums zulässig, „wenn sie dem Gemeinwohl dienen, verhältnismäßig sind und den Wesensgehalt des Eigentums nicht berühren.“, Wolf (2005), S. 456 sowie auch Unnerstall/Scheidt (2008), S. 244. Nachträgliche Anordnungen sind auch bei den so genannten alten Rechten möglich, vgl. § 20 Abs. 2 Satz 3 i. V. m. § 13 Abs. 2 WHG sowie auch Juchem (2001), S. 6f. Da in vielen alten wasserrechtlichen Zulassungen kein formaler Vorbehalt zur Festsetzung nachträglicher Bestimmungen enthalten ist, wird die Durchsetzung ökologischer Verbesserungen im praktischen wasserrechtlichen Vollzug jedoch wesentlich erschwert, vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 112f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 32; BMU (2010b), S. 65. Eine nachträgliche Durchsetzung von ökologischen Anforderungen an bestehenden Anlagen ist aus Sicht der Wasserwirtschaftsverwaltung am einfachsten im Zuge von Neuzulassungen („Verlängerungen“), aber auch bei Veränderungen wasserrechtlicher Genehmigungen möglich, da hier die Hürden des Bestandsschutzes und der Zumutbarkeit die geringste Wirkung entfalten, vgl. Heimerl (2005), S. 12/17; Dumont (2005), S. 14; Reinhardt (2006b), S. 211; Klauer et al. (2007), S. 30 sowie S. 26-28; BMU (2010b), S. 65. Langfristig ist die Durchsetzung aktueller ökologischer Anforderungen also kaum durch Wirtschaftlichkeits- bzw. Rentabilitätsüberlegungen limitiert, vgl. Klauer et al. (2007), S. 30 sowie S. 26-28. Keinerlei wirtschaftliche Schranken der Festlegung gewässerschutzpolitischer Anforderungen bestehen bei der Zulassung neuer Nutzungen, da der Nutzungsinteressent die wirtschaftlichen Nachteile vor bzw. bei Antragstellung in seiner Wirtschaftlichkeitsrechnung einkalkulieren kann, vgl. Reinhardt (2006b), S. 211.

¹⁶³⁵ Vgl. Zilkens (2007), S. 41; Anderer et al. (2012), S. 173. Eine Möglichkeit besteht darin, dass der Wassernutzer die Durchführung einer Maßnahme (z. B. den Bau einer Fischaufstiegsanlage) dulden muss, diese jedoch anteilig oder vollständig aus öffentlichen Mitteln finanziert wird. Zu beachten ist allerdings, dass mit den Maßnahmen auch indirekte Kosten aus Nutzungseinbußen verbunden sind, vgl. Dumont (2005), S. 14. In diesem Zusammenhang ist aber die kompensatorische Wirkung des EEG zu betrachten, welches im Falle einer (u. a.) gewässerökologisch orientierten Modernisierung eine höhere Vergütung gewährt, vgl. hierzu bereits Kap. 4.3.3.

¹⁶³⁶ Der dritte wasserrechtliche Tatbestand – die Gewässerunterhaltung – wird wegen der eher geringen Bedeutung für die spezifische Fragestellung dieser Arbeit im Folgenden nicht weiter betrachtet. Sie umfasst alle Maßnahmen zur kontinuierlichen Pflege und Entwicklung der oberirdischen Gewässer unter Einschluss wasserbaulicher Einrichtungen und angrenzender amphibischer und terrestrischer Bereiche, vgl. Lecher/Lange/Grubinger (2001), S. 470-474; Interwies et al. (2004), S. 190-193; Jürging/Podraza/Schackers (2005), S. 111-116; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 346. Seit der Transformation der WRRL ins deutsche Wasserrecht hat sich auch die Gewässerunterhaltung maßgeblich an den Vorgaben der Bewirtschaftungsziele und Maßnahmenprogramme auszurichten und einen Beitrag zu deren Umsetzung zu leisten, vgl. § 39 Abs. 1 Nr. 4 WHG sowie Kollmann (2004); Keitz/Kraemer (2006), S. 304-306; Albrecht (2007), S. 471-475; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 32f.; Deutscher Bundestag (2009a), S. 63; Durner (2010), S. 460. Die Unterhaltungspflicht kann auch den Rückbau oder die Umgestaltung von Querbauwerken umfassen, die zuvor im Rahmen der Gewässerunterhaltung (z. B. zur Sohlstabilisierung in begradigten Gewässern) errichtet worden waren, vgl. bereits Kap. 3.2. Die aktuellen Vorschriften zur Gewässerunterhaltung finden sich in den §§ 39-42 WHG, vgl. auch Becker (2010), S. 60. Durch das neue WHG wird der rechtliche Charakter der Gewässerunterhaltung als öffentlich-rechtliche Verpflichtung klargestellt, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 63. Träger der so genannten Unterhaltslast sind gem. § 40 Abs. 1 WHG grundsätzlich die Eigentümer eines Gewässers, soweit die Länder diese nicht auf bestimmte Körperschaften unter Kostenbeteiligung der Eigentümer übertragen, vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 345f.; Drost (2010), S. 17. Träger der Un-

Umgestaltung eines Gewässers oder seiner Ufer.¹⁶³⁷ Ein Gewässerausbau dient der zielgerichteten Veränderung von Gewässerstrukturen zur Ermöglichung oder Optimierung bestimmter Nutzungsintentionen (insb. Hochwasserschutz, Energiegewinnung und Schifffahrt).¹⁶³⁸ Dementsprechend stellt die Errichtung einer Stauanlage zur Schiffbarmachung eines Flusses und/oder zur Wasserkrafterzeugung im Regelfall einen Gewässerausbau dar.¹⁶³⁹ Da die Gewässer gemäß § 6 Abs. 2 WHG grundsätzlich in einem natürlichen oder naturnahen Zustand zu erhalten sind, ist jeder Gewässerausbau im Rahmen eines umfassenden planerischen Abwägungsgebots rechtfertigungsbedürftig im Hinblick auf das Allgemeinwohl.¹⁶⁴⁰ Ein überwiegender Grund des Allgemeinwohls zum Ausbau eines Gewässers kann (muss aber nicht) in der Nutzbarmachung für die regenerative Energieerzeugung bzw. für die Schiffbarmachung liegen. Durch entsprechende Inhalts- und Nebenbestimmungen ist die Konformität des Gewässeraubaus zu den wasserkörperbezogenen Bewirtschaftungszielen bzw. den Anforderungen des entsprechenden Maßnahmenprogramms sicher zu stellen.¹⁶⁴¹ Falls erforderlich, ist für die betroffenen

terhaltungspflicht sind damit i. d. R. öffentliche Körperschaften. Je nach Gewässer sind dies Bund, Länder, Kreise und Gemeinden, Wasser- und Bodenverbände, sondergesetzliche Wasserverbände, z. T. aber auch bestimmte Grundstücks-, Anlagen- und Gewässereigentümer aus dem privaten Sektor, vgl. Palm (2006a), S. 28f.; Reinhardt (2007b), S. 716f.; Durner (2010), S. 460. Gemäß den Landeswassergesetzen ist eine Umlage von Unterhaltungskosten auf Erschwerer und Nutznießer der Unterhaltung möglich (i. d. R. auf Basis eines Flächenmaßstabs), vgl. Palm (2006a), S. 29. Die Unterhaltslast an den so genannten Bundeswasserstraßen wurde im neugefassten WHG nun vollumfänglich auf die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung als Eigentümer übertragen, deren Unterhaltsverpflichtungen vor der Neuordnung des Wasserrechts auf die verkehrsbezogene Erhaltung der Schiffbarkeit beschränkt war, vgl. Drost (2010), S. 17 sowie bereits Kap. 4.3.4.

¹⁶³⁷ Vgl. § 67 Abs. 2 WHG sowie auch Sander/Lersner (2001), S. 389; Fröhlich/Irmer (2005), S. 167-169; Deutscher Bundestag (2009a), S. 72; Drost (2010), S. 22; Becker (2010), S. 74. Zur Abgrenzung von Unterhaltungs- und Ausbaumaßnahmen vgl. bspw. Reinhardt (2007b), S. 716f.

¹⁶³⁸ Vgl. BMU (1998), S. 168.

¹⁶³⁹ Vgl. Wyer (2002), S. 91; Dumont (2005), S. 11; Fröhlich (2005a), S. 139f.; Breuer (2006), S. 48f. sowie ausführlich S. 113-215; Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 129f.

¹⁶⁴⁰ Vgl. Fröhlich/Irmer (2005), S. 176-178; Albrecht (2007), S. 475-477; Becker (2010), S. 74. Die Auswirkungen auf das Allgemeinwohl sind im Rahmen eines Planfeststellungsverfahrens oder eines Plangenehmigungsverfahrens zu überprüfen, vgl. § 68 WHG sowie Deutscher Bundestag (2009a), S. 73; Drost (2010), S. 22. Das Planfeststellungsverfahren ist eine spezifische Verfahrensart, deren Ablauf im Verwaltungsverfahrensgesetz des Bundes (§§ 72-78 VwVfG) sowie den Landesverwaltungsgesetzen geregelt ist. Zu den einzelnen Verfahrensschritten vgl. auch Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 44. Das Ergebnis des Verfahrens, die Planfeststellung, umfasst alle öffentlich-rechtlichen Genehmigungen i. S. e. Schlusspunktentscheidung, vgl. Drost (2010), S. 22. Ein wesentlicher Bestandteil des Planfeststellungsverfahrens ist – im Unterschied zum Plangenehmigungsverfahren – die Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP), vgl. Bunge et al. (2001), S. 19f.; Berendes (2002), S. 209; Wende (2004), S. 171-269; Fröhlich/Irmer (2005), S. 172-175; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 43-46; Becker (2010), S. 178-195. Sofern ein Vorhaben nicht UVP-pflichtig nach Maßgabe des UVPG ist, kann sich die zuständige Behörde auf die Durchführung eines Plangenehmigungsverfahrens beschränken, vgl. Becker (2010), S. 74 sowie auch Berendes (2002), S. 209f.; Fröhlich/Irmer (2005), S. 169-172; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 34f. sowie 43-50.

¹⁶⁴¹ Vgl. Albrecht (2007), S. 475f.; Breuer (2007), S. 512; Deutscher Bundestag (2009a), S. 73.

Wasserkörper eine Abweichung vom Verschlechterungsverbot und Zielerreichungsgebot auf Basis des § 31 Abs. 2 WHG zu rechtfertigen.¹⁶⁴²

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Errichtung und der Betrieb von Querbauwerken sowie bestimmte zugehörige Nutzungen wie die Stromerzeugung aus Wasserkraft unter die wasserrechtlichen Tatbestände des Gewässerausbaus (Errichtung der Stauanlage) bzw. der Gewässerbenutzung (Betrieb der Stauanlage sowie bspw. Wasserkraftnutzung) fallen und damit grundsätzlich dem ordnungsrechtlichen Genehmigungsvorbehalt sowie der Möglichkeit zur Festsetzung ordnungsrechtlicher Benutzungsauflagen unterworfen sind, wobei die aus der WRRL übernommenen Bewirtschaftungsziele und Maßnahmenprogramme maßgeblich sind. In der Neufassung des WHG sind zudem erstmals auch ordnungsrechtliche Spezialvorschriften zur „Mindestwasserführung“, „Durchgängigkeit oberirdischer Gewässer“ und „Wasserkraftnutzung“ (§§ 33-35 WHG) bundesrechtlich normiert worden.¹⁶⁴³ Diese werden im Folgenden erläutert.

6.2.3 Ordnungsrechtliche Spezialvorschriften für querbauwerksbezogene Nutzungen zum Schutz der Gewässerökologie

Bei den Bestimmungen zur „Mindestwasserführung“, „Durchgängigkeit oberirdischer Gewässer“ und „Wasserkraftnutzung“ (§§ 33-35 WHG) handelt es sich um funktional zusammenhängende Aspekte des Gewässerschutzes im Kontext querbauwerksbezogener Gewässerbenutzungen, so dass sich die im Gesetz formulierten Einzelbestimmungen in ihren Regelungsbereichen z. T. überlappen.¹⁶⁴⁴ In Summe sollen sie die Verwirklichung

¹⁶⁴² Vgl. Albrecht (2007), S. 476. § 31 Abs. 2 WHG bildet die in Art. 4 Abs. 7 WRRL enthaltene Möglichkeit zur ggf. dauerhaften Abweichung vom Verschlechterungsverbot sowie dem jeweils einschlägigen Zielerreichungsgebot infolge einer neuen Änderung der physischen Eigenschaften des Wasserkörpers ab, wenn diese durch ein übergeordnetes öffentliches Interesse gerechtfertigt werden kann, vgl. bereits Kap. 5.4.1 und 5.4.3.

¹⁶⁴³ Als eine wesentliche Neuerung wurden im neugefassten WHG die allgemeinen Bestimmungen zur Bewirtschaftung von Oberflächengewässern durch Spezialvorschriften zu wesentlichen Bewirtschaftungsaspekten ergänzt (§§ 32-38 WHG), vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 40. Entsprechende Regelungen waren zuvor in den diversen Landesrechten zum Wasserhaushalt enthalten und wurden diesen inhaltlich entlehnt, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 60f.

¹⁶⁴⁴ Vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 523. Aufgrund der funktionalen Überlappung der Einzelvorschriften der §§ 33-35 WHG wird in der Praxis im Rahmen der behördlichen Bewirtschaftungsentscheidungen im Regelfall eine ganzheitliche Betrachtung der drei Einzelvorschriften erforderlich sein, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 523. Kompliziert wird es dabei, wenn der Betrieb des Querbauwerks und eine verbundene Nutzung (insb. Wasserkraftnutzung) nicht in der Hand eines Akteurs liegen. Hierauf wird im Folgenden noch eingegangen.

der Bewirtschaftungsziele befördern und betonen im besonderen Maße die ökologische Funktionsfähigkeit der Gewässer als Bestandteil des Naturhaushalts und Lebensraum.¹⁶⁴⁵

Wie in Kap. 3.3 erläutert, werden der im Gewässer verbleibenden Abflussmenge und der Abflussdynamik eine zentrale Bedeutung für die ökologische Integrität der von einer Ausleitung betroffenen Restwasserstrecke zugemessen.¹⁶⁴⁶ Über den Einfluss auf den lokalen Lebensraum der Restwasserstrecke hinaus kann die unzureichende Wasserführung in einer Gewässerstrecke auch eine Wanderbarriere für Gewässerorganismen und damit eine signifikante Beeinträchtigung der regionalen und überregionalen ökologischen Vernetzung im Fließgewässersystem darstellen.¹⁶⁴⁷ In § 33 WHG wird daher die Gewährleistung einer ökologisch ausreichenden Mindestwasserführung in Oberflächengewässern als Anforderung für die Gestattung aller Gewässerbenutzungen verankert, bei denen zumindest streckenweise ein nicht unerheblicher Anteil des natürlichen Abflusses eines Gewässers aus dem Gewässerbett ausgeleitet wird (bspw. Ableitungen im Bereich der Wasserversorgung, der Bewässerung sowie bei der Stromerzeugung in Ausleitungskraftwerken).¹⁶⁴⁸ Eine solche Gewässerbenutzung ist nur gestattungsfähig, wenn eine Restwassermenge im natürlichen Gewässerbett verbleibt, welche die ökologische Funktionsfähigkeit der Restwasserstrecke sowie ggf. weiterer mit dieser verbundener Gewässer gewährleistet.¹⁶⁴⁹ Die Anforderung des § 33 WHG zielt darüber hinaus auch auf bereits genehmigte Benutzungen (Bestandsanlagen) ab, bei denen eine ausreichende Mindestwasserführung

¹⁶⁴⁵ Vgl. Drost (2010), S. 15; Becker (2010), S. 55-57. Die spezifischen Regelungen zur Mindestwasserführung, Durchgängigkeit und Fischschutz sind letztlich Ausdruck des inhaltlich erweiterten Bewirtschaftungsansatzes nach den Vorgaben der WRRL, vgl. Durner (2010), S. 457; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 523. Zu einem Überblick über vergleichbare Vorschriften in anderen Ländern der EU vgl. CIS (2011b), S. 27-33.

¹⁶⁴⁶ Vgl. Steinberg et al. (2002), S. 129f.; Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006), S. 385f. In der Gesetzesbegründung zum WHG wird ein ökologisch ausreichender Mindestabfluss als eine „Grundvoraussetzung für den Erhalt der standorttypischen Lebensgemeinschaften eines Gewässers“, Deutscher Bundestag (2009a), S. 60, hervorgehoben, vgl. auch Seeliger/Wrede (2009), S. 685; Becker (2010), S. 55; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 524.

¹⁶⁴⁷ Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 60; Becker (2010), S. 55; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 528 sowie bereits Kap. 3.3. In diesen Fällen besteht eine tatbestandliche Überschneidung zum § 34 WHG (Durchgängigkeit oberirdischer Gewässer). Während § 33 WHG aber in diesem Zusammenhang auf den Aspekt der Wasserquantität fokussiert, zielt § 34 WHG v. a. auf bauliche Durchgängigkeitshindernisse ab, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 528.

¹⁶⁴⁸ Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 60; Becker (2010), S. 55; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 523-528. Eine solche Ausleitung aus dem natürlichen Gewässerbett erfolgt i. d. R. mittels eines Querbauwerks, vgl. auch Kap. 3.2. Die Normadressaten sind neben den zuständigen Wasserbehörden auch direkt die Gewässerbenutzer, d. h. aus § 33 WHG resultiert eine unmittelbare Verpflichtung für jedermann, welche jedoch im Regelfall einer behördlichen Konkretisierung im Einzelfall bedarf, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 523 sowie S. 528.

¹⁶⁴⁹ Vgl. Seeliger/Wrede (2009), S. 685; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 527. Die Bestimmung konstituiert somit für die Behörde i. S. d. § 12 WHG einen zwingenden Versagensgrund hinsichtlich der Gestattungsfähigkeit einer entsprechenden Gewässerbenutzung, vgl. Seeliger/Wrede (2009), S. 685; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 524.

durch nachträgliche Festsetzung entsprechender Inhalts- und Nebenbestimmungen (Benutzungsaufgaben) sicherzustellen ist.¹⁶⁵⁰

Die konkrete Bemessung der erforderlichen Mindestwasserführung lässt sich jedoch nicht dem Gesetzestext entnehmen, sondern ist durch die zuständige Behörde entsprechend den (allgemeinen) Bewirtschaftungsgrundsätzen des § 6 Abs. 1 WHG sowie der konkreten, gem. §§ 27-31 WHG festzulegenden, Bewirtschaftungszielen des betroffenen Wasserkörpers zu bestimmen.¹⁶⁵¹ Das notwendige Ausmaß einer Mindestwasserführung wird also durch das Gesetz nicht abschließend normiert, sondern ist – ausgehend von den ökologischen Erfordernissen der lokalen Biozönose und hydrologischen Gegebenheiten im jeweiligen Gewässerkontext – dem (zweistufigen) Bewirtschaftungsermessen der Wasserbehörden sowie ggf. weiteren untergesetzlichen Konkretisierungen im Rahmen von Verordnungen überlassen.¹⁶⁵² Entsprechend den gewässerbezogen festzulegenden Bewirtschaftungszielen und Maßnahmenprogrammen können sich dabei unterschiedliche Anforderungen an die festzusetzende Mindestwasserführung ergeben.¹⁶⁵³

¹⁶⁵⁰ Vgl. Drost (2010), S. 15f.; Becker (2010), S. 55; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 528f. Ein umfassender Vertrauensschutz für erteilte Zulassungen oder alte Rechte besteht insofern nicht, vgl. Drost (2010), S. 15f.; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 524. Zur nachträglichen Festsetzung von Mindestwasserführungen bei Altrechten, vgl. auch Juchem (2001), S. 6f. sowie die dort angeführten Gerichtsentscheidungen. Zum Begriff des Vertrauensschutzes vgl. allgemein Detterbeck (2009), S. 21f.

¹⁶⁵¹ Vgl. Drost (2010), S. 15f.; Becker (2010), S. 55. Der Begriff der Mindestwasserführung lässt sich demnach konkretisieren als „eine Abflussmenge, die erforderlich ist, um den in Bezug genommenen gesetzlichen Bewirtschaftungsgrundsätzen (§ 6 Abs.1) und den Bewirtschaftungszielen (§ 27-31) zu entsprechen.“, Czychowski/Reinhardt (2010), S. 525. Durch diese unmittelbare Bezugnahme auf die Bewirtschaftungsgrundsätze sowie die Bewirtschaftungsziele entfaltet § 33 WHG aber schlussendlich keine eigenständige materielle Steuerungswirkung, da er lediglich die in den allgemeinen Grundsätzen und Bewirtschaftungszielen implizierten Anforderungen sprachlich expliziert und betont, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 527. Zu beachten ist, dass der spezifische Regelungsansatz des § 33 WHG durch den expliziten Verweis auf den vollständigen Katalog der Bewirtschaftungsgrundsätze des § 6 Abs. 1 WHG in einen erweiterten Betrachtungskontext gestellt wird, wonach potenziell konfligierende nutzungs- sowie gewässerschutzbezogene Bewirtschaftungsinteressen (z. B. Klimaschutz) im Rahmen des Bewirtschaftungsermessens allgemeinwohlorientiert in Einklang zu bringen sind, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 526.

¹⁶⁵² Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 60 sowie Lauer (2010a), S. 637; Becker (2010), S. 55f.; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 527f. Zu Ansätzen der fachlichen Bestimmung von Mindestwasseranforderungen im konkreten Einzelfall vgl. Kap. 3.4.

¹⁶⁵³ Vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 527f. Stellt man auf die Erreichung eines guten (ökologischen) Zustands im Sinne von Art. 4 Abs. 1 WRRL bzw. § 27 Abs. 1 i. V. m. § 30 Abs. 1 WHG ab, ist die Mindestwasserführung so festzulegen, dass sich ein Gewässerzustand mit nur geringfügigen Abweichungen von den für den jeweiligen Gewässertyp spezifischen Lebensgemeinschaften einstellen kann, vgl. Kap. 4.2.4. Dies bedingt laut Gesetzesbegründung, dass „auch der Mindestwasserabfluss nur geringfügig vom typspezifischen Niedrigwasser abweicht.“, Deutscher Bundestag (2009a), S. 60, vgl. auch Becker (2010), S. 55f.; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 526. Allerdings erlauben die Vorschriften der §§ 28-31 WHG, vom primären Bewirtschaftungsziel des guten chemischen und guten ökologischen Zustands bis 2015 abzuweichen, wenn die entsprechenden Voraussetzungen vorliegen. So kann geprüft werden, inwieweit eine Ausrichtung am natürlichen Niedrigwasser mit signifikanten Beeinträchtigungen der Nutzungen oder mit gesamtwirtschaftlich unverhältnismäßig hohen Kosten verbunden wäre, vgl. Albrecht (2007), S. 216f.; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 526f. Die Anforderun-

Gegenstand des § 34 WHG ist die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Durchgängigkeit oberirdischer Gewässer.¹⁶⁵⁴ Der Gesetzesbegründung ist zu entnehmen, dass der Fokus der Vorschrift auf der Ermöglichung lebensnotwendiger und damit arterhaltender Wanderungsbewegungen von Gewässerorganismen, insb. Fischen liegt.¹⁶⁵⁵ Insb. wird die flussauf- sowie flussabwärtsgerichtete Durchgängigkeit als „entscheidende Voraussetzung für die Besiedlung mit wandernden Fischarten wie Lachsen und Aalen“¹⁶⁵⁶ angeführt. Da die Durchgängigkeit von Gewässern gerade durch die eingeschränkte oder fehlende Passierbarkeit von Stauanlagen¹⁶⁵⁷ wesentlich beeinträchtigt bzw. gänzlich unterbrochen wird, bestimmt § 34 WHG sowohl für neue als auch bestehende Stauanlagen, dass ihre Errichtung oder ihre wesentliche Änderung sowie ihr Betrieb nur zulässig sind, wenn mittels geeigneter baulicher Einrichtungen oder Betriebsweisen eine Passierbarkeit des Querbauwerkes – und damit die Durchgängigkeit des Gewässers – in dem Maße erhalten oder wiederhergestellt wird, wie es die Verwirklichung der nach Maßgabe der §§

gen an die Ausweisung von HMWB und die Festlegung weniger strenger Umweltziele wurden ausführlich in den Kap. 5.3 und 5.4 diskutiert. Darüber hinaus ist bei der Festsetzung nachträglicher Benutzungsaufgaben auch das rechtsstaatliche Verhältnismäßigkeitsgebot gegenüber dem betroffenen Wassernutzer zu beachten, wobei die erworbenen Bestands- und Investitionsschutzinteressen zu berücksichtigen sind, vgl. Heimerl (2005), S. 12/17; Czychowski/ Reinhardt (2010), S. 528f. sowie Kap. 6.2.2. Ein Abstellen auf pauschale Mindestwasseranforderungen (bspw. 1/3 MNQ) ist zwar für den betroffenen Nutzer besser voraussehbar; eine einzelfallbezogene Bestimmung von Mindestabflüssen kann jedoch den Rahmenbedingungen und Erfordernissen des Einzelfalls, auch im Hinblick auf die Erforderlichkeit und Angemessenheit, besser Rechnung tragen, vgl. Juchem (2001), S. 6f. Nicht zuletzt sind in diesem Zusammenhang auch die Möglichkeiten einer Kompensation der Nutzungseinbußen (z. B. im Rahmen des EEG) zu berücksichtigen, vgl. bspw. Held/Krull (2008), S. 18f. sowie Kap. 4.3.3. Mit Blick auf die Erforderlichkeit als Teilanforderung des rechtsstaatlichen Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes sowie auch zur Gewährleistung des in § 82 Abs. 2 WHG verankerten Kosteneffizienzgebots ist zu prüfen, ob die ökologischen Anforderungen durch dynamische Festlegungen zur Mindestwasserführung erreicht werden können, vgl. Czychowski/ Reinhardt (2010), S. 528. In keinem Fall zu begründen sind Mindestwasserführungen, die über das natürliche Abflussverhalten hinausgehen, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 60; Becker (2010), S. 56.

¹⁶⁵⁴ Vgl. auch Deutscher Bundestag (2009a), S. 61; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 530f. In der Gesetzesbegründung wird die große Bedeutung der Durchgängigkeit für den ökologisch orientierten Gewässerschutz betont: „Eine hinreichende Durchgängigkeit ist eine wesentliche Voraussetzung für die Erreichung des guten ökologischen Zustands eines Gewässers.“, Deutscher Bundestag (2009a), S. 60, vgl. auch Czychowski/Reinhardt (2010), S. 530f.

¹⁶⁵⁵ Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 60f. sowie Becker (2010), S. 56. Da der Begriff der „Durchgängigkeit“ im Gesetz nicht eingeschränkt wird, ist dieser in Anlehnung an das weite Verständnis der WRRL grundsätzlich als ökologische, sowohl flussauf- als auch flussabwärtsgerichtete Durchgängigkeit für Lebewesen und natürliche Feststoffe zu verstehen, vgl. Becker (2010), S. 56; BfG (2010), S. 1; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 532f. Die ökologische Durchgängigkeit von Oberflächengewässern stellt gem. Anhang V WRRL eine unterstützende hydromorphologische Qualitätskomponente des ökologischen Zustands dar, vgl. bereits Kap. 4.2.6. Als Referenz ist hierbei die natürliche Durchgängigkeit des Gewässers, ggf. unter Berücksichtigung etwaiger natürlicher Durchgängigkeitshindernisse, zugrunde zu legen, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 534.

¹⁶⁵⁶ Deutscher Bundestag (2009a), S. 61, vgl. auch Becker (2010), S. 56.

¹⁶⁵⁷ Ausgehend von der ökologischen Zielrichtung der Vorschrift ist der Begriff der Stauanlage umfassend auszulegen, so dass hierunter alle Querbaubauwerke bzw. Querverbauungen von Gewässern zu fassen sind, von denen eine nicht nur unerhebliche Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit eines Gewässers ausgeht, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 531. Zu Arten und Funktionen von Querbauwerken vgl. bereits Kap. 3.2.

27-31 WHG festzulegenden, wasserkörperbezogenen Bewirtschaftungsziele erfordert.¹⁶⁵⁸ Die Ausführungen in den Kapiteln 3.3, 3.4 und 4.2.6 haben verdeutlicht, dass eine dichotome Betrachtungsweise der Passierbarkeit von Querbauwerken sowie der Durchgängigkeit von Gewässern (i. S. v. „passierbar“ oder „nicht passierbar“ bzw. „durchgängig“ oder „nicht durchgängig“) weder den realen Verhältnissen des Ausgangs- noch des Zielzustands gerecht wird. Passierbarkeit und Durchgängigkeit sind vielmehr graduell und differenziert in Bezug auf die jeweiligen Arten zu betrachten.¹⁶⁵⁹ Konsequenterweise enthält das Gesetz weder absolute noch konkrete Vorgaben hinsichtlich des zu erreichenden Grades der Passierbarkeit einer Stauanlage bzw. der Durchgängigkeit eines Gewässers, sondern überlässt die Ableitung konkreter Anforderungen an die flussaufwärts- sowie die flussabwärtsgerichtete Passierbarkeit von Stauanlagen der fachlichen Konkretisierung sowie Operationalisierung im Rahmen der umweltqualitätsorientierten Bewirtschaftungsplanung auf Verwaltungsebene.¹⁶⁶⁰ Eine wesentliche Normkonkretisierung resultiert aus der untergesetzlichen Festlegung gewässerspezifischer Zielarten im Rahmen der gewässerbezogenen Konkretisierung der Bewirtschaftungsziele.¹⁶⁶¹ Aus

¹⁶⁵⁸ Vgl. § 34 Abs. 1 und Abs. 2 WHG sowie Deutscher Bundestag (2009a), S. 60f.; Seeliger/Wrede (2009), S. 685f.; Becker (2010), S. 56; Drost (2010), S. 16; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 530-536. Die Vorschrift bezieht sich also auf die mit der Errichtung und dem Betrieb von Stauanlagen verbundene Beeinträchtigung der ökologischen Gewässerdurchgängigkeit in Form einer baulichen Barriere für Organismen und Sedimente. Nach dem Maßstab der Erforderlichkeit ist eine hinreichende Verbesserung der ökologischen Verträglichkeit von Stauanlagen durch mitigierende oder kompensatorische Maßnahmen wie technische oder naturnahe Fischwechseleinrichtungen herbeizuführen, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 534f. Zu den Maßnahmenoptionen vgl. bereits Kap. 3.4. Die Ausschöpfung des Erforderlichkeitsgrundsatzes bedingt wie schon im Zusammenhang mit § 33 WHG die Ausschöpfung temporär wirkender Maßnahmen (z. B. im Hinblick auf jahreszeitliche Wanderungsbewegungen), um den Eingriff in die Interessen des Verpflichteten auf ein notwendiges Minimum zu beschränken, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 534.

¹⁶⁵⁹ Dazu gehört auch, dass sich selbst im Falle umfassender Mitigationsmaßnahmen zum Fischauf- und Fischabstieg residuale Beeinträchtigungen der Passierbarkeit von Querbauwerken bzw. Stauanlagen nicht vermeiden lassen. Dementsprechend ist eine vollständig natürliche Durchgängigkeit des Gewässers im Falle existierender Stauanlagen nicht zu realisieren. Darüber hinaus können bestimmte Maßnahmen die Passierbarkeit für unterschiedliche Arten in unterschiedlichem Ausmaß verbessern. Schließlich ist ein Großteil der Querbauwerke auch ohne dedizierte Maßnahmen zumindest flussabwärts teilweise passierbar (Anteil der Individuen, die per Wehrüberfall oder Turbinenpassage unbeschadet das Unterwasser erreichen), vgl. bereits Kap. 3.4 und 4.2.6.

¹⁶⁶⁰ Vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 532-534. Aufgrund dieser materiellen Unbestimmtheit findet sich in der rechtswissenschaftlichen Literatur sogar die Einschätzung, dass § 34 WHG für sich keine vollzugsfähige Vollregelung darstellt und es hierfür zunächst einer konkretisierenden Bundesverordnung bedarf. Solange eine solche bundesrechtliche Konkretisierung nicht vorliegt, ist auf etwaige Länderregelungen zurückzugreifen, vgl. Lauer (2010a), S. 637.

¹⁶⁶¹ „Die Entscheidung, welche Gewässer für die Erhaltung und insbesondere Ansiedlung, Wiederansiedlung oder Erweiterung welcher Populationen in Betracht kommen [...], kann, will und sollte das Gesetz nicht treffen.“, Czychowski/Reinhardt (2010), S. 533, vgl. auch BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 13f. Ausgangspunkt ist immer das gesamte Spektrum der autochthonen oder potenziell natürlichen Fischfauna eines referenziellen, gewässertypspezifischen Leitbilds, wovon die primäre Zielsetzung des guten ökologischen Zustands nur eine geringfügige Abweichung erlaubt, vgl. Kap. 4.2.6.

fachlicher Sicht sind besonders hohe Anforderungen an die Durchgängigkeit von Gewässern und damit an die Passierbarkeit von Stauanlagen im Falle einer Ausrichtung auf die so genannten Langdistanzwanderfischarten wie Aal und Lachs zu erwarten, da deren Wanderungsbedürfnisse zum einen besonders relevant für die Populationserhaltung sind und zum anderen aufgrund der langen Wanderwege auch im besonderen Maße von der kumulativen Barrierewirkung von Stauanlagen betroffen sind.¹⁶⁶² Bei der gewässerspezifischen Festlegung der adressierten Zielarten kann jedoch eine selektive Ausklammerung bestimmter Fischarten der potenziell natürlichen Fischfauna (z. B. Langdistanzwanderfischarten) begründet werden, wenn andernfalls eine signifikante Beeinträchtigung bestimmter, von der Stauanlage abhängiger Gewässernutzungen gem. § 28 WHG (z. B. Schifffahrt oder Wasserkraftnutzung) oder unverhältnismäßig hohe gesamtwirtschaftliche Kosten i. S. v. § 30 WHG die Folge wären.¹⁶⁶³ Dem aus der WRRL übernommenen Flussgebietsansatz entsprechend, sind bei der Konkretisierung der Anforderungen an die Passierbarkeit einzelner Standorte auch die kumulativen wasserkörperübergreifenden Wirkungen der Standorte entlang der Gewässerstrecken zu beachten.¹⁶⁶⁴

In den Bestimmungen des § 34 WHG werden keine Einschränkungen oder Vorgaben gemacht, welche Art von Maßnahmen zur Verbesserung der Passierbarkeit der Stauanlage anzuwenden sind, d. h., die Vorschrift selbst ist technologieoffen. Sofern und soweit aber zur Verwirklichung der gewässerbezogenen Bewirtschaftungsziele im Rahmen eines Maßnahmenprogramms gem. § 82 WHG konkretisierende Festlegungen im Hinblick auf

¹⁶⁶² Vgl. Kap. 3.3 und 4.2.6.

¹⁶⁶³ Vgl. auch Kap 5.4.3. Nach Maßgabe der §§ 28-31 WHG besteht die Möglichkeit zur wasserkörperindividuellen Abweichung vom primären Bewirtschaftungsziel des guten Zustands bis 2015, um auch hinsichtlich der Anforderungen an die ökologische Durchgängigkeit eines Gewässers einen (gemeinwohlorientierten) Ausgleich von Schutz- und Nutzungsinteressen zu ermöglichen. Laut Gesetzesbegründung besteht für die zuständigen Behörden sogar eine Verpflichtung, die Voraussetzungen des § 29 WHG bzgl. einer Festlegung verlängerter Fristen zur Erreichung der in § 27 WHG geforderten Bewirtschaftungsziele zu prüfen, um den betroffenen Benutzern von Stauanlagen angemessene Anpassungsfristen zu ermöglichen. Es kann sich in diesem Zusammenhang aber auch die Notwendigkeit zu einer Festsetzung materiell abgeschwächter Zielsetzungen ergeben. Im Falle einer Ausweisung als HMWB tritt anstelle des guten ökologischen Zustands das gute ökologische Potenzial gem. § 27 Abs. 2 WHG, darüber hinaus können weniger strenge Bewirtschaftungsziele gem. § 30 WHG begründet werden, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 61; Becker (2010), S. 56f.; Czychowski/ Reinhardt (2010), S. 533f. Aufgabe der zuständigen Wasserbehörden sowie ggf. auch der Verwaltungsgerichte ist es dabei, „die vorgegebenen tatbestandlichen Merkmale im Lichte der übergreifenden Zielsetzungen des WHG zwischen Nutzung und Schutz der Gewässer abwägend zu konkretisieren und operationalisieren.“, Czychowski/Reinhardt (2010), S. 533. Die für die Inanspruchnahme dieser Abweichungsmöglichkeiten notwendigen Voraussetzungen wurden ausführlich in Kap. 5.3 und 5.4 erläutert. Eine Ausklammerung bestimmter Arten kann in einem bestimmten Gewässerkontext möglicherweise sogar als nicht wesentlich eingestuft werden (z. B. weil diese auch im natürlichen Zustand nur sporadisch vorkommen und nicht prägend für die Biozönose sind). In diesem Fall wäre eine Ausklammerung dieser Arten i. S. e. nur geringfügigen Abweichung auch mit dem guten ökologischen Zustand vereinbar, vgl. Kap. 4.2.6 sowie BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 14.

¹⁶⁶⁴ Vgl. Breuer (2007), S. 512 sowie bereits Kap. 3.3, 4.2.2 und 4.2.6.

die Errichtung, Umgestaltung oder den Betrieb von Stauanlagen festgelegt wurden, sind diese für die nach § 34 Abs. 1 oder Abs. 2 WHG festzusetzenden Anforderungen maßgeblich.¹⁶⁶⁵

Es lässt sich festhalten, dass der durch § 34 WHG gesteckte wasserrechtliche Rahmen nicht auf eine uniforme¹⁶⁶⁶ und vollständige Wiederherstellung der flussaufwärts- und flussabwärtsgerichteten Durchgängigkeit abzielt. Vielmehr sieht die Vorschrift entsprechend der übergreifenden, final geprägten Umwelt- bzw. Bewirtschaftungszielsystematik von WRRL und WHG grundsätzlich differenzierte Festlegungen nach den sich für den jeweiligen Stauanlagenstandort ergebenden Erfordernissen vor.¹⁶⁶⁷ In instrumenteller Hinsicht indiziert die Vorschrift des § 34 WHG eine ordnungsrechtliche Implementierung der an der jeweiligen Stauanlage erforderlichen Maßnahmen zur Erhaltung bzw. Wiederherstellung der Durchgängigkeit, ohne selbst technologische Vorgaben zu machen. Für Neuanlagen sind erforderliche und einzelwirtschaftlich verhältnismäßige Maßnahmen durch ordnungsrechtliche Nebenbestimmungen im Rahmen des Genehmigungsbescheids, bei Bestandsanlagen durch nachträgliche Anordnung zu konkretisieren und durchzusetzen.¹⁶⁶⁸

¹⁶⁶⁵ Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 61; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 533f.

¹⁶⁶⁶ Zwar soll durch das Gesetz bundesweit und sowohl für Neu- als auch für Bestandsanlagen ein formal einheitliches Anforderungsniveau geschaffen werden, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 535f. Wie erörtert, sind dabei jedoch in materieller Hinsicht die gewässerindividuell festzulegenden Bewirtschaftungsziele maßgeblich, so dass im Falle abweichender Bewirtschaftungsziele auch abweichende Anforderungen an Stauanlagen resultieren müssen. Insofern ist die in diesem Zusammenhang von CZYCHOWSKI/REINHARDT verwendete Formulierung eines „bundesweit einheitliche[n] Niveau[s] der Gewässerdurchgängigkeit“, Czychowski/Reinhardt (2010), S. 536, missverständlich.

¹⁶⁶⁷ Anderer Ansicht sind wohl SEELINGER/WREDE, die von einer uneingeschränkten Wiederherstellungspflicht ausgehen und diese für viele Fälle als „von vorneherein unmöglich oder jedenfalls unverhältnismäßig kostenintensiv“, Seeliger/Wrede (2009), S. 686, kritisieren, vgl. Seeliger/Wrede (2009), S. 685f.

¹⁶⁶⁸ Vgl. § 34 Abs. 1 und Abs. 2 WHG. Es ist in vielen Fällen zu erwarten, dass die Verhältnismäßigkeit von Maßnahmen gegenüber einzelnen Verpflichteten nicht durch die gemeinwohl- bzw. gesamtwirtschaftlich orientierte Verhältnismäßigkeit von Kosten i. S. d. §§ 28- 30 WRRL gewährleistet wird, vgl. bereits Kap. 5.4. Unabhängig von den gewässerbezogenen und gemeinwohlorientierten Festlegungen der Bewirtschaftungsziele (inkl. Zielarten) müssen jedoch insb. nachträgliche Anordnungen dem allgemeinen Verhältnismäßigkeitsgebot gegenüber den zu Maßnahmen verpflichteten Gewässerbenutzern entsprechen, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 61; Becker (2010), S. 56; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 536 sowie Kap. 6.2.2. Eine besondere Verpflichtungskonstellation ergibt sich bei Stauanlagen an Bundeswasserstraßen. Für diese weist das neue WHG die Zuständigkeit bzgl. der Umsetzung der erforderlichen Maßnahmen zur Wahrung oder Wiederherstellung der Durchgängigkeit i. S. v. § 34 Abs. 1 und 2 WHG inhaltlich uneingeschränkt den Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen des Bundes zu, die diese im Rahmen ihrer Aufgaben nach dem Bundeswasserstraßengesetz in eigenständiger, hoheitlicher Weise durchzuführen haben, vgl. § 34 Abs. 3 WHG sowie Deutscher Bundestag (2009a), S. 61. Drost (2010), S. 16; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 536f.; Reinhardt (2012), S. 15. Eine Anordnungsbefugnis der Wasserwirtschaftsverwaltungen der Länder gegenüber den zuständigen Wasser- und Schifffahrtsverwaltungen des Bundes besteht dabei nicht, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 61; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 536. Zu den spezifischen rechtlichen Rahmenbedingungen sowie dem Spannungsfeld von Ökologie und Verkehrsfunktion an Bundeswasserstraßen vgl. bereits Kap. 4.3.4. Weiterhin ist bei Bundeswasserstraßen mit Wasserkraftnutzung eine

§ 35 WHG adressiert schließlich die Wasserkraftnutzung als spezifische querbauwerksbezogene Gewässerbenutzung und zielt darauf ab, bei der Nutzung dieser regenerativen Energiequelle für die Einhaltung angemessener gewässerökologischer Anforderungen zu sorgen und auf diese Weise dem Spannungsfeld von regenerativer Stromerzeugung und Klimaschutz einerseits sowie gewässerökologischen Schutzziele andererseits Rechnung zu tragen.¹⁶⁶⁹ Hierzu wird den Betreibern von Wasserkraftanlagen durch § 35 WHG die Pflicht auferlegt, den Schutz der Fischpopulationen durch die Ergreifung geeigneter Maßnahmen zu gewährleisten.¹⁶⁷⁰ Expliziter Schutzgegenstand der Vorschrift ist also die populationsdynamische Stabilität der Fischfauna, nicht jedoch der absolute Schutz einzelner Individuen.¹⁶⁷¹ Die Gewährleistung des Populationsschutzes gilt in materiell gleichartiger

materielle Überlagerung der § 34 Abs. 3 WHG und § 35 WHG zu beachten, da diese unterschiedliche Normadressaten (Bundeswasserstraßenverwaltung und Wasserkraftbetreiber) haben. Hierauf wird im Folgenden noch eingegangen.

¹⁶⁶⁹ Vgl. Lauer (2010a), S. 636; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 539. Die erstmalige Aufnahme einer ausdrücklichen Regelung zur Wasserkraftnutzung an Gewässern in das WHG ist nicht zuletzt der gewachsenen Bedeutung erneuerbarer Energiequellen im Rahmen der europäischen und deutschen Energiepolitik sowie den sich hieraus ergebenden potenziellen Zielkonflikten mit dem Bereich des Gewässer- bzw. Naturschutzes geschuldet. Die letztlich ins Gesetz aufgenommene Formulierung ist Ergebnis langer und kontroverser Diskussionen und zielt erkennbar auf einen Kompromiss zwischen Schutz- und Nutzungsinteressen ab, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 538f. Auch wenn die Nutzung der Wasserkraft durch die Bestimmungen des § 35 Abs. 1 und Abs. 2 WHG ausdrücklich an eine gewässerökologische Verträglichkeit gebunden wird, kommt durch § 35 Abs. 3 WHG der klare Wille des Gesetzgebers zum Ausdruck, dass auch weiterhin ein starkes öffentliches Interesse an der Nutzung und sogar an einem gewässerverträglichen Ausbau der Wasserkraft als erneuerbarer Energiequelle besteht, vgl. auch Bundesregierung (2009), S. 8; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 543 sowie S. 545f.; Gawel et al. (2011), S. 280. Daher werden die zuständigen Behörden verpflichtet, erschließbare Ausbaupotenziale der Wasserkraftnutzung an bisher nicht für die Stromerzeugung mittels Wasserkraft genutzten Querbauwerkstandorten, deren Rückbau auch langfristig zur Erreichung von Bewirtschaftungszielen gem. der §§ 27-31 WHG nicht vorgesehen ist, aktiv zu prüfen, vgl. Drost (2010), S. 16; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 545f. Hiervon sollen laut Gesetzesbegründung „Impulse für einen ökologisch sinnvollen Ausbau der Wasserkraftnutzung“, Deutscher Bundestag (2009a), S. 61, ausgehen. Zur gesellschaftlichen Zielsetzung einer verstärkten Nutzung regenerativer Energien vgl. bereits Kap. 4.3.3.

¹⁶⁷⁰ Vgl. § 35 Abs. 1 und 2 WHG. Durch diese Bestimmungen wird das öffentliche Interesse zur Nutzung erneuerbarer Energien der Anforderung des Populationsschutzes nachgeordnet, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 541. Darüber hinaus signalisiert das Wort „auch“ im Wortlaut der Vorschrift, dass es sich bei den in § 35 WHG geforderten Maßnahmen zum Schutz der Fischpopulationen nicht um die einzige Anforderung an Wasserkraftnutzer handelt. Vielmehr erfüllt ein typischer Wasserkraftnutzer i. d. R. mehrere wasserrechtliche Tatbestände, aus denen bereits implizit die gleichen Anforderungen an den Fischschutz sowie auch weitere Anforderungen abgeleitet werden können, vgl. Reinhardt (2011), S. 1090f. Der Aufstau eines Gewässers zur Wasserkraftnutzung ist eine gestattungspflichtige Benutzung gem. § 8f. WHG und damit den allgemeinen Bewirtschaftungsgrundsätzen sowie der Ausrichtung auf die Bewirtschaftungsziele unterworfen. Soweit er Eigentümer bzw. Betreiber der Stauanlage ist, unterliegt der Wasserkraftnutzer ebenfalls den zuvor erläuterten Anforderungen an die Durchgängigkeit oberirdischer Gewässer gem. § 34 WHG. Im Falle eines Ausleitungskraftwerkes sind zudem der gestattungspflichtige Benutzungstatbestand der Ausleitung sowie die Spezialregelung des § 33 WHG zur Mindestwasserführung zu beachten. Nicht zuletzt erfüllt die Neuerrichtung einer Stauhaltung mit Wasserkraftnutzung regelmäßig den Tatbestand eines Gewässerausbaus gem. §§ 67ff. WHG, der ebenfalls die Bewirtschaftungsziele nicht gefährden darf, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 538-540 sowie auch Kap. 6.2.2.

¹⁶⁷¹ Der Gesetzesbegründung lässt sich hierzu entnehmen: „Ein absoluter Schutz vor jeglichen Fischschäden wird damit nicht gefordert.“, Deutscher Bundestag (2009a), S. 61, vgl. hierzu auch Seeliger/Wrede (2009), S. 686; Drost (2010), S. 16; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 540f.; Reinhardt

Weise sowohl als Bedingung für die Neuzulassung einer Wasserkraftnutzung (§ 35 Abs. 1 WHG) wie auch für die fortgesetzte Wasserkraftnutzung an bestehenden Anlagen (§ 35 Abs. 2 WHG). Im letzteren Fall ist den Betreibern allerdings eine angemessene Frist zur Umsetzung der erforderlichen Maßnahmen zu gewähren.¹⁶⁷² Die Anpassungsfrist muss den Besonderheiten des jeweiligen Einzelfalls Rechnung tragen und – soweit erforderlich – durch wasserkörperbezogene Fristverlängerungen abgesichert werden.¹⁶⁷³

Im Hinblick auf eine Anwendung dieser Vorschrift im behördlichen Vollzug wird allerdings erneut eine untergesetzliche Konkretisierung der im Gesetzeswortlaut nicht hinreichend bestimmten Populationsschutzanforderung erforderlich. Zu klären ist insb., welche Fischarten im konkreten Betrachtungsfall unter den Schutzzadius der Vorschrift fallen und ab welcher standortbezogenen Ausfallrate¹⁶⁷⁴ bei einer Art von einer unzulässigen Beeinträchtigung einer Population ausgegangen werden muss.¹⁶⁷⁵ Auch wenn im Unter-

(2011), S. 1092. Die besondere Akzentuierung des Fischpopulationsschutzes in einer eigenen Vorschrift des WHG kann insb. auf die hohe Bedeutung der Zusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna als Qualitätskomponente in der aus Anhang V, Nr. 1.2.1 WRRL übernommenen Systematik zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustands zurückgeführt werden, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 540.

¹⁶⁷² Vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 61; Seeliger/Wrede (2009), S. 686; Drost (2010), S. 16; Czychowski/Reinhardt (2010), S. 540 sowie S. 543f. Durch die Anpassungspflicht des § 35 Abs. 2 WHG für Bestandsanlagen soll ein einheitliches Anforderungsniveau des Fischpopulationsschutzes sowohl an Neu- als auch an Bestandsanlagen erreicht werden, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 542. Prinzipiell gilt die Anpassungspflicht für Betreiber von Wasserkraftanlagen unmittelbar, also ohne behördliche Anordnung. Allerdings ist für den einzelnen Betreiber eine selbstständige Umsetzung aufgrund der inhaltlichen Unbestimmtheit und Abstraktheit der Norm sowie auch im Hinblick auf die Angemessenheit der Umsetzungsfrist problematisch. Somit besteht in der Praxis regelmäßig behördlicher Klärungsbedarf, um dem Betreiber die erforderliche Rechtssicherheit für seine Maßnahmen zu verschaffen, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 543f. Die angemessene Anpassungsfrist für Bestandsanlagen resultiert als Mindestanforderung aus dem Verhältnismäßigkeitsgebot und dem Vertrauensschutz, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 544f. sowie allgemein Detterbeck (2009), S. 21f. Ein solcher Vertrauensschutz besteht bei der Zulassung von Neuanlagen nicht, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 543-545. Sind die erforderlichen Maßnahmen technisch oder wirtschaftlich nicht umsetzbar, ist die Zulassung einer Neuanlage durch die Behörde grundsätzlich abzulehnen. Insb. kann dabei keine Rücksicht auf die Wirtschaftlichkeit der neu geplanten Anlage genommen werden: „Vielmehr wird regelmäßig der Betreiber von der Nutzungsabsicht absehen müssen, wenn die Beachtung der von den Bewirtschaftungszielen vorgegebenen ökologischen Standards außer Verhältnis zu dem von der Anlage erwarteten Ertrag steht.“, Czychowski/Reinhardt (2010), S. 542. Andererseits können auch bei Neuzulassungen keine Maßnahmen verlangt werden, die zu erheblichen Kosten führen würden, aber nur zu geringfügigen Verbesserungen des Schutzes der betroffenen Fischpopulationen geeignet sind, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 542.

¹⁶⁷³ Vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 544f.

¹⁶⁷⁴ Der Begriff Ausfallrate wird hier gewählt, um neben dem Anteil der passierenden Fische, die in der Turbine geschädigt werden (Schädigungs- oder Mortalitätsrate), auch diejenigen Fische einzuschließen, denen die Passage des Standortes flussauf- oder flussabwärts nicht gelingt und die damit für die weitere Populationserhaltung (insb. durch Nichterreichen der Laichgebiete) ausfallen, vgl. bereits Kap. 4.2.6.

¹⁶⁷⁵ CZYCHOWSKI/REINHARDT betonen in diesem Zusammenhang, dass eine unzulässige Populationsbeeinträchtigung nicht erst beim Erreichen einer akuten Bestandsgefährdung anfängt: „Eine nutzungsbedingte Reduktion der Population bis zu einem Grad, der nur eben noch die Reproduktionsfähigkeit aufrechterhält, wird daher von § 35 Abs. 1 nicht getragene.“, Czychowski/Reinhardt (2010), S. 541.

schied zu den §§ 33 und 34 WHG im § 35 WHG ein expliziter Verweis auf die Bewirtschaftungsziele gem. den §§ 27-31 WHG fehlt, ist bei der Konkretisierung der Anforderungen an den Schutz von Fischpopulationen aus rechtssystematischen Gründen ebenfalls auf die gewässerbezogen festzulegenden Bewirtschaftungsziele zurückzugreifen.¹⁶⁷⁶ Wiederum ist es von der Festlegung der Zielarten im Kontext der wasserkörperbezogenen Konkretisierung der Bewirtschaftungsziele abhängig, welche Fischarten in ihrer Population zu schützen sind.¹⁶⁷⁷ So ist im Falle einer Begründung weniger strenger Bewirtschaftungsziele auch eine entsprechende Abschwächung der Anforderungen des Fischpopulationsschutzes (z. B. durch das Ausklammern bestimmter Arten) zu folgern.¹⁶⁷⁸

Um einen effektiven Populationsschutz i. S. d. Bewirtschaftungsziele in einem Flussgebiet zu gewährleisten, sind bei der abschließenden Ableitung standortbezogener Anforderungen wiederum die Kumulationswirkungen von Wasserkraftanlagen auf die zu schützenden Populationen zu beachten.¹⁶⁷⁹ Die Durchführung erforderlicher Maßnahmen ist

¹⁶⁷⁶ Vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 541; Reinhardt (2011), S. 1092; Reinhardt (2012), S. 22 sowie S. 26. Dies schließt wiederum die Möglichkeit zur Ausweisung eines erheblich veränderten Wasserkörpers gem. § 28 Nr. 1 d) WHG (nachteilige Wirkungen auf die Stromerzeugung) sowie die Begründung von Ausnahmen gem. §§ 29-31 WHG im Falle gesamtwirtschaftlich unverhältnismäßig hoher Kosten ein, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 541. Letztlich maßgeblich sind wiederum die daraus resultierenden Festlegungen im Rahmen der Maßnahmenprogramme gem. § 82 WHG, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 542. Allerdings beschränken sich Maßnahmenprogramme im Regelfall auf Programmmaßnahmen, so dass diesen keine konkret spezifizierten Maßnahmen für bestimmte Standorte entnommen werden können, vgl. auch Kap. 5.2.5.

¹⁶⁷⁷ Vgl. BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 13f. Gerade aufgrund der übergreifenden systematischen Einbettung der Vorschrift in die Bewirtschaftungszielsystematik des WHG, ist der Auffassung von CZYCHOWSKI/REINHARDT, dass die Anforderung des § 35 WHG lediglich auf den „Schutz der in dem für die Wasserkraftnutzung vorgesehenen Gewässer vorhandenen, nicht aber einer nach naturwissenschaftlichen Maßstäben nur wünschenswerten, aber noch nicht verwirklichten Fischpopulation“, Czychowski/Reinhardt (2010), S. 54, abziele, zu widersprechen. Hierdurch würde nur dem in den Bewirtschaftungszielen enthaltenen Verschlechterungsgebot genüge getan. Das Zielerreichungsgebot der Bewirtschaftungsziele, das gerade auch die Wiederansiedlung nutzungsbedingt verdrängter Populationen (z. B. Lachs) bedingen kann, würde jedoch ignoriert.

¹⁶⁷⁸ Vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 541f. Dagegen ist eine materielle Abschwächung der Anforderungen des Populationsschutzes auf Basis der rein *einzelwirtschaftlichen* Rentabilität einzelner Anlagen nicht möglich, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 541f. Auch aus der Tatsache, dass die Wasserkraftnutzung durch das EEG gefördert wird, kann im Kontext des § 35 WHG kein genereller Vorrang gegenüber konfligierenden Belangen des Umwelt- und Naturschutzes gefolgert werden, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 539.

¹⁶⁷⁹ In diesem Kontext ist allerdings auch zu prüfen, ob und inwieweit Fischpopulationen durch andere anthropogene (insb. Schadstoffeinträge, Zerstörung von Laichhabitaten, Fischerei) oder ggf. durch natürliche Einwirkungen (z. B. Krankheiten) beeinträchtigt werden. Eine pauschale Zuweisung der Verantwortlichkeit der Wasserkraftnutzer für den tatsächlich resultierenden *Gesamtzustand* bzw. den Erhalt einer Population erscheint also nicht angemessen. Daher ist zu postulieren, dass sich die rechtlichen Schutzanforderungen des §35 WHG auf ein erforderliches Ausmaß beschränken, welches sich ergibt, wenn auch hinsichtlich aller weiteren Verursacherbereiche angemessene Vorkehrungen für den Populationsschutz getroffen wurden. Zur Koordination der Maßnahmen in den einzelnen Verursacherbereichen vor dem Hintergrund der Anforderungen der Kosteneffizienz und der Verursachergechtigkeit vgl. bereits Kap. 5.2.

durch die Behörde sowohl bei Neuzulassungen als auch bei Bestandsanlagen durch entsprechende Inhalts- und Nebenbestimmungen zur Wasserkraftnutzung sicherzustellen. Damit indiziert auch § 35 WHG eine primär ordnungsrechtliche Durchsetzung. Die Vorschrift ist ebenfalls technologieoffen, d. h., zur Gewährleistung des geforderten Populationschutzes kann auf das gesamte Spektrum geeigneter Einrichtungen und/oder Betriebsweisen, die einzeln oder in Kombination den Fischen eine hinreichende flussauf- und flussaufwärtsgerichtete Umgehung der Wasserkraftanlage ermöglichen, zurückgegriffen werden.¹⁶⁸⁰

Schließlich wird deutlich, dass an Querbauwerkstandorten mit Wasserkraftnutzung sowohl in tatbestandlicher Hinsicht als auch in Bezug auf die erforderlichen Maßnahmen eine große Überschneidung zum § 34 WHG besteht, der – wie zuvor erläutert – auf die flussauf- sowie flussabwärtsgerichtete Passierbarkeit von Querbauwerken abzielt.¹⁶⁸¹ In den Fällen, in denen Stauanlage und Wasserkraftanlage (auch wasserrechtlich) von unterschiedlichen Akteuren betrieben werden, sind daher „die Verantwortungssphären der Stauanlagenbetreiber und der Wasserkraftanlagenbetreiber im einzelnen Fall sorgfältig voneinander abzugrenzen.“¹⁶⁸²

6.2.4 Ordnungsrechtliche Konkretisierungen der Maßnahmenallokation

Die vorangegangenen Ausführungen zur Benutzungsordnung wie auch den querbauwerksbezogenen Spezialvorschriften im WHG indizieren, dass die Allokation von gewässerökologischen Maßnahmen an Querbauwerken in der Bundesrepublik Deutschland

¹⁶⁸⁰ Auch der Gesetzesbegründung sind keine technologischen Vorgaben zu entnehmen: „Es soll sichergestellt werden, dass Fische bei ihrer Wanderung grundsätzlich unbeschadet an der Wasserkraftanlage vorbeikommen.“, Deutscher Bundestag (2009a), S. 61, vgl. hierzu auch Czychowski/Reinhardt (2010), S. 541f.; Becker (2010), S. 57. Das in Frage kommende Maßnahmenpektrum umfasst daher grundsätzlich die in Kap. 3.4 aufgeführten Fischauf- und Fischabstiegsanlagen, fischschonende Betriebsweisen sowie die Möglichkeit zum Einbau fischfreundlicher Turbinen, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 542. Bei der Ermittlung der jeweils erforderlichen Maßnahmen sind auch saisonale Aspekte wie Laich- und Wanderzeiten einzubeziehen, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 542.

¹⁶⁸¹ Die gem. § 35 Abs. 1 und 2 WHG vom Wasserkraftnutzer zu leistenden Vorkehrungen zum Populationschutz beschränken sich in sachlicher Hinsicht nicht zwingend auf den Fischschutz i. e. S., also die Verhinderung von Fischschädigungen bei der Passage der Wasserkraftturbine. Vielmehr ist den jeweiligen Fischarten in einer Gesamtbetrachtung des Wasserkraftstandortes eine zur Populationserhaltung hinreichend ungefährdete Passage vom Ober- ins Unterwasser bzw. vom Unter- ins Oberwasser zu ermöglichen, vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 541. Die Ermöglichung lebensnotwendiger und damit populationserhaltender Wanderungsbewegungen von Gewässerorganismen ist auch der Fokus des § 34 WHG, vgl. Deutscher Bundestag (2009a), S. 60f.

¹⁶⁸² Reinhardt (2012), S. 24. Dies ist insb. bei Bundeswasserstraßen mit Wasserkraftnutzung von Relevanz, bei denen die Verantwortlichkeit für die ökologische Durchgängigkeit gem. § 34 Abs. 3 WHG der Bundeswasserstraßenverwaltung obliegt, vgl. hierzu auch Kap. 6.4.2.4.1. Zur Abgrenzung der ökologischen Wirkungen der Stauhaltung und Wasserkraftnutzung vgl. Reinhardt (2012), S. 23-26.

weiterhin primär ordnungsrechtlich i. S. e. direkten Verhaltenssteuerung erfolgen soll.¹⁶⁸³ Ausgehend vom wasserrechtlich verankerten Genehmigungsvorbehalt für querbauwerksbezogene Gewässerbenutzungen obliegt es den zuständigen Wasserbehörden, ordnungsrechtliche Vorgaben zur Ausübung der Gewässerbenutzung sowie zur Umsetzung der querbauwerksbezogenen Spezialvorschriften des WHG in Form von Benutzungsaufgaben einzelfallbezogen zu konkretisieren und anzuordnen.¹⁶⁸⁴ Die zentrale Maßgabe des WHG für die Konkretisierung der Anforderungen im Einzelfall sind die jeweils einschlägigen *qualitätsorientierten* Bewirtschaftungsziele gemäß §§ 27-31 WHG und die darauf ausgerichteten Maßnahmenprogramme gemäß § 82 WHG.¹⁶⁸⁵ Die Festlegung der qualitätsorientierten Bewirtschaftungsziele materialisiert sich wiederum in korrespondierenden Anforderungen an die Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten, die anhand der Methoden zur biologischen Zustandsbewertung (bspw. fiBS) zu definieren und zu messen sind.¹⁶⁸⁶ In Bezug auf die Fischfauna schlägt sich die Festlegung der Bewirtschaftungsziele wesentlich in den so genannten Zielarten der Bewirtschaftung nieder, die im Falle sekundärer Bewirtschaftungsziele von der autochthonen Fischfauna – z. B. in Bezug auf bestimmte Wanderfischarten – abweichen können.¹⁶⁸⁷ Die jeweils adressierten Zielarten bilden wiederum die Grundlage für die konkrete Ausgestaltung querbauwerksbezogener Maßnahmen im Rahmen der Maßnahmenprogramme.¹⁶⁸⁸

Über den Verweis auf die jeweiligen Bewirtschaftungsziele und Maßnahmenprogramme hinaus sind dem WHG keine weiteren, wesentlichen Vorgaben für die ordnungsrechtliche Konkretisierung querbauwerksbezogener Anforderungen im Einzelfall zu entnehmen. Insb. enthält das WHG keinerlei Vorgaben hinsichtlich der Anordnung bestimmter Maß-

¹⁶⁸³ Vgl. Durner (2009), S. 79; Durner (2010), S. 462; BMU (2010b), S. 45. Damit folgen auch diese neueren Bestimmungen des Wasserrechts dem traditionellen ordnungspolitischen Konzept, welches ordnungsrechtlichen Vorgaben im Kontext des Gewässerschutzes einen Vorrang vor Instrumenten der indirekten Verhaltenssteuerung einräumt und letzteren lediglich eine flankierende Funktion zuweist, vgl. Reinhardt (2006b), S. 207.

¹⁶⁸⁴ Vgl. Kessler (2004), S. 135.

¹⁶⁸⁵ Vgl. Kap. 6.2.2. Letztlich maßgeblich ist das ökologische Ergebnis, also die resultierende Ausprägung von Biozönosen und Ökosystemen, welche im Rahmen der biologiegestützten Bewertung des Zustands der Wasserkörper im Einzugsgebiet zum Ausdruck kommt, vgl. bereits Kap. 4.2.4 und 4.2.6.

¹⁶⁸⁶ Vgl. Kap. 4.2.6. Die Bewertung des Zustands von Oberflächengewässern anhand biologischer Qualitätskomponenten wurde in Deutschland durch die Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429) konkretisiert.

¹⁶⁸⁷ Vgl. Kap. 4.2.6 und 5.4.3. Zu den Anforderungen an die Ausweisung von HMWB und zur Begründung weniger strenger Umweltziele vgl. bereits Kap. 5.3 und 5.4.

¹⁶⁸⁸ Vgl. BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 13f. Da im ersten Bewirtschaftungszyklus die Maßnahmenprogramme i. S. v. Programmaßnahmen sehr allgemein gehalten sind, können aus ihnen im Regelfall noch keine konkreten Inhalts- und Nebenbestimmungen für den Einzelfall abgeleitet werden, vgl. bereits Kap. 5.2.5.

nahmen sowie deren konkreter, technischer Ausgestaltung. Die Konkretisierung querbauwerksbezogener Maßnahmen hinsichtlich Ausmaß und Ausgestaltung bleibt also grundlegend der untergesetzlichen Ebene vorbehalten. Zunächst kann eine weitergehende materielle Anleitung der wasserwirtschaftlichen Vollzugsbehörden bei der Konkretisierung ihrer einzelfallbezogenen Anordnungen zur Mindestwasserführung, zum Fischaufstieg sowie zum Fischschutz und -abstieg in Form von Verordnungen und behördenverbindlichen Verwaltungserlassen erfolgen.¹⁶⁸⁹ In diesem Zusammenhang wird gerade in der komplexen Wasserwirtschaft auch auf technische Regelwerke verwiesen.¹⁶⁹⁰ Durch diese technischen Regelwerke können teilweise standardisierte Anforderungen bereitgestellt werden, welche die mit begrenzten Ressourcen und begrenzten Spezialkenntnissen ausgestatteten Vollzugsbehörden bei einzelfallbezogenen Anordnungen inhaltlich entlasten und somit zu einem einheitlicheren und schnelleren Vollzug beitragen können. In der Folge ziehen Behörden diese technischen Regelwerke im Sinne eines zu erfüllenden „Stand der Technik“ zur Spezifikation ihrer ordnungsrechtlichen Auflagen im Einzelfall heran.¹⁶⁹¹ Auch mit Bezug auf gewässerökologische Maßnahmen an Querbauwerken wird in untergesetzlichen Verordnungen und Verwaltungserlassen oft auf technische Regelwerke verwiesen, so dass diesen im wasserwirtschaftlichen Verwaltungshandeln formal oder faktisch eine Funktion als zu erfüllender Stand der Technik zuerkannt wird. Dies gilt v. a. für den als verhältnismäßig gesichert eingeschätzten Kenntnisstand im Bereich des Fischaufstiegs, für den zum einen auf die „offiziellen“ Regelwerke der technischen Vereinigungen – insb. das neue DWA-Merkblatt M-509 – und zum anderen oft auch auf das im Auftrag des Landes NRW erstellte „Handbuch Querbauwerke“ Bezug genommen wird.¹⁶⁹²

Wie bereits in Kap. 3.4 erläutert, enthält das DWA-Merkblatt M-509 detaillierte geometrische und hydraulische Anforderungen für technische und naturnahe Varianten des

¹⁶⁸⁹ Vgl. Anderer et al. (2012), S. 21-48 sowie bspw. MUNLV NRW (2009a).

¹⁶⁹⁰ Technische Regelwerke werden i. d. R. durch technisch-wissenschaftliche Vereinigungen erstellt. Bedeutende technisch-wissenschaftliche Vereinigungen in der Wasserwirtschaft sind beispielweise die Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA, ehemals ATV-DVWK), der Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) sowie der DIN-Fachnormenausschuss Wasserwesen. Vielfach arbeiten Bund, Länder, Kommunen, Verbände und die Industrie i. S. d. Kooperations- und Partizipationsprinzips bei der kontinuierlichen Weiterentwicklung von technischen Regelwerken und technischen Richtlinien zusammen, die im wasserwirtschaftlichen Vollzug als maßgebliche Regeln der Technik herangezogen werden, vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 113f.; Rudolph/Block (2001), S. 22f.; BMU (2006a), S. 20; Grambow (2008), S. 119f. Darüber hinaus besteht in der Wasserwirtschaft ein intensiver Austausch mit Universitäten, Fachhochschulen und spezialisierten Instituten, vgl. bspw. Kraemer/Jäger (1997), S. 68f.

¹⁶⁹¹ Vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 113f.; Rudolph/Block (2001), S. 22f.; BMU (2006a), S. 20; Grambow (2008), S. 119f.

¹⁶⁹² Vgl. Anderer et al. (2012), S. 173.

Fischaufstiegs. Die hydraulischen und geometrischen Anforderungen werden dabei als „harte Kriterien“¹⁶⁹³ verstanden, denen also zwingend zu folgen ist, um die Eignung des Fischaufstiegs nicht weitgehend zu disqualifizieren. Dies erscheint zum einen problematisch, weil die geometrischen Festlegungen teilweise nicht aus fischbiologischer Sicht nachvollziehbar abgesichert sind, sondern eher pauschal und faustformelartig festgelegt werden (z. B. Mindestschlitzbreite als dreifache Körperdicke der größten Art¹⁶⁹⁴). Dennoch wird die Einschätzung der Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegen durch das Regelwerk der DWA vorrangig von der Anwendung der ins Merkblatt aufgenommenen Ansätze und der Einhaltung der formulierten geometrischen und hydraulischen Spezifikationen und nicht von der tatsächlich erzielbaren ökologischen Effektivität abhängig gemacht.¹⁶⁹⁵ Zum anderen erscheint diese Vorgehensweise auch vor dem Hintergrund der teils stark divergierenden Standortbedingungen problematisch. Die tatsächliche Auffindbarkeit und Passierbarkeit eines Fischaufstiegs lassen sich letztlich nur durch entsprechende hydraulische und fischbiologische Untersuchungen, Modellierungen und Modellversuche für den jeweiligen Standortkontext (Standortgeometrie, hydraulische Verhältnisse, Betriebsweisen der Wasserkraftanlage) beurteilen und optimal ausgestalten.¹⁶⁹⁶ Die tatsächlich resultierende Effektivität der Anlagen im spezifischen Standortkontext lässt sich wiederum nur mittels biologischer Funktionskontrollen feststellen.¹⁶⁹⁷ Allerdings ist zu beachten, dass eine standortbezogene und fischbiologisch fundierte Ableitung geometrischer und hydraulischer Anforderungen mit zusätzlichen Informationskosten verbunden ist. Ein Informationsnutzen (z. B. in Form von Kosteneinsparungen bei Bau und geringeren Nutzungsverlusten), der diese Informationskosten rechtfertigt, ist v. a. an größeren und mittleren Standorten mit entsprechenden Maßnahmenkosten nicht unwahrscheinlich. Zu Maßnahmen des Fischschutzes und Fischabstiegs wurde aufgrund substantieller Kenntnislücken bislang noch kein „offizielles“ technisches Regelwerk einer technischen Vereinigung, welches den Status eines Stands der Technik einnehmen könnte, erstellt.¹⁶⁹⁸

¹⁶⁹³ DWA (2010), S. 71.

¹⁶⁹⁴ Vgl. DWA (2010), S. 101.

¹⁶⁹⁵ Vgl. DWA (2010), S. 70f. Der VGB PowerTech, in dem die auch die Betreiber von Wasserkraftanlagen organisiert sind, weist darauf hin, dass von seinen Mitgliedern eine Anzahl von Fischaufstiegsanlagen realisiert wurden, deren Funktionstüchtigkeit durch Funktionskontrollen bestätigt wurde, obwohl sie in bestimmten geometrischen oder hydraulischen Parametern von den Vorgaben des Merkblattes abweichen, vgl. VGB PowerTech (2013), S. 27-33.

¹⁶⁹⁶ Vgl. Schmidt (2010), S. 193; BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 9.

¹⁶⁹⁷ Vgl. bereits Kap. 3.4.

¹⁶⁹⁸ Vgl. bereits Kap. 3.4.

Allerdings enthält das „Handbuch Querbauwerke“ auch zum Fischschutz konkrete Empfehlungen, welche ebenfalls als „Standards“¹⁶⁹⁹ bezeichnet und teilweise über das Bundesland NRW hinaus als technische Regeln für den Fischschutz referenziert werden.¹⁷⁰⁰ Demnach werden für alle Wasserkraftstandorte die Installation eines Rechens mit maximaler lichter Stabweite von 20 mm, eine maximale Anströmgeschwindigkeit von 0,5 m/s sowie geeignete Abwanderkorridore als flächendeckender Mindeststandard gefordert.¹⁷⁰¹ Für Gewässer mit diadromen Zielarten sind laut „Handbuch Querbauwerke“ strengere Standards anzulegen: ein Feinrechen mit 15 mm Stabweite und sohlnaher Bypass für Aalgewässer bzw. ein Feinrechen mit 10 mm Stabweite und oberflächennaher Bypass für Lachsgewässer.¹⁷⁰² Es wird also mit den mechanischen Barrieren ein bestimmter Ausschnitt des Alternativenraums bereits als technologischer „Standard“ gesetzt, obwohl noch substantielle Kenntnislücken bestehen und eine Umsetzbarkeit bei größeren Anlagen im Regelfall (noch) nicht gegeben ist.¹⁷⁰³

Mit Blick auf die Konkretisierung von anlagenbezogenen Anforderungen zum Fischaufstieg, aber auch zum Fischabstieg und -schutz lässt sich also eine Tendenz zur ordnungsrechtlichen Standardisierung mit eher hoher Allokationstiefe – also Vorgabe konkreter, technischer Spezifikationen – feststellen, die den verpflichteten Akteuren eher geringe Freiheitsgrade bei der Umsetzung und standortbezogenen Optimierung belässt.¹⁷⁰⁴ Es stellt sich daher die Frage, inwieweit diese im wasserwirtschaftlichen Vollzug angestrebte Standardisierung von Anforderungen mit hoher Allokationstiefe vor dem Hintergrund des finalen, qualitätsorientierten Regelungsansatzes der Umweltziele den ökologischen Erforderlichkeiten und damit dem Kosteneffizienzgebot gerecht wird.

6.2.5 Potenziale für eine marktorientierte Dezentralisierung der Allokation gewässerökologischer Maßnahmen an Querbauwerken

Die technischen Regelwerke bieten zweifelsohne einen breiten Überblick über vorhandene Technologien und Erkenntnisse zu deren Wirkungsweise. Sie liefern daher eine wertvolle Orientierung für die Ableitung eines Alternativenraums für standortbezogene

¹⁶⁹⁹ MUNLV NRW (2005), S. 160.

¹⁷⁰⁰ Vgl. Anderer et al. (2012), S. 173.

¹⁷⁰¹ Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 161.

¹⁷⁰² Vgl. MUNLV NRW (2005), S. 160.

¹⁷⁰³ Vgl. bereits Kap. 3.4.

¹⁷⁰⁴ Zu einem Überblick über technische Vorgaben zu Fischaufstiegen, Fischschutz und Mindestwasserführung in anderen Ländern der EU vgl. CIS (2011b), S. 30-33.

Maßnahmen. Eine ausschließliche Ausrichtung behördlicher Entscheidungen auf bereits in technischen Regelwerken „kanonisierte“ Erkenntnisse und Lösungen erscheint jedoch weniger geeignet, auf systematische Weise kosteneffiziente Lösungen herbeizuführen. Problematisch erscheint in diesem Zusammenhang die starke „Inputorientierung“ der Regelwerke, d. h., die Funktionsfähigkeit einer Maßnahme wird primär vom Einsatz bestimmter Mittel und deren genauer Ausgestaltung und nicht vom nachweisbaren ökologischen Resultat abhängig macht.¹⁷⁰⁵ Je detaillierter und strikter technische Spezifikationen formuliert und ordnungsrechtlich verankert werden, desto mehr werden unentdeckte, potenziell überlegene Problemlösungen vom staatlichen Planer systematisch unterschätzt und ausgegrenzt.¹⁷⁰⁶ Diese Gefahr resultiert allgemein wie auch im Kontext querbauwerksbezogener Maßnahmen aus den verbleibenden Informationsdefiziten der Behörde bzw. den Informationsasymmetrien gegenüber den Betreibern. So sind die ideale Ausgestaltung der Maßnahmen (z. B. Positionierung des Einstiegs einer Fischaufstiegsanlage in Abhängigkeit von den Betriebszuständen einer Wasserkraftanlage) und v. a. die mit der Maßnahme verbundenen Kosten in hohem Maße von den spezifischen Gegebenheiten eines Standortes abhängig, wobei den jeweiligen Gewässernutzern im Regelfall eine überlegene Orts- und v. a. Anlagenkenntnis zuerkannt werden kann.¹⁷⁰⁷ Des Weiteren ist davon auszugehen, dass die Behörde nur über eingeschränkte Informationen bzgl. der direkten und indirekten Maßnahmenkosten an einem bestimmten Standort verfügt. Hinsichtlich der direkten Maßnahmenkosten (z. B. Kosten für die Errichtung einer Fischtreppe) kann die Behörde zwar ex ante auf Erfahrungswerte von ähnlichen, bereits durchgeführten Projekten sowie daraus gemittelte Kostenschätzungen in Abhängigkeit spezifischer Parameter (wie Fallhöhe und Durchfluss) zurückgreifen (siehe bspw. Abbildung 4 zu den spezifischen Kosten von Fischaufstiegsanlagen).¹⁷⁰⁸ Die Kosten von Vergleichsprojekten sowie gemittelte Kostenrichtwerte können allerdings die starke Abhängigkeit von den spezifischen Gegebenheiten des jeweiligen Standorts nur unzureichend wiedergeben, was sich bereits in der großen Bandbreite der in Abbildung 4 abgetrage-

¹⁷⁰⁵ Seit einiger Zeit ist auch in den technischen Regelwerken ein Trend zu vermehrt ergebnisorientierten Regelungen festzustellen, d. h. die eingeforderte Funktionsleistung wird primär outputorientiert und nicht inputorientiert durch detaillierte Normvorgaben für bestimmte Maßnahmen bzw. Technikstandards definiert, vgl. Rudolph/Block (2001), S. 23. In diesem Sinne stellt das DWA-Merkblatt M-509 aufgrund seiner starken Inputorientierung also einen Anachronismus dar.

¹⁷⁰⁶ Vgl. allgemein auch Monopolkommission (2011), S. 139.

¹⁷⁰⁷ Vgl. allgemein Häder (1997), S. 49f., S. 76-83 und S. 121f.; Stuchtey (2002), S. 55 sowie bereits Kap. 2.3. Aufgrund dieser Abhängigkeit von den standortspezifischen Gegebenheiten „kann es mithin aus juristischer Sicht keine eindeutig und zwingend vorgeschriebene Lösung geben.“, Breuer (2006), S. 45.

¹⁷⁰⁸ Vgl. Kap. 3.4.

nen Kosten niederschlägt. Auch sind in diesem Zusammenhang nachträgliche Umrüstungen von Standorten nur eingeschränkt mit der Implementierung von Maßnahmen im Zuge einer Neuerrichtung eines Querbauwerks vergleichbar.¹⁷⁰⁹ Schließlich geben die Kostenschätzungen zu querbauwerksbasierten Maßnahmen typischerweise keine genaue Transparenz über die mit einer Maßnahme erreichte ökologische Effektivität, wie es bspw. bei spezifischen Kostenrichtwerten zur Reduzierung von Schadstoffen der Fall ist (z. B. € je reduzierter Tonne Nitrat). Auch wenn mittels standortbezogener Planungen die Qualität der Wirkungs- und Kostenschätzungen verbessert werden kann, verbleibt ein Informationsdefizit bzgl. der Spezialkenntnisse des Betreibers. Mit Blick auf die indirekten Maßnahmenkosten, also die Nutzeneinbußen aus der maßnahmenbedingten Nutzungseinschränkung (z. B. Erzeugungsverluste einer Wasserkraftanlage), sind die Informationsdefizite der Behörde tendenziell noch ausgeprägter. Dies liegt sowohl im Mengen- als auch im Wertgerüst der Nutzeneinbuße begründet. Für die Abschätzung der mengenmäßigen Erzeugungsverluste sind neben den nicht mehr nutzbaren Wassermengen auch die Kenntnis relevanter Anlagenparameter (z. B. Wirkungsgrad in Abhängigkeit von den Betriebszuständen) und Betriebsweisen bestimmend. Für das Wertgerüst der Erzeugungsverluste sind wiederum die individuellen Erwartungen der Betreiber bzgl. der zukünftigen Vermarktungsmöglichkeiten und der dabei erzielbaren Preise wesentlich.¹⁷¹⁰ Gerade diese individuellen Erwartungen der Betreiber stellen genuin private Informationen der Betreiber dar, die durch externe Preisschätzungen nur unzureichend wiedergegeben werden können.

Im Kontext der beschriebenen Informationsasymmetrien sowie in Bezug auf die Aufdeckung effizienter Lösungen sind weiterhin auch die unterschiedlich ausgeprägten Motivationen der beteiligten Akteure in Betracht zu ziehen. Im Ausgangspunkt ist davon auszugehen, dass weder die Behörde noch der Betreiber eines Standorts über ausreichende Informationen bzgl. der potenziell effizientesten Problemlösung am Standort verfügen (es

¹⁷⁰⁹ Vgl. bereits Kap. 3.4. In diesem Zusammenhang ist auch zu beachten, dass nachträgliche Anpassungen i. d. R. erheblich aufwändiger sind und oft eine Abweichung von optimalen Betriebsweisen implizieren.

¹⁷¹⁰ Dies gilt in vollem Umfang für die größeren Anlagenstandorte, die nicht vom EEG gefördert werden. Bei EEG-Anlagen besteht dagegen eine Transparenz über die Mindestvergütung nach EEG für die Restvergütungsdauer. Bei der Bewertung der zukünftigen Erzeugungsverluste betrachten die Betreiber (insb. bei unbefristeten Wasserrechten) allerdings auch die Zeit darüber hinaus sowie – insb. bei einem relativ geringem Mischvergütungssatz – die Möglichkeit alternativer, höherwertiger Vermarktungsmöglichkeiten. Zur EEG-Vergütung vgl. bereits Kap. 4.3.3.

handelt sich ja i. d. R. gerade um noch nicht ausgearbeitete, standortbezogene Adaptationen, Weiterentwicklungen bestehender Erfahrungen sowie ggf. Alternativen).¹⁷¹¹

Als Träger der direkten und indirekten Maßnahmenkosten hat jedoch v. a. der Betreiber eine starke Motivation zur Generierung entsprechender Erkenntnisse, mit der er seine eigene wirtschaftliche Belastung und damit die Gesamtkosten an seinem Standort minimieren kann. Jedoch ist nicht davon auszugehen, dass er eine eigenständige Motivation zur Erreichung der bestmöglichen ökologischen Effektivität hat, wenn soweit sich nicht auch in einem Kostenvorteil für ihn niederschlägt.

Demgegenüber ist zu erwarten, dass Behördenvertreter und unterstützende Planungsbüros und Forschungseinrichtungen nicht nur einen schlechteren Zugang zu standortbezogenen Informationen, sondern auch eine deutlich geringere Motivation zur Minimierung der direkten und indirekten Kosten, die bei einem Dritten anfallen, aufweisen. Ihre Motivation resultiert eher aus der Wahrnehmung ihrer Leistung in Bezug auf die ökologische Effektivität, die sich letztlich in ihrer internen und externen Reputation (z. B. mit Blick auf Aufstiegschancen innerhalb der Behörde bzw. Folgeaufträge für Planungsbüros oder Forschungsinstitute) niederschlägt.¹⁷¹² Als Indiz für einen solchen motivationsbedingten Effektivitätsfokus bei den Behörden sowie auch in technischen Vereinigungen kann die Tendenz zu eher großzügigen, d. h. auf sichere Funktionsweise gerichteten Anforderungen in Regelwerken wie dem DWA-Merkblatt M-509 angeführt werden. Diesem Effektivitätsfokus entspricht auch, dass neuartige – nach Ansicht der für ein Regelwerk maßgeblichen Expertengruppe – noch nicht hinreichend erprobte Ansätze ausgeschlossen werden.¹⁷¹³

¹⁷¹¹ Dies korrespondiert mit dem berechtigten Hinweis von GAWEL/MARK, dass in der Praxis auch nicht vorausgesetzt werden kann, dass die Akteure vollständige Kenntnis ihrer eigenen Grenzvermeidungskostenfunktionen haben, vgl. Gawel/Mark (1991), S. 65f. sowie auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 140-146.

¹⁷¹² Eine höhere Motivation zur Kostenminimierung ist bei Maßnahmen in öffentlicher Trägerschaft (z. B. Renaturierung eines Gewässers in kommunaler Zuständigkeit) anzunehmen, da die verantwortlichen Behördenvertreter auch mit dem Druck der Öffentlichkeit bzgl. eines sparsamen Umgangs mit öffentlichen Budgets konfrontiert sind. Bei unterstützenden Planungsbüros und Forschungseinrichtungen besteht sogar u. U. ein wirtschaftliches Eigeninteresse, das der Aufdeckung gesamtwirtschaftlich effizienter Problemlösungen entgegenwirken kann. Interessenkonflikte können bspw. entstehen, wenn Patente auf bestimmte Maßnahmenoptionen bestehen oder die Entlohnung für Planungsleistungen als Prozentsatz der Plankosten der Maßnahmen erfolgt.

¹⁷¹³ Im Kontext des DWA-Merkblattes M-509 können bspw. großzügige, auf eine sichere Funktionsfähigkeit ausgerichtete Bemessungsanforderungen (etwa die dreifache Körperbreite des Auslegungsfisches als Mindestschlitzbreite) sowie die Nichtberücksichtigung der so genannten Lockstrompumpe, die auf eine Reduzierung des Dotierwasserbedarfs und damit die Erzeugungsverluste abzielt, genannt werden, vgl. bereits Kap. 3.4.

Verfolgt die Behörde eine ordnungsrechtliche Anordnung von Maßnahmen auf Basis strikter technologischer Vorgaben wie den geometrischen und hydraulischen Anforderungen des DWA Merkblattes, kann zwar eine hohe ökologische Effektivität mit großer Verlässlichkeit gewährleistet werden. Die Eigenmotivation des Betreibers zur Aufdeckung kostenminimierender Problemlösungen wird jedoch weitgehend erstickt, so dass die auf der Seite des Betreibers ggf. bereits vorliegenden oder durch Eigenmotivation entwickelbaren Informationsvorteile nicht im Sinne einer gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz erschließbar sind.¹⁷¹⁴ Die beschriebenen Informationsasymmetrien implizieren im Gegenzug sogar die Gefahr, dass betroffene Betreiber im Kontext wasserrechtlicher Anordnungen ihre standortspezifischen, direkten und indirekten, Kosten sowie auch die gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten einer Maßnahme (z. B. aus dem Verlust regenerativer Stromerzeugung) gegenüber der Behörde übertrieben darstellen, um im Rahmen des einzelfallbezogenen Bewirtschaftungsermessens der Behörde eine ausnahmsweise Abschwächung der technologischen Vorgaben, eine Verzögerung der Maßnahmenumsetzung oder eine anderweitige Kompensation der Einbußen zu erreichen. Die für das Wasserrecht typische einzelfallbezogene Festlegung von Nutzungsaufgaben impliziert auch in diesem Fall eine latente Gefahr von Vollzugsdefiziten, welche durch eine starke inputorientierte Beschränkung betreiberseitiger Optimierungsmöglichkeiten tendenziell verstärkt werden dürfte.¹⁷¹⁵

¹⁷¹⁴ Vgl. allgemein bspw. Häder (1997), S. 53 sowie auch S. 174.

¹⁷¹⁵ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 15 sowie S. 109-113. Der Vollzug steht allgemein vor der Herausforderung einer fachlich richtigen Beurteilung der jeweiligen Situation und einer entsprechenden Spezifizierung und Durchsetzung von Auflagen. In diesem Zusammenhang können Vollzugsdefizite aufgrund von fachlicher Komplexität, vom Mangel insb. personeller Ressourcen in der Verwaltung, von Regelungskonflikten sowie von sonstigen Vollzugsschwächen entstehen, vgl. Grambow (2008), S. 198f. sowie auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 17; Häder (1997), S. 139f. Im Zusammenhang mit Querbauwerken und querbauwerksbasierten Wassernutzungen (Binnenschifffahrt und Wasserkraft) ist der in die behördliche Abwägung einfließende Interessenkonflikt zwischen ökologischer Durchgängigkeit und Klimaschutz zu beachten. Gesamtwirtschaftliche Zusatzkosten könnten die Behörde eher als wirtschaftliche Einbußen des Betreibers empfänglich für abgeschwächte Forderungen machen. Weitere Vollzugsschwächen können sich aus der wasserrechtlichen Position des Wassernutzers ergeben. Wie im Vorkapitel angeführt, tun sich die Wasserwirtschaftsverwaltungen schwer, neue Anforderungen bei unbefristeten Altrechten durchzusetzen. Schließlich kann gerade im Bereich gewässermorphologischer Defizite auch eine unzureichende Operationalisierung von gewässerökologischen Anforderungen zu einer Vollzugsschwäche beitragen. Obwohl die ökologische Bedeutung von Fischwegen grundsätzlich schon seit langem bekannt ist, wurden entsprechende Anforderungen im Vorfeld der Umsetzung der WRRL lediglich punktuell im Rahmen wasserrechtlicher Verfahren durchgesetzt, vgl. Lattermann (2005), S. 87. Der Abbau solcher Vollzugsdefizite kann folglich durch eine Ableitung möglichst konkreter, outputorientierter Anforderungen aus den gewässerbezogenen Zielvorgaben der WRRL (inkl. flussgebietsbezogener Auswirkungen) und die davon ausgehenden klareren Handlungsbedarfe befördert werden, vgl. Seidel/Rechenberg (2004), S. 213; Eckardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 398. Für die Wassernutzer besteht im Falle von einzelfallbezogenen Festlegungen mit Vollzugsschwächen nicht zuletzt die Gefahr einer Ungleichbehandlung. So könnten u. U. kleinere Betreiber, die ihre Interessen im Zuge wasserrechtlicher Verfahren (z. B. durch

Ausgehend von den angeführten Argumenten kann für die Allokation querbauwerksbezogener Maßnahmen gefolgert werden, dass die Effizienzpotenziale, die durch eine technologische Flexibilisierung im Rahmen einer outputorientierten, also auf die resultierende ökologische Effektivität ausgerichteten, Steuerung durch die dezentralen Kalküle der Akteure mobilisiert werden können, umso größer sind,

- (1) je vielfältiger die bekannten (und noch unbekannt)en Maßnahmenoptionen sind (Alternativenraum),
- (2) je mehr sich diese Optionen in ihren direkten und indirekten Kosten unterscheiden und
- (3) je größer die Informations- und Motivationsasymmetrie zwischen Behörde und Wassernutzer und damit die Bedeutung dezentralen Wissens einzuschätzen ist.¹⁷¹⁶

Eine technologische Flexibilisierung setzt im Gegenzug allerdings zum einen voraus, dass sich der Maßnahmenenerfolg hinreichend genau outputorientiert operationalisieren und kontrollieren lässt. Zum anderen muss sichergestellt sein, dass die technologisch alternativen Maßnahmen in Bezug auf das ökologisch relevante Resultat gleichwertig wirken (ökologische Äquivalenz) und damit als technologisch substitutional eingestuft werden können.¹⁷¹⁷

Im Folgenden werden hierzu die mit querbauwerksbasierten Nutzungen verbundenen Beeinträchtigungen der Gewässerökologie differenziert betrachtet. Zunächst wird qualitativ eingeschätzt, wie stark bei den einzelnen Beeinträchtigungen technologische Flexibilisierungspotenziale an einem Standort ausgeprägt sind.

Mit Blick auf die Reduzierung der flussauf- und flussabwärtsgerichteten Barrierewirkung von Querbauwerken lässt sich zunächst feststellen, dass sich die ökologische Effektivität von Maßnahmen mittels der in Kap. 4.2.6 erläuterten ratenbasierten Bewertung der flussauf- sowie flussabwärtsgerichteten Passierbarkeit grundsätzlich outputorientiert

die Ausschöpfung von Rechtsmitteln) weniger nachdrücklich vertreten können, eher mit Auflagen konfrontiert sein.

¹⁷¹⁶ Vgl. bereits allgemein Kap. 2.3. Zur Aufdeckung dezentralen Wissens vgl. bspw. Häder (1997), S. 52f., S. 76-83 und S. 121f.; Gawel et al. (2011), S. 75. Die LAWA betont im Zusammenhang mit Strategien zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit, dass die Auswahl der Maßnahmenart einen entscheidenden Einfluss auf die Kostenwirksamkeit aufweist, vgl. LAWA (2007), S. 7.

¹⁷¹⁷ Eine spezifizierte umweltzustandsbezogene Maßnahme kann als technologisch substitutional charakterisiert werden, soweit sie durch eine technologisch alternative Maßnahme substituiert werden kann, ohne dass die definierte ökologische Effektivität (z. B. Erreichung einer definierten Passierbarkeitsrate an einem Standort) verfehlt wird. In dem Umfang, wie eine bestimmte umweltzustandsbezogene Maßnahme technologisch zur Erreichung der definierten ökologischen Effektivität unverzichtbar ist, weist sie dagegen einen technologisch limitationalen Charakter auf. Zur Unterscheidung substitutionaler und limitationaler Maßnahmen im Kontext der Bildung kosteneffizienter Maßnahmenkombinationen vgl. bereits Kap. 5.2.1.

operationalisieren lässt.¹⁷¹⁸ Es ist allerdings vertieft zu prüfen, wie präzise die Effektivität im Rahmen eines fischökologischen Monitorings ermittelt werden kann.¹⁷¹⁹ Ausgehend von den Ausführungen in Kap. 3.4 lässt sich für den Bereich des Fischeaufstiegs weiterhin ein substantieller technologischer Alternativenraum feststellen. Es steht nicht nur eine Anzahl unterschiedlicher Typen (vom naturnahen Umgehungsgerinne bis zum Fischeaufzug) zur Verfügung; darüber hinaus bestehen vielfältige Ansatzpunkte der standortbezogenen Spezifizierung (z. B. Dotierwasserzuführung, Positionierung und Dimensionierung des Fischeaufstiegs, Anordnung des Einstiegs), die sich sowohl in ihrer Effektivität (Auffindbarkeit und Passierbarkeit des Fischeaufstiegs) als auch in den resultierenden Baukosten und Nutzungseinbußen unterscheiden.¹⁷²⁰ In bestimmten Grenzen bestehen auch bei der Verbesserung von Fischschutz und Fischabstieg substantielle technologische Freiheitsgrade. Neben verschiedenen Spezifikationen mechanischer Barrieren sowie Anordnungen und Betriebsweisen von Bypässen kann die flussabwärtsgerichtete Passierbarkeit eines Standortes auch durch die Installation fischfreundlicher Turbinen sowie durch zielgenaue Modifikation der Betriebsweise (Turbinenmanagement) in Wanderperioden verbessert werden.¹⁷²¹ Aufgrund der noch bestehenden Kenntnislücken ist allerdings nicht abschließend klar, inwieweit und unter welchen Bedingungen die unterschiedlichen Maßnahmenoptionen die gleiche Effektivität erreichen können und damit für eine bestimmte Verbesserungsanforderung ökologisch äquivalente Alternativen darstellen.¹⁷²² In Bezug auf ein Turbinenmanagement ist in diesem Zusammenhang v. a. eine hinreichend präzise Detektion bzw. Vorhersage von Wanderereignissen durch Frühwarnsysteme essentiell, um einem möglichst hohen Anteil der wandernden Individuen einen schadlosen Abstieg zu ermöglichen.¹⁷²³ Gerade im Bereich des Fischschutzes und -abstiegs kommt aufgrund der noch bestehenden Kenntnislücken den noch unentdeckten, potenziell überlegenen Problemlösungen – also den latenten technologischen Freiheitsgraden – eine besondere Bedeutung zu. Des Weiteren kann sowohl beim Fischeaufstieg als auch beim Fischschutz und -abstieg eine überlegene Anlagen- und Standortkenntnis des Betreibers einen wichtigen Beitrag zur Lösungsfindung liefern. In diesem Zusammenhang ist auch zu beachten, dass in beiden Bereichen bei der Ausgestaltung der Maß-

¹⁷¹⁸ Vgl. FGG Elbe (2009), S. 42.

¹⁷¹⁹ Vgl. hierzu näher Kap. 6.4.2.4.5.

¹⁷²⁰ Vgl. bereits Kap. 3.4.

¹⁷²¹ Vgl. bereits Kap. 3.4.

¹⁷²² Tendenziell ist bei einer niedrigeren Mindestanforderung bzgl. der Passierbarkeit von einer größeren Anzahl ökologisch äquivalenter Varianten auszugehen.

¹⁷²³ Vgl. bereits Kap. 3.4. Zur Detektion vgl. Hoffmann et al. (2010).

nahmen ein nicht unerheblicher Trade-off zwischen den direkten Baukosten und den indirekten Kosten aus Nutzungseinbußen besteht, deren ökonomische Optimierung in besonderer Weise von der individuellen Bewertung des Betreibers abhängt.

Hinsichtlich der Passierbarkeit des Querbauwerkes für Sedimente und Feststoffe, die ebenfalls einen Teilaspekt der ökologischen Durchgängigkeit darstellt, bieten sich zwar ebenfalls technologische Alternativen (von der stoßweisen Weitergabe mittels Staurationsspülung bis zu kontinuierlichen Verfahren der Sedimentweitergabe).¹⁷²⁴ Allerdings kommt es bei der Sedimentweitergabe im besonderen Maße auf die Vermeidung ökologisch schädlicher Nebenwirkungen der Weitergabe an (z. B. Schädigungen der Benthofauna infolge übermäßiger Ablagerungen im Unterlauf), die wiederum eng mit den *einzelnen Verfahren* verknüpft sind (z. B. stoßweise Staurationsspülung). Statt einer aufwändigeren outputorientierten Erfolgsmessung (z. B. Anteil des weitergegebenen Sedimentes und Anteil der bei der Weitergabe geschädigten Organismen) erscheinen daher verfahrensbezogene, also inputorientierte Vorgaben vorzugswürdig. Um dabei dennoch ein möglichst hohes Maß technologischer Flexibilität und Innovation zu ermöglichen, sollten sich die inputorientierten Vorgaben auf den Ausschluss erwiesenermaßen schädlicher Verfahren fokussieren.

Der Alternativenraum zur Reduktion der ausleitungsbedingten Beeinträchtigung des aquatischen Lebensraums in einer Restwasserstrecke ist inhaltlich deutlich beschränkter als die Anzahl der Optionen zur Verbesserung des Fischauf- und Fischabstiegs, da hier die Gewährleistung einer Mindestwasserführung mittels teilweisen Entnahmeverzichts im Wesentlichen die einzige Maßnahmenoption darstellt.¹⁷²⁵ Entscheidend für die ökologische Effektivität wie auch die Nutzungseinbußen sind allerdings die konkrete Dimensionierung sowie mögliche zeitliche Dynamisierungen, deren Differenzierung im weiteren Sinne als technologische Alternativen verstanden werden können. Zudem können flankierende Strukturmaßnahmen in der Restwasserstrecke in gewissem Umfang eine geringere Dimensionierung der Mindestwasserführung erlauben. In Bezug auf die verbleibende Lebensraumveränderung in der Ausleitungsstrecke ist allerdings keine outputorientierte Operationalisierung des Maßnahmenerfolges ersichtlich, die in Analogie zur ratenbasierten Passierbarkeit einen tragfähige Zusammenhang zur Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten herstellt und sich flexibilitätsstiftend vom inputorientierten Maß der abzugebenden Wassermenge absetzt. Hier kann letztlich nur auf die

¹⁷²⁴ Vgl. Bundesmann/Bartelt (2009).

¹⁷²⁵ Vgl. bereits Kap. 3.4 sowie auch Lange/Krull (2014), S. 264.

tatsächlich resultierende Ausprägung der biologischen Qualitätskomponenten (z. B. Fischfauna, Makrozoobenthos) in der Restwasserstrecke abgestellt werden.¹⁷²⁶

Für die weiteren Beeinträchtigungen der Gewässerökologie im Umfeld von Querbauwerken – die Lebensraumveränderung im Staubereich sowie Schädigungen durch Sunk und Schwall im Unterlauf – lassen sich keine signifikanten technologischen Flexibilisierungspotenziale feststellen. Die Lebensraumveränderung im Staubereich lässt sich im Wesentlichen nur durch eine entsprechende Beseitigung des Staus, also einen Rückbau des Querbauwerks, oder durch eine deutliche Stauzielreduzierung erreichen.¹⁷²⁷ Schäden durch Sunk und Schwall im Unterwasser lassen sich wiederum nur über eine Einschränkung entsprechender *Betriebsweisen* (insb. Schwellbetrieb) erreichen. Der Lösungsraum ist in beiden Fällen also sehr eng gesteckt, so dass kaum Raum für eine technologische Flexibilisierung besteht.

Es lässt sich somit feststellen, dass (lediglich) mit Blick auf die flussauf- und flussabwärtsgerichtete Barrierewirkung, also in den Bereichen Fischaufstieg sowie Fischschutz und Fischabstieg, gute Voraussetzungen für eine Erschließung technologischer Flexibilisierungspotenziale im Rahmen einer outputorientierten Steuerung vorliegen.

Die bisherigen Ausführungen haben die effizienzhemmenden Wirkungen einer Einschränkung der technologischen Flexibilität an einzelnen Standorten beleuchtet. Vor dem Hintergrund des in der WRRL verankerten Flussgebietsansatzes stellt sich jedoch in einem nächsten Schritt zudem die Frage, inwiefern mittels einer *standortübergreifenden* Flexibilisierung von querbauwerksbezogenen Maßnahmen die flussgebietsweite Kosteneffizienz in einem Flussgebiet verbessert werden kann. Die grundlegende Voraussetzung für standortübergreifender Kosteneffizienzpotenziale ist allerdings, dass bzgl. des betrachteten Defizits überhaupt standortübergreifende Freiheitsgrade bestehen. Diese Grundbedingung lässt sich wiederum in zwei Teilanforderungen zerlegen.

Die erste Teilanforderung ist fachlich-ökologischer Natur und leitet sich aus der Anforderung der resultierenden ökologischen Treffsicherheit im Gewässer ab.¹⁷²⁸ In diesem Zusammenhang stellt sich die Frage, ob bzw. inwiefern Vermeidungshandlungen an *un-*

¹⁷²⁶ Sofern der Wasserführung in der Restwasserstrecke darüber hinaus auch eine wesentliche Bedeutung als Wanderkorridor und damit für die ökologische Durchgängigkeit des Gewässers zukommt, lässt sich der diesbezügliche Erfolg der Maßnahme wiederum als Wanderkorridor im Kontext der standortbezogenen Passierbarkeit des Standortortes operationalisieren.

¹⁷²⁷ Vgl. bereits Kap. 3.4.

¹⁷²⁸ Zum Kriterium der ökologischen Treffsicherheit vgl. allgemein bereits Kap. 2.3.

terschiedlichen Standorten die gleiche Auswirkung in Bezug auf das adressierte Umweltqualitätsniveau – den ökologischen Zustand der Gewässer – aufweisen und somit als ökologisch äquivalent einzustufen sind.¹⁷²⁹ In der standortübergreifenden Perspektive ist die ökologische Äquivalenz hinsichtlich der räumlichen Ursache-Wirkungs-Beziehungen von Umwelteinwirkung und Umweltauswirkung zu prüfen.¹⁷³⁰ Im Kontext der querbauwerksbezogenen Beeinträchtigungen sind „immissionsseitig“ die qualitätsorientierten, wasserkörperbezogenen Umweltziele der WRRL (bzw. Bewirtschaftungsziele des WHG) maßgeblich, wobei auch deren flussgebietsbezogene Zusammenhänge zu beachten sind.¹⁷³¹ Im Sinne der Umweltziele der WRRL sind zwei, auf den jeweiligen Standort bezogen gleichwertige, Vermeidungsmaßnahmen (z. B. Verringerung des Eintrages eines bestimmten Schadstoffes um die gleiche Menge) erst dann vollkommen ökologisch äquivalent, wenn sie in allen Wasserkörpern einer Flussgebietseinheit die gleiche Auswirkung auf die resultierenden Ausprägungen der biologischen Qualitätskomponenten (z. B. die Fischfauna) haben. Demgegenüber liegt keine ökologische Äquivalenz von Maßnahmen vor, wenn sich die resultierenden Auswirkungen in mindestens einem Wasserkörper des Flussgebietes (über eine zu definierende Toleranz hinaus) unterscheiden.¹⁷³² Dies kann wiederum dazu führen, dass für die betroffenen Wasserkörper die entsprechenden Umweltzielsetzungen verfehlt werden. In einem solchen Fall würde eine standortübergreifende Flexibilisierung der Maßnahmen den von der WRRL und vom WHG definierten Anforderungen an die ökologische Treffsicherheit entgegenstehen. Um die Verwirklichung der Umwelt- bzw. Bewirtschaftungsziele nicht zu gefährden, kann standortübergreifende Flexibilität demnach nur insoweit gewährt werden, wie Maßnahmenoptionen an unterschiedlichen Standorten in Bezug auf die Umweltqualität als räumlich substitutional und somit als austauschbar einzuschätzen sind.¹⁷³³ Im Fol-

¹⁷²⁹ Vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 26.

¹⁷³⁰ Vgl. hierzu bereits Kap. 2.3 sowie Kap. 4.2.4.

¹⁷³¹ Vgl. hierzu bereits Kap. 4.2.4, 4.2.6, 5.2.1 sowie auch BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 12.

¹⁷³² Da eine vollkommene Identität der Auswirkungen in der Praxis kaum erreichbar ist, werden in der Praxis bestimmte Toleranzen fachlich zu definieren sein. Die Gleichartigkeit der ökologischen Auswirkungen im Rahmen solcher fachlicher Toleranzen wird im Folgenden als hinreichende ökologische Äquivalenz verstanden. Im Bereich stofflicher Belastungen ist eine unzureichende ökologische Äquivalenz insb. auf eine ungleichförmige Ausbreitung des betreffenden Schadstoffes im Transportmedium Wasser zurückzuführen. Die räumliche Flexibilisierung von Vermeidungsmaßnahmen kann in diesem Fall zu räumlichen Akkumulationen des Schadstoffs, so genannten Hot Spots, führen, vgl. bereits Kap. 2.3.

¹⁷³³ Räumliche Substitutionalität zwischen Standorten impliziert in gewissen Umfang eine technologische Substitutionalität, da die konkrete Ausgestaltung (z. B. einer Fischtreppe) standortspezifisch ist. Eine Maßnahme kann dann so weit als räumlich substitutional charakterisiert werden, wie sie durch eine Maßnahme an einem anderen Standort substituiert werden kann, ohne dass die definierte ökologische

genden werden wiederum die mit querbauwerksbasierten Nutzungen verbundenen Beeinträchtigungen der Gewässerökologie differenziert betrachtet, um qualitativ einzuschätzen, inwiefern eine räumliche Substitutionalität von Maßnahmen angenommen werden kann und wie stark demnach räumliche Flexibilisierungspotenziale bei den einzelnen Beeinträchtigungen zum Tragen kommen können.

Zur Einschätzung der räumlichen Substitutionalität von Maßnahmen an unterschiedlichen Querbauwerkstandorten ist es zweckmäßig, die unterschiedlichen Beeinträchtigungen in Nah- und Fernwirkungen zu differenzieren.¹⁷³⁴ Als Nahwirkung eines Querbauwerks können diejenigen querbauwerksbedingten Beeinträchtigungen bezeichnet werden, deren Ausmaß und Auswirkung im Gewässer allein von der Ausgestaltung dieses Querbauwerkstandorts bestimmt wird und deren ökologische Wirkung spätestens an den benachbarten Querbauwerkstandorten endet.¹⁷³⁵ Eine solche Nahwirkung impliziert, dass entsprechende ökologische Verbesserungsmaßnahmen als räumlich limitational zu klassifizieren sind, d. h., dass eine Reduzierung der Beeinträchtigung nur an dem betreffenden Standort erreicht werden kann.¹⁷³⁶ Demgegenüber können diejenigen querbauwerksbedingten Beeinträchtigungen als Fernwirkung charakterisiert werden, die sich querbauwerks- bzw. standortübergreifend in einem hydrologisch und ökologisch zusammenhängenden Fließgewässersystem auswirken. Die impliziert, dass das Gesamtausmaß der ökologischen Auswirkung an einem Ort und zu einem Zeitpunkt von mehreren Querbauwerken kumulativ bestimmt wird.¹⁷³⁷ In diesem Fall weisen Maßnahmen an unterschiedlichen Standorten einen räumlich substitutionalen Charakter in Bezug auf die betrachtete Fernwirkung auf. Das heißt, eine bestimmte ökologisch äquivalente Reduzierung der kumulativen Beeinträchtigung (Fernwirkung) kann alternativ über eine Maßnahme an einem anderen Standort erreicht werden. Eine perfekte räumliche Substitutionalität von Maßnahmen ist allerdings für die Praxis nahezu auszuschließen, da im Re-

Effektivität, also die Erreichung des guten ökologischen Zustands auf Basis der biologischen Qualitätskomponenten, verfehlt wird. In dem Umfang, wie eine bestimmte umweltzustandsbezogene Maßnahme an einem bestimmten Standort zur Erreichung der definierten ökologischen Effektivität unverzichtbar ist, weist sie einen räumlich limitationalen Charakter bzgl. des Umweltziels auf, vgl. bereits Kap. 5.2.1.

¹⁷³⁴ Vgl. bereits Kap. 2.3 und 5.2.1.

¹⁷³⁵ Der Begriff Nahwirkung bezieht sich somit nicht auf eine eng begrenzte räumliche Distanz, sondern ist als „nicht standortübergreifend“ zu verstehen. Zur Abgrenzung von Fern- und Nahwirkungen vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 50f. und S. 55f.; Gawel et al. (2011), S. 84.

¹⁷³⁶ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 84.

¹⁷³⁷ Zur Fernwirkung von Querbauwerken vgl. auch FGG Weser (2008), S. 17.

gelfall eine Überlappung von Defiziten mit Fern- und Nahwirkungscharakter vorliegt.¹⁷³⁸ Die räumliche Substitutionalität von Maßnahmen ist umso ausgeprägter, je mehr die von ihr adressierten ökologischen Beeinträchtigungen als Fernwirkung charakterisiert werden können.¹⁷³⁹ Es erscheint daher für die Praxis zweckmäßig, auf eine hinreichende Dominanz der adressierten Fernwirkung mit vernachlässigbaren Nahwirkungen abzustellen und daran die räumliche Substitutionalität von Maßnahmen an unterschiedlichen Standorten festzumachen. Hiervon ausgehend wird nun eine qualitative Einordnung der querbauwerksbedingten Beeinträchtigungen der Gewässerökologie vorgenommen.

Die flussaufwärts- sowie flussabwärtsgerichtete Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit aufgrund der Barrierewirkung eines Querbauwerks (ggf. inkl. Wasserkraftanlage) kann sowohl einen Nah- als auch einen Fernwirkungscharakter aufweisen. So ergibt sich eine Nahwirkung im Hinblick auf diejenigen Wanderungsbewegungen aquatischer Organismen, die in ihrem natürlichen Lebenszyklus nur ein einzelnes Querbauwerk flussaufwärts oder flussabwärts zu überwinden haben. Eine dominante Nahwirkung kann somit vorliegen, wenn sich die Wanderbewegungen der betroffenen Arten vornehmlich auf wenige Kilometer beschränken (lokale Kurzdistanzwanderungen).¹⁷⁴⁰ Hinsichtlich der Behinderung der Wanderungsbewegungen von Arten, die aufgrund ihres natürlichen Migrationsverhaltens sowie aufgrund der Dichte der Querbauwerke mehrere Querbauwerkstandorte flussaufwärts oder flussabwärts passieren müssen, bildet die Barrierewirkung eines Querbauwerkes dagegen auch eine Fernwirkung aus.¹⁷⁴¹ Dies ist insb. für Querbauwerke an Gewässerstrecken anzunehmen, die diadromen Langdistanzwanderfischen als Wanderroute dienen.¹⁷⁴² Im Falle querbauwerksübergreifender Wanderungen kumulieren sich die wanderungshemmenden Wirkungen der Querbauwerke und Wasserkraftanlagen multiplikativ (Kettenwirkung).¹⁷⁴³ Das heißt wiederum, dass die

¹⁷³⁸ Ein nahezu idealer Fernwirkungscharakter wird dem Treibhausgas CO₂ zugeschrieben. Aufgrund der gleichförmigen globalen Ausbreitung wird angenommen, dass es für die Treibhauswirkung unerheblich ist, wo auf der Welt eine bestimmte Menge emittiert oder eingespart wird. Zudem werden überschaubare zeitliche Versetzungen der Emission als unerheblich angesehen, vgl. bspw. Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 76; Endres (2013), S. 355.

¹⁷³⁹ Vgl. Bonus (1990), S. 353.

¹⁷⁴⁰ Eine *reine* Nahwirkung ist aber auch in diesen Fällen nicht anzunehmen, da für die Ausbreitung dieser Arten und den genetischen Austausch im Flussgebiet sowie die Kompensation natürlicher Verdriftung sukzessive auch längere Wanderungsbewegungen zu erwarten sind, die i. d. R. mehrere Querbauwerkstandorte tangieren, vgl. bereits Kap. 3.3.

¹⁷⁴¹ Vgl. FGG Weser (2008), S. 18f.

¹⁷⁴² Bei einer hohen Querbauwerksdichte können auch Mittel- und im Extremfall sogar Kurzdistanzwanderungen von mehreren Querbauwerken beeinträchtigt werden.

¹⁷⁴³ Vgl. FGG Weser (2008), S. 18f. Zur multiplikativen Wirkung von Querbauwerksketten vgl. bereits Kap. 4.2.6.

ökologische Gesamtwirkung einer Querbauwerkskette auf die Erreichbarkeit einer bestimmten Migrationsdestination (in bestimmten Grenzen) über räumlich alternative Ansatzpunkte beeinflussbar ist und demnach die relevanten Maßnahmenoptionen an unterschiedlichen Standorten in Bezug auf diese Kettenwirkung einen räumlich substitutionalen Charakter aufweisen.¹⁷⁴⁴

Es zeigt sich, dass die Charakterisierung der Barrierewirkung von Querbauwerken als Nah- oder Fernwirkung und damit die räumliche Substitutionalität von Maßnahmen zur Verbesserung des Fischaufstiegs sowie des Fischschutzes und -abstiegs entscheidend von der Lage und Anzahl der Querbauwerke in Bezug zur Ausprägung der jeweiligen Migrationsdestinationen und -strecken in einem Flussgebietssystem abhängig sind.¹⁷⁴⁵ Ein homogener kumulativer Effekt im Sinne einer Fernwirkung besteht für Querbauwerke jeweils nur in Bezug auf bestimmte Migrationsteilsysteme, die durch eine Wanderstrecke zwischen einem bestimmten Migrationsursprung (z. B. Meer) und der zugehörigen Migrationsdestination (z. B. Laichhabitat in einem Oberlauf) abgegrenzt sind. Da die jeweiligen Arten unterschiedliche Wanderungsbedürfnisse innerhalb eines Fließgewässersystems mit unterschiedlichen Migrationsursprüngen und -destinationen aufweisen, sind solche Migrationsteilsysteme zunächst artbezogen (z. B. Lachs) zu differenzieren. Darüber hinaus können innerhalb einer bestimmten Art mehrere Migrationsteilsysteme bestehen, wenn mehrere Laichhabitate der gleichen Art in unterschiedlichen Zuflüssen eines verzweigten Fließgewässersystems bestehen bzw. erschlossen werden sollen (Teilpopulationen). Dementsprechend ist gerade bei Querbauwerken im Unterlauf eines Fließgewässersystems zu erwarten, dass sie Bestandteil mehrerer Migrationsteilsysteme sind, da sie auf den Migrationsstrecken mehrerer Arten (z. B. Lachs und Aal) oder auf Migrationsstrecken der gleichen Art mit unterschiedlichen Migrationsdestinationen (Laichhabitate in verschiedenen Zuflüssen) liegen. An solchen Standorten sind also die Anforderungen mehrerer Migrationsteilsysteme gleichzeitig zu erfüllen, wodurch die technologische oder räumliche Handlungsflexibilität, die sich isoliert aus einem Migrationsteilsystem ergeben würde, entsprechend eingeschränkt werden kann.¹⁷⁴⁶

¹⁷⁴⁴ Eine Sonderstellung kommt in diesem Zusammenhang jedoch (noch) vollkommen unpassierbaren Querbauwerkstandorten zu. Solange ein Querbauwerk auf einer Wanderstrecke vollkommen undurchlässig ist (Passierbarkeitsrate 0 %), sind Maßnahmen an anderen Standorten diesbezüglich obsolet, da die Gesamterreichbarkeit der betrachteten Migrationsdestination im multiplikativen Zusammenhang weiterhin Null beträgt. Dementsprechend sind Maßnahmen, die zumindest eine Teildurchlässigkeit eines Querbauwerkes herstellen, als limitational zu charakterisieren, vgl. auch Kap. 6.4.2.3.2.

¹⁷⁴⁵ Vgl. FGG Weser (2008), S. 16.

¹⁷⁴⁶ Vgl. hierzu auch das folgende Kap. 6.4.2.

Eine weitere Einschränkung der räumlichen (und technologischen) Handlungsflexibilität kann durch spezifische Ansprüche „lokaler“, nicht querbauwerksübergreifend wandernder Arten – also nahwirkungsbedingt – erforderlich sein. Allerdings kann für wanderfischorientierte Maßnahmen des Fischeaufstiegs sowie Fischschutzes und -abstiegs insgesamt von einem hohen synergetischen Potenzial zu den weiteren Arten ausgegangen werden. Das heißt, wenn Maßnahmen auf die Ansprüche von großen Langdistanzwanderfischen wie dem Lachs (aber auch Meerforelle, Maifisch) ausgerichtet werden, ist mit Blick auf die wasserkörperbezogenen Umweltziele im Regelfall eine hinreichende Abdeckung der Ansprüche der anderen Arten zu erwarten.¹⁷⁴⁷ Beim Fischeaufstieg liegt das insb. daran, dass die Wanderfische aufgrund ihrer Größe i. d. R. den für die Dimensionierung kritischen Bemessungsfisch darstellen, so dass für Langdistanzwanderfische dimensionierte Fischeaufstiege auch für die anderen Fischarten in einem populationsdynamisch hinreichenden Ausmaß auffindbar und passierbar sind.¹⁷⁴⁸ Weiterhin kann in diesem Zusammenhang angeführt werden, dass Langdistanzwanderfische aufgrund ihrer besonderen Exponiertheit gegenüber der Kettenwirkung von Querbauwerkstandorten die höchsten Ansprüche an die spezifische Effektivität standortbezogener Maßnahmen stellen, die sich in den flussauf- bzw. flussabwärtsbezogenen Passierbarkeitsraten für diese Arten niederschlägt. Da kürzer wandernde sowie „lokale“ potamodrome Fischarten in deutlich geringerem Ausmaß der kumulativen Kettenwirkung ausgesetzt sind und die Migration für sie zudem eine geringere populationsdynamische Bedeutung aufweist, ist es plausibel, dass bei diesen Arten geringere standortbezogene Passierbarkeitsraten toleriert werden können, ohne die Stabilität der Populationen im Sinne der wasserkörperbezogenen Umweltziele zu gefährden. In gleicher Weise kann argumentiert werden, dass Maßnahmen des Fischschutzes und -abstiegs, die einen hinreichend effektiven Schutz für abwandernde Lachsjungfische (Smolts) und ggf. abwandernde Aale liefern, im Regelfall ebenfalls eine populationsdynamisch hinreichende Effektivität für die weiteren Fischarten implizieren.¹⁷⁴⁹ Im Regelfall erscheint es also insb. für Migrationsteilsysteme mit anadromen Langdistanzwanderfischen wie dem Lachs tragfähig, von einer impliziten Abdeckung der Ansprüche der weiteren Zielarten und damit insgesamt von einem dominanten Fernwirkungscharakter der Barrierewirkung der entsprechenden Querbauwerke auszugehen.¹⁷⁵⁰ Eine Sonderstellung kommt in diesem Zusammenhang der katadromen Wanderfischart

¹⁷⁴⁷ Vgl. BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 10.

¹⁷⁴⁸ Zur Dimensionierung von Fischeaufstiegen vgl. bereits Kap. 3.4.

¹⁷⁴⁹ Vgl. MUNLV NRW (2007), S. 12 sowie Kap. 6.2.4.

¹⁷⁵⁰ Zur Anforderung einer hinreichenden Dominanz des Fernwirkungscharakters vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 61f.

Aal zu, deren Verhalten bei der Migration und der Passage von Querbauwerken einige Eigenheiten aufweist, die auch noch nicht abschließend erforscht sind.¹⁷⁵¹ Hieraus können standortbezogene Zusatzanforderungen resultieren, die über separate Maßnahmen (z. B. separate Aalleiter für den Aufstieg, bodennaher Bypass für den Abstieg) zu adressieren sind.¹⁷⁵² Ähnliche Zusatzanforderungen sind im Einzelfall auch bzgl. bestimmter potamodromer Zielarten nicht auszuschließen.

In Bezug auf nutzungsbedingte Ausleitungen von Wasser aus dem Mutterbett (Restwasserstrecke) lassen sich ebenfalls Nah- und Fernwirkungen identifizieren.¹⁷⁵³ Die an den jeweiligen Standorten aufgrund des Wasserentzugs auftretende Lebensraumveränderung in der Restwasserstrecke kann in den meisten Fällen als Nahwirkung eines Querbauwerkstandorts eingestuft werden. Da das ausgeleitete Wasser – zumindest bei Ausleitungen zur Wasserkraftnutzung – im Regelfall unterhalb des Krafthauses wieder dem Mutterbett zugeführt wird, ist die von einer bestimmten Ausleitung ausgehende Beeinträchtigung der Restwasserstrecke auf den lokalen Standort begrenzt und wird allein vom Ausmaß der Ausleitung am direkt anliegenden Querbauwerk determiniert.¹⁷⁵⁴ Um die wasserkörperbezogenen Umweltziele nicht zu gefährden, ist im Regelfall eine bestimmte Mindestqualität der hydrologischen Bedingungen und damit der biologischen Qualitätskomponenten in der Restwasserstrecke sicherzustellen.¹⁷⁵⁵ Hieraus ergibt sich eine nahwirkungsbedingte Anforderung an eine Mindestwasserführung, bzgl. der keine räumliche (und wenig technologische) Flexibilität besteht. Die Restwasserstrecke kann aber auch als Wanderkorridor fungieren. Hieraus können sich – je nach Art und Größe der wandernden Fische – erhöhte Anforderungen an die Wasserführung in der Restwasserstrecke ergeben. Diese zusätzliche, über die nahwirkungsbedingte Mindestwasserführung hinaus

¹⁷⁵¹ Vgl. bspw. Hoffmann et al. (2010), S. 24 sowie bereits Kap. 3.4 und 4.2.6.

¹⁷⁵² Durch die Notwendigkeit von Zusatzmaßnahmen für den Aal wird die Handlungsflexibilität gegenüber der isoliert betrachteten Fernwirkung für den Lachs oder Ähnlichem nicht zwingend eingeschränkt, wohl aber kann sich die ökonomische Vorteilhaftigkeit durch synergetische Wirkung bestimmter Maßnahmenkombination verschieben. So schützt ein Feinrechen für den Lachs auch den größeren Aal vor dem Eintritt in die Turbine, es entstehen jedoch Zusatzkosten für den bodennahen Bypass und dessen Dotierung. Bei einem alternativen Frühwarnsystem und Turbinen muss dagegen mit ausgehnteren Aktivitätsphasen und damit Erzeugungsverlusten gerechnet werden. Außerdem muss die Frühwarnung für beide Arten konzipiert werden.

¹⁷⁵³ Zu den ökologischen Auswirkungen von Ausleitungen vgl. bereits Kap. 3.3.

¹⁷⁵⁴ Vgl. Lange/Krull (2014), S. 258-267. Anders sieht es bei dauerhaften Ausleitungen ohne Rückführung aus. Dies kann bspw. bei Trinkwasserentnahmen und Bewässerungen der Fall sein, bei denen das Wasser bspw. verdunstet oder das geklärte Abwasser einem anderen Gewässer zugeführt wird. Dauerhafte Entnahmen wirken sich also verstärkend bei weiteren (auch nur streckenweisen) Ausleitungen im Unterlauf aus.

¹⁷⁵⁵ Dies muss nicht unbedingt erforderlich sein, wenn die betreffende Restwasserstrecke im Verhältnis zum Wasserkörper sehr klein ist, so dass die ökologische Zustandsbewertung des Wasserkörpers durch den Zustand der Restwasserstrecke nicht signifikant beeinflusst wird.

gehende, Wasserführung in die Ausleitungsstrecke ist der flussauf- wie flussabwärtsgerichteten Gesamtbarrierewirkung des betreffenden Standorts zuzurechnen und trägt insofern zu der oben erläuterten Fernwirkung des Standorts bei. Das heißt im Gegenzug, dass die Bereitstellung einer die nahwirkungsbezogene Mindestwasserführung *übersteigenden* Abflussanteils sowie die Errichtung einer entsprechenden Aufstiegshilfe am Ausleitungswehr in technologischer Hinsicht in Konkurrenz zu anderen Lösungen am Standort (z. B. Fischaufstieg am Krafthaus) und im Rahmen einer Kettenwirkung wiederum in Konkurrenz zu Maßnahmen an anderen Standorten desselben Migrationsteilsystems stehen. Es lässt sich somit feststellen, dass sich die Nah- und Fernwirkungen einer Ausleitung anhand des Abflussanteils strukturell separieren lassen.

Dagegen wirkt sich die Lebensraumveränderung im Rückstau eines Querbauwerks lediglich auf eine bestimmte, eingestaute Gewässerstrecke oberhalb des Querbauwerks aus und kann unter normalen hydrologischen Bedingungen maximal bis an das nächste, oberhalb liegende Querbauwerk heranreichen. Eine signifikante querbauwerksübergreifende Wirkung liegt somit im Regelfall nicht vor.¹⁷⁵⁶ Ebenso kann die Ausprägung eines Rückstaus in signifikantem Ausmaß nur über Veränderungen des direkt zugehörigen Querbauwerks (insb. einen Rückbau) beeinflusst werden. Folglich ist die Lebensraumveränderung im Rückstau als Nahwirkung eines Querbauwerkes zu charakterisieren.¹⁷⁵⁷

Nach Betrachtung der unterschiedlichen querbauwerksbasierten Beeinträchtigungen lässt sich zusammenfassen, dass der flussauf- und flussabwärtsgerichteten Barrierewirkung von Querbauwerken an Migrationsteilsystemen mit (Langdistanz-)Wanderfischarten ein dominierender Fernwirkungscharakter zuerkannt werden kann. Dementsprechend lassen sich Maßnahmen zur Reduktion der kumulativen Barrierewirkung innerhalb des gleichen Migrationsteilsystems im Prinzip als hinreichend räumlich substitutional einstufen und sind damit einer standortübergreifenden Flexibilisierung zugänglich. Demgegenüber sind die lokalen Lebensraumveränderungen im Rückstau sowie in der Restwasserstrecke vornehmlich als Nahwirkung zu charakterisieren, so dass entsprechende Maßnahmen einen

¹⁷⁵⁶ Eine Ausnahme bilden solche Rückstaue, die aufgrund des Verlusts der Fließgewässereigenschaften (Orientierungsverlust für strömungsorientierte Organismen) oder unzureichender Gewässerqualität (z. B. Sauerstoffmangel) selbst ein Wanderungshindernis darstellen. In diesen Fällen besteht ebenso wie bei den Querbauwerken selbst eine Fernwirkung, die hinsichtlich der Erreichbarkeit von Migrationsdestinationen zu berücksichtigen ist.

¹⁷⁵⁷ Auch für die flussabwärts entstehenden Beeinträchtigungen aus Geschiebemangel sowie Sunk und Schwall ist für den Regelfall anzunehmen, dass der Nahwirkungscharakter vorherrschend ist, auch wenn sich Geschiebemangel sowie Sunk und Schwall in gewissem Umfang über mehrere Standorte hinweg fortpflanzen können.

räumlich limitationalen Charakter haben und keiner standortübergreifenden Flexibilisierung zugänglich sind.

Über eine prinzipielle räumliche Substitutionalität von Maßnahmen hinaus setzt eine standortübergreifende Handlungsflexibilität im Bereich der Barrierewirkung von Querbauwerken als zweite Teilanforderung voraus, dass in einem System mit ökologisch äquivalenten Wirkungen (hier: Migrationsteilsystem) auch tatsächliche Freiheitsgrade beim *insgesamt* erforderlichen Handlungsbedarf bestehen. Diese Teilanforderung hat sowohl eine fachliche als auch eine regulatorische Dimension.¹⁷⁵⁸ Müsste die Erreichbarkeit aller potenziellen Laichhabitate aus fachlichen oder regulatorischen Gründen *generell* entsprechend den technischen Möglichkeiten *maximiert* werden, hätte dies zur Folge, dass an *allen* Querbauwerkstandorten die derzeit technisch *maximale* Verbesserung der flussauf- sowie flussabwärtsgerichteten Passierbarkeit herbeigeführt und periodisch den technischen Fortschritten angepasst werden müsste.¹⁷⁵⁹ Das Abstellen auf einen solchen Maximierungsansatz erscheint jedoch im Kontext der Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen weder fachlich zwingend noch entspricht er der von der WRRL geprägten Regelungssystematik. Letztere ist in Bezug auf nicht emissionsbezogene Defizite grundlegend qualitätsorientiert angelegt, d. h., die ökologische Durchgängigkeit ist so weit zu gewährleisten, dass die Ausprägungen der biologischen Qualitätskomponenten (z. B. Fischfauna) den Anforderungen des Umweltziels (primär guter Zustand) entsprechen.¹⁷⁶⁰ In Kap. 4.2.6 wurde verdeutlicht, dass sich die Anforderungen an die Ausprägung der Fischfauna hinsichtlich der Wanderfischarten populationsbiologisch in die Anforderung einer Mindestreichbarkeit der Migrationsdestinationen (z. B. Laichhabitate) überführen lassen. Als Orientierungswert lässt sich der Literatur entnehmen, dass aus populationsbiologischer Sicht mindestens 50 % der Individuen ihre jeweilige Migrationsdestination (z. B. Laich- und Aufwuchshabitate im Oberlauf) erreichen müssen, damit eine sich selbst tragende Reproduktion der entsprechenden Teilpopulation wahrscheinlich ist.¹⁷⁶¹ Im Sinne des qualitätsorientierten Regelungskonzepts der WRRL ist für die Entwicklung stabiler,

¹⁷⁵⁸ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 26-28, S. 102-104, S. 121-123 sowie S. 136-140.

¹⁷⁵⁹ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 121-123 sowie S. 136-140 sowie auch Rehbinder (1994), S. 226-230.

¹⁷⁶⁰ Zum qualitätsorientierten Regelungskonzept der WRRL vgl. ausführlich Kap. 4.2.4. Die Qualitätsorientierung der Umweltziele der WRRL liegt auch den entsprechenden Bewirtschaftungszielen des WHG zugrunde, vgl. bereits Kap. 4.2.2.1 sowie 6.2.2.

¹⁷⁶¹ Vgl. FGG Weser (2008), S. 18; LUWG (2008), S. 117f.; Anderer et al. (2010a), S. 35f.; Anderer/Dumont/Massmann (2010), S. 38 sowie auch Kap. 5.4.3. Im Handbuch Querbauwerke wird allerdings für anadrome Arten eine Gesamtüberlebensrate von 75 % gefordert, vgl. MUNLV NRW (2005), S. 155-157 sowie auch DWA (2006), S. 74.

sich selbst tragender Populationen also die Gewährleistung der jeweils fachlich erforderlichen Mindesterreichbarkeitsraten zielführend und ausreichend.¹⁷⁶² Dies bedeutet wiederum, dass sich die zu gewährleistenden Passierbarkeitsraten an den Querbauwerken im qualitätsorientierten Regelungskonzept der WRRL nicht zwingend aus dem technisch maximal Erreichbaren, sondern rekursiv aus dem ökologischen Erfordernis der umweltzielkonformen Mindesterreichbarkeit der jeweiligen Migrationsdestinationen bestimmen.¹⁷⁶³ Die dazu *im Durchschnitt* zu gewährleistende Mindestpassierbarkeit der Standorte ist wiederum von der Anzahl sowie auch von der Art und Nutzung der Querbauwerke im jeweiligen Migrationsteilsystem abhängig. Dabei nähert sich die durchschnittliche Passierbarkeitsanforderung mit steigender Anzahl der (auch zukünftig weiter zu nutzenden) Querbauwerke dem technisch möglichen Maximum der Mitigationsmaßnahmen (also ohne die vollständige Nutzungsaufgabe durch Rückbau) an.¹⁷⁶⁴ Es lässt sich somit feststellen, dass die in einem Migrationsteilsystem vorhandenen Freiheitsgrade, die die

¹⁷⁶² Regelungssystematisch ausgedrückt: „es ist ja gerade der berechnete Sinn eines qualitativen Konzepts, die Tragefähigkeit der Umwelt auszunutzen.“; Köck (1997), S. 83. Konditionale Anforderungen in Form technischer Standards und Betreiberpflichten sollten sich dagegen im Rahmen eines finalen Regelungsansatzes auf die Formulierung von Mindestanforderungen beschränken, die gewässerübergreifend unabhängig von den jeweiligen qualitätsbezogenen Anforderungen Gültigkeit beanspruchen können, vgl. Breuer (2005), S. 20. Zur Abgrenzung des emissionsorientierten sowie des immissions- bzw. qualitätsorientierten Regelungsansatzes sowie deren Bedeutung im Kontext der WRRL vgl. bereits Kap. 4.2.4.

¹⁷⁶³ Diesbezüglich besteht also ein Unterschied zu stoffbasierten Belastungen von Gewässern durch Einleitungen. Für diese ist im Rahmen des kombinierten Ansatzes nach Art. 10 WRRL gleichzeitig auch das Emissionsprinzip maßgeblich. Das Emissionsprinzip stellt demnach ein Hemmnis für die Ausnutzung immissionsseitiger, standortübergreifender Flexibilität bei Einleitungen dar. Immissionsbezogen überdurchschnittliche Vermeidungsleistungen an bestimmten Standorten können nicht zur Kompensation unterdurchschnittlicher Vermeidungsleistungen an anderen Standorten herangezogen werden, da für alle Standorte einheitliche technische Standards zur Emissionsbegrenzung anzulegen sind. Werden in diesem Kontext Anstrengungen zu einer flexibilitätsermöglichenden Übererfüllung der Standards unternommen, zieht dies nach dem Emissionsprinzip letztlich eine entsprechende Verschärfung der Emissionsstandards für alle Standorte nach sich, so dass potenzielle Freiheitsgrade – aus regulatorischen Gründen – nicht längerfristig bestehen können, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 26-28 und S. 87-102 sowie (differenzierter) Rehbinder (1994), S. 226-230.

¹⁷⁶⁴ Dies sei an zwei einfachen Beispielen verdeutlicht: Die populationsbiologische Mindesterreichbarkeit zur Erschließung von Laichhabitaten einer Art betrage 50 %. Um Habitat A zu erreichen, sind 5 Querbauwerke zu überwinden (Migrationsteilsystem 1), für Habitat B sind es 10 Querbauwerke (Migrationsteilsystem 2). Für das Migrationsteilsystem 1 ergibt sich demnach rekursiv eine durchschnittliche standortbezogene Mindestpassierbarkeit von 87 %, für das Migrationsteilsystem 2 ergeben sich dagegen 93 %. Aufgrund der sich kumulierenden Restbeeinträchtigungen der Durchgängigkeit kann ab einer kritischen Anzahl von Querbauwerken in einem Migrationsteilsystem die Mindesterreichbarkeit einer Migrationsdestination (z. B. Laichhabitat) selbst bei Umsetzung der technisch maximalen Verbesserungsmaßnahmen an allen Standorten nicht mehr erreicht werden, so dass in diesen Fällen für die Wasserkörper, die den guten Zustand nicht erreichen können, auf Ausnahmetatbestände zurückgegriffen werden muss, vgl. bereits Kap. 5.4.3. In diesem Zusammenhang ist zu beachten, dass die technisch maximale durchschnittliche Passierbarkeit zum einen von den jeweiligen Bedingungen der betrachteten Migrationsteilsysteme (z. B. Topografie, Art und Nutzung der Querbauwerke) abhängt. Zum anderen sind in einer dynamischen Betrachtung auch gewisse Verbesserungen der technisch maximalen Passierbarkeit im Zeitablauf durch umwelttechnischen Fortschritt denkbar. Dies ist insb. für Standorte mit derzeit unzureichenden Anwendungsbedingungen von Bedeutung (z. B. Fischschutz an größeren Wasserkraftstandorten).

Grundlage für eine standortübergreifende Flexibilisierung von Maßnahmen bilden, deutlich unterschiedlich ausgeprägt sein können. Signifikante standortübergreifende Flexibilitätspotenziale können demnach v. a. in Migrationsteilsystemen mit weniger als zehn Querbauwerken erwartet werden, wobei auch die Möglichkeiten eines *selektiven* Rückbaus nutzungsarmer Standorte sowie der Konzentration von Nutzungen an weniger Standorten in Betracht zu ziehen sind.¹⁷⁶⁵

Auf Basis der vorangegangenen Argumentationen zur technologischen und standortübergreifenden Flexibilität lässt sich für die einzelnen querbauwerksbezogenen Beeinträchtigungen das effizienzsteigernde Potenzial marktorientierter Instrumente gegenüber einer ordnungsrechtlichen Steuerung qualitativ klassifizieren. Die besondere Qualität und Stärke marktorientierter Instrumente gegenüber einer auch outputorientiert ausgestaltbaren Auflagenpolitik liegt gerade in der dezentralen Mobilisierung *standort-* bzw. *akteursübergreifender* Effizienzpotenziale.¹⁷⁶⁶ Dementsprechend kommt der *räumlichen* Substitutionalität der Maßnahmen, der Divergenz der jeweiligen standortspezifischen Grenzvermeidungskosten sowie der diesbezüglichen Informationsasymmetrie zwischen Betreibern und Behörden die entscheidende Bedeutung für das effizienzsteigernde Potential marktorientierter Instrumente in den einzelnen Defizitbereichen zu. Die technologische Flexibilität, also die Vielfalt von Maßnahmenoptionen, wirkt in diesem Zusammenhang verstärkend auf die standortübergreifende Divergenz der Grenzvermeidungskosten und damit das Potenzial marktorientierter Instrumente.

Da die Lebensraumveränderung im Rückstau eines Querbauwerks sowie in Restwasserstrecken bei Ausleitungsquerbauwerken einen dominanten Nahwirkungscharakter aufweist, sind standortübergreifende Flexibilitätspotenziale bzgl. dieser Defizite zu verneinen.¹⁷⁶⁷ Dementsprechend bietet eine dezentrale Maßnahmenallokation mittels marktori-

¹⁷⁶⁵ Im Rahmen dieser Faustregel sollten Kleinstquerbauwerke wie Sohlschwellen und kleine Abstürze ausgenommen werden, da diese i. d. R. vollständig passierbar umgestaltet werden können (z. B. als raue Rampe), vgl. auch Kap. 3.4 und 5.4.3. Zum selektiven Rückbau nutzungsarmer Querbauwerke vgl. auch Kap. 6.4.2.3.2 und 6.4.2.4.4.

¹⁷⁶⁶ Eine outputorientierte Auflagenpolitik lässt bereits eine technologische Flexibilisierung an den einzelnen Standorten zu. Mit Blick auf die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit würden also keine technologischen Vorgaben gemacht, sondern eine bestimmte Verbesserung der Passierbarkeitsrate an den Standorten gefordert, vgl. auch Kap. 6.5.

¹⁷⁶⁷ Der Handlungsbedarf in Bezug auf die Lebensraumveränderung im Staubereich von Querbauwerken (insb. Verlust der Fließgewässercharakteristik) ist zudem im Kontext der WRRL eher als nachrangig anzusehen. Zum einen können kleine und mittlere Rückstau gemäß Trittstein- und Strahlwirkungsansatz mit der Zielsetzung eines guten Zustands auf Wasserkörperebene vereinbar sein. Wenn dagegen ein Rückstau so ausgeprägt ist, dass er dem guten Zustand entgegensteht und das Querbauwerk nutzungsbedingt zu erhalten ist, ist im Regelfall von einer Ausweisung als HMWB auszugehen – mit der Konsequenz, dass sich das gute ökologische Potenzial unter Einbezug des Rückstaus bestimmt.

entierter Instrumente in diesen Bereichen kaum Potenzial zur Steigerung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz. Folglich ist es zweckmäßig, die an den einzelnen Standorten erforderlichen Maßnahmen rein ordnungsrechtlich mittels Auflagen festzulegen.¹⁷⁶⁸ Im Bereich der Mindestwasserführung sind die Nahwirkungsanforderungen bei einer Anwendung marktorientierter Instrumente in einem anderen Handlungsbereich als Nebenbedingung zu berücksichtigen.

Hinsichtlich der Verringerung der flussauf- und flussabwärtsgerichteten Barrierewirkung von Querbauwerken lässt sich dagegen für bestimmte Anwendungskontexte ein grundsätzliches Potenzial für eine dezentrale Allokation von Maßnahmen mittels marktorientierter Instrumente feststellen. So lässt sich begründen, dass sich in denjenigen Migrationsteilsystemen vom Wanderfischen mit dominanter Fernwirkung standortübergreifende Flexibilitätspotenziale eröffnen, in denen die Anzahl, Art und Nutzung der Querbauwerke in Bezug auf die Mindesterreichbarkeitsraten unterkritisch sind und somit insgesamt ökologische Freiheitsgrade erlauben. Effizienzpotenziale sind in diesen Fällen gegenüber einer rein ordnungsrechtlichen Allokation möglich, da die direkten und indirekten Maßnahmenkosten an den Standorten divergieren und zwischen Betreibern und Behörden eine substantielle Informations- sowie auch eine Motivationsasymmetrie bzgl. der Kosten besteht. Die regulatorische Ausnutzung der Motivationsasymmetrie kann dabei auch der Entwicklung kostensenkender innovativer Problemlösungen, also dem technologischen Fortschritt dienen. Dies ist insb. für das Handlungsfeld des Fischschutzes an größeren Wasserkraftanlagen von großer Bedeutung. Schlussendlich ist hinsichtlich einer definierten Verbesserung der Passierbarkeit von Querbauwerken auch eine hinreichende Kongruenz der einzel- und gesamtwirtschaftlichen Kostenminimierungskalküle zu erwarten:¹⁷⁶⁹ sofern das Querbauwerk in seiner grundsätzlichen (Multi-)Funktionalität bestehen bleibt, ist die wesentliche gesamtwirtschaftliche Drittwirkung solcher Maßnahmen in der Verringerung der regenerativen, CO₂-freien Stromerzeugung an Standorten mit Wasserkraftnutzung zu sehen. Es erscheint plausibel, dass die gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten aus den Erzeugungsverlusten (Kosten einer c. p. verstärkten CO₂-Vermeidung an andere

¹⁷⁶⁸ Vgl. Lange/Krull (2014), S. 265-267.

¹⁷⁶⁹ Ausgehend von der Zielsetzung einer *gesamtwirtschaftlichen* Kosteneffizienz ist zu hinterfragen, inwiefern eine Anreizkompatibilität zwischen den einzel- und gesamtwirtschaftlichen Kalkülen besteht bzw. inwieweit aus der Gewährung dezentraler Handlungsflexibilität die Entstehung maßnahmenbezogener negativer externer Effekte zu erwarten ist. Sind bestimmte Maßnahmen mit negativen Drittwirkungen verbunden, die nicht in das Kalkül der Beteiligten einbezogen sind, liegen negative externe Effekte vor, die den gesamtwirtschaftlichen Effizienzgewinn schmälern bzw. im Extremfall sogar überkompensieren, vgl. bereits Kap. 5.2.1 und 5.2.3 sowie auch Lange/Krull (2014), S. 121-125. Zu negativen externen Effekten aus Belastungsverlagerungen vgl. auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 135f.

Stelle) mindestens proportional zu den einzelwirtschaftlichen Kosten (entgangene Stromerlöse) wachsen. Auch wenn ein gewisser Trade-off zwischen Baukosten und Erzeugungsverlusten vorliegen kann, ist für den Regelfall davon auszugehen, dass der Betreiber einer Wasserkraftanlage bestrebt ist, bei der Verbesserung der Passierbarkeit seines Standortes seine Erzeugungsverluste und somit implizit auch die damit verbundenen gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten zu minimieren.¹⁷⁷⁰ Dementsprechend besteht die Gefahr maßnahmenbezogener externer Effekte nur in einem geringen Ausmaß und steht damit einer Dezentralisierung der Anpassungskalküle nicht grundsätzlich entgegen.¹⁷⁷¹

Allerdings ist an dieser Stelle bereits klarzustellen, dass der Fischaufstieg sowie Fischschutz und -abstieg an Wanderfischgewässern mit verbleibenden ökologischen Freiheitsgraden zwar grundsätzlich geeignete, jedoch keineswegs idealtypische Anwendungsfelder für eine dezentrale Maßnahmenallokation mittels marktorientierter Instrumente darstellen. Zunächst erfordert die ökologische Treffsicherheit eine Segmentierung der Gesamtheit der Querbauwerke in einem Fließgewässersystem in Migrationsteilsysteme mit

¹⁷⁷⁰ Vgl. Lange/Krull (2014), S. 233-235.

¹⁷⁷¹ Es lässt sich sogar argumentieren, dass gerade die dezentrale Flexibilisierung der Maßnahmenauswahl und -ausgestaltung mittels einzelwirtschaftlicher Optimierungskalküle geeignet ist, die Erzeugungsverluste und damit auch die gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten gering zu halten. Dennoch sind Fälle denkbar, in denen das einzelwirtschaftliche Kalkül nicht zur gesamtwirtschaftlichen Kostenminimierung führt. Als Beispiel kann ein Betreiber einer nicht durch das EEG geförderten Wasserkraftanlage angeführt werden, der durch ein verbessertes Frühwarnsystem seine Erzeugungsverluste durch Turbinenmanagement reduzieren könnte. Wenn allerdings die Kosten des verbesserten Frühwarnsystems die damit vermeidbaren, rein einzelwirtschaftlich bewerteten Erzeugungsverluste überwiegen, wird der Betreiber diese Option nicht wahrnehmen. Wenn aber unter Hinzuziehung der gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten der Erzeugungsverluste eine Vorteilhaftigkeit gegeben wäre, dann würde das einzelwirtschaftliche Kalkül nicht zum gesamtwirtschaftlichen Optimum führen. Für den Fall der Extremmaßnahme „Rückbau des Querbauwerks“ kann zudem der positive externe Nutzen eines Querbauwerkes zu einer Inkongruenz einzel- und gesamtwirtschaftlicher Kalküle führen, vgl. Lange/Krull (2014), S. 241-245. Sonstige Verlagerungseffekte von ökologischen Beeinträchtigungen in andere Umweltmedien sind aufgrund der relativ überschaubaren Anzahl an Akteuren und Vermeidungsoptionen sowie der i. d. R. auch in Bezug auf gewässerökologische Verbesserungsmaßnahmen bestehenden wasserrechtlichen Anzeige- und Genehmigungspflichten relativ gut kontrollierbar. Aufgrund des multiplikativen Zusammenhangs der standortbezogenen Passierbarkeiten in Migrationsteilsystemen sind weiterhin – im Gegensatz zur Flexibilisierung stofflicher Vermeidungsleistungen (vgl. bspw. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 58f.; Keudel (2007), S. 17-20) – auch keine Drittwirkungen auf andere Akteure im Ober- oder Unterliegerverhältnis zu erwarten, d. h. eine ökologisch äquivalente Flexibilisierung der Passierbarkeit zwischen zwei Standorten hat keinen Einfluss auf die Anforderungen an die Passierbarkeit eines dritten Standortes im gleichen Migrationsteilsystem, da die kumulative Wirkung der beiden Standorte gleich bleibt. Schließlich wirkt die Verbesserung der Passierbarkeit von Querbauwerken auch wenig in den sozialpolitisch sensiblen Bereich der Daseinsgrundfunktionen ein, denen aus sozialpolitischen Gründen u. U. ein Vorrang zuzugestehen wäre, durch den die gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz der Maßnahmenallokation eingeschränkt werden könnte. In diesem Sinne ist auch das Caveat des Erwägungsgrundes 1 WRRL, wonach Wasser keine gewöhnliche Handelsware darstellt, im betrachteten Kontext nicht wesentlich berührt. Aus dem Erwägungsgrund 1 lässt sich v. a. ableiten, dass Wasser in seinen *essentiellen* Funktionen nicht als den freien Marktgesetzten unterworfenen Wirtschaftsgut betrachtet werden darf, vgl. Pielen (2007), S. 78; Michel/Quadflieg/Rathje (2006), S. 380 sowie bereits Kap. 4.2.1 und 5.1.

homogenen Fernwirkungen. Dies hat zur Folge, dass die standortübergreifende Handlungsflexibilität zwischen Standorten auf jeweils verhältnismäßig wenige Standorte beschränkt bleibt. Wenn Querbauwerke mehreren Migrationsteilsystemen angehören (überlappende Migrationsteilsysteme), muss sich die Maßnahmenallokation am Migrationsteilsystem mit den restriktivsten Anforderungen ausrichten.¹⁷⁷² Darüber hinaus handelt es sich bei den Maßnahmen zur Verbesserung des Fischaufstiegs sowie der Fischschutzes und -abstiegs in vielen Fällen um Maßnahmen, die in ihrer ökologischen Effektivität nur eingeschränkt skalierbar und adaptierbar sind.¹⁷⁷³ Folglich ist für ein Migrationsteilsystem nicht von einer modellhaften, marginal inkrementellen Struktur der Vermeidungskosten, sondern von einer diskreten Struktur mit Stufen auszugehen. Sowohl die Segmentierung als auch die diskrete Struktur der Vermeidungskostenkurve limitieren die Effizienzpotenziale, die sich durch eine flexible, dezentrale Allokation gegenüber einer ordnungsrechtlichen Allokation mobilisieren lassen.¹⁷⁷⁴ Schließlich ist auch zu prüfen, inwiefern eine dezentrale Allokation von Maßnahmen mittels marktorientierter Instrumente gegenüber der ordnungsrechtlichen Referenz mit *zusätzlichen* Transaktionskosten verbunden ist. Im Kontext einer gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz sind diese Zusatzkosten den möglichen Effizienzgewinnen aus technologischer und standortübergreifender Handlungsflexibilität gegenüberzustellen.¹⁷⁷⁵ Hierzu zählen insb. zusätzliche administrative Kosten für die erstmalige Implementierung und laufende Verwaltung eines marktorientierten Instruments, zusätzliche Kosten für die Kontrolle (hier biologische Erfolgskontrolle und Monitoring) sowie zusätzliche Informations- und Koordinationskosten bei der Wahrnehmung der Flexibilität im Rahmen einer marktlichen Transaktion.¹⁷⁷⁶ Darüber hinaus sind auch mögliche effizienzhemmende Instrumentenüberlagerungen (z. B. durch die Förderung durch das EEG) zu eruieren.¹⁷⁷⁷ An dieser Stelle kann zum Ausmaß der

¹⁷⁷² Es ist zu erwarten, dass insb. Querbauwerke im zentralen Unterlauf eines Fließgewässersystems i. d. R. Bestandteil mehrerer Migrationsteilsysteme sind, vgl. auch Kap. 6.4.2.3.2.

¹⁷⁷³ Vgl. auch Kap. 6.4.2.3. Einmal durchgeführte Anpassungsmaßnahmen sind weitgehend persistent, d. h. sie können nicht ohne erhebliche Kosten in ihrer Effektivität reskaliert werden. Dies betrifft insb. bauliche Veränderungen wie die Errichtung einer Fischtreppe. Geänderte Betriebsweisen (Turbinenmanagement, Dynamisierungen der Leitströmung) können dagegen mit verhältnismäßig geringem Aufwand nachträglich angepasst werden.

¹⁷⁷⁴ Vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 22f. sowie S. 144-146.

¹⁷⁷⁵ Vgl. Köck (1997), S. 83 sowie bereits Kap. 2.3.

¹⁷⁷⁶ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 146-148; Häder (1997), S. 95-102; Keudel (2007), S. 44-47; Gawel (2012a), S. 383f.

¹⁷⁷⁷ Vgl. bereits Kap. 4.3.1 und Kap. 4.3.3 sowie Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 148f.; Gawel (2012a), S. 383f. Zusätzliche akteursbezogene Komplexität kann aus der Überlappung der Regelungsbereiche der §§ 34 und 35 WHG resultieren, wenn der Betreiber einer Wasserkraftanlage – also der Verpflichtete nach § 35 WHG – nicht mit dem Stauanlagenbetreiber – also dem Verpflichteten nach § 34 WHG – identisch ist. Dies gilt insb. für Stauanlagen an Bundeswasserstraßen, bei denen eine Wasserkraftnutzung durch einen Dritten erfolgt. Die überlappenden Verpflichtungen im Mehrfach-

Transaktionskosten und damit auch zur Vorteilhaftigkeit marktorientierter Instrumente im betrachteten Anwendungskontext noch keine abschließende Einschätzung erfolgen, da die Transaktionskosten auch von der Art und Ausgestaltung des marktorientierten Instruments abhängig sind.¹⁷⁷⁸

Ausgehend von diesen Erkenntnissen werden im Folgenden die Möglichkeiten und Grenzen preisbasierter Instrumente (Abgaben) und mengenbasierter Instrumente (handelbare Rechte) zur *Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der flussauf- und abwärtsgerichteten Passierbarkeit von Querbauwerken in Wanderfischgewässern* untersucht.¹⁷⁷⁹ Zur Beurteilung der instrumentellen Vorteilhaftigkeit gegenüber einer ordnungsrechtlichen Auflagensteuerung wird auf die in Kap. 2.3 allgemein erläuterten „Second-Best-Kriterien“ für umweltpolitische Instrumente – die ökologische Treffsicherheit, die gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz sowie die politische Durchsetzbarkeit und praktische Umsetzbarkeit – zurückgegriffen, die jedoch mit den spezifischen Anforderungen des Anwendungskontextes angereichert werden. So werden die Anforderungen an die ökologische Treffsicherheit nach Maßgabe der Umweltziele der WRRL bzw. Bewirtschaftungsziele des WHG abgeleitet und über die ratenbasierte Bewertung der Mindestreichbarkeit von Migrationsdestinationen und standortbezogene Passierbarkeitsraten operationalisiert. Gemäß dem in der WRRL verankerten Flussgebietsansatz wird die gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz flussgebietsbezogen verstanden und umfasst in inhaltlicher Hinsicht sowohl die Aspekte der statischen Effizienz, der Induzierung kosteneffizienzfördernder Innovationen (dynamische Effizienz) als auch mögliche Transaktionskosten und die Gefahr negativer Drittwirkungen (externe Effekte). Mit Blick auf die praktische Umsetzbarkeit wird der Fokus auf die Akzeptanz der relevantesten Stakeholdergruppen (Betreiber, Politik, Behörden, Umweltverbände und Allgemeinheit) als

nutzungskontext können zu Abgrenzungsproblemen bei der Verantwortlichkeit zur Umsetzung entsprechender stauanlagenbezogener und wasserkraftbezogener Maßnahmen führen, vgl. ausführlich Reinhardt (2012). Die separate Zuweisung von Maßnahmenverpflichtungen kann u. U. zu einer Beeinträchtigung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz führen. Dies wäre bspw. dann der Fall, wenn der Stauanlagenbetreiber bei der Planung eines Fischaufstiegs die für ihn relevanten reinen Baukosten zu minimieren versucht, während er nicht motiviert ist, die für die Erzeugungsverluste des Wasserkraftbetreibers relevante Dotierung inkl. Leitströmung zu minimieren. Dies kann dazu führen, dass die Gesamtsumme aus direkten und indirekten Kosten sowie gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten aus der Verminderung regenerativer Stromerzeugung nicht minimiert wird. Es ist zu prüfen, inwiefern sich diese Komplexität bei der Implementierung eines marktorientierten Instruments hemmend auswirkt, vgl. hierzu Kap. 6.4.2.4.1.

¹⁷⁷⁸ Vgl. Kap. 6.4.2.4.5.

¹⁷⁷⁹ Durch die Fokussierung auf Fische (und Makrozoobenthos) handelt es sich im Folgenden streng genommen nicht mehr um Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit, die die Durchgängigkeit für natürliche Feststoffe wie Sedimente einschließt, sondern um Maßnahmen zur Verbesserung der *biologischen* Durchgängigkeit, vgl. Kap. 3.3. Zur begrifflichen Vereinfachung wird jedoch der gebräuchlichere Oberbegriff der ökologischen Durchgängigkeit im Folgenden beibehalten.

wichtige Determinante der politischen Durchsetzbarkeit gelegt. Die aus rechtswissenschaftlicher Sicht bedeutende Frage, inwiefern die rechtlichen Voraussetzungen für die Einführung marktorientierter Instrumente im betrachteten Anwendungsfeld gegeben sind, kann im Rahmen dieser wirtschaftswissenschaftlichen Arbeit allerdings nicht vertieft und damit auch nicht abschließend beantwortet werden.

6.3 Potenziale einer marktorientierten Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern mittels preisbasierter Instrumente

6.3.1 Überblick

Die preisbasierte Verhaltenssteuerung mittels Abgaben ist ein marktorientiertes Instrument der Umweltpolitik, mit dem *unter bestimmten Voraussetzungen* die Verwirklichung umweltpolitischer Zielsetzungen zu geringeren gesamtwirtschaftlichen Kosten gegenüber ordnungsrechtlichen Auflagen erzielt werden kann.¹⁷⁸⁰ Grundsätzlich können Abgabenslösungen im Rahmen umweltpolitischer Fragestellungen mehrere Funktionen ausfüllen (vgl. Tabelle 9).

¹⁷⁸⁰ Vgl. ausführlich Gawel et al. (2011), S. 69-86; Gawel (2012a), S. 382f. sowie bereits Kap. 2.3.

Abgabenfunktionen					
Allgemeine Funktionen			Besondere Funktionen im ordnungsrechtlichen Policy Mix		
Lenkungsfunktion		Finanzierungs- funktion	Vollzugs- hilfe	Restverschmut- zungsbelastung	
Substitutions- effekte	Einkommenseffekte				
	Statisch (Markt- und Preiseffekte)				Dynamisch (Innovation, Langfristef- fekte)
Aufstockungseffekt durch Aufkommens- verwendung		←			

Tabelle 9: Allgemeine Funktionen von (Umwelt-)Abgaben¹⁷⁸¹

Im Rahmen umweltpolitischer Anwendungen ist die Lenkungsfunktion der Abgabe von zentraler Bedeutung. Sie richtet sich auf die umweltpolitische Intention, das Verhalten bestimmter umweltrelevanter Akteure in eine gewünschte Richtung zu lenken, um ein mehr oder weniger konkret definiertes umweltpolitisches Ziel zu erreichen (Allokationskorrektur).¹⁷⁸² Richtet sich die Abgabenerhebung auf ein konkret definiertes Lenkungsziel (bspw. die Reduktion der Wasserentnahme aus einem See um 10 %), handelt es sich um eine Abgabe i. S. d. Standard-Preis-Ansatzes.¹⁷⁸³ Dient die Abgabe lediglich einer tendenziellen Verringerung des Aktivitätsniveaus ohne konkretes Lenkungsziel, handelt es sich um eine so genannte Demeritorisierungsabgabe.¹⁷⁸⁴ Durch eine Abgabe wird eine adressierte Aktivität mit zusätzlichen Opportunitätskosten belastet. Hieraus resultiert eine

¹⁷⁸¹ In Anlehnung an Gawel et al. (2011), S. 81 sowie Gawel (2012a), S. 382.

¹⁷⁸² Vgl. Gawel et al. (2011), S. 69-71; Gawel (2012a), S. 382.

¹⁷⁸³ Vgl. bspw. Gawel et al. (2011), S. 72. Zum Standard-Preis-Ansatz vgl. bereits Kap. 2.3. Abgaben zum Zwecke einer „First-best“-Internalisierung externer Effekte (Internalisierungsabgaben) werden an dieser Stelle aufgrund der erörterten Inkompatibilität mit dem standardorientierten Regelungsansatz der WRRL sowie aufgrund der praktischen Implementierungshemmnisse aus der Betrachtung ausgeklammert, vgl. hierzu bereits Kap. 2.1 sowie auch Gawel et al. (2011), S. 71f.

¹⁷⁸⁴ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 72; Gawel/Fälsch (2012a), S. 38. Als demeritorische Güter werden Güter bezeichnet, die aus Sicht des Staates bzw. der Gesellschaft allein auf Basis von Märkten zuviel nachgefragt werden, vgl. Blankart (2011), S. 70.

Lenkungswirkung (z. B. Reduktion der aus einem Grundwasserkörper entnommenen Wassermenge), die sowohl auf einen Substitutions- als auch auf einen Einkommenseffekt zurückzuführen ist.¹⁷⁸⁵ Entsprechend ihrer individuellen Kalküle zur Nutzenmaximierung werden die Akteure die durch die Abgabe belastete Aktivität so weit reduzieren, bis eine weitere „Einheit“ der belasteten Aktivität unter den neuen Bedingungen der Abgabe keinen Nettogrenznutzen mehr bietet.¹⁷⁸⁶ Da sich alle Akteure bzgl. ihrer individuellen Aktivitätsniveaus an ihren individuellen Grenzanpassungskosten sowie am (einheitlichen) Abgabensatz orientieren, wird das residuale Aktivitätsniveau innerhalb des gegebenen technologischen Rahmens auch akteursübergreifend in die nutzenstiftendsten Verwendungen gelenkt. Diese statische Lenkungswirkung impliziert, dass die insgesamt vorgenommene Reduzierung des aggregierten Aktivitätsniveaus mit den gesamtwirtschaftlich geringsten Opportunitätskosten einhergeht.¹⁷⁸⁷ Darüber hinaus bietet die für die verbleibende Aktivität zu zahlende Abgabe (Zahllast) einen ständigen Anreiz zu technischen Innovationen, die es ermöglichen, das Aktivitätsniveau und damit die Zahllast zukünftig weiter zu senken (dynamische Lenkungswirkung).¹⁷⁸⁸ Das wesentliche Merkmal der Lenkungswirkung einer Abgabe besteht darin, dass durch den preislichen Anreiz das dezentrale Wissen der relevanten Akteure mobilisiert wird. Anpassungsmaßnahmen werden nicht über Zwang, sondern durch ökonomische Anreize induziert, d. h. der Abgabeadressat hat selbst die Wahlfreiheit, ob bzw. inwieweit er sein Verhalten anpasst oder die Abgabe zahlt.¹⁷⁸⁹ Entscheidend für die Lenkungswirkung einer Abgabe sind zum einen die Bemessungsgrundlage, die den adressierten „Tatbestand“ definiert und quantifiziert,

¹⁷⁸⁵ Vgl. bspw. Schumann/Meyer/Ströbele (2007), S. 71-73; Hanusch (2011), S. 41f.; Gawel et al. (2011), S. 69-86; Gawel (2012a), S. 382f.; Lange/Krull (2014), S. 63-71. Zunächst stellt die Abgabe eine Preiserhöhung dar, die die adressierte Aktivität (z. B. Wasserentnahme) relativ zu anderen Gütern oder Einsatzfaktoren verteuert. Zur Wiederherstellung ihrer Nutzenmaximierung nehmen die wirtschaftlichen Akteure zum einen Substitutionsmaßnahmen vor, d. h. die Aktivität wird in Relation zu den anderen Gütern weniger in Anspruch genommen. Zum anderen werden Anpassungsmaßnahmen (z. B. Verringerung der Wasserintensität bei der Produktion eines anderen Guts) durchgeführt. Darüber hinaus impliziert die Abgabe in Bezug auf die weiterhin vorgenommene Aktivität einen Einkommens- und damit Kaufkraftverlust. Dieser impliziert, dass ein Akteur insgesamt weniger Güter nachfragen kann. Der Kaufkraftverlust schlägt sich dabei entsprechend der neuen, sich aufgrund der Abgabe einstellenden Güter- und Faktorpreisrelationen nieder, so dass auch eine einkommensbedingte Reduktion der Aktivität (z. B. entnommene Wassermenge) resultiert, vgl. Gawel/Fälsch (2012a), S. 39f. Durch Überwälzungsprozesse kommt es zudem zu Anpassungsreaktionen entlang der gesamten Wertschöpfungskette, vgl. Gawel et al. (2011), S. 74-80; Lange/Krull (2014), S. 84f. Eine vollständige Beurteilung der Lenkungswirkung einer Abgabe muss daher auch die durch Überwälzung in den nachgelagerten Produktions- und Konsumprozessen induzierten Substitutions- und Einkommenseffekte berücksichtigen, vgl. Gawel et al. (2011), S. 74-80; Gawel/Fälsch (2012a), S. 40; Gawel/Fälsch (2012b), S. 139f.

¹⁷⁸⁶ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 69; Lange/Krull (2014), S. 64. Zur Grundannahme der Nutzenmaximierung von Individuen vgl. bspw. Feess (2007), S. 9f.

¹⁷⁸⁷ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 69f. sowie S. 74f.; Gawel/Fälsch (2012a), S. 38; Lange/Krull (2014), S. 71.

¹⁷⁸⁸ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 78f.; Gawel/Fälsch (2012a), S. 38; Gawel/Fälsch (2012b), S. 141f.

¹⁷⁸⁹ Vgl. Reinhardt (2007b), S. 720; Gawel et al. (2011), S. 74f.; Gawel (2012a), S. 383f.

und zum anderen der Abgabensatz, der die spezifische Belastung einer Einheit der Bemessungsrundlage definiert.¹⁷⁹⁰

Das besondere instrumentelle Kennzeichen einer Abgabe ist ihre Fiskalität, d. h. die Generierung von Einnahmen für die öffentliche Hand in Höhe der resultierenden Zahllast (Finanzierungsfunktion).¹⁷⁹¹ Diese Zahllast ist nicht nur Grundlage des lenkenden Einkommenseffektes, sondern führt dem Gemeinwesen finanzielle Mittel zu, die entweder für allgemeine politische Zwecke oder konkret für zusätzliche Maßnahmen im Bereich des Umweltschutzes (z. B. Förderung umwelttechnischer Entwicklungen) und damit für eine weitere Verbesserung der Umweltqualität eingesetzt werden können (Aufstockungseffekt).¹⁷⁹²

In einem ordnungsrechtlich geprägten Regulierungsansatz können Abgaben schließlich eine Unterstützungsfunktion einnehmen. Zum einen kann durch einen flankierenden ökonomischen Anreiz mittels Abgabenbelastung eine zügigere und umfassendere Implementierung ordnungsrechtlicher Auflagen (z. B. Stand der Technik) erreicht werden. Auf diese Weise können also ordnungsrechtliche Vollzugsdefizite kompensiert werden.¹⁷⁹³ Zum anderen ermöglicht eine Abgabenerhebung durch die Belastung der umweltbelastenden Restaktivität eine Verstärkung der dynamischen Anreizwirkung, die bei rein ordnungsrechtlicher Steuerung eher schwach ausgeprägt ist.¹⁷⁹⁴

In der Bundesrepublik Deutschland wurden mit der so genannten Abwasserabgabe sowie den Wasserentnahmeentgelten bereits zwei Abgabensinstrumente implementiert, die das bestehende Ordnungsrecht zum Schutz der Wasserressourcen in Bezug auf Einleitungen und Wasserentnahmen durch ökonomische Anreize flankieren.¹⁷⁹⁵ Im Zuge der Umsetzung der WRRL hat die Forderung nach einem verstärkten Einsatz von Umweltabgaben im Bereich der Wasserressourcen einen neuen Impuls erhalten, wobei die Erhebung von

¹⁷⁹⁰ Vgl. Kemper (1993), S. 38-40; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 170f.; Gawel (2012a), S. 381 sowie bereits Kap. 2.3.

¹⁷⁹¹ Vgl. Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 171f.; Elgeti/Maskow (2009), S. 280; Gawel/Fälsch (2012a), S. 39f. sowie bereits Kap. 2.3.

¹⁷⁹² Vgl. Gawel et al. (2011), S. 77-82; Gawel (2012a), S. 382f.; Gawel/Fälsch (2012a), S. 39f. sowie S. 41. Auch zur Finanzierung der Maßnahmenprogramme nach Art. 11 WRRL (insb. der Eigenmaßnahmen öffentlicher Körperschaften wie Gewässerrenaturierungen) wird die Verwendung von Einnahmen aus wasserwirtschaftlichen Abgaben vorgeschlagen, vgl. bspw. Palm (2006a), S. 105f.

¹⁷⁹³ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 82f.; Gawel/Fälsch (2012a), S. 41; Gawel/Fälsch (2012c), S. 210f.

¹⁷⁹⁴ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 79f. sowie S. 82f.; Gawel/Fälsch (2012a), S. 41.

¹⁷⁹⁵ Vgl. bereits Kap. 2.3 sowie Kap. 6.2.

Abgaben insb. auf die in Art. 9 WRRL geforderte kostendeckende und verursacherge-
rechte Bepreisung von Wasserdienstleistungen gestützt wird.¹⁷⁹⁶ In diesem Zusammen-
hang werden Wassernutzungsabgaben über die bisherigen Tatbestände der Wasserent-
nahme und Abwassereinleitung hinaus u. a. auch für querbauwerksbasierte Gewässernut-
zungen (Wasserkraft und Binnenschifffahrt) diskutiert.¹⁷⁹⁷ Im Folgenden wird untersucht,
welche Ansatzpunkte für eine dezentrale Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung
der flussauf- und flussabwärtsgerichteten Passierbarkeit von Querbauwerken mittels Ab-
gaben bestehen und welche Vor- und Nachteile gegenüber einer (rein) ordnungsrechtli-
chen Regulierung zu erwarten sind.

Allgemein kann die Leistungsfähigkeit einer Abgabenslösung in Frage gestellt werden,
wenn mindestens eines der folgenden funktionalen Defizite vorliegt:¹⁷⁹⁸

- (1) das adressierte umweltpolitische Anwendungsgebiet ist für eine dezentrale Len-
kungswirkung grundsätzlich nicht geeignet,¹⁷⁹⁹
- (2) die spezifische Ausgestaltung der Abgabe wird dem umweltpolitischen Lenkungs-
auftrag nicht gerecht,¹⁸⁰⁰

¹⁷⁹⁶ Vgl. Interwies et al. (2004), S. 222f.; Petry/Unnerstall/Hansjürgens (2004), S. 103; Palm (2006a), insb. S. 64; Gawel et al. (2011), S. 36-51, S. 163-167 sowie S. 217-221; Gawel (2012a), S. 379-382; Gawel/Fälsch (2012a), S. 37f. Wie in Kap. 5.5 dargelegt, sind die Bestimmungen des Art. 9 WRRL jedoch weder konzeptionell noch rechtlich mit einer zwingenden und umfassenden Erhebung von Wassernutzungsabgaben gleichzusetzen, vgl. Kolcu (2008), S. 169; Gawel (2012a), S. 380; Gawel (2014), S. 77 sowie S. 81; Lange/Krull (2014), S. 183-189. Über die Wassernutzungsabgaben hinaus wird eine Erweiterung der Zweckbestimmung der naturschutzrechtlichen Ausgleichsabgaben sowie der Fischereiabgaben vorgeschlagen, vgl. Interwies et al. (2004), S. 227-230. Andererseits ist zu betonen, dass der mögliche Einsatz von Abgabenslösungen im Kontext der WRRL keineswegs auf den Anwendungsbereich einer kostendeckenden Bepreisung von Wasserdienstleistungen beschränkt ist, vgl. Gawel et al. (2011), S. 51.

¹⁷⁹⁷ Vgl. insb. Palm (2006a); Gawel et al. (2011).

¹⁷⁹⁸ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 83-86. Darüber hinaus sind auch die verfassungs- und finanzrechtlichen Rahmenbedingungen für den Einsatz von Abgabenslösungen für den jeweiligen Anwendungskontext zu prüfen. In diesem Zusammenhang sind insb. die Anforderungen an eine Einführung so genannter (Finanzierungs-)Sonderabgaben einschlägig, vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 139-142; Rahmeyer (2002), S. 364; Feess (2007), S. 90f.; Gawel et al. (2011), S. 51-68.

¹⁷⁹⁹ Dies ist insb. der Fall, wenn die im Marktmechanismus gewährte dezentrale Flexibilität (technologisch oder räumlich) das politisch gewünschte Allokationsergebnis nicht gewährleistet (mangelnde ökologische Äquivalenz, Unsicherheit bzgl. der Treffsicherheit), keine dezentralen Informationsvorteile vorliegen oder deren Mobilisierung mit zu hohen Transaktionskosten behaftet ist, vgl. Gawel et al. (2011), S. 84.

¹⁸⁰⁰ In diesem Fall sind die unter (1) genannten Probleme nicht in der Natur des adressierten Defizits und den Umfeldbedingungen angelegt, sondern resultieren aus einer unzulänglichen Spezifizierung des Abgabensinstruments, so dass keine funktionale Leistungsfähigkeit gegeben ist, vgl. Gawel et al. (2011), S. 85.

- (3) es resultieren Konflikte mit anderen wirtschaftspolitischen Zielen, die nur durch einen substantiellen Funktions- oder Effizienzverlust der Abgabe in Bezug auf den definierten Lenkungsauftrag aufgelöst werden können.¹⁸⁰¹

Nachdem die Verbesserung der flussauf- und flussabwärtsgerichteten Passierbarkeit von Querbauwerken bereits grundsätzlich als geeignetes Anwendungsfeld für eine dezentrale Allokation eingeschätzt wurde, fokussieren die folgenden Ausführungen auf die Punkte (2) und (3).

Zunächst sind dazu die Ausgestaltungsmöglichkeiten einer Abgabenslösung im betrachteten Anwendungsfeld zu strukturieren. Abgabenslösungen können grundsätzlich an unterschiedlichen umweltrelevanten Tatbeständen ansetzen.¹⁸⁰² Der oder die adressierten Tatbestände werden durch die Bemessungsgrundlage der Abgabe definiert und quantifiziert. In diesem Zusammenhang können wiederum output- und inputorientierte Bemessungsgrundlagen unterschieden werden. Erstere knüpfen die Abgabenverpflichtung an das Ergebnis einer umweltrelevanten Aktivität (z. B. Emissionsabgaben, Produktabgaben), letztere an bestimmte Mittel, die zur Durchführung der Aktivität sowie zur Erzielung des Ergebnisses eingesetzt werden (z. B. Abgaben auf Einsatzstoffe). Die Definition der Bemessungsgrundlage ist von wesentlicher Bedeutung für die funktionale Leistungsfähigkeit einer Abgabenslösung in Bezug auf die intendierten Wirkungen der Umweltabgabe im jeweiligen Anwendungskontext.¹⁸⁰³

Für die bedeutenden querbauwerksbezogenen Gewässernutzungen „Stromerzeugung aus Wasserkraft“ und „Binnenschifffahrt“ lassen sich sowohl input- als auch outputbezogene Tatbestände identifizieren, die sich grundsätzlich als Grundlage für die Bemessung einer Abgabe heranziehen lassen.¹⁸⁰⁴ Ausgehend von der in Kap. 3.2 erläuterten „Produktionsfunktion“ der Stromerzeugung aus Wasserkraft können als inputbezogene Tatbestände die Menge des genutzten Wassers¹⁸⁰⁵ sowie die durch ein Querbauwerk bereitgestellte Fallhöhe¹⁸⁰⁶ identifiziert werden. Darüber hinaus lassen sich als „globaler“ Tatbestand auch die Errichtung und der Betrieb eines Querbauwerkes mit Wasserkraftanlage betrachten.¹⁸⁰⁷ Die gleichen Tatbestände können auch auf die Stauanlagen zur Ermöglichung der

¹⁸⁰¹ Dies kann sowohl umweltpolitische Zielkonflikte als auch bspw. Konflikte mit sozialpolitischen Zielen umfassen, vgl. Gawel et al. (2011), S. 84.

¹⁸⁰² Vgl. hier sowie zu Folgendem bereits Kap. 2.3.

¹⁸⁰³ Vgl. Kemper (1993), S. 38; Gawel et al. (2011), S. 69 sowie S. 85; Gawel (2012a), S. 382f.

¹⁸⁰⁴ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 269; Gawel (2012b), S. 437.

¹⁸⁰⁵ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 269.

¹⁸⁰⁶ Vgl. Palm (2006a), S. 63-66; Grünebaum et al. (2006), S. 6.

¹⁸⁰⁷ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 269.

Binnenschifffahrt sowie sonstige Zwecke übertragen werden. Als „outputorientierter“ Tatbestand kann zum einen direkt auf die resultierenden, gewässerzustandsrelevanten Umwelteinwirkungen – hier die flussaufwärts- sowie flussabwärtsgerichtete Barrierewirkung eines Querbauwerks – abgestellt werden. Im weiteren Verlauf wird die standortbezogene, flussaufwärts- sowie flussabwärtsgerichtete Barrierewirkung eines Querbauwerkstandorts unter Einbezug aller mit dem Querbauwerk in funktionalem Zusammenhang betriebenen Anlagen (insb. Wasserkraftanlagen, Schleusen) und alternativen Wanderkorridore (Triebwasser- und Zuleitungskanal, Restwasserstrecke) als *Querverbauung* bezeichnet. Diese von einem Standort ausgehende Querverbauung stellt das reziproke Maß zur bereits erläuterten Passierbarkeit dar und kann ebenso ratenbasiert quantifiziert werden.¹⁸⁰⁸ Zum anderen sind auch Tatbestände denkbar, die auf den Nutzungoutput bezogen sind. Für die Wasserkraftnutzung könnte bspw. auf die erzeugte Elektrizität, für die Binnenschifffahrt auf die Menge der transportierten Güter zurückgegriffen werden.

Im Folgenden werden zunächst diejenigen Tatbestände und Abgabelösungen evaluiert, die bereits im Zusammenhang mit der Umsetzung der WRRL für den Bereich querbauwerksbezogener Gewässernutzungen diskutiert wurden. Ausgehend von den Erkenntnissen in Kap. 6.2.5 wird dabei auf die Eignung solcher Bemessungsgrundlagen zur dezentralen Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit fokussiert. Neben der Definition der Bemessungsgrundlage kommt in diesem Zusammenhang auch der Bemessung des spezifischen Abgabensatzes eine wesentliche Bedeutung zu.¹⁸⁰⁹

¹⁸⁰⁸ Vgl. bereits Kap. 4.2.6 sowie auch Kap. 6.4.1. Der Begriff Querverbauung bezeichnet somit die auf die ökologische Durchgängigkeit von Fließgewässern gerichtete Umwelteinwirkung der gewässerökologischen Störquelle „Querbauwerkstandort“. Wie die Passierbarkeit ist auch die Querverbauung artspezifisch zu betrachten. Die Barrierewirkung bezieht sich nicht nur auf die tatsächliche Unterbindung des Wechsels eines bestimmten Organismus vom Unter- ins Oberwasser (oder umgekehrt), sondern auch auf dessen Unbeschadetheit im populationsdynamischen Sinne (insb. im Hinblick auf Fischschäden beim Passieren einer Wasserkraftanlage). Darüber hinaus ist der Begriff des Standorts in diesem Zusammenhang nicht streng räumlich, sondern funktional abzugrenzen. Bspw. kann sich bei einem Ausleitungskraftwerk die Wasserkraftanlage in einiger Entfernung zum Querbauwerk befinden. Dies wird jedoch im Rahmen dieser Untersuchung aufgrund des funktionalen Zusammenhangs als ein Standort betrachtet. Theoretisch könnte bei der Abgabenerhebung auch auf den Tatbestand der an einem Wasserkraftwerk geschädigten Fische bzw. der am Aufstieg gehinderten Fische abgestellt werden. Über die wohl prohibitiven Kosten zur Erfassung dieser Bemessungsgrundlage hinaus liegt die populationsdynamische Relevanz jedoch weniger in der Anzahl der Individuen, sondern in dem *Anteil* der wandernden Teilpopulation, der an einem Querbauwerksstandort ausfällt. Es wird versucht, dies durch die Passierbarkeits- bzw. Querverbauungsraten abzubilden, um daraus auf die kumulativen Erreichbarkeitsraten der Habitate und damit die Populationsdynamik und zustandsrelevante Ausprägung der Fischfauna zu schließen, vgl. Kap. 4.2.6.

¹⁸⁰⁹ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 85 sowie bereits Kap. 2.3.

6.3.2 Abgaben auf querbauwerksbezogene Nutzungen sowie den Inputfaktor Wasser

Im Auftrag des Umweltbundesamtes haben GAWEL ET AL. die Weiterentwicklung der bestehenden Instrumente Abwasserabgabe und Wasserentnahmeentgelte hin zu einer umfassenden Wassernutzungsabgabe untersucht.¹⁸¹⁰ In diesem Zusammenhang wurden auch die Potenziale einer Wassernutzungsabgabe für die bedeutenden querbauwerksbasierten Wassernutzungen „Stromerzeugung aus Wasserkraft“ und „Binnenschifffahrt“ diskutiert.¹⁸¹¹

Für die gewässerzustandsrelevante Gewässernutzung „Stromerzeugung aus Wasserkraft“ werden vor dem Hintergrund des regulatorischen Umfelds drei inputorientierte Tatbestände für eine Abgabensteuerung untersucht: erstens die Zulassung von Neuanlagen, zweitens der fortlaufende Betrieb von Altanlagen sowie drittens die zur Stromerzeugung genutzte Wassermenge.¹⁸¹²

GAWEL ET AL. legen überzeugend dar, dass eine Abgabensteuerung auf Basis der Tatbestände „Neuzulassung“ sowie „fortgeführter Betrieb“ einer Wasserkraftanlage nicht zweckmäßig ist.¹⁸¹³ Insb. wird das Lenkungsvermögen einer Abgabenerhebung auf den

¹⁸¹⁰ Vgl. Gawel et al. (2011) sowie auch Gawel (2012a), S. 379-382. Konkrete Anlässe für die Überprüfung der bestehenden Abgabensysteme im Bereich Abwassereinleitung und Wasserentnahme sowie eine mögliche Ausweitung auf andere gewässerzustandsrelevante Anwendungsbereiche sind die Umsetzung der ökologischen Zielsetzungen der WRRL sowie insb. die in Art. 9 WRRL formulierte Anforderung einer kostendeckenden Bepreisung von Wasserdienstleistungen, vgl. Gawel et al. (2011), S. 36-51 sowie Gawel (2012), S. 379-382; Gawel/Fälsch (2012a), S. 37f.

¹⁸¹¹ Vgl. Gawel et al. (2011), insb. S. 261-308; Gawel (2012b), S. 436-440. GAWEL ET AL. vertreten in diesem Zusammenhang allerdings einen engen Wasserdienstleistungsbegriff, d. h., Aufstauungen der Gewässer zur Wasserkraftnutzung und zur Ermöglichung der Binnenschifffahrt werden lediglich als Wassernutzungen im Sinne des Art. 2 Nr. 39 WRRL verstanden, vgl. Gawel et al. (2011), S. 42-44. Im Gegensatz dazu wird in dieser Arbeit die Auffassung vertreten, dass es der Funktionalität des Art. 9 WRRL zuträglich ist, Gewässeraufstauungen insb. aufgrund des Mehrfachnutzungscharakters grundsätzlich als Wasserdienstleistungen zu verstehen, woraus jedoch noch keine zwingende Abgabenerhebung zu folgern ist, vgl. Kap. 5.5 sowie ausführlich Lange/Krull (2014), insb. S. 211-273.

¹⁸¹² Vgl. Gawel et al. (2011), S. 269; Gawel (2012b), S. 437. GAWEL ET AL. diskutieren eine Wassernutzungsabgabe für die Stromerzeugung aus Wasserkraft vor dem Hintergrund ihrer ökologischen Ambivalenz zwischen Klimaschutz und Gewässerschutz sowie der von einem wasserkraftbezogenen Aufstau ausgehenden wasserwirtschaftlichen und sozialen Zusatznutzen, vgl. Gawel et al. (2011), S. 261-266; Gawel (2012b), S. 436f. Zu den gewässerökologischen Auswirkungen, zur energiepolitischen Bedeutung als regenerative Energie sowie zu den gesamtwirtschaftlichen Zusatznutzen von Querbauwerksstandorten vgl. bereits Kap. 3.2, 3.3, 4.3.3, 5.4.2.2 sowie Lange/Krull (2014), 239-247. Darüber hinaus wird berücksichtigt, dass die Gewässernutzung „Stromerzeugung aus Wasserkraft“ bereits einer engen ordnungsrechtlichen Regulierung unterliegt (wasserrechtlicher Genehmigungsvorbehalt und Benutzungsaufgaben auf Basis der Bewirtschaftungsziele sowie naturschutzrechtliche Eingriffsregelung), vgl. Gawel et al. (2011), S. 271-276; Gawel (2012b), S. 436f. sowie Kap. 6.2. Schließlich werden auch die entsprechenden energiepolitischen Zielsetzungen in die Betrachtung einbezogen, die im Falle der Stromerzeugung aus Wasserkraft insb. die Förderung im Rahmen des EEG betreffen, vgl. Gawel et al. (2011), S. 276-279; Gawel (2012b), S. 436f. sowie Kap. 4.3.3.

¹⁸¹³ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 281-289; Gawel (2012b), S. 437f.

Tatbestand der Neuzulassung einer Wasserkraftanlage im Hinblick auf eine Verbesserung gewässermorphologischer Defizite zu Recht als „äußerst begrenzt“¹⁸¹⁴ eingeschätzt. Der adressierte Tatbestand der Neuzulassung ist als diskrete (nicht marginale) Ja-Nein-Entscheidung zu charakterisieren: der Alternativenraum des Abgabensadressaten und damit die gewässerökologische Lenkungswirkung reduzieren sich somit auf die bloße Durchführung oder Nichtdurchführung seines Vorhabens. Graduelle Belastungsminderungen (v. a. durch die Errichtung von Fischauf- und -abstiegen sowie Maßnahmen zum Fischschutz), die in der wasserwirtschaftlichen Praxis eine bedeutende Rolle spielen, können dagegen vom formulierten Abgabentatbestand nicht erfasst und mobilisiert werden.¹⁸¹⁵

Wesentlich erscheint in diesem Zusammenhang jedoch auch, dass unklar bleibt, wie die ökologische Äquivalenz alternativer Standortentscheidungen und damit die ökologische Treffsicherheit im Hinblick auf die Bewirtschaftungsziele gewährleistet werden soll. Da die Informationen der abgabensetzenden Instanz bzgl. der Wirtschaftlichkeit einzelner Standorte eingeschränkt sind (bspw. aufgrund unbekannter Strompreiserwartungen der Nutzungsinteressenten), erscheint eine umweltzielgerichtete Beeinflussung von Standortentscheidungen mittels Abgabenerhebung schwer möglich. Parallel müsste ohnehin ordnungsrechtlich sichergestellt werden, dass neue Standorte nicht unpassierbar errichtet werden und somit die gesamte ökologische Durchgängigkeit des Fließgewässersystems vollständig unterbrochen würde (v. a. durch Auflagen zum Fischauf- und -abstieg). Eine eigenständige ökologische Lenkungswirkung einer Neuzulassungsabgabe besteht allein darin, die Wirtschaftlichkeit *aller* Neubauprojektalternativen zu verhindern.¹⁸¹⁶ Das gleiche Ergebnis kann offensichtlich mit geringerem Aufwand auch im Rahmen des bereits bestehenden ordnungsrechtlichen Genehmigungsvorbehalts erzielt werden, welcher – im Gegensatz zur beschriebenen Abgabe – nicht auf Informationen zur Wirtschaftlichkeit der Standorte angewiesen ist und damit sogar den gezielten Ausschluss bestimmter Standortalternativen ermöglicht. Diese zusätzlichen Erwägungen untermauern noch die Einschätzung von GAWEL ET AL., dass eine Neuzulassungsabgabe in ihrem Lenkungsvermögen keinen Vorteil gegenüber dem Ordnungsrecht bietet, sondern eher nachteilhaft

¹⁸¹⁴ Gawel (2012b), S. 437.

¹⁸¹⁵ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 283-286; Gawel (2012b), S. 437. Auch bietet eine solche Neuzulassungsabgabe keinen Vorteil als Instrument zur Koordination von Standortentscheidungen in einem Flussgebiet. GAWEL ET AL. begründen dies damit, dass die Auswahl eines Standortes nicht auf die „Aufdeckung dezentralen Kostenwissens angewiesen ist“, Gawel (2012b), S. 437 sowie auch Gawel et al. (2011), S. 284.

¹⁸¹⁶ Vgl. Gawel (2012b), S. 437.

ist.¹⁸¹⁷ Darüber hinaus würde eine *generelle* Abgabenerhebung auf die Neuzulassung einer Wasserkraftnutzung laut GAWEL ET AL. nicht nur einen politischen Wertungswiderspruch, sondern auch einen Verstoß gegen die Kohärenz der Rechtsordnung beinhalten, da ein Interessent für eine Wasserkraftnutzung in Form der gleichzeitigen Abgabenerhebung und Förderung durch das EEG mit gegenläufigen Vorschriften *für den gleichen Tatbestand* konfrontiert wird. Die durch das EEG intendierte Förderung der Wasserkraftnutzung würde von einer unbedingten Abgabenerhebung auf die Einrichtung einer Wasserkraftnutzung konterkariert.¹⁸¹⁸ In diesem Zusammenhang ist auch zu berücksichtigen, dass eine möglichst weitgehende Internalisierung der gewässerökologischen externen Kosten der Wasserkraft bei isolierter Betrachtung zwar umweltökonomisch wünschenswert ist, in der komplexen Realität mit ihren vielfältigen Umweltwirkungen und Preisverzerrungen bei der Energiebereitstellung jedoch nur im Gesamtkontext der Internalisierung energiebedingter externer Kosten zu beurteilen und ausgewogen vorzunehmen ist.¹⁸¹⁹ Eine übermäßige Internalisierung externer Kosten in einem Bereich würde die Technologiewahl bei der Energiebereitstellung einseitig verzerren und die Gefahr gesamtwirtschaftlicher Wohlfahrtseinbußen bergen.¹⁸²⁰

Die in Bezug auf den Tatbestand der Neuzulassung angeführten Argumente lassen sich im Wesentlichen auch auf den – in Deutschland relevanteren¹⁸²¹ – Tatbestand des Weiterbetriebs einer bestehenden Wasserkraftnutzung übertragen.¹⁸²² Wiederum erschöpft sich die ökologische Lenkungswirkung der Abgabe darin, Akteure durch die Unwirtschaftlichkeit des Weiterbetriebs zum Marktaustritt zu zwingen und auf diese Weise auch den Rückbau der Stauhaltung zu ermöglichen.¹⁸²³ Graduelle Verbesserungsmaßnahmen können von dieser spezifischen Abgabenkonstruktion ebenfalls nicht induziert werden.

¹⁸¹⁷ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 285 sowie auch Gawel (2012b), S. 437. Im Zusammenhang mit Neuzulassungen von Wasserkraftnutzungen weisen GAWEL ET AL. auch auf die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung hin, wonach nicht vermeidbare Eingriffe in die Natur durch Ausgleichsmaßnahmen sowie Zahlungen zu kompensieren sind, vgl. Gawel et al. (2011), S. 285f.

¹⁸¹⁸ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 283f. sowie S. 287f.; Gawel (2012b), S. 437f.

¹⁸¹⁹ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 283f.; Gawel (2012b), S. 437f.

¹⁸²⁰ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 284; Gawel (2012b), S. 438. Zur Problematik einer asymmetrischen Internalisierung von externen Effekten im Zusammenhang mit der Wasserkraftnutzung vgl. auch Heimerl (2005), S. 7/17; Krull (2011), S. 61 und S. 64; Lange/Krull (2014), S. 257f.

¹⁸²¹ Schon aufgrund des geringen Ausbaupotenzials, aber auch bedingt durch die besonders restriktiven Rahmenbedingungen in Bezug auf eine Neuerrichtung von Querbauwerken (WHG, EEG) kommt dem Tatbestand der Neuzulassung von Wasserkraftnutzungen und damit auch dieser entsprechenden Abgabenform nur eine geringe praktische Bedeutung zu, vgl. Gawel et al. (2011), S. 285.

¹⁸²² Vgl. Gawel et al. (2011), S. 286-289; Gawel (2012b), S. 438.

¹⁸²³ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 287f.; Gawel (2012b), S. 438. GAWEL ET AL. verweisen darauf, dass das bestehende ordnungsrechtliche Instrumentarium des Wasserrechts eine nachträgliche Verschärfung gewässerökologischer Anforderungen an Standorten mit Wasserkraftnutzung ermöglicht, vgl. Gawel et al. (2011), S. 286f. Allerdings besteht in diesem Zusammenhang durchaus die Gefahr von Vollzugsschwächen (insb. in Bezug auf Altrechte), vgl. bereits Kap. 6.2.4.

Aufgrund von Informationsdefiziten zur Wirtschaftlichkeit erscheint es ebenso wie bei der Neuanlagenvariante schwierig, im Rahmen der Abgabenbemessung einen umweltzielgerichteten Marktaustritt bestimmter Standorte herbeizuführen. Darüber hinaus impliziert die Wirkungsweise einer solchen Abgabe die gleichen politischen und rechtlichen Wertungswidersprüche.¹⁸²⁴

Als dritten Tatbestand für eine Abgabe im Bereich der Wasserkraftnutzung betrachten GAWEL ET AL. die für die Stromerzeugung genutzte Wassermenge. Dieser Abgabentatbestand zielt zum einen auf die Abschöpfung eines individuellen Sondervorteils, den der Betreiber einer Wasserkraftanlage durch den (zumindest am jeweiligen Standort) exklusiven Zugang zur Ressource Wasser hat, an der gemäß deutschem Wasserrecht nicht der Betreiber, sondern die Allgemeinheit das originäre Eigentumsrecht besitzt.¹⁸²⁵ Zum anderen wird die genutzte Wassermenge als Hilfsmaßstab (Proxy) für die von der Wasserkraftnutzung ausgehende Inanspruchnahme der Umweltressourcen herangezogen.¹⁸²⁶ GAWEL ET AL. lehnen aber auch die Einführung einer Abgabe auf die genutzte Wassermenge ab, da diese ihrer Auffassung nach wie die beiden anderen diskutierten Abgabentatbestände mit erheblichen politischen und rechtlichen Wertungswidersprüchen verbunden wäre und wiederum zu einer asymmetrischen Internalisierung externer Kosten führen könnte.¹⁸²⁷ Insb. vor dem Hintergrund der hier verfolgten Fragestellung ist jedoch

¹⁸²⁴ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 287f.; Gawel (2012b), S. 438. GAWEL ET AL. bezweifeln auch die Zulässigkeit der Abgabe als Finanzierungsabgabe zur Refinanzierung von Maßnahmen zur Verbesserung oder Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit an prioritären Standorten, da sie die rechtlichen Voraussetzungen einer Sonderabgabe – v. a. die gruppennützige Verwendung des Abgabenaufkommens – nicht hinreichend gewährleistet sehen. Die Verwendung des Aufkommens für ausgewählte Projekte käme nicht primär den Wasserkraftbetreibern als Gruppe der Abgabenschuldner, sondern eher der Allgemeinheit zu Gute, vgl. Gawel et al. (2011), S. 288f.; Gawel (2012b), S. 438. Zu den strengen verfassungsrechtlichen Anforderungen an Finanzierungsabgaben vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 139-142; Rahmeyer (2002), S. 364; Feess (2007), S. 90f.; Gawel et al. (2011), S. 55f. sowie S. 60.

¹⁸²⁵ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 56 sowie S. 289f.; Gawel (2012b), S. 438 sowie Kap. 6.2.1. Diese Form der Wassernutzungsabgabe entspräche funktional einer Ausdehnung der bestehenden Wasserentnahmeentgelte auf die Wasserkraftnutzung. Bislang sind In-situ-Nutzungen von Oberflächenwasser zur Stromerzeugung und zur Sicherstellung der Schifffahrt in den meisten Fällen von den Wasserentnahmeentgelten ausgenommen, vgl. bspw. § 1 Abs. 2 WasEG NRW; Palm (2006a), S. 17 sowie S. 58; Gawel et al. (2011), S. 103-119 sowie S. 212; Gawel/Fälsch (2012), S. 39.

¹⁸²⁶ Dementsprechend soll eine Abgabe auf die genutzte Wassermenge auch einer Anlastung von Umwelt- und Ressourcenkosten i. S. d. Art. 9 WRRL dienen, vgl. Gawel et al. (2011), S. 290; Gawel (2012b), S. 438.

¹⁸²⁷ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 290-292; Gawel (2012b), S. 438. Auch ist das Argument der Vorteilsabschöpfung im Kontext der Wasserkraftnutzung differenziert zu betrachten. Sofern Wassernutzern keine dem unternehmerischen Risiko angemessene Verzinsung ihrer Investitionen ermöglicht wird, kommt eine solche Vorteilsabschöpfung einem generellen Nutzungsverbot gleich, da auf dieser Basis niemand investieren würde. Wenn Nutzungen der Gewässer in einem gewissen Umfang gesellschaftlich gewünscht sind, dürfen sich Vorteilsabschöpfungen nur auf die Abschöpfung exzessiver individueller Nutzen (Überrenditen) richten. Dass bei der Wasserkraftnutzung auf breiter Basis (also über Einzelfälle hinaus) jetzt oder in Zukunft solche Überrenditen anfallen, kann jedoch bezweifelt werden: große Altanlagen, die nicht nach dem EEG gefördert werden, sind im Rahmen der Energiewende mit

entscheidender, dass vom Tatbestand der genutzten Wassermenge wiederum keine zielgerichtete Lenkungswirkung in Bezug auf die gewässerökologischen Beeinträchtigungen aus der Wasserkraftnutzung zu erwarten wäre. Als Hilfsmaßstab der Umweltwirkungen ist die genutzte Wassermenge zwar gut erhebbar, weist jedoch nur eine diffuse Beziehung zu den wesentlichen gewässerökologischen Defiziten (insb. ökologische Durchgängigkeit) auf. Eine zielgerichtete Induzierung gradueller Maßnahmen zur Verbesserung des Fischauf- und -abstieges ist wie bei den anderen Tatbeständen nicht möglich. Die Lenkungswirkung im Bereich der ökologischen Durchgängigkeit beschränkt sich daher wiederum darauf, durch die zusätzliche Kostenkomponente den Marktaustritt von Standorten herbeizuführen, wobei – wie bereits zuvor erörtert – ein gewässerökologisch koordiniertes Ergebnis unwahrscheinlich ist.¹⁸²⁸ Eine solche Abgabenkonstruktion bietet somit aus der Lenkungsperspektive keinen ersichtlichen Vorteil gegenüber einer ordnungsrechtlichen Steuerung der Wasserkraftnutzung.¹⁸²⁹

einem strukturellen und zunehmenden Verfall der Großhandelserlöse und gleichzeitig kostspieligen gewässerökologischen Verbesserungsmaßnahmen konfrontiert. Bei EEG-Anlagen ist angesichts der vollkostenorientierten Fördersätze sowie der gewässerökologischen Anforderungen ebenfalls nicht von einer strukturellen Überförderung und Überrenditen auszugehen, die ex-post über eine Abgabe abgeschöpft werden müssten, vgl. hierzu auch bereits Kap. 4.3.3. Zur Energiewende vgl. allgemein Blankart (2011), S. 583-585.

¹⁸²⁸ Zudem wäre die verfassungsrechtliche Zulässigkeit einer solchen „Nutzungserdrosselungsstrategie“ zu hinterfragen, vgl. Gawel et al. (2011), S. 63.

¹⁸²⁹ Vgl. auch Gawel et al. (2011), S. 293; Gawel (2012b), S. 438. Dies gilt sogar für die Gewährleistung von Mindestwasserabflüssen in Restwasserstrecken bei Ausleitungskraftwerken. Hier ist der Tatbestand der Wasserentnahme augenscheinlich sehr nah am adressierten Defizit. Allerdings ist zu bedenken, dass hinsichtlich der resultierenden Lebensraumveränderung in der Restwasserstrecke nicht die absolute Menge des genutzten Wassers, sondern der entnommene Anteil im Verhältnis zur Niedrigwasserführung des jeweiligen Gewässers entscheidend ist. In diesem Zusammenhang sei auf die Argumentation von LANGE/KRULL verwiesen, die verdeutlichen, dass die Erhebung von Entgelten auf das entnommene Wasser hinsichtlich der Gewährleistung einer kontinuierlichen Mindestwasserführung in Restwasserstrecken einer direkten Verhaltenssteuerung durch Auflagen strukturell unterlegen ist, da hierzu differenzierte Abgabensätze nicht nur für jeden Standort, sondern auch für die Entnahmemengen in Abhängigkeit von den zeitlichen Abflussverhältnissen erforderlich wären, vgl. Lange/Krull (2014), S. 265-267. Zudem wurde in Kap. 6.2.4 dargelegt, dass die Lebensraumveränderung in Restwasserstrecken aufgrund ihres dominanten Nahwirkungscharakters prinzipiell kein Potenzial für eine anlagenübergreifende Flexibilität bietet, die über eine Abgabenlösung koordiniert werden könnte.

GAWEL ET AL. untersuchen ebenfalls, inwiefern mittels Abgabenerhebung die gewässerökologischen Auswirkungen der querbauwerksbasierten Gewässernutzung „Binnenschifffahrt“ gesteuert sowie externe Kosten kompensiert werden können.¹⁸³⁰ Hierzu werden zum einen der Tatbestand des Gewässerausbaus und zum anderen der Tatbestand der Wasserstraßenbenutzung durch Binnenschiffe betrachtet.¹⁸³¹

Eine Abgabe auf den Tatbestand des Gewässerausbaus an Bundeswasserstraßen wird von GAWEL ET AL. zu Recht verworfen: zunächst ist der Bund als Vorhabensträger beim Ausbau wie auch bei der Unterhaltung von Bundeswasserstraßen bereits umfangreichen ordnungsrechtlichen Regelungen unterworfen (Notwendigkeit von Planfeststellungsverfahren mit Umweltverträglichkeitsprüfung, insb. Berücksichtigung der Bewirtschaftungsziele bei Ausbau und Unterhaltung, hoheitliche Zuständigkeit für die ökologische Durchgängigkeit gem. § 34 Abs. 3 WHG, naturschutzrechtliche Eingriffsregelung gem. §§ 13ff. BNatSchG).¹⁸³² Darüber hinaus ist zu bedenken, dass mit dem Bund eine staatliche Körperschaft *alleiniger* Adressat einer solchen Abgabe sein würde. Die Lenkungswirkung, die sich ohnehin wiederum auf eine diskrete Ja-Nein-Entscheidung (Ausbau oder kein Ausbau) reduziert, ist bei einem allein staatlichen Adressaten noch geringer einzuschätzen, da dieser im Vergleich zu privatwirtschaftlichen Akteuren seine Entscheidungen nicht nur auf ökonomische Anreize, sondern v. a. auf politische Zielsetzungen ausrichtet.¹⁸³³ In diesem Zusammenhang ist zudem anzunehmen, dass die Wasserstraßenverwaltung des Bundes gewässerökologischen Belangen im Rahmen der politischen Gesamtabwägung sowie insb. aufgrund der Bindung des Verwaltungshandelns an Recht und Gesetz einen angemessenen Stellenwert zuweist und problematische Gewässerausbaue

¹⁸³⁰ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 294-308; Gawel (2012b), S. 438-440. Wiederum ist eine Abgabenerhebung im Spannungsfeld von gewässerökologischen Zielsetzungen einerseits sowie von klima- und verkehrspolitischen Zielsetzungen andererseits zu beurteilen, vgl. Gawel et al. (2011), S. 294-296; Gawel (2012b), S. 438f. Der Ausbau und die Unterhaltung von Bundeswasserstraßen unterliegen gemäß WaStrG der hoheitlichen Verwaltung des Bundes. Die ökologischen Anforderungen an Ausbau und Unterhaltung richten sich mittlerweile an den Bewirtschaftungszielen des WHG aus, vgl. Gawel et al. (2011), S. 297f. sowie bereits Kap. 4.3.4 und 6.2.2. Der eigentliche Betrieb von Binnenschiffen bedarf keiner wasserrechtlichen Gestattung nach WHG, sondern ist in § 5 Abs. 1 WaStrG als subjektiv-öffentliches Recht geregelt, vgl. Gawel et al. (2011), S. 297. Allerdings werden an einigen Bundeswasserstraßen durch die Wasserstraßenverwaltung Abgaben für die Benutzung der Wasserstraßeninfrastruktur in Form von Schleusengebühren oder Ähnlichem erhoben, vgl. Gawel et al. (2011), S. 298f.; Lange/Krull (2014), S. 230f. sowie S. 255f. und bereits Kap. 4.3.4.

¹⁸³¹ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 296; Gawel (2012b), S. 439.

¹⁸³² Vgl. Gawel et al. (2011), S. 297f. sowie S. 300f.; Gawel (2012b), S. 438f. sowie bereits Kap. 4.3.2; 4.3.4 und 6.2.

¹⁸³³ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 301f., Gawel (2012b), S. 439.

unterlässt. Soweit dies nicht der Fall ist, ist nicht davon auszugehen, dass das ökonomische Drohpotenzial einer Abgabenerhebung eine Abkehr von einem aus überwiegenden politischen Interessen intendierten Gewässerausbau bewirken kann.¹⁸³⁴

Positiver schätzen GAWEL ET AL. eine flächendeckende Einführung sowie eine ökologische Ertüchtigung der bereits teilweise bestehenden Abgaben bzw. Gebühren auf die Nutzung der Wasserstraßeninfrastruktur ein.¹⁸³⁵ Eine flächendeckende Anlastung infrastruktureller sowie gewässerökologischer Kosten könnte über Schleusengebühren sowie über strecken- und frachtbezogene Benutzungsgebühren erfolgen.¹⁸³⁶ Bei der Anlastung von Infrastrukturkosten sowie gewässerökologischer externer Kosten ist jedoch in Analogie zu den vorangegangenen Erwägungen zur Wasserkraftnutzung zu gewährleisten, dass nicht eine asymmetrische Internalisierung externer Kosten im Bereich der Binnenschifffahrt vorgenommen wird, die über das Internalisierungsniveau bei anderen Verkehrsträgern (insb. Straßenverkehr) hinausgeht. Andernfalls ist eine insgesamt wohlfahrtsschädigende Verlagerung von Transportvolumina auf die Straße zu fürchten, wo sie zu zusätzlichen Emissionen und Staus führen würden.¹⁸³⁷ Auch sind von einer solchen ökologisierten Infrastrukturbenutzungsabgabe keine unmittelbaren Lenkungswirkungen im Hinblick auf gewässerökologische Verbesserungsmaßnahmen an der Wasserstraßeninfrastruktur zu erwarten.¹⁸³⁸ Schließlich könnte die Einführung umfassender Infrastrukturabgaben an grenzüberschreitenden Wasserstraßen wie dem Rhein im Widerspruch zu internationalen Abkommen über die Freiheit des Güterverkehrs stehen.¹⁸³⁹

¹⁸³⁴ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 301f.

¹⁸³⁵ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 308; Gawel (2012b), S. 439. Über die Kosten der Stauhaltung hinaus könnte eine solche Benutzungsgebühr auch weitere Infrastrukturkosten abdecken sowie die vom Schiffsbetrieb ausgehenden Beeinträchtigungen der Umwelt (Lärm, Luftverschmutzung, Wasserverschmutzung) adressieren, vgl. Gawel et al. (2011), S. 305f.

¹⁸³⁶ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 303; Lange/Krull (2014), S. 230f.

¹⁸³⁷ Vgl. Elgeti/Maskow (2009), S. 283f.; Gawel et al. (2011), S. 306-308; Gawel (2012b), S. 439; Lange/Krull (2014), S. 234f. Das Ausmaß solcher Verlagerungseffekte lässt sich jedoch nicht leicht abzuschätzen und bedarf näherer Prüfung, vgl. Gawel et al. (2011), S. 308.

¹⁸³⁸ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 306 sowie S. 308. Eine massive Verlagerung von Transportvolumina könnte allerdings dazu führen, dass ein Teil der Wasserstraßeninfrastruktur langfristig überflüssig wird und die betreffenden Gewässer renaturiert werden können. Insoweit kann der Einführung einer nutzungsbezogenen Infrastrukturabgabe eine gewisse langfristige Lenkungswirkung zugesprochen werden, vgl. Gawel et al. (2011), S. 306; Gawel (2012b), S. 439; Lange/Krull (2014), S. 235. In diesem Zusammenhang wären Abgaben jedoch wasserstraßenspezifisch differenziert zu bemessen, um die jeweilige ökologische Priorität der Gewässerstrecken zum Ausdruck zu bringen.

¹⁸³⁹ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 305 sowie S. 308; Gawel (2012b), S. 439; Lange/Krull (2014), S. 255f. Darüber hinaus ist zu bedenken, dass eine solche Verdrängung des Schiffsverkehrs – insb. bei kurzfristiger Umsetzung – ebenfalls mit einer massiven Entwertung öffentlich finanzierter Infrastruktur einhergehen würde, die wohl auf nicht unerheblichen politischen Widerstand (insb. bei den Steuerzahlern) stoßen könnte.

Insgesamt kommen GAWEL ET AL. zu dem Schluss, dass sowohl eine gewässerökologische Verträglichkeit der Wasserkraftnutzung als auch eine gewässerökologisch vertretbare Vorhaltung von Wasserstraßeninfrastruktur überlegen und vorrangig im Rahmen des bestehenden – ggf. in Einzelaspekten nachzuschärfenden – ordnungsrechtlichen Rahmens gewährleistet werden kann.¹⁸⁴⁰ Einer mit Augenmaß vorgenommenen Ökologisierung von Benutzungsgebühren für die Binnenschifffahrt ist zumindest eine ergänzende Funktion für eine verursachergerechte Refinanzierung gewässerökologischer Verbesserungsmaßnahmen an den Wasserstraßen zuzuerkennen.¹⁸⁴¹ Mit Blick auf die hier verfolgte Fragestellung besteht die wesentliche Erkenntnis in dem strukturellen Unvermögen der diskutierten Abgabenkonstruktionen, eine graduelle Lenkungswirkung hin zu einer Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern bereitzustellen.

Allerdings kann aus den Erkenntnissen von GAWEL ET AL. noch nicht auf eine generelle Untauglichkeit von Abgabenlösungen in diesem Handlungsfeld geschlossen werden, weil die von GAWEL ET AL. untersuchten Abgabenkonstruktionen nur einen Ausschnitt der in Kap. 6.3.1 identifizierten möglichen Abgabenanknüpfungspunkte abbilden. Es wurde ersichtlich, dass die Lenkungsuntauglichkeit der betrachteten Abgabentatbestände v. a. darin begründet war, dass diese allenfalls mittelbar auf gewässerökologisch relevante Charakteristika wie die Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit ausgerichtet sind und deshalb auch keine zielgerichtete und graduelle Lenkungswirkung in dieser Hinsicht entfalten können. Daher werden in einem nächsten Schritt alternative Abgabenkonstruktionen beleuchtet, die vom Tatbestand her konsequenter auf die adressierten gewässerökologischen Defizite ausgerichtet sind.

6.3.3 Abgaben auf Basis inputorientierter, gewässerzustandsrelevanter Parameter

PALM schlägt die Einführung einer Sonderabgabe auf alle gewässerzustandsrelevanten Nutzungen von Wasserressourcen vor.¹⁸⁴² Von einer solchen Abgabe sollen zum einen gezielte Anreize zur Reduzierung der jeweiligen Belastungen der natürlichen Wasserressourcen ausgehen (Lenkungsfunktion). Zum anderen soll das Abgabenaufkommen zweckgebunden zur Finanzierung von Maßnahmen zur Verwirklichung der Umweltziele

¹⁸⁴⁰ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 292f. sowie S. 308; Gawel (2012b), S. 439f.

¹⁸⁴¹ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 308; Gawel (2012b), S. 439f.; Lange/Krull (2014), S. 255-257.

¹⁸⁴² Vgl. Palm (2006a), S. 64f.

der WRRL verwendet werden (Finanzierungsfunktion).¹⁸⁴³ Von der Abgabensystematik werden u. a. die Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit durch Querbauwerke sowie die Beeinträchtigung der Gewässerstruktur durch Uferverbau, die Schifffahrt, die Fischerei und Freizeitnutzungen adressiert.¹⁸⁴⁴ Zur Bemessung der Abgabenzahllast werden für die jeweiligen Einzelatbestände differenzierte Bemessungsgrundlagen und Abgabensätze definiert. Die Festlegung der jeweiligen Abgabensätze erfolgt dabei prinzipiell im Sinne eines Standard-Preis-Ansatzes, wobei als Proxy der aggregierten Grenzvermeidungskosten pragmatisch auf durchschnittliche, spezifische Vermeidungskosten zurückgegriffen wird.¹⁸⁴⁵

In Bezug auf die Beeinträchtigung der Durchgängigkeit durch Querbauwerke werden von PALM zwei Bemessungsgrößen definiert: als Maß der Barrierewirkung des Querbauwerkes wird die Absturzhöhe des Querbauwerks herangezogen. Darüber hinaus wird die Größe der durch den Rückstau beeinträchtigten Zone (oberstromige Beeinträchtigungs-

¹⁸⁴³ Vgl. Palm (2006a), S. 105f. Den Ausgangspunkt für ihren Vorschlag einer umfassenden Wassernutzungsabgabe bildet eine kritische Einschätzung des bestehenden umweltpolitischen Instrumentariums im Gewässerschutz. Hinsichtlich der Umsetzung der WRRL bemängelt PALM insb. eine unzureichende Beteiligung aller konkurrierenden Wassernutzungen an den entstehenden Maßnahmenkosten. PALM intendiert mit ihrer umfassenden Wassernutzungsabgabe aber nicht nur eine Umlage dieser Maßnahmenkosten auf einen größeren Verursacherkreis, sondern auch zusätzliche „Anreiz- und Lenkungenfunktionen [...], die durch ein angepasstes Verhalten, eine Harmonisierung der Nutzungen mit den Zielen der Gewässerentwicklung unterstützen“, Palm (2006a), S. 64. Zur Unterstützung einer ökologisch und ökonomisch effizienten Flussgebietsbewirtschaftung schlägt PALM ein neues, bundeseinheitliches Abgabensystem für Nutzungen von Oberflächengewässern und Grundwasser vor, das auch die bestehenden Instrumente der Abwasserabgabe und der Wasserentnahmeentgelte ablösen soll, vgl. Palm (2006a), S. 66f.; Palm (2006b), S. 4f.

¹⁸⁴⁴ Vgl. Palm (2006a), S. 68. Weitere Tatbestände betreffen die kommunalen und industriellen Abwassereinleitungen, Kühlwassereinleitungen, Sumpfungswassereinleitungen, Wasserentnahmen und diffuse Einträge in die Gewässer. Sofern auf einen bestimmten Akteur mehrere Einzelatbestände zutreffen, ergibt sich die Gesamthöhe der von ihm zu entrichtenden Abgabe aus der Aggregation der Teilabgaben für die Einzelatbestände, vgl. Palm (2006a), S. 84f.

¹⁸⁴⁵ Vgl. Palm (2006a), S. 65. Bei der Umsetzung des Standard-Preis-Ansatzes verfolgt PALM ein pragmatisches Vorgehen. Liegen keine hinreichenden direkten Informationen zu spezifischen Vermeidungskosten vor, wird auf Hilfsansätze wie durchschnittliche Unterhaltungskosten für Fließgewässer zurückgegriffen, vgl. Palm (2006a), S. 83f. sowie S. 110f. Durch die Orientierung an den durchschnittlichen Vermeidungskosten der Verursacher soll auch eine insgesamt verhältnismäßige Belastung angestrebt werden. Die Gewährleistung einer möglichst großen Akzeptanz der einzubeziehenden Verursacher stellt für PALM einen wesentlichen Erfolgsfaktor für die praktische Umsetzbarkeit der Wassernutzungsabgabe dar, da die Einführung einer neuen Abgabe erhebliche politische Widerstände, insb. von Seiten der neu hinzugezogenen Verursachergruppen, erwarten lässt und zudem einer juristischen Prüfung bedarf. Eine grundsätzliche Zulässigkeit einer allgemeinen Wassernutzungsabgabe wird jedoch von PALM – auch in Analogie zur Abwasserabgabe – bei Beachtung der Voraussetzungen für nicht-steuerliche Abgaben als gegeben angenommen. Sie lässt sich insb. auf Basis einer Vorteilsnahme durch die Nutzung natürlicher Ressourcen sowie einer Erschwernis von Bewirtschaftungsmaßnahmen gegenüber (insb. staatlichen) Maßnahmenträgern rechtfertigen, vgl. Palm (2006a), S. 65f. Als wesentliche Voraussetzung für eine Akzeptanz des Abgabensystems identifiziert PALM die Transparenz der Anlastung von Kosten aus Beeinträchtigungen des Gewässerzustands. Insb. soll die Inanspruchnahme für die Abgabenschuldner nachvollziehbar und kalkulierbar sein, um Widersprüche und Klageerhebungen möglichst zu vermeiden, vgl. Palm (2006a), S. 70.

zone) als Maß der staubedingten Lebensraumveränderung im Oberwasser zugrunde gelegt.¹⁸⁴⁶ Die Ausprägung dieser Bemessungsgrößen wird stufenweise über so genannte Nutzungsfaktoren definiert.¹⁸⁴⁷ Als Abgabensatz zieht PALM die durchschnittlichen, flächenspezifischen Kosten für den Bau von Fischaufstiegsanlagen in Höhe von 1073 € heran, welche einer Studie des Staatlichen Umweltamtes Köln im Rahmen des Wanderfischprogrammes NRW zu Fischaufstiegen an der Sieg entnommen sind.¹⁸⁴⁸ Die jährliche Abgabenzahllast ergibt sich sodann multiplikativ aus der Ausprägung der Nutzungsfaktoren für die Barrierewirkung und den Rückstau sowie dem vermeidungskostenorientierten Abgabensatz.¹⁸⁴⁹ Die Abgabenzahllast erhöht sich im Falle eines Ausleitungskraftwerkes zusätzlich, indem diese noch mit einem Nutzungsfaktor von 1,2 multipliziert wird. Dagegen ermäßigt sich die Abgabenzahllast auf 50 % (Faktor 0,5), sobald eine „als wirkungsvoll eingestuft[e]“¹⁸⁵⁰ Fischaufstiegsanlage am Querbauwerk vorhanden ist. Eine weitere Ermäßigung um den Faktor 0,5 wird gewährt, wenn durch die aufstaubedingte Lebensraumveränderung ein hinreichend hochwertiges Sekundärbiotop geschaffen wurde.¹⁸⁵¹

Durch die beschriebene Abgabenvorschrift erwartet PALM eine Lenkungswirkung zur Einrichtung von (funktionsfähigen) Fischaufstiegsanlagen.¹⁸⁵² Tatsächlich kann dem vorgeschlagenen Abgabemechanismus eine tendenzielle Lenkungswirkung nicht abgesprochen werden.¹⁸⁵³ Aus der Abgabenlogik lässt sich folgern, dass im Anwendungsgebiet

¹⁸⁴⁶ Vgl. Palm (2006a), S. 63-66 sowie S. 97f.; Palm (2006b), S. 8f. Somit weist die Bemessungsgrundlage einen Bezug zu beiden Hauptbeeinträchtigungen im Zusammenhang mit Querverbauungen von Fließgewässern auf, vgl. Kap. 3.3.

¹⁸⁴⁷ In Bezug auf die Durchgängigkeit wird ab einer Absturzhöhe von mehr als 1 m pauschal ein maximaler Nutzungsfaktor von 4 zugewiesen. Bei einer Absturzhöhe von weniger als 10 cm beträgt der Nutzungsfaktor Null, so dass die gesamte Abgabenzahlung entfällt. Die beeinträchtigte Zone im Oberwasser wird aus Absturzhöhe, natürlichem Sohlgefälle und mittlerer Gewässerbreite näherungsweise berechnet. Ab einer beeinträchtigten Zone von mehr als 10.000 m² wird pauschal der maximale Nutzungsfaktor von 8 zugewiesen, vgl. Palm (2006a), S. 98.

¹⁸⁴⁸ Vgl. Palm (2006a), S. 97f. Es wird allerdings nicht diskutiert, ob und wie die Abgabenlast auf mehrere Nutzer einer Stauanlage verteilt oder umgelegt werden kann. An vielen Stauhaltungen findet bspw. sowohl eine Nutzung durch die Binnenschifffahrt (Schleuse) als auch zur Stromerzeugung (Wasserkraftanlage) statt, vgl. bereits Kap. 3.2.

¹⁸⁴⁹ Vgl. Palm (2006a), S. 97f.

¹⁸⁵⁰ Palm (2006a), S. 97.

¹⁸⁵¹ Hiermit wird dem ebenfalls in Kap. 3.3 angeführten Fall Rechnung getragen, dass durch den Aufstau ein u. U. ökologisch wertvolles Sekundärbiotop (Stillgewässer) entstanden sein kann. Ab wann von einem anrechenbaren neugeschaffenen Biotopwert ausgegangen werden kann, wird jedoch nicht näher spezifiziert.

¹⁸⁵² Vgl. Palm (2006a), S. 98.

¹⁸⁵³ Ebenfalls ergibt sich aus der Bemessungsvorschrift eine gewisse, allerdings sehr diffuse Lenkungswirkung im Hinblick auf eine Stauzielverringering sowie die Aufgabe einer Ausleitung. Die Diffusität resultiert dabei aus der Vermengung sachlich unterschiedlicher Nutzungsfaktoren (Absturzhöhe, Rückstau und Ausleitung) sowie aus der Verknüpfung mit dem sachfremden flächenspezifischen Vermeidungskostensatz für den Bau von Fischaufstiegsanlagen. Zudem ist zu beachten, dass der mit einer Querverbauung verbundene Rückstau quasi fix ist, da er nur durch Maßnahmen wesentlich verringert

der Abgabe diejenigen Querbauwerkstandorte mit „funktionsfähigen“ Fischaufstiegsanlagen nachgerüstet werden, an denen die dafür anfallenden einzelwirtschaftlichen Kosten durch die 50 %-ige Ermäßigung der Abgabenzahlung überkompensiert werden. Dennoch ist die Lenkungswirkung und damit die ökologische Treffsicherheit der vorgeschlagenen Abgabe in Bezug auf die wasserkörperbezogenen Zielsetzungen der WRRL als unzulänglich einzuschätzen. Dies lässt sich auf konzeptionelle Mängel bei der Ausgestaltung sowohl der Bemessungsvorschrift als auch des Abgabensatzes zurückzuführen.

Zwar besteht offensichtlich ein Zusammenhang zwischen den Ausprägungen der gewählten Nutzungsfaktoren „Absturzhöhe“ und „Beeinträchtigungszone“ einerseits sowie den Kosten zur Errichtung eines Fischaufstiegs andererseits, da beide Nutzungsfaktoren letztlich Indikatoren für die Größe eines Querbauwerks sind. Je größer das Gewässer und die Höhe des Hindernisses, desto mehr Fläche und Material ist tendenziell für die Errichtung eines Fischaufstiegs erforderlich.¹⁸⁵⁴ Darüber hinaus lassen sich die Absturzhöhe und Rückstauzone in der Praxis leicht erheben und kontrollieren.¹⁸⁵⁵ Allerdings tritt mit der vorgeschlagenen Bemessungsvorschrift ab einer bestimmten Anlagengröße (Absturzhöhe > 1 m = Nutzungsfaktor 4, Rückstau > 10.000 m² = Nutzungsfaktor 8) keine Änderung der Abgabenzahllast und damit auch keine Verstärkung des Lenkungsimpulses (reduzierbare Abgabenzahllast) mehr ein.¹⁸⁵⁶ Folglich resultiert ein uniformer Lenkungsimpuls für ein Standortsegment, welches aufgrund der eher niedrig angesetzten Nutzungsfaktorausprägungen die meisten Standorte an mittleren und größeren Fließgewässern umfassen sollte. Eine solch grobe Segmentierung der Bemessungsvorschrift ist mit Blick auf die Lenkungswirkung kritisch zu sehen, da sich die Standorte innerhalb dieses Segments immer noch deutlich in Bezug auf ihre Größe und damit die zu erwartenden Baukosten einer Fischaufstiegsanlage unterscheiden. Je nachdem, wie hoch der spezifische Abgabensatz gewählt wird, ist von einer deutlichen Übersteuerung des Lenkungsimpulses bei mittleren Standorten oder von einem unzureichenden Lenkungsimpuls bei größeren

werden kann, die auch die Funktion des Querbauwerkes als solche (z. B. Schiffbarkeit) in wesentlicher Weise beeinträchtigen. In diesem Zusammenhang wären auch die Bestimmungen zur Ausweisung von erheblich veränderten Wasserkörpern (HMWB) zu prüfen, vgl. hierzu Kap. 5.3. Insgesamt beschränkt sich daher die Lenkungsfunktion der Nutzungsfaktoren für die Defizitbereiche „Rückstau“ und „Ausleitung“ durch ihre abgabenerhöhende Wirkung auf eine tendenzielle Unterstützung der Anreize zur Errichtung von Fischaufstiegsanlagen.

¹⁸⁵⁴ Vgl. bereits Kap. 3.4.

¹⁸⁵⁵ Die Informationen dürften nahezu flächendeckend in den Querbauwerkskatastern und -informationssystemen enthalten oder ggf. leicht erhebbar sein, vgl. LAWA (2007), S. 4f. sowie MUNLV NRW (2005), S. 57-65; Müller/Bleck (2005), S. 16-18; Anderer/Dumont/Kolf (2007), S. 10; Anderer et al. (2008), S. 569; LfU Bayern (2011), S. 37-39 sowie S. 43; Anderer et al. (2012), S. 62-93.

¹⁸⁵⁶ Vgl. Palm (2006a), S. 98.

Standorten auszugehen.¹⁸⁵⁷ Die definierte Bemessungsgrundlage ist somit hinsichtlich der mittleren und größeren Standorte unzureichend ausdifferenziert.

Auch der von PALM gewählte Abgabensatz ist mit Blick auf eine umweltzielgerichtete Lenkungswirkung mit konzeptionellen Defiziten behaftet. Da sich der Vermeidungskostensatz aus den *durchschnittlichen* Kosten einer Anzahl bereits durchgeführter Projekte herleitet, wird die Errichtung von Fischaufstiegsanlagen nur an denjenigen Standorten induziert, an denen die Kosten maximal den durchschnittlichen Kosten dieser früheren Projekte entsprechen. Sofern sich nicht nur wenige Standorte mit weit überdurchschnittlichen Kosten von der überwiegenden Mehrzahl der Standorte abheben, bedeutet dies, dass ein substantieller Anteil der Standorte (u. U. die Hälfte der Standorte) aufgrund überdurchschnittlicher Kosten keinen Fischaufstieg umsetzen wird. Dies bedeutet wiederum, dass diese Standorte im Extremfall flussaufwärts vollständig unpassierbar bleiben, was mit den Umweltzielen der Richtlinie kaum vereinbar ist.¹⁸⁵⁸ Der Lenkungseffekt des zugrunde gelegten Abgabensatzes wird in der betrachteten Abgabensystematik zusätzlich dadurch abgeschwächt, dass die Errichtung einer Fischaufstiegsanlage lediglich zu einer Ermäßigung der Abgabenzahlung um 50 % führt. Um zumindest die den durchschnittlichen Kosten entsprechende Lenkungswirkung zu erreichen, müsste diese weitere Lenkungsabschwächung durch eine entsprechende Verdopplung des zugrunde gelegten, durchschnittskostenbasierten Abgabensatzes neutralisiert werden. Unabhängig vom hier konkret herangezogenen Vermeidungskostensatz ist aber zudem zweifelhaft, inwiefern die durchschnittlichen Errichtungskosten einer Anzahl bereits durchgeführter Projekte für die Errichtungskosten der noch zu errichtenden Fischaufstiegsanlagen repräsentativ sind.¹⁸⁵⁹ So lässt sich im Zeitablauf eine tendenzielle Verschärfung der technischen Ansprüche (z. B. durch neue Erkenntnisse sowie zusätzlich adressierte Zielarten wie Wanderfische) erwarten. Im Gegenzug sind aufgrund der eher geringen Standardisierung der

¹⁸⁵⁷ Für den hier zugrunde gelegten Abgabensatz von 1.073 € resultiert aus den Nutzungsfaktorobergrenzen ein maximaler Lenkungsimpuls von 17.168 € pro Jahr ($8 \times 4 \times 0,5 \times 1073$ €). Selbst unter Vernachlässigung einer Diskontierung resultiert daraus bei einer großzügig angenommenen Nutzungsdauer der Fischaufstiegsanlage von 30 Jahren (ohne weitere Kosten für zukünftige Modernisierungen) ein gegenwärtiger Lenkungsimpuls von ca. 0,5 Mio. €. Wie die Kostenindikationen in Kap. 3.4 nahelegen, dürfte hieraus für eine Vielzahl von mittleren und größeren Standorten kein Anreiz zur Errichtung eines Fischaufstieges resultieren, d. h. die Betreiber dieser Standorte würden die jährliche Zahlung von 17.168 € der Errichtung eines Fischaufstieges vorziehen.

¹⁸⁵⁸ Vor dem Hintergrund der Ausführungen in Kap. 5.4 erscheint es auch abwegig, dass sich Ausnahmen von den Umweltzielen bereits rechtfertigen lassen, wenn die standortbezogenen Kosten zur Errichtung einer Fischaufstiegsanlage überdurchschnittlich sind.

¹⁸⁵⁹ Vgl. bereits Kap. 6.2.4. Im konkreten Fall leitet sich der durchschnittliche Kostensatz aus einer geringen Anzahl von Projekten an einem einzigen Fluss – der Sieg – ab, vgl. Palm (2006a), S. 98.

Fischaufstiege sowie der allgemeinen Preissteigerungen kaum gegenläufige Kostendegressionen zu erwarten. Gravierender ist jedoch, dass neben der in der Bemessungsgrundlage berücksichtigten Größe des Querbauwerks weitere Faktoren wie die örtliche Topografie und Flächenkonkurrenz, aber auch die im jeweiligen Gewässer adressierten Zielarten die konkrete Ausgestaltung des Fischaufstiegs (z. B. Beckengrößen) und damit die standortspezifischen Baukosten wesentlich beeinflussen.¹⁸⁶⁰ Auch vor dem Hintergrund der in Kap. 4.3.3 erörterten Anreiz- und Kompensationswirkungen der im Falle einer ökologischen Anlagenmodernisierung gewährten EEG-Zusatzvergütung erscheint es nicht unplausibel, dass bei den bereits umgesetzten Projekten (abgesehen von dedizierten Pilotanlagen) Fischaufstiegsanlagen an Standorten mit günstigen Rahmenbedingungen (Topografie und Flächenverfügbarkeit) und weniger anspruchsvollen Zielarten (keine diadromen Wanderfische) eher überrepräsentiert sind („low hanging fruits“). In Bezug auf die Lenkungswirkung ist weiterhin zu berücksichtigen, dass die Errichtung und der Betrieb von Fischaufstiegsanlagen bei bestimmten Abgabenadressaten auch mit erheblichen indirekten Kosten aus Nutzungseinbußen (insb. Erzeugungsverluste bei Wasserkraftanlagen) einhergehen, so dass die Lenkungswirkung der vorgeschlagenen Abgabe an den betreffenden Standorten entsprechend kleiner ausfällt.

Die angeführten Argumente sprechen zusammengenommen stark dafür, dass historische Durchschnittskosten – selbst im Falle einer Inflationierung – die Durchschnittskosten zukünftiger Projekte tendenziell unterschätzen, so dass die Lenkungswirkung eines darauf basierenden Abgabensatzes entsprechend zurückfällt.

Vor dem Hintergrund standortbezogener Kostenunterschiede ist zudem eine gewässerübergreifend einheitliche Festlegung der Abgabensätze für ein administrativ abgegrenztes Anwendungsgebiet problematisch.¹⁸⁶¹ So ist zu erwarten, dass an Wasserkörpern mit eher kostendämpfenden Gegebenheiten und Anforderungen (z. B. günstige Topografie und verhältnismäßig anspruchslosen Zielarten) tendenziell an mehr Standorten Fischaufstiegsanlagen errichtet werden, während an Wasserkörpern mit eher kostentreibenden Gegebenheiten und anspruchsvollen Zielarten eher wenige oder sogar keine Fischaufstiegs-

¹⁸⁶⁰ Vgl. bereits Kap. 3.4. Die Festlegung von Zielarten erfolgt im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung ausgehend von der autochthonen Fischfauna des jeweiligen Gewässers, vgl. bereits Kap. 4.2.6 und 6.2.3.

¹⁸⁶¹ Abgabensätze werden bislang typischerweise einheitlich für das Gebiet der abgabenerhebenden politisch-administrativen Einheit (z. B. Bundesland) festgelegt, wie es bspw. bei den bereits angeführten Wasserentnahmeentgelten der Fall ist.

anlagen errichtet werden. Dementsprechend kann die Abgabe für die letztgenannten Wasserkörper kaum eine umweltzielgerichtete Lenkungswirkung entfalten.¹⁸⁶² Um eine umweltzielgerichtete Verbesserung der Durchgängigkeit in allen Wasserkörpern zu erreichen, sind also grundsätzlich differenzierte Lenkungsimpulse erforderlich. Für eine ideale Treffsicherheit im Sinne des Standard-Preis-Ansatzes sind diese differenzierten Abgabensätze an den jeweiligen aggregierten Grenzvermeidungskosten (inkl. der indirekten Kosten) in den nach ökologischer Äquivalenz abzugrenzenden Migrationsteilsystemen auszurichten.¹⁸⁶³

Mit Blick auf eine umweltzielgerichtete und kosteneffiziente Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit erweist sich schließlich auch als problematisch, dass die vorgeschlagene Bemessungsvorschrift in Bezug auf die Funktionstüchtigkeit einer Fischaufstiegsanlage einer „0-1-Logik“ folgt.¹⁸⁶⁴ Die Bemessungsvorschrift ermöglicht also weder eine graduelle, outputbezogene Operationalisierung der ökologischen Effektivität von Maßnahmen am Standort noch eine systematische Ausrichtung der Lenkungswirkung auf ein ökologisches Gesamtziel (z. B. kumulative Erreichbarkeit bestimmter Laichhabitats). Da also die resultierende Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit nicht differenziert abgebildet werden kann, liefert die Lenkungswirkung der Abgabe auch keine Ansatzpunkte für eine technologische sowie standortübergreifende Flexibilisierung der Maßnahmenallokation.¹⁸⁶⁵ Die „0-1-Logik“ birgt sogar die Gefahr, dass Querbauwerkstandorte mit überdurchschnittlichen Vermeidungskosten vollständig unpassierbar bleiben. In diesem Fall werden die umgesetzten Maßnahmen an weiteren Querbauwerken auf

¹⁸⁶² Wiederum erscheint die Tatsache, dass die Kosten zur Errichtung von Fischaufstiegsanlagen an einem Wasserkörper über dem in der Abgabenbemessung zugrunde gelegten Durchschnitt liegen, nicht tragfähig, um weniger strenge Umweltziele aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten i. S. d. Art. 4 Abs. 5 WRRL zu rechtfertigen, vgl. bereits Kap. 5.4.

¹⁸⁶³ Vgl. bereits Kap. 6.2.5 sowie allgemein auch Kemper (1993), S. 202-208. PALM regt zwar an, Abgabenbemessung und -erhebung auf *Teileinzugsgebietsebene* zu differenzieren, vgl. Palm (2006a), S. 67. Sie liefert jedoch keinen Vorschlag, wie diese Differenzierung im Rahmen der von ihr konzipierten Bemessungsvorschrift erfolgen kann. Zudem kann bei unterschiedlichen Wanderstrecken und Habitats in einem Teileinzugsgebiet diese Differenzierung noch unzureichend sein. Gleichzeitig können die entsprechenden Wanderstrecken der Fische auch über das einzelne Teileinzugsgebiet hinausreichen, so dass zudem eine teileinzugsgebietsübergreifende Steuerung der Maßnahmenallokation notwendig wird. Eine pauschale Differenzierung auf Teileinzugsgebietsebene wird also den Spezifika des Handlungsfeldes nicht gerecht.

¹⁸⁶⁴ Das zur Ermäßigung der Abgabenzahl last entscheidende Kriterium ist die Errichtung einer „funktionsfähigen“ Fischaufstiegsanlage. Da die Funktionsfähigkeit nicht weiter definiert und operationalisiert wird, ist deren Feststellung auf eine exogene Einschätzung (z. B. durch die zuständige Wasserbehörde) angewiesen. Es ist naheliegend, dass die Wasserbehörden auf die geometrischen und hydraulischen Anforderungen aus den technischen Regelwerken, insb. dem DWA-Merkblatt M-509 zurückgreifen würden. Dabei ist allerdings zu beachten, dass das Kriterium „funktionsfähig“ aufgrund der unterschiedlichen Anforderungen der Zielarten im jeweiligen Gewässerkontext unterschiedliche technische Anforderungen mit sich bringt.

¹⁸⁶⁵ Vgl. bereits Kap. 6.2.4.

derselben Wanderstrecke weitgehend „entwertet“. ¹⁸⁶⁶ Um die ökologische Zielerreichung sicherzustellen, wird es im Rahmen einer solchen „0-1-Logik“ also letztlich erforderlich, dass durch die Abgabe an *allen* Standorten „funktionstüchtige“ Fischaufstiegsanlagen induziert werden. Eine solche umfassende Lenkungswirkung bedingt jedoch wiederum, dass der Abgabensatz für alle Abgabensatzen so hoch festzusetzen ist, dass sie sich – auch unter Berücksichtigung von indirekten Kosten und Transaktionskosten – sicher für die Errichtung der Fischaufstiegsanlage entscheiden. ¹⁸⁶⁷ Dadurch würde allerdings letztlich das einer Abgabensteuerung inhärente Wahlkalkül ¹⁸⁶⁸ ad absurdum geführt, die Abgabensatzung gleiche faktisch einer flächendeckenden Auflage mit Bußgeldandrohung.

Insgesamt lässt sich also feststellen, dass eine Abgabensatzung, die die beschriebenen konzeptionellen Lenkungsmängel aufweist, weder hinsichtlich der ökologischen Treffsicherheit noch hinsichtlich der Kosteneffizienz einen Vorteil gegenüber einer direkten ordnungsrechtlichen Verhaltenssteuerung erkennen lässt. ¹⁸⁶⁹ Die Funktionalität einer solchen Abgabensatzung reduziert sich letztlich auf eine Vollzugshilfe zur Implementierung eines ordnungsrechtlich definierten „Standes der Technik“ bzgl. der flussaufwärtsgerichteten Passierbarkeit von Querbauwerken sowie auf die Generierung eines Abgabenaufkommens aus der finanziellen Kompensation der Restbeeinträchtigung. ¹⁸⁷⁰ Schließlich ist zu beachten, dass sich die betrachtete Abgabensatzung allein auf den Fischaufstieg bezieht, während die Problematik des Fischabstiegs bzw. Fischschutzes vollständig ausgeklammert bleibt. Positiv lässt sich allerdings bewerten, dass sich die Abgabensatzung auf konkrete, gewässerzustandsrelevante Charakteristika als Tatbestände bezieht.

¹⁸⁶⁶ Durch die „0-1-Logik“ wird auch der ökologische Nutzen bestehender, zumindest teilweise funktionsfähiger Fischaufstiegsanlagen ignoriert. Das wird nicht zuletzt die Frage auf, wie sich zukünftig zu erwartende Erkenntnisfortschritte zur Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegsanlagen in der Abgabensatzung niederschlagen.

¹⁸⁶⁷ Mit Blick auf die individuellen Abwägungskalküle der Abgabensatzen ist auch zu beachten, dass die Vermeidungskosten im Vergleich zur sicheren Abgabensatzung einer Unsicherheit unterliegen (z. B. unerwartete Kostensteigerungen).

¹⁸⁶⁸ Vgl. bspw. Häder (1997), S. 146 sowie bereits Kap. 2.3.

¹⁸⁶⁹ An dieser Stelle ist zu betonen, dass die hier identifizierten konzeptionellen Mängel sich ausschließlich auf die spezifische Abgabenausgestaltung im Anwendungsfeld der ökologischen Durchgängigkeit beziehen und keinesfalls eine Bewertung der von PALM definierten Bemessungsvorschriften für die weiteren Defizitbereiche implizieren. Das vorgestellte Konzept der Wassernutzungsabgabe bietet durchaus das Potenzial, in bestimmten Defizitbereichen (insb. bei stofflichen Einträgen und Wasserentnahmen) zumindest i. S. e. Grobsteuerung einen substantiellen Beitrag zur Umsetzung der WRRL zu leisten. Aus umweltökonomischer Sicht sind v. a. der konsequente Versuch zur breiten Einbindung von Verursacherbereichen (insb. auch diffuse Belastungen) sowie die Ausweitung des Schadstoffspektrums entsprechend neuer Erkenntnisse (Arzneimittelrückstände, Umweltchemikalien, Keime etc.) zu begrüßen, vgl. hierzu Palm (2006a), S. 89-94 sowie S. 77f.

¹⁸⁷⁰ Auch für ökologisch „optimierte“ Standorte mit funktionsfähiger Fischaufstiegsanlage sowie wertvollem Sekundärbiotop reduziert sich die Abgabensatzung nicht auf null, sondern im besten Fall auf 25 % der sich aus den Nutzungsfaktoren ergebenden Zahllast, vgl. Palm (2006a), S. 98.

Sie impliziert damit insb. für Standorte mit Wasserkraftnutzung einen deutlich abgeschwächten Wertungswiderspruch, da die Bemessung der Abgabe – anders als die zuvor diskutierten Abgabentatbestände – einen deutlich geringeren Zusammenhang mit der Ausbringungsmenge der Wasserkraftnutzung aufweist.

In der Literatur findet sich weiterhin der von GRÜNEBAUM ET AL. entwickelte Ansatz zur Allokation von Maßnahmenkosten, der am „Prinzip des quantitativ bewerteten Störers (oder Erschwerers) des guten Zustands der Gewässer“¹⁸⁷¹ ansetzt. Dieser Ansatz zur Kostenumlage wird an dieser Stelle betrachtet, da er eine strukturelle Ähnlichkeit mit einem Abgabensystem aufweist und dabei ebenfalls auf gewässerzustandsrelevante Charakteristika als Tatbestände abstellt.¹⁸⁷² Der Ansatz dient primär als Instrument zur verursachergerechten und praktikablen Umlage der bei der Verwirklichung der Umweltziele der WRRL entstehenden direkten und indirekten Kosten eines Maßnahmenprogrammes auf die wasserwirtschaftlichen Akteure (Refinanzierungs- und Umlagefunktion).¹⁸⁷³ Eine transparente und verursachergerechte (und damit für die Betroffenen akzeptable) Allokation der Maßnahmenkosten soll über nutzungsspezifische Kriterien erfolgen, welche die aus der ökologischen Beeinträchtigung gezogenen Vorteile eines Wassernutzers abbilden.¹⁸⁷⁴ Die Transparenz zu *erwartender* Umlagebeiträge soll darüber hinaus die wasserwirtschaftlichen Akteure vor die unternehmerische Entscheidung stellen, ob und inwieweit sie in Abwägung mit den erzielbaren Nutzungsvorteilen weiterhin die Beeinträchtigung aufrechterhalten wollen (Lenkungsfunktion).¹⁸⁷⁵

¹⁸⁷¹ Grünebaum et al. (2006), S. 4.

¹⁸⁷² Der Ansatz von GRÜNEBAUM ET AL. wurde nicht nur konzeptionell entwickelt, sondern bereits exemplarisch am Paasbachsystem im Ruhreinzugsgebiet auf seine Praktikabilität getestet, vgl. Grünebaum et al. (2006), S. 7-16.

¹⁸⁷³ Vgl. Grünebaum et al. (2006), S. 2f. sowie auch Gawel (2012a), S. 381. Ähnlich wie PALM fordern GRÜNEBAUM ET AL. eine umfassende Heranziehung aller wasserwirtschaftlichen Verursacher zur Finanzierung der Maßnahmenprogramme, wobei die verursachergerechte Finanzierung des Maßnahmenprogramms als Internalisierung der Umwelt- und Ressourcenkosten im Sinne des Art. 9 WRRL verstanden wird (kostenorientierter Ansatz), vgl. Grünebaum et al. (2006), S. 2-4. Darüber hinaus wird es als akzeptanzschädlich und ggf. nicht mit dem Gleichbehandlungsgrundsatz vereinbar angesehen, wenn die Auswahl eines kosteneffizienten Maßnahmenprogramms implizieren würde, dass nur diejenigen Sektoren und Akteure belastet werden, die die Maßnahmenpotenziale mit den geringsten Vermeidungskosten aufweisen. Daher plädieren GRÜNEBAUM ET AL. für eine verursachungsgerechte Kostenbeteiligung aller Akteure und entsprechende Teilkompensationen der eigentlichen Maßnahmenträger.

¹⁸⁷⁴ Vgl. Grünebaum et al. (2006), S. 5f. Eine Übersicht möglicher nutzungsspezifischer Kriterien findet sich bei Grünebaum et al. (2006), S. 6. Dabei ist zu beachten, dass „nutzungsunabhängige“ Verbesserungsmaßnahmen aus dem allgemeinen Steueraufkommen finanziert werden sollen.

¹⁸⁷⁵ Vgl. Grünebaum et al. (2006), S. 5f.

Die Ermittlung des Kostenanteils einer Wassernutzers erfolgt – vergleichbar mit den defizitbezogenen Einzelbemessungsgrundlagen bei PALM – separat für die Defizitkategorien „Stoffeinträge“, „Durchgängigkeit“, „Strukturdefizite“, „Wassermengenwirtschaftliche Belastungen“ sowie „Hochwassererschwerisse“.¹⁸⁷⁶ Für jeden wasserwirtschaftlichen Akteur wird anhand der nutzungsspezifischen Kriterien ein Anteil an den Maßnahmenkosten der jeweiligen Defizitkategorien bestimmt, anhand dessen aus den für die Defizitkategorie resultierenden Maßnahmengesamtkosten jährliche Beiträge ermittelt werden. Die tatsächliche Maßnahmenallokation erfolgt zuvor durch einen zentralen Planer nach dem Grundsatz der Kosteneffizienz. Der von der Umsetzung einer Einzelmaßnahme tatsächlich betroffene Wassernutzer erhält aus dem defizitbezogenen Umlagetopf eine Kompensation seiner direkten sowie indirekten Kosten, die über den von ihm zu tragenden Kostenanteil hinausgehen.¹⁸⁷⁷ In der Defizitkategorie „Durchgängigkeit“ werden als nutzungsspezifische Kriterien für die Wasserkraftnutzung und weitere querbauwerksbasierte Gewässernutzungen der Ausbaudurchfluss, die Fallhöhe, ergänzende Abstufungen bzgl. der durch Stau beeinflussten Gewässerstrecke sowie das Vorhandensein einer Ausleitungsstrecke herangezogen.¹⁸⁷⁸

Im Gegensatz zu einer klassischen Umweltlenkungsabgabe erfolgt durch den von GRÜNEBAUM ET AL. vorgeschlagenen Umlagemechanismus keine systematische Dezentralisierung der Maßnahmenplanung und -umsetzung mittels Lenkungswirkung. Der Ansatz basiert stattdessen auf einem Zusammenwirken zentraler Maßnahmenplanung und dezentraler Anreizwirkung der Umlage. Die Grundlage bildet ein zentral geplantes Maß-

¹⁸⁷⁶ Vgl. Grünebaum et al. (2006), S. 6f. Die einzelnen Defizitkategorien finden aber nur auf eine Wassernutzung Anwendung, wenn erstens im betrachteten Gewässerraum ein Defizit dieser Kategorie vorliegt, zweitens von der Wassernutzung eine Störung bzgl. dieser Kategorie feststellbar ausgeht und drittens Maßnahmen bzgl. dieser Kategorie entwickelt wurden.

¹⁸⁷⁷ Vgl. Grünebaum et al. (2006), S. 7. An dieser Stelle wäre zu hinterfragen, ob es sich bei den umzulegenden „Kosten“ im betriebswirtschaftlichen Sinne tatsächlich um „Kosten“ oder „Auszahlungen“ handelt. Wenn „Kosten“ im betriebswirtschaftlichen Sinne kompensiert werden, könnten die Maßnahmenträger durch die zunächst zu tätigen Investitionsauszahlungen einen negativen (potenziell bestandsgefährdenden) Liquiditätsabfluss erleiden, der erst in den Folgeperioden über Abschreibungen und Zinsen umgelegt und kompensiert würde. Zu einer vollständigen Vermeidung einer Schlechterstellung der Maßnahmenträger wären bspw. durch den Staat entsprechende Sonderkreditlinien für die Maßnahmenträger zur Vorfinanzierung der Maßnahmen bereitzustellen, so dass die Möglichkeiten zur Eigenkapital- oder Fremdkapitalfinanzierung der originären Geschäftstätigkeit der Akteure nicht beeinträchtigt werden.

¹⁸⁷⁸ Vgl. Grünebaum et al. (2006), S. 6. Als Störer gelten dabei die einzelnen Betreiber bzw. Inhaber des Wasserrechts, vgl. Grünebaum et al. (2006), Anlage 1. Wie die genannte Anlage zeigt, werden die angeführten nutzungsspezifischen Kriterien für die Wasserkraft nicht nur im Hinblick auf Wasserkraftwerksbetreiber, sondern für alle potenziellen Akteure in der Defizitkategorie „Durchgängigkeit“ zugrunde gelegt, vgl. Grünebaum et al. (2006), S. 13f.

nahmenprogramm als „Ergebnis eines fachlichen, politischen und administrativen Entscheidungsprozesses“.¹⁸⁷⁹ Obwohl GRÜNEBAUM ET AL. mit ihrer einzugsgebietsweiten und sektorübergreifenden Betrachtungsweise zwei zentrale Voraussetzungen einer gesamtwirtschaftlich kosteneffizienten Maßnahmenplanung i. S. d. WRRL aufgreifen, ist aufgrund der grundlegenden Informationsdefizite zentraler Planung bzgl. der Vielzahl dezentraler Vermeidungspotenziale und der damit verbundenen direkten und insb. indirekten Kosten zweifelhaft, dass ein zentral koordinierter Maßnahmenplanungsprozess insgesamt zu einer gesamtwirtschaftlich kosteneffizienten Maßnahmenallokation führen kann.¹⁸⁸⁰ In gewissem Umfang kann im Anschluss an die Planaufstellung eine Verbesserung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz dieser initialen Maßnahmenallokation von der Ex-ante-Konfrontation der wasserwirtschaftlichen Akteure mit dem Kostenumlageplan, der aus der Maßnahmenplanung resultiert, erwartet werden. Die Akteure können dezentral überprüfen, inwieweit sie durch alternative Eigenmaßnahmen die drohende Kostenanlastung verringern und somit eine individuelle Nettokostenersparnis erzielen können.¹⁸⁸¹ Hierdurch wäre auch eine Verbesserung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz des Maßnahmenprogrammes möglich, wenn die ökologische Wirkung der dezentralen Maßnahmen abgeschätzt würde und in der Folge der Umfang des initialen, zentralen Maßnahmenprogrammes so verringert werden könnte, dass in der Summe eine gesamtwirtschaftliche Kostenersparnis verbleibt. Diese Anreiz- bzw. Lenkungswirkung setzt allerdings einen vollständigen Ex-ante-Kostenplan voraus, da die alleinige Kenntnis des *Kostenanteils* für die dezentrale Lenkungswirkung nicht ausreicht. Folglich ist eine ausdetaillierte Maßnahmenplanung mit allen direkten und indirekten Kosten erforderlich. Darüber hinaus ist im Falle dezentral induzierter Maßnahmen eine entsprechende Planungsrevision zur Anpassung des Maßnahmenprogramms durchzuführen und die Kostenumlage zu aktualisieren. Ein solches, ggf. mehrfach iteratives Planungsprozedere auf Detailebene lässt jedoch gerade bei einer Vielzahl von Akteuren prohibitive Transaktionskosten und Verzögerungen erwarten.¹⁸⁸²

¹⁸⁷⁹ Grünebaum et al. (2006), S. 4.

¹⁸⁸⁰ Vgl. auch bereits Kap. 2.3, 5.2 und 6.2.4. An dieser Stelle sei noch einmal besonders auf die Problematik der asymmetrischen Information bzgl. der indirekten Kosten der Maßnahmenträger aus Nutzungseinbußen hingewiesen.

¹⁸⁸¹ Vgl. Grünebaum et al. (2006), S. 5f.

¹⁸⁸² Anders als bei einer Abgabenslösung, bei der die Zahllast anhand der Bemessungsvorschrift und des festgelegten Abgabensatzes klar herleitbar ist, ist der Umlagebeitrag zudem mit den Unsicherheiten der Ex-ante-Kostenschätzung behaftet. Auch kann der Akteur die *Verringerung* der Umlagekosten, die sich aus einer möglichen Reduzierung des Gesamtmaßnahmenumfangs ergibt, nicht dezentral abschätzen. Diese ist vielmehr erst durch eine zentrale Revision des Maßnahmen- und Kostenplans zu ermitteln. Durch die aktualisierte Kostenumlage könnten wiederum neue Maßnahmen induziert werden, so dass eine erneute Maßnahmenplanungsrevision notwendig wird. Im Gegensatz zu einer klassischen

Für die betrachtete Fragestellung ist erneut wesentlich, dass Anreize nur entsprechend den in der Umlagevorschrift spezifizierten nutzungsspezifischen Parametern Wirkung entfalten. Die in der Umlagevorschrift zugrunde gelegten nutzungsspezifischen Kriterien „Fallhöhe“ und „Ausbaudurchfluss“ sind inputorientiert und weisen somit nur einen indirekten Bezug zur tatsächlich resultierenden Beeinträchtigung der Durchgängigkeit durch einen Querbauwerkstandort auf. Insb. werden (ggf. bereits vorhandene) Einrichtungen zum Fischaufstieg sowie -abstieg und -schutz nicht erfasst. Folglich ist der auf der Umlagevorschrift basierende Kostenanteil des Akteurs durch die wesentlichen Maßnahmen zur Verbesserung der standortspezifischen Durchgängigkeit (v. a. die Errichtung einer Fischaufstiegsanlage zur Verbesserung der aufwärtsgerichteten Durchgängigkeit) nicht beeinflussbar. Die Umlage ist nur durch eine Einschränkung bzw. Aufgabe der Nutzung selbst beeinflussbar. In Bezug auf die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit lässt sich somit eine stark selektive Anreizwirkung feststellen. Eine Mobilisierung von gesamtwirtschaftlichen Kostenminderungspotenzialen durch dezentrale Anreize ist für diesen Bereich daher weitgehend in Frage zu stellen.¹⁸⁸³

Die Diskussion der Wassernutzungsabgabe nach PALM sowie des abgabenähnlichen Umlagemechanismus nach GRÜNEBAUM ET AL. hat exemplarisch die konzeptionellen Schwierigkeiten einer Preisteuerung zur dezentralen Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern verdeutlicht. Dabei hat sich insb. die Zugrundelegung inputorientierter Nutzungsparameter wie die Absturz- bzw. Fallhöhe eines Querbauwerks in der Bemessungsvorschrift als problematisch herausgestellt, da sie lediglich einen indirekten und letztlich unzureichenden Zusammenhang mit der tatsächlichen Beeinträchtigung der Durchgängigkeit eines Gewässers ausweisen und die graduelle Wirkung von Mitigationsmaßnahmen außer Acht bleibt. Da die tatsächlich resultierende ökologische Beeinträchtigung durch ein Querbauwerk sowie entsprechende Mitigationsmaßnahmen nicht graduell abgebildet werden und die technologische Flexibilität, also der Alternativenraum, durch die Logik der Bemessungsvorschrift vor-schnell beschnitten wird, kann die Lenkungswirkung solcher Abgabenlösungen letztlich

Abgabenkonstruktion auf Basis eines vorgegebenen Abgabensatzes lässt sich also für die einzelnen Akteure ex ante kein klares Preissignal und damit kein Vermeidungsnutzen ableiten. Eine verlässliche und vollständige Abwägung zwischen Umlagezahlung und Durchführung eigener Maßnahmen ist nur im Hinblick auf die Extremmaßnahme der Nutzungsaufgabe möglich, da in diesem Fall die Umlage durch den vollständigen Ausstieg aus der Wassernutzung entfällt.

¹⁸⁸³ Für andere Defizite und deren relevanten Nutzungen wie bspw. im Bereich der Wasserentnahmen besteht ein direkterer Bezug zwischen dem nutzungsbezogenen Kriterium und dem adressierten Defizit, so dass die Anreizwirkung effektiver ist. Eine abschließende Beurteilung der Anreizwirkung der Kostenumlage im Hinblick auf die anderen Nutzungen und Defizite ist jedoch nicht Gegenstand dieser Untersuchung.

nur eingeschränkt und selektiv sein. Schlussendlich können sie keine Grundlage für eine standortübergreifende gezielte und kosteneffiziente Verbesserung der Durchgängigkeit in homogenen Migrationsteilsystemen liefern.

Ausgehend von diesen konzeptionellen Mängeln von Abgabenlösungen auf Basis „inputorientierter“ Bemessungsvorschriften wird im nächsten Schritt untersucht, inwieweit auf Basis einer „outputorientierten“ Bemessungsvorschrift eine effektivere Lenkungswirkung hinsichtlich einer kosteneffizienten Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit erreicht werden kann.

6.3.4 Abgaben auf Basis einer outputorientierten Bemessungsgrundlage

Um im Rahmen einer Abgabenlösung eine möglichst zielgerichtete Lenkung dezentraler Anpassungspotenziale zu erreichen und dabei möglichst viele dezentrale Effizienzpotenziale zu mobilisieren, sind sowohl die Bemessungsgrundlage als auch der Abgabensatz im Wahlkalkül der Abgabenadressaten stringent auf die angestrebte ökologische Zielsetzung auszurichten.¹⁸⁸⁴

Die Präzision der Lenkungswirkung hängt zunächst davon ab, wie unmittelbar die Bemessungsgrundlage auf die adressierte Umweltwirkung ausgerichtet werden kann.¹⁸⁸⁵

Um möglichst große Kosteneffizienzpotenziale zu mobilisieren, sind alle zulässigen – d. h. ökologisch äquivalenten – Handlungsalternativen in den Anreiz- und Lenkungsmechanismus der Abgabe einzubeziehen. Dies setzt wiederum voraus, dass die Bemessungsgrundlage der Abgabe mittels jeder zulässigen Handlungsoption im Rahmen der Wahlhandlung des Abgabenadressaten gezielt beeinflusst werden kann. Beide Anforderungen können in überlegener Weise durch die Definition einer outputorientierten, d. h. möglichst unmittelbar auf das angestrebte ökologische Resultat ausgerichteten und technologisch neutralen Bemessungsgrundlage erreicht werden.¹⁸⁸⁶

Ausgehend von den Ausführungen zur Operationalisierung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern (Kap. 4.2.6) bietet die standortbezogene Querverbauungsrate als reziprokes, graduelles Maß zur Passierbarkeitsrate eines Standortes i (gemessen mit-

¹⁸⁸⁴ Vgl. allgemein Häder (1997), S. 44 sowie S. 174; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 170f.

¹⁸⁸⁵ Vgl. allgemein Michaelis (1996), S. 107-137; Häder (1997), S. 44 sowie S. 174; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 170f.; Koleu (2008), S. 168.

¹⁸⁸⁶ Vgl. allgemein Michaelis (1996), S. 29f. und S. 42-48; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 171 sowie auch Kap. 5.2.1 und 6.2.5.

tels Aufstiegsrate U_i und Abstiegsrate D_i) eine grundsätzlich tragfähige Bemessungsgrundlage, mit der die flussaufwärts- sowie flussabwärtsgerichtete Barrierewirkung eines Querbauwerkstandortes ratenbasiert abgebildet werden kann. Durch die Zugrundelegung der Querverbauungsrate als Bemessungsgrundlage kann ein direkter Zusammenhang zwischen der technischen Ausgestaltung eines Querbauwerks und den damit zusammenhängenden Nutzungen (z. B. Wasserkraftanlage) einerseits sowie der resultierenden Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit des Fließgewässers andererseits hergestellt werden, da die multiplikative Aggregation der standortbezogenen Querverbauungsraten die kumulative Barrierewirkung der Standorte abbildet. In diesem Zusammenhang ist allerdings auch die ggf. unterschiedliche Wirkung eines Querbauwerks auf unterschiedliche Fischarten j zu berücksichtigen.¹⁸⁸⁷ Mit Blick auf den Tatbestand der flussaufwärtsgerichteten Querverbauung eines Fließgewässers lässt sich somit folgende Bemessungsgrundlage definieren:

$$BMG_{ij}^U = (1 - U_{ij})$$

Dementsprechend lautet die Bemessungsgrundlage für den Tatbestand der flussabwärtsgerichteten Querverbauung:

$$BMG_{ij}^D = (1 - D_{ij})$$

In diesen outputorientierten Teilbemessungsgrundlagen können nun prinzipiell alle Maßnahmen, die die flussauf- oder flussabwärtsgerichtete Querverbauung des Standorts verbessern, entsprechend ihrer ökologischen Effektivität abgebildet werden. Auf diese Weise lässt sich bspw. die Effektivität (Funktionstüchtigkeit) eines Fischaufstiegs graduell in die Abgabenlast des betreffenden Akteurs überführen und somit grundsätzlich auch eine graduelle Lenkungswirkung erzielen.

Die Abgabenzahllast für einen Standort i ergibt sich bezogen auf die im jeweiligen Fall differenziert zu betrachtenden Arten j (z. B. Lachs und Aal) wie folgt:

$$AZL_{ij} = \sum_j BMG_{ij}^U \cdot a_j^U + BMG_{ij}^D \cdot a_j^D = \sum_j (1 - U_{ij}) \cdot a_j^U + (1 - D_{ij}) \cdot a_j^D$$

¹⁸⁸⁷ Im Regelfall kann angenommen werden, dass die Anforderungen der anderen Arten durch die Ansprüche der anspruchsvollsten Art („Bemessungsfisch“) implizit abgedeckt werden. Bei diadromen Wanderfischgewässern erscheint dabei allerdings eine Differenzierung der auf- und abwärtsgerichteten Barrierewirkung für die Arten Lachs und Aal aufgrund ihrer unterschiedlichen Verhaltensweisen erforderlich, vgl. bereits Kap. 4.2.6 und 6.2.4

Hinsichtlich der Lenkungswirkung der Abgabe sind nun diejenigen Abgabensätze a_j^U und a_j^D zu bestimmen, die den Tatbestand der Querverbauung im dezentralen Entscheidungskalkül der Abgabenschuldner¹⁸⁸⁸ insoweit verteuern, dass die Umweltziele der betroffenen Wasserkörper unter Berücksichtigung der residualen kumulativen Wirkungen der Querbauwerkstandorte erreicht werden können. Gemäß dem Standard-Preis-Ansatz sind die Abgabensätze hierfür idealerweise in Höhe der aggregierten Grenzvermeidungskosten für die beiden Teilbemessungsgrundlagen festzulegen, so dass die Akteure mit der aggregierten Knappheit der umweltzielkonformen residualen Querverbauung im Abgabengebiet konfrontiert werden.¹⁸⁸⁹ In diesem Fall werden die Maßnahmen zur Verbesserung der flussauf- und flussabwärtsgerichteten Durchgängigkeit im Rahmen der dezentralen Wahlhandlungen der Akteure theoretisch so allokiert, dass die umweltzielkonforme Verbesserung der Durchgängigkeit zu den gesamtwirtschaftlich geringsten Opportunitätskosten erfolgt.¹⁸⁹⁰ In diesem Zusammenhang ist allerdings zu beachten, dass eine ökologische Äquivalenz und damit eine Substitutionalität alternativer Maßnahmen an unterschiedlichen Standorten nur innerhalb des betrachteten Migrationsteilsystems, also entlang derselben Wanderungsstrecke, besteht.¹⁸⁹¹ Bei verzweigten Einzugsgebieten mit mehreren Laich- und Aufwuchshabitaten und zugehörigen Wanderrouten ist somit regel-

¹⁸⁸⁸ An Standorten mit Wasserkraftnutzung und unterschiedlichen Betreibern der Stauhaltung und Wasserkraftanlage (z. B. bei Stauanlagen an Bundeswasserstraßen) erscheint es sinnvoll, die Abgabepflicht für die flussaufwärtsgerichtete Querverbauung grundsätzlich dem Betreiber der Stauhaltung (bzw. dem Inhaber des Staurechts) zuzuweisen. Sofern angenommen werden kann, dass der schadlose Abstieg der Fische ohne die Wasserkraftnutzung gewährleistet wäre, ist die Abgabepflicht für die flussabwärtsgerichtete Querverbauung dem Betreiber der Wasserkraftanlage aufzuerlegen. Sind beide Akteure für die abwärtsgerichtete Querverbauung verantwortlich (z. B. bei hohen Absturzhöhen des Querbauwerks), ist zunächst von einer Gesamtschuldnerschaft bzgl. dieses Teils der Abgabe auszugehen, vgl. auch Kap. 6.4.2.4.1. Die interne Aufteilung kann entweder durch bilaterale Vereinbarung der Akteure oder durch behördliche Zuweisung erfolgen. Eine prozentuale Zuweisung der Abgabenschuldnerschaft kann bspw. auf Basis des von HELD/KRULL vorgeschlagenen modifizierten Nutznießerprinzips erfolgen, vgl. Held/Krull (2009), S. 332-334.

¹⁸⁸⁹ Zum Standard-Preis-Ansatz vgl. allgemein bereits Kap. 2.3.

¹⁸⁹⁰ Vgl. allgemein Kap. 2.3 und 6.2.5. Die jeweiligen Betreiber der Querbauwerke erhalten einen Anreiz, ihr spezifisches Wissen bei der Eruierung der kostengünstigsten Optionen zur Verminderung der standortbezogenen Querverbauung einzubringen und die direkten und indirekten Kosten alternativer Maßnahmen gegen die jeweilige in zukünftigen Perioden vermeidbare Abgabenlast abzuwägen. Dies setzt allerdings voraus, dass die Betreiber die Auswirkung der Maßnahme im Hinblick auf die gewählte Bemessungsgrundlage (hier der Grad der Passierbarkeit bzw. Querverbauung) hinreichend genau quantifizieren können, so dass die maßnahmenbedingte Verringerung der Abgabenlast für den Betreiber kalkulierbar wird. Die Festlegung des Abgabensatzes muss daher auch die mit der Umsetzung von Maßnahmen verbundene Wirkungs- und Kostenunsicherheit antizipieren, da sich die Abgabenschuldner sonst eher für die „sichere“ Abgabenzahlung entscheiden. Zur Bedeutung der Wirkungs- und Kostenunsicherheit im Entscheidungskalkül der Betreiber vgl. allgemein Kemper (1993), S. 129. Im Zusammenhang mit den dezentralen Anpassungskalkülen kann angenommen werden, dass – mit Ausnahme des Rückbaus eines Querbauwerkes – eine hohe Kongruenz zwischen einzel- und gesamtwirtschaftlichen Entscheidungskalkülen besteht, vgl. Kap. 6.2.5.

¹⁸⁹¹ Vgl. bereits Kap. 6.2.5, 6.3.3 sowie 4.2.6.

mäßig von heterogenen Fernwirkungen der standortbezogenen Querverbauung auszugehen. Zur Wahrung der ökologischen Äquivalenz der Wahlhandlungen dürfen dementsprechend nur Standorte auf gleichen Wanderungsstecken hinsichtlich der Bestimmung eines einheitlichen Abgabensatzes aggregiert werden. Es wird also eine entsprechende Segmentierung der Abgabenerhebung für Migrationsteilsysteme mit jeweils homogener Fernwirkung notwendig.¹⁸⁹² Ist bspw. zur Erschließung eines bestimmten Habitats eine kumulative Erreichbarkeit von mindestens 50 % erforderlich, bedeutet dies, dass bei fünf Querbauwerken auf der Wanderroute diese im Durchschnitt eine flussaufwärtsgerichtete Passierbarkeit von mindestens 87 % erreichen müssen. Dementsprechend ist a_j^U so festzusetzen, dass in den Entscheidungskalkülen der fünf Akteure graduelle Maßnahmen induziert werden, die die verbleibende aufwärtsgerichtete Querverbauungsrate der Standorte *im Durchschnitt* auf jeweils 13 % reduzieren.¹⁸⁹³ Dieser Abgabensatz entspricht dann den aggregierten Grenzvermeidungskosten zur Gewährleistung der kumulativen Erreichbarkeit des betrachteten Habitats in Höhe von 50 %.

Auch wenn es hierzu nicht der Kenntnis der individuellen Grenzvermeidungskosten der Akteure bedarf, dürfte es der Behörde in der Praxis jedoch schwer fallen, die aggregierten Grenzvermeidungskosten hinreichend genau abzuschätzen. Wie bereits erläutert, ist das Heranziehen durchschnittlicher Erfahrungswerte oder der Kosten von Pilotprojekten zur näherungsweise Abschätzung der direkten aggregierten Grenzvermeidungskosten problematisch.¹⁸⁹⁴ Darüber hinaus ist aber auch die Kenntnis der *indirekten* aggregierten Vermeidungskosten aus Nutzungseinbußen (insb. aus Erzeugungsverlusten der Wasserkraftnutzung) erforderlich. Diese sind der Behörde jedoch – v. a. bei den nicht durch das EEG geförderten Wasserkraftanlagen – schwer zugänglich, da sie von den subjektiven Preisermwartungen der Betreiber abhängen, die diese der Behörde nicht gerne zur Verfügung stellen werden. Schließlich bestehen im Bereich des Fischeaufstiegs, v. a. aber im Bereich des Fischschutzes und -abstiegs, noch signifikante technische Kenntnislücken und damit auch noch unzureichende Informationen bzgl. der erwartbaren Kosten.¹⁸⁹⁵ Die Kosten

¹⁸⁹² Vgl. allgemein Kemper (1993), S. 202-208. Querbauwerke, die mehreren Migrationsteilsystemen zuzuordnen sind, sind dementsprechend in mehrere Abgabensegmente einzubeziehen und dabei (allein) mit dem höchsten segmentbezogenen Abgabensatz zu belegen.

¹⁸⁹³ Da es sich um substitutionale Maßnahmen handelt, ist es hierbei unerheblich, ob und an welchem Standort eine über- oder unterproportionale Vermeidungsleistung erfolgt. Entscheidend ist die aggregierte Betrachtung der Standorte entsprechend ihrer multiplikativen Kettenwirkung. Folglich besteht eine technologische und standortübergreifende Flexibilität der Maßnahmenallokation, die eine kosteneffiziente Aufteilung der Gesamtreduktionsleistung in einem Migrationsteilsystem ermöglicht.

¹⁸⁹⁴ Vgl. Kap. 6.2.4 und 6.3.3.

¹⁸⁹⁵ Vgl. Kap. 3.4.

unentdeckter Lösungen, zu deren Aufdeckung das Eigeninteresse der Akteure in dynamischer Hinsicht mobilisiert werden soll, können von einem zentralen Planer ex ante ebenfalls weder standortindividuell noch aggregiert mit hinreichender Verlässlichkeit abgeschätzt werden.¹⁸⁹⁶

Diese grundsätzliche Informationsproblematik wird durch die aus Gründen der ökologischen Äquivalenz erforderliche Segmentierung der Abgabengebiete noch erheblich verschärft. Die Standorte verschiedener Migrationsteilsysteme können sich aufgrund ihrer individuellen Charakteristika – v. a. bzgl. der Größe der Gewässer, der Geografie, der Topografie und den adressierten Zielarten – signifikant unterscheiden. Folglich ist zu erwarten, dass weder die durchschnittlichen Erfahrungswerte aus einem bestimmten Pilotgewässer noch gewässerübergreifende durchschnittliche Erfahrungswerte repräsentativ für die Grenzvermeidungskosten in den jeweiligen Migrationsteilsystemen sind.¹⁸⁹⁷ Je differenzierter also die Abgabensätze festgelegt werden müssen, desto höhere Informationsanforderungen ergeben sich für den umweltpolitischen bzw. behördlichen Planer.¹⁸⁹⁸

Es droht also eine Fehlspezifizierung des Abgabensatzes, so dass die Lenkungswirkung mit Blick auf die ökologische Zielsetzung entweder überschießt oder zu gering ausfällt. Diese Problematik kann in der umweltpolitischen Praxis u. U. durch nachträgliche Adjustierungen des Abgabensatzes in Reaktion auf das beobachtbare Anpassungsverhalten der Akteure abgemildert werden („Trial and Error“-Prozess).¹⁸⁹⁹ Auf diese Weise kann die Lenkungswirkung und damit die ökologische Treffsicherheit einer zunächst nur tendenziell lenkenden Abgabe sukzessive verbessert werden. Im vorliegenden Fall bestehen jedoch nur beschränkte Möglichkeiten sukzessiver Nachjustierungen. Im Vergleich zu Belastungen der Gewässer durch Schadstoffeinleitungen oder Wasserentnahmen sind Maßnahmen zur Verringerung der Querverbauung (z. B. die Errichtung einer Fischtreppe) keine kleinteiligen, kontinuierlich wiederkehrende Wahlhandlungen, sondern langfristig bindende Einmalentscheidungen von verhältnismäßig wenigen Akteuren mit

¹⁸⁹⁶ Auch bestehen Verbundbeziehungen zwischen den Grenzvermeidungskosten der Maßnahmen, die auf mehrere Teilbemessungsgrundlagen einwirken (z. B. Aalabstieg und Lachsabstieg). Auch diese Verbundeffekte müssen für den umweltpolitischen Planer zumindest aggregiert abschätzbar sein. Zu Verbundeffekten zwischen technischen Maßnahmen vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 133-135.

¹⁸⁹⁷ Dies ist vergleichbar mit der Tatsache, dass das Durchschnittseinkommen in der Bundesrepublik Deutschland weder repräsentativ für das Durchschnittseinkommen in Bayern noch für das Durchschnittseinkommen in Mecklenburg-Vorpommern ist.

¹⁸⁹⁸ Vgl. allgemein Kemper (1993), S. 207f. Auch ist zu beachten, dass die räumliche Ausdifferenzierung von Abgabensätzen in der Praxis bislang eher unüblich und schwer implementierbar ist, vgl. Unnerstall/Scheidt (2008), S. 242f.

¹⁸⁹⁹ Vgl. allgemein Kemper (1993), S. 207f. sowie bereits Kap. 2.3.

nur eingeschränkten nachträglichen Modifizierungsmöglichkeiten.¹⁹⁰⁰ Eine ggf. mehrfache Readjustierung des aggregierten Maßnahmenumfangs an ein nachträglich geändertes Preissignal ist daher nur eingeschränkt möglich, insb. wenn das erste Preissignal bereits zu hoch ausgefallen ist und dies zu einer baulichen Überdimensionierung von Maßnahmen über die Standorte hinweg geführt hat.¹⁹⁰¹ Nicht zuletzt ist jede nachträgliche Veränderung der Abgabensätze mit administrativen Transaktionskosten verbunden.¹⁹⁰²

Insgesamt wird ersichtlich, dass die Informationsanforderungen bei der praktischen Anwendung einer Abgabenlösung zur dezentralen Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit zu anspruchsvoll sind. Daher kann auch einer outputorientierten Abgabe bzgl. ihrer Lenkungswirkung lediglich die Qualität einer Tendenzsteuerung zugesprochen werden, wodurch die Verwirklichung der ökologischen Zielsetzungen in den Wasserkörpern mit erheblichen Unsicherheiten verbunden bliebe. Somit kann festgestellt werden, dass sich im betrachteten Handlungsfeld die theoretischen Vorteile einer dezentralen marktorientierten Allokation von Maßnahmen mittels Abgaben gegenüber einer ordnungsrechtlichen Maßnahmenallokation nur sehr eingeschränkt entfalten können.¹⁹⁰³

Wie bereits in Kap. 2.3. erläutert, weisen die zur Preislösung methodisch spiegelbildlichen Mengenlösungen gerade den Vorteil auf, dass sich ökologische Zielsetzungen im Prinzip treffsicher und kosteneffizient ohne Kenntnis der Grenzvermeidungskosten auf individueller oder aggregierter Ebene erreichen lassen. Im Folgenden wird daher diskutiert, inwiefern eine marktorientierte, dezentrale Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit durch einen mengenbasierten Ansatz erreicht werden kann und inwiefern dieser im Kontext der spezifischen Charakteristika des Handlungsfeldes einer ordnungsrechtlichen Allokation überlegen ist. In diesem Zusammenhang ist schließlich auch zu hinterfragen, inwiefern ein solcher Ansatz möglicherweise mit zusätzlichen Transaktionskosten konfrontiert ist, welche gegen die gesamtwirtschaftlichen Effizienzpotenziale einer dezentralen Handlungsflexibilisierung abzuwägen sind

¹⁹⁰⁰ Vgl. bereits Kap. 3.4 und 6.2.5.

¹⁹⁰¹ Die Unsicherheit über mögliche Abgabenerhöhungen in einem „Trial and Error“-Prozess vermindert entsprechend die Klarheit des Preissignals in den Wahlhandlungen der Akteure.

¹⁹⁰² Vgl. Kemper (1993), S. 207f.; Häder (1997), S. 140f. sowie auch Kap. 6.5.

¹⁹⁰³ Je nachdem, wieviel Freiraum der Tendenzsteuerung in diesem Zusammenhang zugestanden wird, ist die dabei in Kauf genommene Unsicherheit bzgl. der Zielerreichung ggf. auch über die Begründung einer entsprechenden Fristverlängerung abzusichern. Zu den Anforderungen an eine Begründung von Fristverlängerungen vgl. bereits Kap. 5.4. In diesem Zusammenhang könnte erleichternd wirken, dass eine ggf. verzögerte Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit die Wirkung von anderen Maßnahmen (z. B. zur Verbesserung der Wasserqualität) nur zu einem geringen Teil entwertet.

und somit die Vorteilhaftigkeit einer marktorientierten Allokation gegenüber einer ordnungsrechtlichen Allokation wieder in Frage stellen können.

6.4 Potenziale einer marktorientierten Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern mittels mengenbasierter Instrumente

6.4.1 Bezugsbasis einer Mengensteuerung im Bereich der biologischen Durchgängigkeit

Bei der Konzeption eines mengenbasierten Steuerungsansatzes stellt sich zunächst die Frage nach einer geeigneten Bezugsbasis. Analog zur Bemessungsgrundlage einer Abgabe ist die Auswahl der Bezugsbasis von zentraler Bedeutung für die Lenkungswirkung einer Mengensteuerung. In diesem Zusammenhang ist es wiederum erforderlich, dass der adressierte Akteur die Bezugsbasis gezielt beeinflussen kann und die tatsächliche Ausprägung der Bezugsbasis sowohl durch den Verursacher als auch die kontrollierende Behörde beobachtbar und messbar ist.¹⁹⁰⁴ Um dies zu gewährleisten, ist die Bezugsbasis an den spezifischen Charakteristika und Rahmenbedingungen des Handlungsfelds der ökologischen Durchgängigkeit auszurichten.

In den Kap. 3.3 und 4.2.6 wurde dargelegt, dass sich Beeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen v. a. in einem defizitären Zustand der Fischfauna niederschlagen. Um eine zielgerichtete Lenkungswirkung in Bezug auf eine Verbesserung der Fischfauna zu entfalten, muss die Mengensteuerung also einen möglichst direkten Bezug zum Zustand der Fischfauna aufweisen. Nach den Vorgaben der WRRL ist der Zustand der Fischfauna anhand der Parameter Artzusammensetzung, Abundanz und Altersstruktur zu bewerten.¹⁹⁰⁵ Die Ausprägung dieser Parameter ist wiederum von der Gesamtheit der populationsdynamisch relevanten Faktoren abhängig, die neben biologischen Reproduktionsfaktoren der jeweiligen Arten auch die vielfältigen Umweltfaktoren in den einzelnen Lebenszyklusstadien umfassen.¹⁹⁰⁶ Dies beinhaltet insb. auch den reproduktionsrelevanten Ausfall von wandernden Individuen an Querbauwerken.

¹⁹⁰⁴ Vgl. Shortle/Horan (2008), S. 109.

¹⁹⁰⁵ Vgl. Kap. 4.2.6.

¹⁹⁰⁶ Vgl. Kap. 4.2.6.

Theoretisch kann die Beeinträchtigung des Zustands der Fischfauna direkt über die Anzahl der Individuen, die im jeweiligen Reproduktionszyklus der jeweiligen Arten des relevanten Zielartenspektrums ausfallen, abgebildet werden. Die Bezugsbasis der Mengensteuerung wäre demnach die Anzahl der migrationswilligen Individuen der jeweiligen Arten, die an der flussauf- oder flussabwärtsgerichteten Barrierewirkung eines Querbauwerks scheitern und damit populationsdynamisch ausfallen. Um die maximal tolerable Menge ausfallender Individuen zu steuern, könnten in Analogie zu Emissionszertifikaten „Fischausfallzertifikate“ definiert werden, welche ein Recht auf den Ausfall eines individuellen Fisches einer bestimmten Art am Querbauwerk gewähren. Dementsprechend müssten die jeweiligen Betreiber¹⁹⁰⁷ von Querbauwerkstandorten für jedes migrationswillige Individuum einer Fischart, welches an der flussauf- oder abwärtsgerichteten Passage des Querbauwerks zu Schaden kommt oder scheitert, ein entsprechendes Zertifikat vorweisen. Die Steuerung mittels individuenscharfer und artbezogener „Fischausfallzertifikate“ würde allerdings eine möglichst umfassende Kenntnis der absoluten Grundgesamtheit an Fischen der jeweiligen Arten in den Wasserkörpern und in den jeweiligen Migrationsteilsystemen bedingen. Nur unter dieser Voraussetzung kann die Anzahl der absolut tolerablen Fischausfälle in Abhängigkeit von den populationsdynamischen Zusammenhängen ermittelt und auf die dem Migrationsteilsystem zugehörigen Querbauwerkstandorte allokiert werden.¹⁹⁰⁸ Darüber hinaus würde diese Art Bezugsbasis bedingen, dass die Fischausfälle an jedem Standort individuenscharf und kontinuierlich möglichst lückenlos erfasst werden können, um die Inanspruchnahme der Zertifikate und mögliche Überschreitungen der zugestandenen Menge zu ermitteln. Es erscheint jedoch bereits zweifelhaft, dass die beim Abstieg geschädigten Individuen kontinuierlich und vollständig erfasst werden können. Noch herausfordernder erscheint es, kontinuierlich und in situ zu ermitteln, wie viele Individuen sich dem Querbauwerk mit der Absicht des Aufstiegs in das Oberwasser insgesamt nähern und wie viele dabei scheitern (ohne dass damit zwingend eine physische Schädigung des Individuums verbunden sein muss). Daher ist zu folgern, dass eine auf absoluten, stückelbaren Zertifikaten basierende Mengensteuerung im Sinne des klassischen Emissionshandels keinen praktikablen Ansatzpunkt zur dezentralen Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit bietet.

¹⁹⁰⁷ Die Frage, wer Betreiber eines Querbauwerkstandorts ist, wird an dieser Stelle aus Komplexitätsgründen noch zurückgestellt.

¹⁹⁰⁸ In Abhängigkeit der populationsdynamischen Zusammenhänge könnte sogar eine Differenzierung unterschiedlicher Altersstadien bei der Definition der Fischausfallzertifikate erforderlich sein.

Die in der fachlichen Literatur verwendeten prozentualen Passierbarkeitsraten legen jedoch nahe, dass eine Mengensteuerung auf Basis standortbezogener Querverbauungsraten grundsätzlich praktikabel sein könnte. Mittels prozentualer Querverbauungsraten kann die flussaufwärts- sowie flussabwärtsgerichtete Barrierewirkung eines Querbauwerkstandorts graduell und differenziert nach Auf- und Abstieg abgebildet werden, indem auf den *Anteil* derjenigen Individuen einer Art abgestellt wird, die das Querbauwerk auf ihrer Wanderung nicht schadlos überwinden können. Auf diese Weise kann eine kontinuierliche Erfassung der tatsächlich ausfallenden Individuen tragfähig umgangen werden.¹⁹⁰⁹ Insofern bieten standortbezogene Querverbauungsraten einen Ansatzpunkt zur dezentralen Allokation mittels einer *relativen* Mengensteuerung, die auf den populationsdynamisch wesentlichen *Anteil* der an einem Querbauwerk ausfallenden Individuen abstellt. Im Folgenden wird auf Basis von prozentualen Querverbauungsrechten ein kompensatorischer Ansatz entwickelt, mit dem die Maßnahmenallokation im Rahmen dezentraler Kalküle technologisch und standortübergreifend flexibilisiert werden kann.

6.4.2 Kompensatorischer Ansatz auf Basis von Querverbauungsrechten

6.4.2.1 Anwendungsrahmen des Kompensationsprinzips zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern

Das Kompensationsprinzip beschreibt allgemein, dass in Bezug auf ordnungsrechtliche Festlegungen unterobligatorische Vermeidungsmaßnahmen an einer Stelle durch überobligatorische Vermeidungsmaßnahmen an anderer Stelle so kompensiert werden können, dass es für die Erfüllung der adressierten ökologischen Zielsetzung keinen Unterschied macht.¹⁹¹⁰ Das Kompensationsprinzip ermöglicht es, ordnungsrechtliche Anforderungen mittels dezentraler ökonomischer Kalküle zu reallokieren und dadurch eine gesamtwirtschaftliche Kostenersparnis bei der Erfüllung der adressierten ökologischen Zielsetzung

¹⁹⁰⁹ Vgl. Kap. 6.3.4. Die Querverbauungsrate stellt somit das reziproke (gegenläufige) Maß zu der in Kap. 4.2.6 erläuterten Passierbarkeitsrate eines Querbauwerksstandortes dar, welches eine Abbildung der ökologischen Effekte von Maßnahmen in Prozentwerten anstrebt, vgl. auch Anderer et al. (2008), S. 569 sowie ausführlich LUWG (2008), S. 27-64. Die ratenbasierte Bezugsbasis fokussiert damit darauf, dass ein populationsdynamisch hinreichend hoher *Anteil* der Individuen im Reproduktionszyklus einer Art die erforderlichen Migrationsdestinationen (insb. Laich- und Aufwuchshabitate) erreichen kann, vgl. Kap. 4.2.6. Zur Ermittlung der Raten ist der Anteil der erfolgreichen Individuen unter kontrollierten Versuchs- und Monitoringbedingungen für wesentliche Betriebszustände und Umweltbedingungen möglichst repräsentativ mittels Stichproben zu ermitteln und auf die Grundgesamtheit hochzurechnen. Zu den Methoden des biologischen Monitoring vgl. bereits Kap. 3.4.

¹⁹¹⁰ Vgl. Huckestein (1989), S. 6f.; Gawel/Mark (1991), S. 53; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 12f. und S. 23-25 sowie bereits Kap. 2.3.

zu erreichen.¹⁹¹¹ Kompensationen sind also dezentrale, durch Grenzvermeidungskostenunterschiede angereizte Reallokationen von zunächst ordnungsrechtlich fixierten Umweltnutzungsrechten.¹⁹¹² Die Übertragung einer definierten Vermeidungsverpflichtung erfolgt dabei einvernehmlich nach marktlichen Prinzipien (Tauschanreize), indem der derjenige Akteur, der eine überobligatorische Verpflichtung übernimmt, von demjenigen Akteur, der nur noch eine unterobligatorische Verpflichtung ausführt, für seine Zusatzleistung finanziell entschädigt wird.¹⁹¹³ Durch die Vermittlung des Kompensationsmarkts werden Verpflichtungen zwischen Akteuren so weit übertragen, wie die Kostenersparnis des einen Akteurs mindestens die finanzielle Entschädigung der Mehrkosten des anderen erlaubt.¹⁹¹⁴ Die Divergenz der Vermeidungskostenstrukturen determiniert somit das ökonomische Kompensationspotenzial.¹⁹¹⁵ Im Falle stetiger Grenzvermeidungskostenfunktionen, d. h. vollständig skalierbarer Maßnahmen, führen die Kompensationstransaktionen theoretisch zu einer Angleichung der Grenzvermeidungskosten aller Akteure, womit das Kriterium statischer Kosteneffizienz erfüllt wird.¹⁹¹⁶ Da der Kauf einer Kompensationsleistung von einem Dritten diesem gleichzeitig eine Teilfinanzierung seiner überobligatorischen Maßnahmen liefert, können Kostenträgerschaft und Maßnahmenträgerschaft entkoppelt werden. Die Kostenträgerschaft kann sich also nach dem physischen Verursacherprinzip ausrichten, ohne einer kosteneffizienten Maßnahmenallokation entgegenzustehen.¹⁹¹⁷

Aus regulatorischer Sicht müssen zur Anwendung des Kompensationsprinzips zwei grundlegende Voraussetzungen erfüllt sein. Zunächst bedingt die kompensatorische Flexibilisierung einer ordnungsrechtlichen Allokation, dass die Kompensationstransaktion, also die Übertragung von Vermeidungsverpflichtungen von einem Akteur auf einen anderen Akteur, zu einem ökologisch äquivalenten Ergebnis führt, d. h., mit dem anschließenden Kompensationsvorgang darf c. p. keine komparative Verschlechterung der adressierten ökologischen Zielerreichung (Umweltqualität) einhergehen.¹⁹¹⁸ In der Folge be-

¹⁹¹¹ Vgl. Gawel/Mark (1991), S. 54; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 12f. sowie S. 140f.

¹⁹¹² Vgl. Gawel/Mark (1991), S. 54; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 12f.

¹⁹¹³ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 14f. sowie S. 170f.

¹⁹¹⁴ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 12f. sowie S. 167-171.

¹⁹¹⁵ Vgl. Huckestein (1989), S. 8; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 22, S. 140-146 sowie S. 177; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 67f.

¹⁹¹⁶ Vgl. Gawel/Mark (1991), S. 54f.; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 12f.

¹⁹¹⁷ Vgl. Schumann/Dietrich/Lotov (2005), S. 191 sowie auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 185.

¹⁹¹⁸ Vgl. Gawel/Mark (1991), S. 55-59; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 26 sowie auch Keudel (2005), S. 11f. Die Anforderung der ökologischen Äquivalenz der Kompensationshandlungen dient damit der grundlegenden Anforderung der ökologischen Treffsicherheit, die im Falle ungleichförmiger Umweltauswirkungen lokal differenziert zu gewährleisten ist, vgl. bereits Kap. 2.3 und 6.2.5.

stehen Kompensationspotenziale nur bei dominanten Fernwirkungen, d. h., wenn Nahwirkungen vernachlässigbar sind oder durch flankierende Maßnahmen hinreichend neutralisiert werden können.¹⁹¹⁹ In Kap. 6.2.5 wurde verdeutlicht, dass eine hinreichende ökologische Äquivalenz alternativ verorteter Maßnahmen nur innerhalb von homogenen, artbezogenen Migrationsteilsystemen angenommen werden kann, welche jeweils durch einen bestimmten Migrationsursprung und eine zugehörige Migrationsdestination im Fließgewässersystem abgegrenzt sind. Innerhalb eines homogenen Migrationsteilsystems kann die Barrierewirkung der auf der Wanderroute liegenden Querbauwerke in Bezug auf die Erreichbarkeit der Migrationsdestination vornehmlich als Fernwirkung eingestuft werden, so dass entsprechende Maßnahmen zur Reduzierung der Barrierewirkung als räumlich substitutional charakterisiert werden können. In diesem Zusammenhang wurde ferner begründet, dass die Anforderungen von (Langdistanz-)Wanderfischarten an die aufwärts- und abwärtsgerichtete Passierbarkeit von Querbauwerkstandorten im Regelfall als kritisch einzustufen sind und insofern die Anforderungen der weiteren Arten in ihren Migrationsteilsystemen implizit abdecken.¹⁹²⁰ Die fachliche Validität dieser Regelungnahme ist allerdings durch die Behörde für das in den wasserkörperbezogenen Umweltzielen jeweils adressierte Zielartenspektrum zu überprüfen.¹⁹²¹

Die zweite regulatorische Voraussetzung zur Anwendung des Kompensationsprinzips besteht darin, dass aus ökologischer und rechtlicher Sicht in einem betrachteten System kompensationsermöglichende Freiheitsgrade bestehen.¹⁹²² Falls die ökologische Zielsetzung in einem Betrachtungsgebiet überhaupt nur erreicht werden kann, wenn *alle* Akteure die technisch maximal umsetzbaren Verbesserungsmaßnahmen ergreifen, besteht offensichtlich kein kompensatorisches Potenzial, da kein Akteur über das tatsächlich technisch maximal Erreichbare hinaus gehen kann.¹⁹²³ Die gleiche Konsequenz stellt sich ein, wenn das Regulierungsregime unabhängig von der resultierenden Umweltqualität immer auf

¹⁹¹⁹ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 60-62 sowie bereits Kap. 6.2.5.

¹⁹²⁰ Vgl. Kap. 6.2.5. Hierbei wird angenommen, dass die Anforderungen der anderen Arten durch die Ansprüche der anspruchsvollsten Art („Bemessungsfisch“) implizit abgedeckt werden. Bei Gewässern, an denen sowohl die Wanderfischart Lachs als auch die Wanderfischart Aal zum Zielartenspektrum zählen, erscheint jedoch eine Differenzierung der auf- und abwärtsgerichteten Barrierewirkung für diese beiden Arten angezeigt, da sie sich in ihren Verhaltensweisen beim Auf- und Abstieg deutlich unterscheiden, vgl. bereits Kap. 4.2.6 sowie 6.2.5.

¹⁹²¹ Welche Konsequenzen sich ergeben, wenn die Anforderungen einer Art an die Passierbarkeit der Querbauwerke nicht implizit abgedeckt werden, wird im weiteren Verlauf der Argumentation erläutert.

¹⁹²² Vgl. Gawel/Mark (1991), S. 55; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 26.

¹⁹²³ Vgl. Kap. 6.2.5. In diesem Zusammenhang ist allerdings zu berücksichtigen, dass der oft referenzierte Stand der Technik oder die beste verfügbare Technologie nicht dem technischen Maximum entsprechen, wenn bei ihrer Definition neben einer großtechnisch erprobten Anwendbarkeit auch die wirtschaftliche Zumutbarkeit für die jeweiligen Akteure einbezogen wird, vgl. bereits Kap. 2.3.

die technisch maximal umsetzbaren Verbesserungsmaßnahmen abstellt und diese kontinuierlich fortschreibt. Dies ist insb. dann der Fall, wenn die Regulierung einer Umweltbeeinträchtigung streng nach dem Emissionsprinzip erfolgt und zudem einer weitestgehenden Minimierung der Beeinträchtigung aus Gründen der Vorsorge Rechnung tragen muss.¹⁹²⁴

Die ordnungsrechtlich definierten Ausgangsallokationen müssen also inhaltlich und zeitlich ausreichend abgesichert sein, um eine stabile öffentlich-rechtliche Grundlage für eine Kompensationsvereinbarung liefern zu können.¹⁹²⁵ Wenn allerdings ökologisch und regulatorisch tolerable Freiheitsgrade vorhanden sind, müssen diese auch messbar und durch den Verursacher steuerbar sein, um Kompensationen zu operationalisieren und Kompensationsvereinbarungen auch privatrechtlich absichern zu können.¹⁹²⁶

Wie in Kap. 6.2.5 dargelegt, ist im Kontext der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen eine technisch maximale Verbesserung der flussauf- sowie flussabwärtsgerichteten Passierbarkeit an *allen* Querbauwerkstandorten weder ökologisch noch regulatorisch zwingend. Die Regelungssystematik der WRRL ist in Bezug auf nicht-emissionsbezogene Defizite wie die ökologische Durchgängigkeit grundlegend qualitätsorientiert angelegt, d. h. die Anforderungen an die ökologische Durchgängigkeit ergeben sich rekursiv aus den zielkonformen Ausprägungen der biologischen Qualitätskomponenten (hier insb. Fischfauna) und nicht aus dem maximal technisch Erreichbaren.¹⁹²⁷ Nach dem qualitätsorientierten Regelungsansatz ist dementsprechend die Gewährleistung der jeweils populationsdynamisch erforderlichen Mindesterreichbarkeitsraten der Migrationsdestinationen zielführend und ausreichend.¹⁹²⁸ Allerdings können sich die verbleiben-

¹⁹²⁴ Vgl. Gawel/Mark (1991), S. 55; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 27f. und S. 121-123 sowie auch Kap. 4.2.5 und 6.2.5.

¹⁹²⁵ Vgl. Gawel/Mark (1991), S. 62f.; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 27f. Ein unzureichende Absicherung der ordnungsrechtlichen Ausgangsallokation wird von GAWEL/MARK bei der wasserrechtlichen Erlaubnis gesehen, die typischerweise für Einleitungen vergeben wird und jederzeit widerruflich ist: „Das Risiko, dass wasserrechtliche Benutzungszulassungen kurzfristig verfallen können und somit also nicht, wie stets implizit vorausgesetzt, über einen exakt definierten zeitlichen Nutzungshorizont verfügen, mindert den ökonomischen Wert käuflich zu erwerbender Verschmutzungspotenziale erheblich; im Extremfall werden Kompensationsgeschäfte auf diese Weise völlig verhindert.“, Gawel/Mark (1991), S. 63. Zu den unterschiedlichen wasserrechtlichen Zulassungen und ihrer Rechtsstellung vgl. bereits Kap. 6.2.2.

¹⁹²⁶ Vgl. Gawel/Mark (1991), S. 61f.; Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 27f.; Shortle/Horan (2008), S. 109.

¹⁹²⁷ Zum qualitätsorientierten Regelungskonzept der WRRL vgl. ausführlich Kap. 4.2.4. Diese Qualitätsorientierung liegt auch den Bewirtschaftungszielen des WHG, die den Umweltzielen der WRRL entsprechen, zugrunde, vgl. Kap. 6.2.2.

¹⁹²⁸ Als Orientierungswert lässt sich der Literatur entnehmen, dass mindestens 50 % der Individuen ihre jeweilige Migrationsdestination (z. B. Laich- und Aufwuchshabitats im Oberlauf) erreichen müssen,

den Freiheitsgrade in Abhängigkeit von der Anzahl, der Art und der Nutzung der Querbauwerkstandorte (Nutzungsintensität) deutlich unterscheiden.¹⁹²⁹ Substantielle Freiheitsgrade bestehen demnach nur in Migrationsteilsystemen mit einer unterkritischen Anzahl von Querbauwerken.¹⁹³⁰

Ausgehend von den bisherigen Ausführungen lassen sich für eine Anwendung des Kompensationsprinzips bei der Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern folgende konzeptionelle Schlussfolgerungen ziehen:

- (1) Die Anforderungen der differenzierten ökologischen Treffsicherheit und der darauf auszurichtenden ökologischen Äquivalenz der Kompensation bedingen eine Segmentierung der kompensatorischen Mengensteuerung auf homogene Migrationsteilsysteme von Wanderfischen, in denen die Barrierewirkung mehrerer Querbauwerke in Bezug auf die Migrationsdestination einen dominanten Fernwirkungscharakter aufweist.¹⁹³¹ Durch die Segmentierung werden ökologisch nicht äquivalente Kompensationsvorgänge zwischen unterschiedlichen Migrationsteilsystemen ausge-

damit eine sich selbst tragende Reproduktion der entsprechenden Teilpopulation wahrscheinlich ist, vgl. FGG Weser (2008), S. 18; LUWG (2008), S. 117f.; Anderer et al. (2010a), S. 35f.; Anderer/Dumont/Massmann (2010), S. 38 sowie auch Kap. 4.2.6 und 5.4.3.

¹⁹²⁹ Wesentliche Parameter der Nutzungsintensität sind die Anzahl, die Positionierung sowie die Art und Ausgestaltung der Querbauwerke im Flusseinzugsgebiet. Die Anzahl der Querbauwerke ist insb. für die kumulative Querverbauungswirkung zwischen dem Migrationsursprung einer Wanderfischart (z. B. Meer) und deren Wanderungsziel (z. B. Laich- und Aufwuchshabitate im Oberlauf) von Bedeutung. Dementsprechend wirkt sich die Positionierung der Querbauwerke im Flussgebiet darauf aus, welche Habitate und Lebensgemeinschaften im hydrologischen und ökologischen Verbund des Flussgebiets durch ein einzelnes Querbauwerk beeinträchtigt werden. Darüber hinaus ist die Querbauwerksdichte, also der Abstand mehrerer Querbauwerke, für die ökologische Gesamtwirkung der betrachteten Querbauwerke relevant. Durch den Abstand der Querbauwerke wird die Beeinträchtigung von kürzeren Wanderrouen im Gewässer bestimmt. Schließlich wirken sich die Art der Nutzung sowie die konkrete Ausgestaltung eines Querbauwerks auf die von ihm ausgehende Querverbauung des Gewässers bzw. Beeinträchtigung der ökologischen Durchgängigkeit aus. So geht von einem Querbauwerk mit Wasserkraftnutzung aufgrund der Fischschäden in der Turbine im Regelfall eine größere Beeinträchtigung der flussabwärtsgerichteten Durchgängigkeit aus, vgl. bereits Kap. 3.3 und 3.4.

¹⁹³⁰ Vgl. Kap. 6.2.5 sowie die folgenden Kap. 6.4.2.2.1 und 6.4.2.2.2. Mit steigender Anzahl der (auch zukünftig weiter zu nutzenden) Querbauwerke nähert sich die durchschnittliche Passierbarkeitsanforderung aufgrund der kumulierenden Residualbelastungen immer mehr der technischen Maximalanforderung an.

¹⁹³¹ In diesem Zusammenhang sind im Folgenden auch Überlagerungen von Migrationsteilsystemen zu beachten. So sind Querbauwerke im zentralen Unterlauf eines Fließgewässersystems i. d. R. Bestandteil mehrerer Migrationsteilsysteme, da sich hier verschiedene Migrationsstrecken bündeln. Ihr Handlungsbedarf wird dann vom Teilmigrationssystem mit den weitestgehenden Anforderungen bestimmt, vgl. auch die nachfolgenden Kap. 6.4.2.2.2 und 6.4.2.3.

geschlossen, die ansonsten auf bestimmten Migrationsstrecken zu querverbauungsbedingten „Hot Spots“ und damit zu einer (nicht richtlinienkonform abgesicherten) Verfehlung der Umweltziele der betroffenen Wasserkörper führen könnten.¹⁹³²

- (2) Die Fokussierung auf Migrationsteilsysteme von Langdistanz- und ggf. Mitteldistanzwanderfischen legt weiterhin nahe, die im Fließgewässerkontinuum mündungsfernsten Gewässer der Forellenregion grundsätzlich aus dem Anwendungsbereich einer kompensatorischen Mengensteuerung auszuklammern, da die Laich- und Aufwuchshabitate dieser Wanderfischarten im Regelfall nur bis in die unterliegende Äschenregion vorkommen.¹⁹³³ Die Barrierewirkung der Querbauwerke in der Forellenregion weist dementsprechend eher einen Nahwirkungscharakter auf. Daher ist es zweckmäßig, Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit an diesen Wasserkörpern nach Maßgabe der Anforderungen der lokalen Fischfauna (z. B. Forellen) ordnungsrechtlich zu allokkieren.
- (3) Die Regelprämisse der impliziten Abdeckung der Anforderungen der weiteren Arten durch die anspruchsvolleren und dadurch kritischen Anforderungen der Wanderfische ermöglicht mit Blick auf eine kompensatorische Mengensteuerung eine erhebliche Komplexitätsreduktion. Die kompensatorische Mengensteuerung kann sich auf die explizite Festlegung migrationsdestinationsbezogener Mindesterreichbarkeitsraten und Passierbarkeitsraten für die kritischen Wanderfischarten beschränken.¹⁹³⁴ Das heißt aber auch, dass in Gewässern, in denen mehrere kritische Wanderfischarten zu den Zielarten zählen und – aufgrund signifikant unterschiedlicher Bedürfnisse – keine implizite Abdeckung der Anforderungen angenommen werden kann (z. B. Lachs und Aal), die Erreichbarkeits- und Passierbarkeitsraten differenziert zu betrachten sind.

¹⁹³² Dies würde im „besten“ Fall die Wiedererschließung von Habitaten für derzeit fehlende Wanderfischarten verhindern, im schlimmsten Fall könnten solche kompensationsinduzierten „Hot Spots“ sogar zum Erlöschen einer bestehenden Population beitragen und damit einen Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot der WRRL implizieren.

¹⁹³³ Zu den Laich- und Aufwuchshabitaten von Wanderfischen vgl. bereits Kap. 4.2.6. Zu den Fischregionen im Fließgewässerkontinuum vgl. bereits Kap. 3.3.

¹⁹³⁴ Im Einzelfall können für weitere Arten Migrationsteilsysteme definiert und Mindesterreichbarkeitsraten festgelegt werden. Dies kann bspw. der Fall sein, wenn eine bestimmte Art spezifische Anforderungen an die Passierbarkeit von Standorten stellt, die nicht vollumfänglich durch die ansonsten kritische Art abgedeckt werden. Auch können Mindesterreichbarkeiten für Mitteldistanzwanderfische (z. B. Äsche) definiert werden, wenn Langdistanzwanderfische wie der Lachs nicht zum Zielartenspektrum der betreffenden Wasserkörper zählen.

- (4) Die Erreichbarkeitsrate einer bestimmten Migrationsdestination ergibt sich multiplikativ aus den Passierbarkeitsraten bzw. reziprok aus den residualen Querverbauungsraten der zugehörigen Querbauwerkstandorte.¹⁹³⁵ Im Unterschied zur Kompensation von Schadstoffeinleitungen ist die Kompensation standortbezogener Querverbauungsraten daher nicht additiv, sondern multiplikativ auszugestalten und an der fachlich definierten Mindesterreichbarkeit auszurichten.
- (5) Die Verbesserung der flussaufwärtsgerichteten und der flussabwärtsgerichteten Passierbarkeit eines Standorts lässt sich grundsätzlich separieren. Maßnahmen zum Fischschutz (z. B. Rechen und Bypass) führen i. d. R. nicht zu einer Verbesserung des Fischaufstiegs. Demgegenüber können Maßnahmen zum Fischaufstieg (z. B. Umgehungsgerinne) in gewissen Umfang auch dem Fischabstieg dienen.¹⁹³⁶

Insgesamt lässt sich somit feststellen, dass wanderfischbezogene, prozentuale Querverbauungsrechte innerhalb der jeweiligen Migrationsteilsysteme grundsätzlich ein hinreichend homogenes Kompensationsgut darstellen. Im Folgenden wird erörtert, wie ein durchgängigkeitsbezogener Kompensationsmechanismus auf Basis von Querverbauungsrechten konzeptionell ausgestaltet werden kann.

6.4.2.2 Primärallokation von wanderfischbezogenen Querverbauungsrechten

6.4.2.2.1 Abgrenzung geeigneter Migrationsteilsysteme und Querbauwerke

Bevor die Primärallokation von Querverbauungsrechten für einzelne Standorte erfolgen kann, sind die für eine Kompensation geeigneten Migrationsteilsysteme in einem Flusseinzugsgebiet abzugrenzen und damit die für die Primärallokation von Querverbauungsrechten zu berücksichtigenden Querbauwerke zu identifizieren.

Den fachlichen Ausgangspunkt der Abgrenzung von Migrationsteilsystemen und der darauf aufbauenden Primärallokation von wanderfischbezogenen Querverbauungsrechten bildet die Identifizierung der potenziell natürlichen Verbreitung von Wanderfischarten im betrachteten Flusseinzugsgebiet. In diesem Zusammenhang sind die unterschiedlichen Habitattypen und ihre Funktion im Lebenszyklus einer Wanderfischart zu betrachten.¹⁹³⁷ Von besonderer Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Identifizierung potenzieller Laich- und Aufwuchshabitate für die anadromen Langdistanzwanderfische (insb. Lachs),

¹⁹³⁵ Vgl. Kap. 4.2.6.

¹⁹³⁶ Vgl. Kap. 3.4.

¹⁹³⁷ Vgl. bereits Kap. 4.2.6.

die in besonderem Maße auf eine Verbesserung der Durchgängigkeit des Fließgewässersystems angewiesen sind. Ausgehend von dieser Habitaterhebung können in einem ersten Schritt die potenziellen, artbezogenen Migrationsteilsysteme nach Migrationsursprüngen, Migrationsstrecken und Migrationsdestinationen (z. B. unterschiedliche Laichhabitate) abgegrenzt werden.

Das primäre Umweltziel der WRRL ist die Verwirklichung eines guten Zustands für alle Wasserkörper, der nur geringfügige Abweichungen von der jeweils natürlichen, gewässertypischen Fischfauna erlaubt.¹⁹³⁸ Da die WRRL jedoch keine einseitige Aufgabe aller Gewässernutzungen, sondern einen gemeinwohlorientierten Ausgleich von Schutz- und Nutzungsinteressen anstrebt, können im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung signifikante Beeinträchtigungen gesamtwirtschaftlich bedeutsamer Gewässernutzungen sowie gesamtwirtschaftlich unverhältnismäßig hohe Kosten durch die Festlegung sekundärer Umweltziele (insb. Ausweisung von HMWB, Fristverlängerungen und die Festlegung weniger strenge Umweltziele) vermieden werden.¹⁹³⁹ Vor diesem Hintergrund ist daher in einem zweiten Schritt für alle identifizierten Migrationsteilsysteme zu prüfen, welche potenziellen Migrationsdestinationen und damit welche Verbreitungsgebiete sich für die einzelnen Wanderfischarten in welchem Bewirtschaftungszyklus wieder populationsdynamisch tragfähig erschließen lassen.¹⁹⁴⁰

Im Rahmen dieser populationsdynamischen Erschließungspotenzialanalyse sind der gesamte Lebenszyklus einer Art und die in dessen Verlauf notwendigen Wanderungen zu berücksichtigen. Für die anadrome Wanderfischart Lachs bedeutet dies beispielsweise, dass einerseits ein ausreichender Anteil der in einem Jahr vom Meer aufsteigenden adulten Individuen ein potenzielles Laichhabitat in einem Oberlauf eines Fließgewässersystems erreichen kann und andererseits, dass ein ausreichend hoher Anteil der in einem Jahr abwandernden Jungfische (Smolts) von den Laichhabitaten wieder ins Meer gelangen kann.¹⁹⁴¹ Wenn der Lebenszyklus eines Wanderfisches also flussauf- und flussabwärtsgerichtete Wanderungen umfasst, bedingt die Erschließung eines bestimmten Wasserkör-

¹⁹³⁸ Vgl. Kap. 4.2.4, 4.2.6. Die bestehenden Gewässernutzungen haben dazu geführt, dass die tatsächliche Verbreitung von Wanderfischarten in den meisten Gewässern erheblich von der potenziell natürlichen abweicht, vgl. 4.2.5.

¹⁹³⁹ Vgl. Kap. 5.3 und 5.4.

¹⁹⁴⁰ Vgl. hier sowie zu Folgendem bereits Kap. 4.2.6, 5.4.3 und 5.4.4.

¹⁹⁴¹ Mit Bezugnahme auf die biologischen Jahrgänge der auf- und absteigenden Individuen einer Art sind die ratenbasierten Maße (Auf- und Abstiegsraten, Erreichbarkeitsraten) auf einen Jahresverlauf bezogen, vgl. Kap. 4.2.6.

pers als Lebensraum, dass die zugehörigen flussauf- und flussabwärtsgerichteten Migrationsteilsysteme *im Zusammenhang* betrachtet eine hinreichende Mindestreichbarkeit der jeweiligen Destinationen aufweisen. Die populationsdynamisch erforderliche Mindestreichbarkeit dieser Migrationsdestinationen ist artbezogen für alle Migrationsteilsysteme fachlich zu bestimmen. Bei den folgenden Ausführungen wird als Basisannahme von einer Mindestreichbarkeit von 50 % ausgegangen.¹⁹⁴²

Dieser populationsdynamischen Mindestanforderung ist für die einzelnen Migrationsteilsysteme der aktuelle bzw. zukünftig ohne dezidierte Maßnahmen zu erwartende Nutzungsdruck gegenüberzustellen. Hierzu ist insb. die Intensität der querbauwerksbasierten Gewässernutzungen im Flussgebiet zu ermitteln, da deren Barrierewirkung das wesentliche Hemmnis der Erschließbarkeit von Wanderfischlebensräumen in den betreffenden Wasserkörpern darstellt.¹⁹⁴³ Infolge des wasserrechtlichen Genehmigungsvorbehalts für querbauwerksbezogene Benutzungstatbestände (Aufstau, Entnahme, Wasserkraftnutzung) können die Querbauwerke, ihre Ausgestaltung und die zugehörigen Nutzungen (z. B. Wasserkraftnutzung) in Querbauwerkskatastern und Querbauwerksinformationssystemen umfassend erhoben und den identifizierten Migrationsteilsystemen zugeordnet werden.

Ausgehend vom ermittelten Nutzungsdruck muss die Erschließbarkeitsanalyse im Kontext des integrierten, gemeinwohlorientierten Bewirtschaftungsprozesses zwei wesentliche Einschränkungsquellen für die Erschließbarkeit von Wanderfischlebensräumen abdecken:

(1) Einschränkungen der Erschließbarkeit potenzieller Lebensräumen infolge der Ausweisung von HMWB:¹⁹⁴⁴

Wie in Kap. 5.3.5 dargelegt, kann durch die Ausweisung von HMWB in den betreffenden Wasserkörpern das grundsätzliche Fortbestehen von Querbauwerken und der zugehörigen Gewässernutzungen abgesichert werden, wenn ein mehr als nur vereinzelter Rückbau zu einer signifikanten Beeinträchtigung der Nutzung am betroffenen Wasserkörper führen würde. Das in diesen Fällen zu verwirklichende gute ökologische Potenzial des betroffenen Wasserkörpers leitet sich vornehmlich aus der Lebensraumveränderung im Staubereich ab, während die Anforderung zur Verbesserung der Passierbarkeit des Quer-

¹⁹⁴² Vgl. Kap. 4.2.6.

¹⁹⁴³ Vgl. bereits Kap. 3.3 und 4.2.5.

¹⁹⁴⁴ Zur Ausweisung von HMWB vgl. ausführlich Kap. 5.3.

bauwerks durch additive Maßnahmen zum Fischauf- und Fischabstieg davon im Wesentlichen unberührt bleibt. Dennoch kann durch die Ausweisung eines HMWB die Erschließbarkeit von bestimmten Lebensräumen für Wanderfische im Flussgebiet faktisch eingeschränkt werden. Dies ist zum einen der Fall, wenn ein potenzielles Laichhabitat unmittelbar im Rückstau eines Querbauwerkes liegt und durch die staubedingte Lebensraumveränderung als Laichhabitat unbrauchbar wird. Zum anderen existieren aber auch bestimmte Querbauwerke, deren nutzungsbedingter Fortbestand nicht nur dem guten Zustand des direkt anliegenden Wasserkörpers entgegensteht, sondern auch die Nichterschließbarkeit von Habitaten in weiteren Wasserkörpern prädeterniniert. Dies ist typischerweise bei großen Talsperren zu erwarten, an denen additive Maßnahmen zum Fischauf- und Fischabstieg technisch aufgrund der großen Höhenunterschiede i. d. R. nicht durchführbar sind und eine Passierbarkeit faktisch nur durch die Nutzungsaufgabe, also den Rückbau der Talsperre, erreicht werden könnte, welche aber unstrittig zu einer signifikanten Nutzungsbeeinträchtigung im Sinne des Art. 4 Abs. 3 WRRL führen würde.¹⁹⁴⁵ Im Folgenden werden daher Querbauwerke, die in Wasserkörpern oberhalb eines solchen Hindernisses liegen, ebenso wie Querbauwerke in der wenig wanderfischrelevanten Forellenregion von der Primärallokation wanderfischbezogener Querverbauungsrechte und damit vom Kompensationsmechanismus ausgeschlossen.¹⁹⁴⁶

(2) Einschränkungen der Erschließbarkeit von potenziellen Lebensräumen aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten infolge der kumulativen Wirkungen einer überkritischen Anzahl von Querbauwerken

Die Erschließbarkeit von Habitaten kann ebenfalls durch die kumulativen Restbarrierewirkungen einer Anzahl von Querbauwerken eingeschränkt werden. Wie in Kap. 5.4.3 erörtert, ist die populationsdynamisch erforderliche Mindestreichbarkeit einer Migrationsdestination (z. B. Meer oder Laichhabitat im Oberlauf) ab einer kritischen Anzahl von Querbauwerken nicht mehr erreichbar, auch wenn an jedem Querbauwerk alle technisch

¹⁹⁴⁵ Dennoch ist die begründete HMWB-Ausweisung des unmittelbar anliegenden Wasserkörpers allein noch nicht ausreichend, um auch die Zielverfehlung in den weiteren, oberhalb gelegenen Wasserkörpern zu rechtfertigen (vgl. Art. 4 Abs. 8 WRRL). Sinnvolle Bedingung ist vielmehr, dass für die oberhalb des HMWB liegenden Wasserkörper unter Einbezug des potenziellen gesamtwirtschaftlichen Nutzenverlustes aus der Aufgabe der Talsperre weniger strenge Umweltziele aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten begründet werden können, vgl. bereits Kap. 5.4.3. In jedem Fall erscheint eine mittelfristige Depriorisierung mittels Fristverlängerungen bis 2027 plausibel.

¹⁹⁴⁶ Für diese Standorte ist eine ordnungsrechtliche Festlegung von Maßnahmen mit Bezug zur lokalen Fischfauna ausreichend. Eine Primärallokation von wanderfischbezogenen Querverbauungsrechten wäre lediglich dann sinnvoll, wenn oberhalb des Hindernisses eine potamodrome Wanderfischart heimisch ist, für die sowohl Migrationsursprünge als auch Migrationsdestinationen oberhalb des Hindernisses liegen.

umsetzbaren Maßnahmen zur Verbesserung der flussauf- und flussabwärtsgerichteten Passierbarkeit implementiert werden. Geht man davon aus, dass mindestens 50 % der wandernden Individuen ihre jeweilige Destination erreichen müssen und dass im Durchschnitt an den Querbauwerken eine technisch maximale flussaufwärtsgerichtete Passierbarkeit von 95 % erreicht werden kann, dann ist ab 14 Querbauwerken die Mindestreichbarkeit nicht mehr gewährleistet.¹⁹⁴⁷ In Kap. 5.4.3 wurde empfohlen, die Erschließung der Lebensräume, deren Erreichbarkeit durch eine überkritische Anzahl von Querbauwerken verhindert wird, mittelfristig, d. h. bis zum Ende des dritten Bewirtschaftungszyklus zu depriorisieren.¹⁹⁴⁸ Das bedeutet, dass Querbauwerke, die *ausschließlich* Bestandteil von solchen Migrationsteilsystemen sind, deren Migrationsdestinationen nicht der Mindestreichbarkeit genügen, für diesen Zeitraum zunächst ebenfalls von der Primärallokation wanderfischbezogener Querverbauungsrechte ausgeklammert werden und die Maßnahmenimplementierung an diesen Standorten auf die lokale Fischfauna ausgerichtet wird.

Über die technische Erschließbarkeit hinaus ist die Implementierung eines Kompensationsmechanismus sogar auf Migrationsteilsysteme mit einer signifikant unterkritischen Anzahl von Querbauwerken (Richtgröße für den Aufstieg: maximal zehn Querbauwerke) zu beschränken, da ansonsten keine substantiellen Kompensationspotenziale zu erwarten sind.¹⁹⁴⁹

Die bislang in der Erschließbarkeitsanalyse vorgenommenen Eingrenzungen geeigneter Migrationsteilsysteme werden abschließend anhand eines fiktiven und schematisch simplifizierten Fließgewässersystems illustriert (vgl. Abbildung 16).

¹⁹⁴⁷ In diesem Zusammenhang sind auch die Einflüsse weiterer Belastungen (z. B. Schadstoffbelastungen), also die nicht querbauwerksbedingten Verluste in Bezug auf die Stabilität der Population abzuschätzen und bei der Mindestreichbarkeit zu berücksichtigen.

¹⁹⁴⁸ Das heißt, dass für die betroffenen Wasserkörper zunächst Fristverlängerungen bis zum dritten Bewirtschaftungszyklus begründet werden und bis dahin eine tragfähige gesamtwirtschaftliche Kosten-Nutzen-Analyse vorbereitet und durchgeführt wird, die den in Kap. 5.4 erörterten spezifischen Anforderungen der Richtlinie genügt. Spätestens zum Ablauf der maximalen Fristverlängerung im Jahr 2027 stellt sich für die betroffenen Wasserkörper die Frage nach der Rechtfertigung weniger strenger Umweltziele. Bei der Abwägung von gesamtwirtschaftlichen Kosten und Nutzen kommt dem zwischenzeitlichen technischen Fortschritt (z. B. Fischschutz an größeren Wasserkraftstandorten) sowie der möglichen Substituierbarkeit von querbauwerksbasierten Nutzungen und damit den gesamtwirtschaftlichen Opportunitätskosten einer Nutzungsaufgabe eine wesentliche Bedeutung zu.

¹⁹⁴⁹ Um ein Laichhabitat als Migrationsdestination zu erschließen, müsste bei zehn zu überwindenden Querbauwerken eine durchschnittliche Passierbarkeit von mehr als 93 % erzielt werden. Dies liegt bereits so nah am technischen Maximum, dass kaum noch standortübergreifende Flexibilisierungspotenziale bestehen. Allerdings sind in diesem Zusammenhang auch die Möglichkeiten eines *selektiven, einvernehmlichen* Rückbaus weniger produktiver Standorte sowie der Konzentration von Nutzungen an weniger Standorten in Betracht zu ziehen sind, vgl. im Folgenden Kap. 6.4.2.3.2 und 6.5.

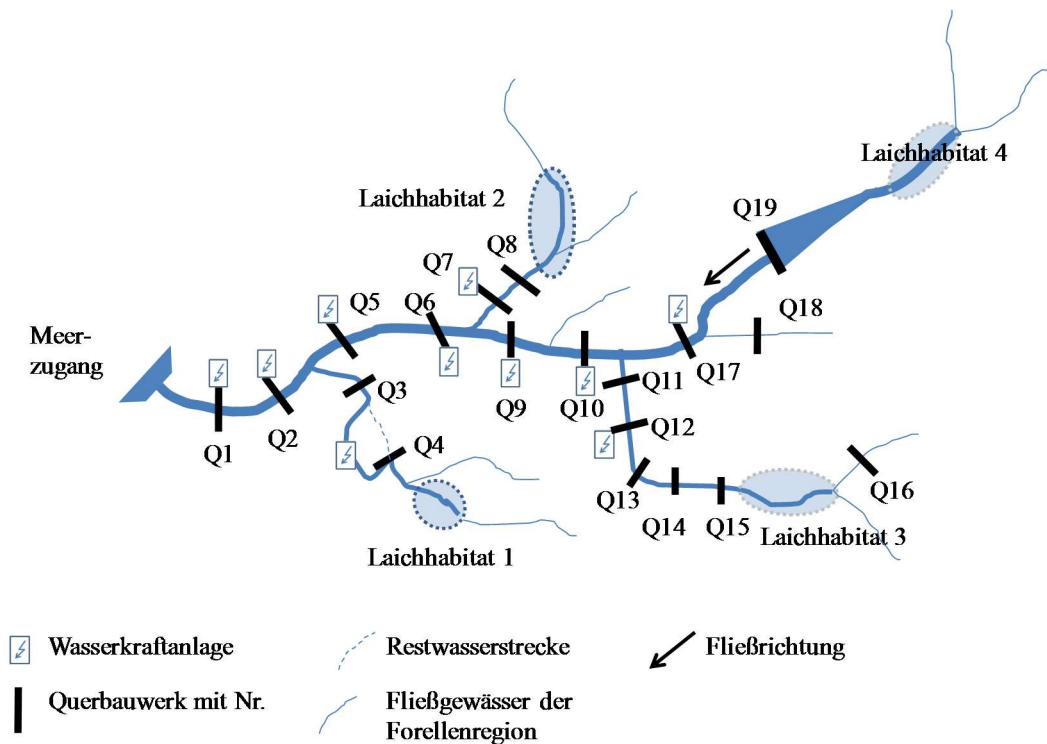


Abbildung 16: Illustratives Fließgewässersystem mit Querbauwerken

Im illustrativen Einzugsgebiet befinden sich 19 Querbauwerkstandorte (Q1-Q19), von denen zehn (u. a.) der Stromerzeugung aus Wasserkraft dienen. Beim Standort Q4 handelt es sich um ein Ausleitungskraftwerk. Darüber hinaus sind für den Wanderfisch Lachs vier potenzielle Laichhabitats als aufstiegsbezogene Migrationsdestinationen identifiziert worden, für welche der Meerzugang den gemeinsamen Migrationsursprung darstellt.¹⁹⁵⁰ Weitere kritische Wanderfischarten sind im illustrativen Gebiet nicht zu betrachten. Entsprechend den vorangegangenen Ausführungen werden zunächst die in Gewässerabschnitten der Forellenregion verorteten Standorte Q16 und Q18 von der Primärallokation wanderfischbezogener Querverbauungsrechte ausgeschlossen. Mit dem Standort Q19 befindet sich im Betrachtungsgebiet zudem eine Trinkwassertalsperre, die für Wanderfische vollständig unpassierbar ist und lediglich durch einen Rückbau passierbar gemacht werden könnte. Die Ausweisung des anliegenden Wasserkörpers als HMWB und der damit abgesicherte Fortbestand der Talsperre impliziert, dass das oberhalb gelegene Laichhabitat 4 bis auf weiteres nicht erschlossen werden kann.¹⁹⁵¹ Diese Depriorisierung hat zur

¹⁹⁵⁰ Für den Abstieg der Jungfische gilt umgekehrt, dass das Meer die gemeinsame Migrationsdestination der von den Laichhabitats ausgehenden Wanderungen ist.

¹⁹⁵¹ Wie zuvor dargelegt, ist es sinnvoll die Erschließung dieses Laichhabitats bis zum Ende des dritten Bewirtschaftungszyklus mittels Fristverlängerungen zu depriorisieren und dann einer fundierten Prüfung weniger strenger Umweltziele auf Basis gesamtwirtschaftlich unverhältnismäßig hoher Kosten (u. a. Aufgabe der Trinkwassertalsperre) zuzuführen.

Folge, dass auch der Standort Q17 mittelfristig nicht auf einer zu erschließenden Wanderstrecke liegt und dementsprechend von der Primärallokation wanderfischbezogener Querverbauungsrechte ausgenommen wird. Die Erschließung des potenziellen Laichhabitats 3 ist mit einer kritischen Anzahl von Querbauwerken (11 Querbauwerke) konfrontiert und wird daher ebenfalls zunächst depriorisiert. Dies bedeutet wiederum, dass auch die Standorte Q9 bis Q15, die *ausschließlich* auf der depriorisierten Wanderroute zu Laichhabitat 3 liegen, vorläufig von der Primärallokation wanderfischbezogener Querverbauungsrechte ausgenommen werden. Im betrachteten Beispiel verbleiben demnach zwei relevante Migrationsteilsysteme, wobei jeweils die spiegelbildliche Auf- und Abwärtswanderung zu betrachten ist.

- M1a: Aufwärtswanderung vom Meer zum Laichhabitat 1 mit den zugehörigen Querbauwerkstandorten {Q1; Q2; Q3; Q4}
- M1b: Abwärtswanderung von Laichhabitat 1 zum Meer mit den zugehörigen Querbauwerkstandorten {Q4; Q3; Q2; Q1}
- M2a: Aufwärtswanderung vom Meer zum Laichhabitat 2 mit den zugehörigen Querbauwerkstandorten {Q1; Q2; Q5; Q6; Q7; Q8}
- M2b: Abwärtswanderung von Laichhabitat 2 zum Meer mit den zugehörigen Querbauwerkstandorten {Q8; Q7; Q6; Q5; Q2; Q1}

Die in den relevanten Migrationsteilsystemen verorteten Standorte (Q1 bis Q8) werden in die Primärallokation von wanderfischbezogenen Querverbauungsrechten und den darauf basierenden Kompensationsmechanismus einbezogen. An diesen Standorten sind Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit grundsätzlich auf die Ansprüche der Wanderfischart Lachs auszurichten. Es wird zudem deutlich, dass einzelne Querbauwerkstandorte gleichzeitig Bestandteil mehrerer Migrationsteilsysteme sein können (hier Q1 und Q2). An den weiteren, ausgenommenen Standorten (Q9 bis Q19) werden dagegen mittelfristig zunächst Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit nach den Ansprüchen der lokalen Fischfauna (rein) ordnungsrechtlich festgelegt.¹⁹⁵²

Nachdem die relevanten Migrationsteilsysteme und Querbauwerkstandorte eingegrenzt wurden, sind für diese Migrationsteilsysteme die populationsdynamisch erforderlichen

¹⁹⁵² Sofern sich zum Ende des dritten Bewirtschaftungszyklus herausstellt, dass keine dauerhafte Abweichung vom guten Zustand gerechtfertigt ist, ergibt sich an diesen Standorten ein Nachbesserungsbedarf (z. B. Umbau von Fischaufstiegen entsprechend den Anforderungen des Lachses). Insb. an Migrationsteilsystemen, bei denen die Depriorisierung aufgrund einer nur leicht überkritischen Anzahl von Querbauwerken erfolgt, empfiehlt es sich zu prüfen, inwiefern eine nachträgliche Maßnahmenadaptabilität gewährleistet werden kann.

Mindesterreichbarkeiten der Migrationsdestinationen fachlich zu bestimmen, aus denen sich wiederum die minimale kumulative Passierbarkeit der Querbauwerke ableitet. Geht man von der bereits angeführten Basisannahme aus, dass mindestens 50 % der Individuen eine Migrationsdestination erreichen müssen, ist eine minimale kumulative Passierbarkeitsrate $PMIN$ von 0,5 zugrunde zu legen. Die kumulative Passierbarkeitsrate im Status quo resultiert wiederum aus den prozentualen Querverbauungsraten der Querbauwerke.¹⁹⁵³ Für das illustrative Beispiel lassen sich die kumulativen Passierbarkeitsraten $\overrightarrow{P_{k,Lach}}$ (aufwärts) und $\overleftarrow{P_{k,Lachs}}$ (abwärts) der Migrationsteilsysteme k (hier: $k = \{1,2\}$) residual aus den illustrativen standortbezogenen Querverbauungsraten im Status quo bestimmen (vgl. Tabelle 10).

¹⁹⁵³ Es wird zunächst angenommen, dass sich die flussaufwärts- und flussabwärtsgerichteten Querverbauungsraten mittels einer fischbiologischen Untersuchung prozentual bestimmen lassen, wobei der Lachs als kritische Wanderfischart zugrunde gelegt wird, vgl. bereits Kap. 4.2.6. Die Basisannahme der prozentualen Bestimmbarkeit wird in Kap. 6.4.2.4.5 hinterfragt.

Standort	Aufwärtsgerichtete Querverbauungsrate über den Jahresverlauf: $q_{i,Lachs}^u$	Abwärtsgerichtete Querverbauungsrate über den Jahresverlauf: $q_{i,Lachs}^d$	Anmerkungen
Q1	50 %	25 %	Älterer Fischaufstieg, kein Fischschutz an WKA
Q2	100 %	25 %	Bislang kein Fischaufstieg, kein Fischschutz an WKA
Q3	50 %	5 %	Teilweise passierbare Rampe, größtenteils schadloser Abstieg über das Wehr
Q4	100 %	25 %	Bislang kein Fischaufstieg, unzureichende Mindestwasserführung, kein Fischschutz an WKA
Q5	25 %	25 %	Älterer Fischaufstieg, kein Fischschutz an WKA
Q6	25 %	25 %	Älterer Fischaufstieg, kein Fischschutz an WKA
Q7	25 %	25 %	Älterer Fischaufstieg, kein Fischschutz an WKA
Q8	5 %	0 %	Moderner Fischaufstieg, niedrige Fallhöhe, keine WKA

 Tabelle 10: Exemplarische standortbezogene Querverbauungsraten im Status quo¹⁹⁵⁴

Hiernach haben die kumulativen Passierbarkeitsraten mit Blick auf die beiden identifizierten Migrationsteilsysteme 1 und 2 im Status quo folgende Ausprägungen:

$$M1a: \overrightarrow{P_{1,Lachs}} = \prod_i (1 - q_{i,1,Lachs}^u) \text{ mit } i = \{1,2,3,4\} \Rightarrow \overrightarrow{P_{1,Lachs}} = 0,00$$

$$M1b: \overleftarrow{P_{1,Lachs}} = \prod_i (1 - q_{i,1,Lachs}^d) \text{ mit } i = \{1,2,3,4\} \Rightarrow \overleftarrow{P_{1,Lachs}} = 0,40$$

$$M2a: \overrightarrow{P_{2,Lachs}} = \prod_i (1 - q_{i,2,Lachs}^u) \text{ mit } i = \{1,2,5,6,7,8\} \Rightarrow \overrightarrow{P_{2,Lachs}} = 0,00$$

¹⁹⁵⁴ Auch mit Bezugnahme auf die biologischen Jahrgänge der auf- und absteigenden Individuen einer Art sind alle ratenbasierten Maße (Auf- und Abstiegsraten, Erreichbarkeitsraten, kumulative Passierbarkeitsraten etc.) auf einen Jahresverlauf bezogen, vgl. Kap. 4.2.6.

$$\text{M2b: } \overline{P_{2,Lachs}} = \prod_i (1 - q_{i,2,Lac}^d) \text{ mit } i = \{1,2,5,6,7,8\} \Rightarrow \overline{P_{2,Lachs}}=0,24$$

Es wird deutlich, dass die aufwärtsgerichtete kumulative Passierbarkeit beider Migrationsteilsysteme und damit die Erreichbarkeit der zugehörigen Laichhabitate 1 und 2 im Status quo bei null liegen, weil in jedem Migrationsteilsystem mindestens ein Querbauwerkstandort enthalten ist, der flussaufwärts noch vollständig unpassierbar ist.¹⁹⁵⁵ Dies verdeutlicht wiederum, dass bei der Erschließung von Wanderfischhabitaten die Maßnahmen zur Verbesserung der aufwärtsgerichteten Passierbarkeit an bislang unpassierbaren Standorten einen quasi limitationalen Charakter aufweisen und ihnen damit höchste Priorität zukommt.¹⁹⁵⁶ Demgegenüber ist flussabwärtsgerichtet für beide Migrationsteilsysteme bereits im Status quo eine gewisse kumulative Passierbarkeit festzustellen. Dies kann als typisch für die meisten Gewässersysteme angenommen werden, da auch Wasserkraftanlagen ohne Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen i. d. R. nicht zu einem vollständigen Ausfall aller absteigenden Individuen führen. Mit Blick auf die weiteren Ausführungen lässt sich festhalten, dass die Ziellücke für das Migrationsteilsystem 1 0,5 aufwärts und 0,1 abwärts beträgt, während sie sich für das Migrationsteilsystem 2 auf 0,5 aufwärts und 0,26 abwärts beläuft.

In einem nächsten Schritt stellt sich die Frage, über welchen Zeithorizont die maximal tolerable, kumulative Querverbauung in den nicht bereits depriorisierten Migrationsteilsystemen erreicht werden soll und ob hierzu ggf. Zwischenziele definiert werden sollen. Gemäß der Umweltzielsystematik der WRRL ist der gute Zustand (bzw. das gute ökologische Potenzial in HMWB) eines Wasserkörpers grundsätzlich bis zum Ende des Jahres 2015 zu verwirklichen. Dies erfordert u. a., dass zu diesem Zeitpunkt die Fischfauna hinsichtlich Artenvorkommen, Abundanz und Altersstruktur nur noch geringfügig von der natürlichen Referenz des Wasserkörpers abweicht.¹⁹⁵⁷ Mit Blick auf die Wanderfischpopulationen bedeutet dies wiederum, dass in den (nicht bereits mittelfristig bis 2027 depriorisierten) Migrationsteilsystemen streng genommen noch so rechtzeitig die minimale kumulative Passierbarkeit (flussaufwärts- sowie flussabwärtsgerichtet) hergestellt werden muss, dass sich die Wanderfische in den entsprechenden Wanderstrecken und Habitaten wieder so ausbreiten können, wie es der Anforderung der lediglich geringfügigen

¹⁹⁵⁵ Ein vollständig unpassierbares Querbauwerk geht in die kumulative Passierbarkeit mit dem Faktor Null ein, so dass diese unabhängig von der Ausprägung der Passierbarkeit der anderen Standorte insgesamt Null beträgt.

¹⁹⁵⁶ Andernfalls können die Maßnahmen an anderen Standorten zumindest in Bezug auf die adressierten Wanderfische nicht ihre Wirkung entfalten. Zur Priorisierung durch den Kompensationsmechanismus vgl. auch das folgende Kap. 6.4.2.3.2.

¹⁹⁵⁷ Vgl. Kap. 4.2.6.

Abweichung von der natürlichen Referenz entspricht. Es ist nachvollziehbar, dass dies in Abhängigkeit vom Ausmaß der Ziellücke, die bzgl. der kumulativen Passierbarkeit noch besteht, nicht für alle Migrationsteilsysteme bis Ende 2015 umsetzbar ist. Selbst wenn die kumulative Mindestpassierbarkeit in einem Migrationsteilsystem sowohl flussauf- wie flussabwärtsgerichtet technisch rechtzeitig hergestellt werden kann, ist zu erwarten, dass die biologischen Mechanismen der Wiederbesiedlung ihrerseits noch eine nicht unerhebliche Zeit in Anspruch nehmen, so dass die Fischfauna in den betreffenden Wasserkörpern im Jahr 2015 noch nicht der geforderten Qualität entsprechen dürfte.¹⁹⁵⁸ Angesichts der im ersten Bewirtschaftungszyklus identifizierten massiven Defizite der Durchgängigkeit sowie der derzeit und auch zukünftig hohen Querbauwerksdichte ist jedoch für den Großteil der Migrationsteilsysteme nicht einmal zu erwarten, dass die kumulative Mindestpassierbarkeit bis Ende 2015 technisch umgesetzt werden kann.¹⁹⁵⁹ Die größten Hürden bestehen für eine zeitnahe und flächendeckende Umsetzung effektiver Maßnahmen zum Fischabstieg und -schutz an Bestandsanlagen. Insb. an größeren Standorten mit Wasserkraftnutzung besteht hinsichtlich Fischschutz und -abstieg noch erheblicher technischer Entwicklungsbedarf, so dass auch im WHG für die Nachrüstung solcher Standorte keine unmittelbare Maßnahmenimplementierung, sondern angemessene Fristen vorgesehen sind.¹⁹⁶⁰

Es wird also deutlich, dass in der Bewirtschaftungspraxis auch innerhalb der drei Bewirtschaftungszyklen bis 2027 eine zeitliche Priorisierung der Erschließung von Migrationsteilsystemen unumgänglich ist. Um die Richtlinienkonformität dieser Priorisierungen zu

¹⁹⁵⁸ Vgl. bereits Kap. 5.4.1 und 5.4.4.

¹⁹⁵⁹ Vgl. bereits Kap. 4.2.5, 5.4.3 und 5.4.4. Für jeden einzelnen Standort sind zunächst eine individuelle Detailplanung der Maßnahmen und eine anschließende bauliche Umsetzung erforderlich. Beschränkte Kapazitäten bei den genehmigenden Behörden und spezialisierten Planungsbüros tragen dazu bei, dass Maßnahmen nicht an allen Standorten gleichzeitig umgesetzt werden können, sondern vielfach sequentiell angegangen werden müssen. In der Verwaltungspraxis können bereits die wasserrechtlichen Verfahren zur Initiierung der notwendigen Maßnahmen in Abhängigkeit von den vorhandenen Wasserrechten eine erhebliche Zeit in Anspruch nehmen. Dies ist insb. dann zu erwarten, wenn es sich um unbefristete Altrechte handelt oder die (einzelwirtschaftliche) Verhältnismäßigkeit in Frage steht, vgl. bereits Kap. 6.2.2 und 6.2.3. „Some changes of the institutional framework for putting alternative financing mechanisms in place, or addressing other administrative or legal constraints, may need time. In some cases, pursuing these changes within the first management cycle may lead to disproportionate costs.“, CIS (2009a), S. 20. In diesem Zusammenhang sollte auch das Auslaufen von wasserrechtlichen Zulassungen berücksichtigt werden. Steht die Entscheidung über eine Neuvergabe bzw. Erneuerung einer wasserrechtlichen Zulassung an, kann der einzelwirtschaftlichen Verhältnismäßigkeit für den Betreiber dadurch Rechnung getragen werden, dass wirtschaftlich stark belastende Maßnahmen erst im Zuge der Erneuerung der wasserrechtlichen Zulassung verlangt werden. Damit kann zum einen die Rechtssicherheit bzgl. eines wirtschaftlichen Betriebs für den Betreiber innerhalb der aktuellen wasserrechtlichen Zulassung gewahrt und etwaige Entschädigungen vermieden werden. Der Betreiber kann zudem mit Blick auf die Neubeantragung der wasserrechtlichen Zulassung eine ganzheitliche Entscheidungsgrundlage erarbeiten.

¹⁹⁶⁰ Vgl. bereits Kap. 3.4, 6.2.3 und 6.2.4.

gewährleisten, sind für die betroffenen Wasserkörper entsprechende Fristverlängerungen auf Basis technischer, organisatorischer oder ökonomischer Argumente zu begründen.¹⁹⁶¹

Vor dem Hintergrund der genannten (sowie ggf. weiterer, nicht querverbauwerksbedingter) Restriktionen ist anzustreben, den guten Zustand in einer möglichst großen Anzahl von Wasserkörpern möglichst früh zu verwirklichen. Dies spricht dafür, sich zunächst prioritär auf die Erschließung derjenigen Migrationsteilsysteme in den Flussgebieten zu fokussieren, die nur eine geringe Querverbauwerksanzahl und bereits eine geringe Ziellücke aufweisen. Für anadrome Wanderfische wie den Lachs trifft dies i. d. R. auf mündungsnahe Laichhabitate zu (im Beispiel Migrationssystem 1). Sollte bei vergleichbaren Erschließungsrestriktionen eine weitere Priorisierung zwischen Migrationsteilsystemen erforderlich sein, ist aus populationsbiologischer Sicht sicherlich zu bevorzugen, Migrationsteilsysteme mit größeren Habitaten vorrangig zu erschließen, da diese die Grundlage für eine stabilere Grundpopulation und für die weitere Ausbreitung im Flussgebiet bilden können.¹⁹⁶² Im Rahmen der weiteren Priorisierung ist für alle Migrationsteilsysteme der zeitliche Horizont zur Schließung der identifizierten Ziellücke bzgl. der Mindesterreichbarkeit festzulegen (2015, 2021, 2027).

Mit Blick auf die Primärallokation von Querverbauungsrechten stellt sich in diesem Zusammenhang weiterhin die Frage, ob die zur Schließung der Ziellücke erforderliche Reduktion der kumulativen Querverbauung über den festgelegten Zeithorizont in einem Schritt definiert werden soll oder ob es vorteilhaft ist, einen Reduktionspfad mit Zwischenschritten zu strukturieren. Ein feinskaliger Reduktionspfad mit jährlichen Abstufungen der maximal tolerablen Querverbauung erscheint im betrachteten Anwendungskontext wenig zweckmäßig. Zum einen handelt es sich bei den Maßnahmen zur Verbesserung des Fischeaufstiegs, Fischabstiegs und -schutzes nicht um wiederkehrende und kleinskalige Wahlhandlungen, sondern um jeweils erhebliche bauliche Modifikationen an den einzelnen Standorten. Die Ergreifung einer bestimmten Maßnahme bedeutet somit je Standort eine weitgehende Festlegung, die sich nur eingeschränkt für eine nachträgliche, graduelle Anpassung eignet.¹⁹⁶³ Zum anderen befindet sich in den einzelnen Migrationsteilsystemen auch nur eine verhältnismäßig geringe Anzahl von Standorten, so dass auch

¹⁹⁶¹ In den betreffenden Bewirtschaftungsplänen sind die verantwortlichen Restriktionen und deren Überwindung in der Zeit der Fristverlängerung darzulegen, vgl. CIS (2009a), S. 20 sowie bereits ausführlich Kap. 5.4.2.4, 5.4.3 und 5.4.4.

¹⁹⁶² Vgl. bereits Kap. 4.2.6 und 5.4.4.

¹⁹⁶³ Nachträglich ist eine gewisse graduelle Anpassung für Betriebswasser- und Leitströmungsdotierungen vorstellbar, wenn bei den baulichen Modifikationen entsprechende Flexibilitäten berücksichtigt werden.

eine sukzessive Nachrüstung der Standorte einen feinskaligen Reduktionspfad nur unpräzise nachbilden könnte. Geht man davon aus, dass der Reduktionspfad über zwingend einzuhaltende Minima definiert wird, wären zu den einzelnen Zeitpunkten eher erhebliche Überschießungen der Zwischenziele zu erwarten, so dass die Steuerungswirkung eines solch feinskaligen Reduktionspfades fragwürdig ist.

Demgegenüber erscheint zumindest mit Blick auf die Migrationsteilsysteme, deren Erschließung erst im dritten Bewirtschaftungszyklus zum Abschluss geführt werden kann, die Definition eines Zwischenschritts für den zweiten Bewirtschaftungszyklus zweckmäßig. Durch die Festlegung eines solchen Zwischenschritts kann eine deutliche Reduzierung des Defizites, die in der Richtlinie für den Fall einer Fristverlängerung gefordert wird, regulatorisch induziert und im Rahmen der bestehenden Berichtspflichten dokumentiert werden.¹⁹⁶⁴ Im Fristenkonzept der WRRL (vgl. Tabelle 3 in Kap. 4.2.2.1) ist es sinnvoll, einen solchen Zwischenschritt auf das Jahr 2018, den zentralen Maßnahmenimplementierungszeitpunkt des zweiten Bewirtschaftungszyklus, zu terminieren.¹⁹⁶⁵ Ein solch grobskaliger Reduktionspfad ermöglicht eine schrittweise Verbesserung der Durchgängigkeit, indem zunächst Maßnahmen an einigen Standorten des Migrationsteilsystems induziert werden. Diese kommen bereits unmittelbar der lokalen Fischfauna zugute. Mit Blick auf die vornehmlich adressierten Wanderfische bewirkt die Festlegung eines Zwischenziels aber auch, dass aufgrund der multiplikativen Logik der kumulativen Passierbarkeit bereits in der ersten Teilperiode an jedem bislang vollständig unpassierbaren Querbauwerk der Bau einer Fischaufstiegsanlage erfolgen muss. Durch die Festlegung des Zwischenziels kann also der hohen ökologischen Priorität der Maßnahmen an diesen Standorten Rechnung getragen werden. Die konkreten Zwischenziele für die einzelnen Migrationsteilsysteme sind wiederum nach fachlichen Gesichtspunkten unter Berücksichtigung technischer, rechtlicher, organisatorischer und wirtschaftlicher Restriktionen festzulegen. So erscheint es mit Blick auf die flussabwärtsgerichtete Durchgängigkeit vor dem Hintergrund des noch bestehenden Entwicklungsbedarfs und der noch hohen Wirkungs- und Kostenunsicherheit an mittleren und großen Standorten mit Wasserkraftnutzung zweckmäßig, bei der Festlegung von Zwischenzielen die Anteile kleiner sowie mittlerer und großer Standorte in einem Migrationsteilsystem zu berücksichtigen. Das heißt,

¹⁹⁶⁴ Vgl. bereits Kap. 5.4.1 und 5.4.3. Falls im ersten Bewirtschaftungszyklus noch keine Maßnahmen in einem angemessenen Umfang umgesetzt wurden, kann aus dem gleichen Grund ggf. auch noch ein Zwischenziel für das Jahr 2015 festgesetzt werden.

¹⁹⁶⁵ Nach Abschluss der technischen Implementierung von Verbesserungsmaßnahmen verbleibt somit noch ein dreijähriger Vorlauf für eine gewisse Entfaltung biologischer Verbesserungsprozesse im Gewässer (wie die Ausbreitung von Wanderfischen).

je höher der Anteil kleiner Standorte, an denen Maßnahmen des Fischschutzes bereits technisch verfügbar sind, desto ambitionierter kann tendenziell auch das Zwischenziel festgelegt werden. Existieren in einem betrachteten Flussgebiet weitere Habitate und Wanderstrecken von Arten, deren Anforderungen noch nicht implizit abgedeckt werden (z. B. Aal), sind auch für diese Arten explizite Migrationsteilsysteme abzugrenzen sowie zeitliche Priorisierungen und Reduktionspfade festzulegen.

Die zeitliche Priorisierung der Zielerreichung sowie die differenzierte Festlegung grobskaliger Zielerreichungspfade für die einzelnen Migrationsteilsysteme lässt sich wiederum anhand des illustrativen Beispiels aus Abbildung 16 verdeutlichen. Der Erschließung des mündungsnahen Laichhabitats 1 wird aus fachlicher Sicht eine hohe zeitliche Priorität zugewiesen. Ausgehend vom Status quo im Jahr 2014 sind die Errichtung von zwei Fischaufstiegen an den beiden bislang unpassierbaren Standorten Q2 und Q4 sowie ggf. eine Modernisierung der bestehenden Fischaufstiege an Querbauwerken Q1 und Q3 erforderlich, um eine Mindestreichbarkeit des Laichhabitats 1 von 0,5 zu gewährleisten.¹⁹⁶⁶ Unter der Annahme, dass keine besonderen planerischen, technischen oder administrativen Restriktionen vorliegen, ist eine technische Umsetzung dieser Maßnahmen innerhalb des zweiten Bewirtschaftungszyklus möglich.¹⁹⁶⁷ Dieser Zeitraum erscheint technisch ebenfalls mit Blick auf die flussabwärtsgerichtete Mindestreichbarkeit des Meers machbar, da die relativ kleine Ziellücke von 0,1 mittels technischer Fischschutzmaßnahmen am kleinen Standort Q4 oder über skalierbare und ggf. reversible betriebliche Maßnahmen (z. B. Turbinenmanagement, Trap & Truck) an den größeren Standorten Q1 und Q2 geschlossen werden kann.¹⁹⁶⁸ In der Zusammenschau von Fischaufstieg, Fischabstieg und -schutz empfiehlt es sich daher, die Erschließung des prioritären Laichhabitats 1 für das Ende des zweiten Bewirtschaftungszyklus (2021) ohne Zwischenschritt anzustreben und dazu für das Jahr 2018 sowohl flussaufwärts- wie auch flussabwärtsgerichtet eine Reduktion der kumulativen Querverbauungsrate auf höchstens 50 % festzuschreiben.¹⁹⁶⁹

¹⁹⁶⁶ Im Durchschnitt ist eine flussaufwärtsgerichtete Passierbarkeit der Standorte von 85 % zu erreichen.

¹⁹⁶⁷ Eine Maßnahmenumsetzung an vier Standorten in wenigen Jahren ist dennoch herausfordernd, wird jedoch aufgrund der hohen fachlichen Priorität für das Einzugsgebiet angestrebt.

¹⁹⁶⁸ Zu diesen Maßnahmenoptionen vgl. bereits Kap. 3.4.

¹⁹⁶⁹ Das heißt, dass ab dem Jahr 2018 im Migrationsteilsystem 1 sowohl flussauf- wie flussabwärts eine kumulative populationsdynamisch minimale Mindestreichbarkeit der jeweiligen Migrationsdestinationen (Laichhabitat und Meer) von 0,5 technisch sichergestellt ist. Der dreijährige Vorlauf orientiert sich am Fristenkonzept der Richtlinie. Eine tatsächliche Besiedlung mit Wanderfischen bis zum Ende der zweiten Bewirtschaftungsperiode erscheint dennoch unsicher, so dass mit Blick auf die biologische Reaktionszeit ggf. eine weitere Fristverlängerung in Erwägung gezogen werden sollte. Mit Bezugnahme auf die biologischen Jahrgänge der auf- und absteigenden Individuen einer Art sind die allen ratenbasierten Maße (Auf- und Abstiegsraten, Erreichbarkeitsraten) auf einen Jahresverlauf bezogen.

Für die Erschließung des Laichhabitats 2 sind dagegen Maßnahmen zur Verbesserung des Fischeaufstiegs an einer höheren Anzahl von Querbauwerken erforderlich. Vor allem aber ist die Erschließung des Laichhabitats 2 auch auf erhebliche Reduktionen der flussabwärtsgerichteten Querverbauung an größeren Standorten (Q1, Q2, Q5, Q6) angewiesen. Es empfiehlt sich daher, die Erschließung erst für das Ende des dritten Bewirtschaftungszyklus (2027) anzustreben, damit insb. noch eine angemessene Zeit für eine technische Entwicklung von Maßnahmen des Fischschutzes und -abstiegs an den größeren Standorten verbleibt. Das Verpflichtungsjahr für die Erreichung der erforderlichen kumulativen Querverbauung wäre dementsprechend 2024. Um im Sinne der Fristverlängerung nach Art. 4 Abs. 4 WRRL eine deutliche, schrittweise Verbesserung zu gewährleisten, werden für das Jahr 2018 jeweils angemessene Zwischenschritte zur Reduktion der flussaufwärts- und flussabwärtsgerichteten Querverbauung definiert.¹⁹⁷⁰ Für das illustrative Beispiel sei dazu angenommen, dass für das Jahr 2018 eine flussaufwärts gerichtete kumulative Erreichbarkeit des Habitats i. H. v. 0,35 sowie eine flussabwärts gerichtete kumulative Erreichbarkeit des Meeres von i. H. v. 0,3 als Zwischenziele festgelegt werden.

Ausgehend von den kumulativen Reduktionspfaden in den einzelnen Migrationsteilsystemen sind in einem nächsten Schritt die residualen Querverbaumöglichkeiten auf die einzelnen Standorte zu allokalieren. Diese regulatorische Anfangsausstattung mit Querverbauungsrechten stellt in der Folge die Grundlage für eine kompensatorische Reallokation auf Basis dezentraler Kalküle dar.

6.4.2.2 Primärallokation auf Standortebene

Allgemein kann die Primärallokation von Nutzungsrechten im Rahmen einer mengenbasierten Steuerung nach unterschiedlichen Prinzipien erfolgen. Hierbei wird insb. unterschieden, ob die Akteure ihre Anfangsausstattung durch den Staat kostenlos oder kostenpflichtig erhalten. Bei der kostenlosen Ausstattung lassen sich wiederum zwei Varianten abgrenzen.¹⁹⁷¹

Im Jahresverlauf konzentrieren sich aber die flussaufwärtsgerichteten und -abwärtsgerichteten Wanderungen typischerweise je nach Art in bestimmten Zeiträumen (z. B. Frühjahr), vgl. Kap. 3.3 und 4.2.6.

¹⁹⁷⁰ Dabei wird für den Bereich des Fischabstiegs aufgrund der schwierigeren technischen Umsetzbarkeit ein weniger ambitioniertes Ziel als für den Fischeaufstieg gesetzt. Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Erschließung des Laichhabitats 2 bereits wesentlich durch die zu Erschließung des Laichhabitats 1 induzierten Maßnahmen profitiert. Dies betrifft insb. die Errichtung eines Fischeaufstiegs am bislang vollständig unpassierbaren Standort Q1.

¹⁹⁷¹ Vgl. bereits Kap. 2.3.

Nach dem so genannten Grandfathering-Prinzip erhalten die Akteure eine Anfangsausstattung mit Nutzungsrechten entsprechend ihrer tatsächlichen Nutzung in einem historischen Basisjahr.¹⁹⁷² Um hiervon ausgehend die ökologische Zielsetzung zu erreichen, wird die Menge der historisch abgeleiteten Nutzungsrechte einem festgelegten Reduktionspfad entsprechend verringert oder abgewertet.¹⁹⁷³ Die wirtschaftliche Belastung der betroffenen Akteure ist beim Grandfathering-Prinzip vergleichsweise gering, da tatsächliche Kosten nur so weit entstehen, wie der Bedarf über den zugeteilten Rechten liegt. Die fehlenden Rechte müssen in diesem Fall von anderen Akteuren erworben oder der Rechtebedarf muss durch Anpassungsmaßnahmen reduziert werden.¹⁹⁷⁴ Diese Art der kostenlosen Zuteilung ist daher besonders geeignet, dem Bestands- und Vertrauensschutz für Alt-Emittenten Rechnung zu tragen und ökonomische Härten zu vermeiden, da ein zuvor kostenloser Produktionsfaktor nicht plötzlich in vollem Umfang bepreist wird.¹⁹⁷⁵ Im Kontext querbauwerksbasierter Gewässernutzungen ist dieser Aspekt auch von erheblicher rechtlicher Bedeutung, da eine plötzliche und vollständige Belastung des zuvor kostenlosen Produktionsfaktors „Querverbauung“ zu einer faktischen Entwertung laufender wasserrechtlicher Zulassungen führen kann und in jedem Fall die Problematik der Verhältnismäßigkeit verschärft.¹⁹⁷⁶

Mit Blick auf das Grandfathering-Prinzip wird allerdings allgemein problematisiert, dass neue Nutzungsinteressenten benachteiligt werden, weil diese mangels historischer Nutzung keine kostenlose Erstaussstattung bekommen und stattdessen alle benötigten Rechte erwerben müssen.¹⁹⁷⁷ Zur Vermeidung dieser Wettbewerbsverzerrung wird die Zurückhaltung von Nutzungsrechten als Reserve für neue Nutzungsinteressenten vorgeschlagen.¹⁹⁷⁸ Im betrachteten Kontext querverbauungsbasierter Gewässernutzungen ist die

¹⁹⁷² Vgl. Kemper (1993), S. 46-50; Feess (2007), S. 124f.

¹⁹⁷³ Vgl. bspw. Kemper (1993), S. 50-55; Feess (2007), S. 124. Werden Nutzungsrechte (z. B. zur Entnahme eines Kubikmeters Wasser) mit zeitlich beschränkter (z. B. jährlicher) Gültigkeit vergeben, dann werden in den Folgeperioden entsprechend weniger Rechte kostenlos zugeteilt, so dass die Gesamtheit der Rechte dem Reduktionspfad entspricht. Werden zeitlich unbeschränkte Rechte vergeben, dann ist das jeweilige Recht im Zeitablauf inhaltlich abzuwerten, d. h. ein Recht zur Entnahme eines Kubikmeters Wassers berechtigt zu einem späteren Zeitpunkt nur noch zur Entnahme von bspw. 0,9 Kubikmetern Wasser.

¹⁹⁷⁴ Vgl. Feess (2007), S. 124f. Die kostenlose Grundaussstattung wirkt analog zu einem Freibetrag im Rahmen einer Abgabenslösung. Das Beispiel des Europäischen CO₂-Emissionshandelssystems hat jedoch verdeutlicht, dass auch kostenlos zugeteilte Rechte einen Wert haben, da sie potenziell verkauft werden können. Dementsprechend führt ihre Verwendung (z. B. zur Stromerzeugung) zu Opportunitätskosten, die von den Unternehmen eingepreist werden, vgl. bspw. Fichtner (2007), S. 153f.; Woerdman/Couwenberg/Nentjes (2009), S. 185-202.

¹⁹⁷⁵ Vgl. Kemper (1993), S. 46f.; Feess (2007), S. 124f.; Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008), S. 68f.

¹⁹⁷⁶ Vgl. bereits Kap. 6.2.2 und 6.2.3.

¹⁹⁷⁷ Vgl. bspw. Kemper (1993), S. 47f.; Endres (2013), S. 179f.

¹⁹⁷⁸ Vgl. Kemper (1993), S. 48-50; (kritisch) Graichen/Requate (2003), S. 20f.

Ausstattung von Neuinteressenten eher von untergeordneter Bedeutung, da eine Neuerrichtung von Querbauwerken im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung weitestgehend vermieden werden soll.¹⁹⁷⁹ Eine gewisse Relevanz entfaltet die Problematik allerdings für die Reaktivierung oder Neuerrichtung von Wasserkraftanlagen an bestehenden Querbauwerkstandorten, da hierdurch die flussabwärtsgerichtete Querverbauung durch die Fischschäden an der Turbine c. p. verstärkt wird.

Gravierender erscheint allerdings, dass durch das Grandfathering-Prinzip Akteure nachträglich benachteiligt werden, die vor dem definierten Basisjahr ökologische Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt haben, da diese „early action“ nun ihre kostenlose Zuteilung von Rechten mindert.¹⁹⁸⁰ Hierdurch werden der Vertrauensschutz für umweltpolitisch gewolltes Verhalten untergraben und spezifische Umweltschutzinvestitionen teilweise entwertet.¹⁹⁸¹ Es ist daher nachvollziehbar, dass eine solche Benachteiligung ökologisch fortschrittlicher Betreiber als ungerecht und nicht dem Geist des umweltpolitischen Verursacherprinzips entsprechend empfunden wird, so dass eine erhebliche „Early action“-Problematik die Akzeptanz eines mengenbasierten Ansatzes stark schwächen kann.¹⁹⁸² Im Kontext querbauwerksbasierter Nutzungen kann eine erhebliche „Early action“-Problematik angenommen werden, da gerade mit Blick auf die ökologische Durchgängigkeit wenig operationalisierte und uneinheitliche Anforderungen sowie Vollzugsdefizite zu einem stark unterschiedlichen Schutzniveau geführt haben.¹⁹⁸³ An Standorten mit Wasserkraftnutzung wird die „Early action“-Problematik in gewissem Umfang durch die höhere EEG-Vergütung, die im Falle einer (ökologischen) Modernisierung gewährt wird, gemindert, da die Betreiber dieser Standorte durch ihre frühzeitige Umsetzung von Maßnahmen in der Zwischenzeit in den Genuss höherer Erträge gekommen sind.¹⁹⁸⁴ Dennoch stellt eine verringerte Ausstattung weiterhin einen nachträglichen Nachteil dar, der bei der Entscheidung über die Maßnahmenumsetzung nicht berücksichtigt werden konnte und bestimmte Entscheidungen im Nachhinein unvorteilhaft erscheinen lässt. Ähnlich kann für Standorte argumentiert werden, die bereits im ersten Bewirtschaftungszyklus Maßnahmen ergriffen haben, weil ihre wasserrechtliche Zulassung erneuert wurde oder

¹⁹⁷⁹ Vgl. bereits Kap. 5.4.3.

¹⁹⁸⁰ Vgl. Graichen/Requate (2003), S. 22; Endres (2013), S. 179f.

¹⁹⁸¹ Zur Problematik spezifischer Investitionen vgl. bspw. Häder (1997), S. 73-75 sowie S. 109-118; Gawel (2001), S. 26.

¹⁹⁸² Vgl. Kemper (1993), S. 44; Feess (2007), S. 124f.

¹⁹⁸³ Vgl. bereits Kap. 3.3, 3.4, 4.2.5 und 6.2.

¹⁹⁸⁴ Zur EEG-Vergütung vgl. bereits Kap. 4.3.3.

weil sie in Erwartung zukünftiger Anforderungen durch die WRRL eine anstehende technische Modernisierung des Standorts bereits zur Umsetzung von ökologischen Verbesserungsmaßnahmen genutzt haben. Die Problematik der „early action“ kann bei der Anwendung des Grandfathering-Prinzips grundsätzlich verringert werden, wenn das Basisjahr für das Grandfathering so weit in die Vergangenheit gelegt wird, dass noch keine substantiellen Verbesserungsmaßnahmen durchgeführt wurden oder die Benachteiligung an Relevanz verliert.¹⁹⁸⁵ Im betrachteten Kontext müsste das Basisjahr mindestens vor Beginn des ersten Bewirtschaftungszyklus (2009) gelegt werden. Da die Problematik der Durchgängigkeit spätestens seit den 1990er Jahren vermehrt in den Fokus der Gewässerschutzpolitik gerückt ist, reichen zahlreiche Maßnahmen zum Fischaufstieg aber noch weiter in die Vergangenheit, so dass das Problem im Prinzip bestehen bleibt.¹⁹⁸⁶

Gerade mit Blick auf die „Early action“-Problematik erscheint die zweite Option der kostenlosen Primärallokation – das Benchmarking-Prinzip – vorteilhafter.¹⁹⁸⁷ Hierbei orientiert sich die kostenlose Primärallokation an der aktuellen oder historischen Leistungserbringung sowie der spezifischen ökologischen Belastung, die dabei anfallen würde, wenn eine fortschrittliche Referenztechnologie (z. B. beste verfügbare Technik) eingesetzt würde. Dementsprechend werden Akteure, die (noch) eine veraltete Technik mit hohen spezifischen Belastungen einsetzen, mit einer Unterausstattung konfrontiert.¹⁹⁸⁸

Eine Primärallokation, die als Produkt von Leistungsmenge und spezifischer Belastung nach Referenztechnologie definiert wird, ist allerdings im vorliegenden Anwendungskontext nicht anwendbar. Zunächst ist zu beachten, dass insb. die flussaufwärtsgerichtete Querverbauung im Wesentlichen unabhängig von der zugehörigen Leistungserbringung der Nutzungen (z. B. Stromerzeugung aus Wasserkraft) ist.¹⁹⁸⁹ Auch bietet der derzeitige Stand der Technik zum Fischaufstieg (DWA-Merkblatt M 509) gerade keinen outputorientierten Benchmark zur resultierenden Passierbarkeit bzw. Querverbauung, da er in sei-

¹⁹⁸⁵ Vgl. allgemein Graichen/Requate (2003), S. 22.

¹⁹⁸⁶ Vgl. bereits Kap. 3.3, 3.4 und 4.2.5.

¹⁹⁸⁷ Vgl. Bonus (1990), S. 352; Graichen/Requate (2003), S. 22.

¹⁹⁸⁸ Vgl. allgemein Graichen/Requate (2003), S. 17f. Bspw. kann festgelegt werden, dass bei der Erzeugung von Elektrizität aus einem Steinkohlekraftwerk 800 g CO₂/MWh als Benchmark für die kostenlose Zuteilung von Emissionsrechten gelten. Das heißt Kraftwerke, deren spezifischen Emissionen darüber liegen, erhalten bezogen auf ihren geplanten Output (MWh) eine entsprechende Unterausstattung. Die Erreichung des aggregierten Reduktionspfads muss ggf. über Erfüllungsfaktoren gewährleistet werden, vgl. bspw. Graichen/Requate (2003), S. 17f.

¹⁹⁸⁹ Vgl. Lange/Krull (2014), S. 77f. sowie S.224-226. Aufgrund der nicht vorhandenen Verknüpfung zur Leistungserbringung bestehen allerdings auch keine Fehlanreize, die Ausstattung mit Rechten über die Leistungsmenge zu manipulieren, vgl. zu diesen Fehlanreizen Graichen/Requate (2003), S. 17f.

ner derzeitigen Form rein inputseitig auf geometrischen und hydraulischen Vorgaben basiert.¹⁹⁹⁰ Mit Blick auf die Besonderheiten des betrachteten Anwendungskontextes wird daher ein rekursives Benchmarking-Prinzip vorgeschlagen, bei dem sich der anlagen- bzw. standortbezogene Benchmark und damit die Primärallokation rekursiv aus den Reduktionspfaden für die kumulative flussaufwärts- und flussabwärtsgerichtete Querverbauung sowie aus der Anzahl der relevanten Standorte in einem Migrationsteilsystem ableiten.

Für die *flussaufwärtsgerichtete* Querverbauung bedeutet dies, dass die pfadkonforme kumulative Querverbauung gleichmäßig auf *alle* Querbauwerkstandorte in einem Migrationsteilsystem heruntergebrochen wird. Durch diesen uniformen, outputorientierten Benchmark werden die bereits in der Vergangenheit durchgeführten Maßnahmen nicht entwertet. Vielmehr reduzieren sie die standortbezogene Ziellücke zwischen dem Status quo und dem Benchmark. Somit wird eine „Early action“-Problematik strukturell vermieden und die Primärallokation konsequent auf die aktuelle Verursacherschaft ausgerichtet.

Mit Blick auf die *flussabwärtsgerichtete* Querverbauung empfiehlt sich dagegen eine Differenzierung der Primärallokation zwischen Standorten mit Wasserkraftnutzung oder großer, abstiegsgefährdender Fallhöhe sowie Standorten ohne Wasserkraftnutzung und kleiner Fallhöhe ohne Abstiegsbeeinträchtigung. Letzteren sind grundsätzlich keine flussabwärtsgerichteten Querverbauungsrechte zuzuweisen, da diese dort keine Nutzungsgrundlage darstellen. Ihre Veräußerung im Rahmen eines Kompensationsmechanismus wäre mit keinen Opportunitätskosten verbunden und würde lediglich zu „windfall profits“ führen.

Da sich die Querverbauung in einem Migrationsteilsystem multiplikativ kumuliert, ermittelt sich die standortbezogene Primärallokation q als das Komplement zur „n-ten“ Wurzel der dem Reduktionspfad der Querverbauung zugrunde liegenden Mindestpassierbarkeit, wobei der Grad n der Anzahl der Querbauwerke im betreffenden Migrationsteilsystem entspricht. Für das illustrative Migrationsteilsystem 1 ist für das Jahr 2018 eine Mindestreichbarkeit der Migrationsdestinationen von 0,5 vorgesehen.¹⁹⁹¹ Dementsprechend ergibt sich für alle Standorte $i = \{1,2,3,4\}$ folgende uniforme Primärallokation an Querverbauungsrechten:

$$\overrightarrow{P_{1,Lachs}}(2018) \stackrel{\text{def}}{=} 0,5 \Rightarrow q_{i,1,Lachs}^u = 1 - \sqrt[4]{0,5} = 1 - 0,84 = 0,16$$

¹⁹⁹⁰ Vgl. bereits ausführlich Kap. 3.4 sowie 6.2.5.

¹⁹⁹¹ Vgl. Kap. 6.4.2.2.1.

$$\overleftarrow{P}_{1,Lachs}(2018) \stackrel{\text{def}}{=} 0,5 \Rightarrow q_{i,1,Lachs}^d = 1 - \sqrt[4]{0,5} = 1 - 0,84 = 0,16$$

Gemäß dieser Primärallokation von Querverbauungsrechten dürfen also ab dem „Verpflichtungsjahr“ 2018 im Jahresverlauf nur noch jeweils 16 % der Lachse bei der flussauf- und flussabwärtsgerichteten Migration an den einzelnen Querbauwerken ausfallen.¹⁹⁹² Für das illustrative Migrationsteilsystem 2 ist die technische Verwirklichung der Mindestreichbarkeit der Migrationsdestinationen von 0,5 für das Jahr 2024 vorgesehen, wobei jedoch für das Jahr 2018 ein Zwischenziel definiert wurde.¹⁹⁹³ Hinsichtlich der flussaufwärtsgerichteten Querverbauung erfolgt wiederum eine uniforme Primärallokation auf alle Standorte $i = \{1,2,5,6,7,8\}$. Da das Querbauwerk Q8 ein Wehr mit abstiegsunschädlicher Fallhöhe und ohne Wasserkraftnutzung ist, wird es von der Primärallokation flussabwärtsgerichteter Querverbauungsrechte ausgenommen.¹⁹⁹⁴

$$\overrightarrow{P}_{2,Lachs}(2018) \stackrel{\text{def}}{=} 0,35 \Rightarrow q_{i,2,Lachs}^u = 1 - \sqrt[6]{0,35} = 1 - 0,84 = 0,16$$

$$\overleftarrow{P}_{2,Lachs}(2018) \stackrel{\text{def}}{=} 0,30 \Rightarrow q_{i,2,Lachs}^d = 1 - \sqrt[5]{0,30} = 1 - 0,79 = 0,21$$

sowie

$$\overrightarrow{P}_{2,Lachs}(2024) \stackrel{\text{def}}{=} 0,5 \Rightarrow q_{i,2,Lachs}^u = 1 - \sqrt[6]{0,5} = 1 - 0,89 = 0,11$$

$$\overleftarrow{P}_{2,Lachs}(2024) \stackrel{\text{def}}{=} 0,5 \Rightarrow q_{i,2,Lachs}^d = 1 - \sqrt[5]{0,5} = 1 - 0,87 = 0,13$$

Das heißt, gemäß der Primärallokation der Querverbauungsrechte dürfen ab dem Verpflichtungsjahr 2018 über den Jahresverlauf nur noch jeweils 16 % der Lachse bei der aufwärtsgerichteten Migration an den einzelnen Querbauwerken ausfallen (21 % bei der flussabwärtsgerichteten Migration). Zum zweiten Verpflichtungsjahr 2024 reduzieren sich die Querverbauungsrechte der einzelnen Standorte auf 11 % beim Fischeaufstieg bzw. 13 % beim Fischabstieg.

Es wird deutlich, dass die Höhe der standortbezogenen Primärallokation von Querverbauungsrechten entscheidend von der zugrunde gelegten Mindestreichbarkeit sowie der Anzahl der Querbauwerke im Migrationsteilsystem abhängig ist, so dass sich ein höherer

¹⁹⁹² Mit Bezugnahme auf die biologischen Jahrgänge der auf- und absteigenden Individuen einer Art sind alle ratenbasierten Maße (Auf- und Abstiegsraten, Erreichbarkeitsraten etc.) auf einen Jahrverlauf bezogen, vgl. Kap. 4.2.6.

¹⁹⁹³ Vgl. Kap. 6.4.2.2.1.

¹⁹⁹⁴ Vgl. Tabelle 10. Grundsätzlich sind auch bereits längerfristig nicht mehr genutzte Wasserrechte von der Primärallokation von Querverbauungsrechten auszunehmen und zu entziehen. Funktionslose oder funktionsarme Querbauwerke sind entsprechend zurückzubauen.

Nutzungsdruck in einem Teilsystem c. p. in einer geringeren standortbezogenen Primärallokation niederschlagen muss.¹⁹⁹⁵ In diesem Sinne impliziert also das an den jeweiligen Umweltqualitätszielen ausgerichtete Benchmarking-Prinzip (ebenso wie fachliche Priorisierungen) eine begründete Ungleichbehandlung von Akteuren in unterschiedlichen Migrationsteilsystemen, während die Akteure innerhalb eines Migrationsteilsystems gleich behandelt werden.

Allerdings kann eine Anfangsausstattung der Akteure mit (residualen) Nutzungsrechten grundsätzlich auch kostenpflichtig im Rahmen einer Auktion erfolgen.¹⁹⁹⁶ Der theoretische Vorteil einer Auktionierung liegt darin, dass bereits die Primärverteilung der Nutzungsrechte (statisch) kosteneffizient ist, da die einzelnen Akteure für die definierten Nutzungsrechte entsprechend ihren alternativen Grenzanpassungskosten bieten.¹⁹⁹⁷ Die Grundlage für Kompensationsgeschäfte zwischen den einzelnen Akteuren ergibt sich dementsprechend erst im Zuge dynamischer Umfeldveränderungen (z. B. technischer Fortschritt, Veränderungen der Nachfrage). Wesentliche Motive für eine kostenpflichtige Primärallokation können in der Generierung starker Anreize für eine kontinuierliche Reduktion der ökologischen Restbelastung i. S. d. starken Verursacherprinzips sowie in der Erzielung öffentlicher Einnahmen liegen.

Im betrachteten Anwendungskontext ist eine Auktionierung von (residualen) Querverbauungsrechten kritisch zu sehen, da hierdurch der zuvor kostenlose Produktionsfaktor Querverbauung abrupt und vollständig kostenpflichtig wird und so zu einer faktischen Entwertung bestehender Wasserrechte und der dabei getätigten spezifischen Investitionen führt. Dies würde die rechtliche Problematik der Verhältnismäßigkeit massiv verschärfen.¹⁹⁹⁸ Darüber hinaus ist auch bei kostenloser Primärallokation von Querverbauungsrechten ein dynamischer Anreiz zu technischem Fortschritt und damit zu einer weiteren

¹⁹⁹⁵ Vgl. allgemein Köck (1997), S. 83f.

¹⁹⁹⁶ Vgl. bereits Kap. 2.3. Die Vergabe von Rechten zum Festpreis wird an dieser Stelle nicht weiter betrachtet, da sie instrumentell einer Abgabenerhebung ähnlich ist.

¹⁹⁹⁷ Vgl. bspw. Feess (2007), S. 124f. Die Komplexität unterschiedlicher Auktionsmechanismen mit den jeweiligen Vor- und Nachteilen wird hier nicht weiter betrachtet, da der kostenlosten Allokation im Folgenden bereits unabhängig davon der Vorzug gegeben wird.

¹⁹⁹⁸ Vgl. ausführlich Kap. 6.2.2 und 6.2.3. Im Bereich der Wasserkraftnutzung ist eine Überwälzung der zusätzlichen Kosten aus einer Vollauktionierung von Querverbauungsrechten kaum möglich, da die Preise exogen durch die Strombörse bzw. die EEG-Vergütung gesetzt werden. Folglich belasten die Kosten unmittelbar die Wirtschaftlichkeit des Standorts.

Verringerung der Querverbauung gegeben. Dieser resultiert nicht nur aus den Reduktionsschritten über die Bewirtschaftungszyklen, sondern auch aus den Opportunitätskosten, die das Halten von Querverbauungsrechten impliziert.¹⁹⁹⁹

In Abwägung der Vor- und Nachteile wird für den betrachteten Anwendungskontext empfohlen, die standortbezogene Primärallokation kostenlos anhand des beschriebenen, rekursiven Benchmarking-Prinzips vorzunehmen. Dieses wird den Anforderungen des qualitätsorientierten Ansatzes der Umweltziele, der Verhältnismäßigkeit sowie der Verursachergerechtigkeit (Honorierung von „early action“, Gleichbehandlung innerhalb der Migrationsteilsysteme) am besten gerecht.²⁰⁰⁰

Abschließend stellt sich noch die Frage nach der zeitlichen Gültigkeit der allokierten Querverbauungsrechte. Allgemein bietet eine unbegrenzte Gültigkeit von Nutzungsrechten den Akteuren die höchste Planungssicherheit bzgl. des betreffenden Produktionsfaktors.²⁰⁰¹ Im betrachteten Kontext steht allerdings eine Vergabe unbegrenzt gültiger Querverbauungsrechte im Widerspruch zur mittlerweile üblichen zeitlichen Befristung wasserrechtlicher Zulassungen.²⁰⁰² Im betrachteten Kontext erscheint eine jährliche Gültigkeit und Neuvergabe von Querverbauungsrechten sinnvoll. Auf diese Weise können sowohl eine schrittweise Reduktion der Querverbauungsrechte in den Verpflichtungsperioden (bis 2018 und bis 2024) als auch das etwaige zwischenzeitliche Auslaufen von wasserrechtlichen Zulassungen periodenscharf abgebildet werden. Eine jährliche Gültigkeit der Querverbauungsrechte ist zudem fachlich kongruent mit den zugrunde liegenden Querverbauungs- bzw. Passierbarkeitsraten, die bei diadromen Wanderfischarten jeweils i. S. e. Jahrgangs auf einen jährlichen Wander- und Reproduktionszyklus bezogen sind. So können die Ausstattung und der Bedarf an Querverbauungsrechten für jeden biologischen Wander- und Reproduktionszyklus gegenübergestellt und zwischenzeitlich maßnahmenbedingt frei werdende Querverbauungsrechte bereits kurzfristig für Kompensati-

¹⁹⁹⁹ Die Opportunitätskosten sind darauf zurückzuführen, dass Querverbauungsrechte einen Marktwert haben. Durch technischen Fortschritt kann der Umfang der individuell benötigten Rechte verringert werden. Dies ist ökonomisch attraktiv, soweit der Erlös aus veräußerten Rechten die Kosten der technischen Weiterentwicklung übersteigt, vgl. bereits Kap. 2.3.

²⁰⁰⁰ Zu den Anforderungen des Übermaßverbots und des Gleichbehandlungsgrundsatzes vgl. allgemein Köck (1997), S. 84-86.

²⁰⁰¹ Vgl. Bonus (1990), S. 351.

²⁰⁰² Vgl. Kap. 6.2.2. Da die Planungssicherheit eines Nutzers also bereits durch die Befristung der Zulassung begrenzt ist, kann kein berechtigtes Interesse an einer darüber hinaus gehenden Gültigkeit von Querverbauungsrechten abgeleitet werden. In ähnlicher Weise wird auch beim Grandfathering-Prinzip die Vergabe permanenter Rechte kritisiert, da auf diese Weise den Alt-Emittenten auch nach einer Betriebsstilllegung die Rechte weiterhin zugeteilt sind, vgl. Graichen/Requate (2003), S. 17f.

onsgeschäfte nutzbar werden. Die jährliche Fassung erhöht also die Flexibilität für zwischenzeitliche kostenmindernde Kompensationsgeschäfte.²⁰⁰³ Gleichzeitig bietet die bei querbauwerksbasierten Nutzungen übliche stärker gesicherte Rechtsstellung der Bewilligungen (sowie mit gewissen Abstrichen auch die gehobene Erlaubnis) eine tragfähige öffentlich-rechtliche Grundlage für privatrechtliche Kompensationsgeschäfte zwischen den Akteuren, da die jährlichen Querverbauungsrechte über die Restlaufzeit einer Zulassung planbar zugewiesen werden können.²⁰⁰⁴

Die Primärallokation von Querverbauungsrechten sowie die daraus resultierende präkompensatorische Ziellücke seien am Beispiel des Querbauwerkes Q1 verdeutlicht, welches Bestandteil der beiden illustrativen Migrationsteilsysteme M1 und M2 ist.²⁰⁰⁵ Dementsprechend erhält das Querbauwerk Q1 Querverbauungsrechte für beide Migrationsteilsysteme und muss sich grundsätzlich an der niedrigeren Rechtausstattung und damit der strengeren ökologischen Anforderung ausrichten.²⁰⁰⁶ In der ersten Verpflichtungsperiode (bis 2018) beträgt die Primärallokation für die flussaufwärtsgerichtete Querverbauung für beide Migrationsteilsysteme 16 %. Die Konformität mit dieser Rechtausstattung muss jedoch erst zum Verpflichtungsjahr 2018 nachgewiesen werden und ist zuvor nur indikativ (vgl. Abbildung 17).

²⁰⁰³ Vgl. das nachfolgende Kap. 6.4.2.3.2.

²⁰⁰⁴ Vgl. Kap. 6.2.2. Zur Anforderung der öffentlich-rechtlichen Absicherung von Nutzungsrechten als Grundlage von Kompensationstransaktionen, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 27f sowie S. 87-104. Durch die Primärallokation von Querverbauungsrechten wird also die gesicherte Rechtsstellung einer wasserrechtlichen Bewilligung oder einer gehobenen Erlaubnis über die Restlaufzeit der Zulassung expliziert und quantitativ spezifiziert. Die gesichertere Rechtsstellung querbauwerksbasierter Nutzungen unterscheidet sich damit wesentlich von der wasserrechtlichen Rechtsstellung von Einleitungen, die typischerweise nur eine jederzeit widerrufliche Erlaubnis umfasst und damit für sich keine stabile Grundlage für die Verbriefung von kompensationsfähigen Einleitungsrechten bietet, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 73f. sowie S. 80f.

²⁰⁰⁵ Für Standorte, die zusätzlich Bestandteil von Migrationsteilsystemen weiterer kritischer Wanderfischarten (z. B. Aal) sind, wird zusätzlich eine entsprechende standortbezogene Primärallokation für diese Migrationsteilsysteme vorgenommen.

²⁰⁰⁶ Zur Reduzierung der Komplexität wurde bislang und wird auch im Folgekapitel unterstellt, dass alle Querbauwerke wasserrechtlich eindeutig einem Akteur (z. B. dem Betreiber der Wasserkraftanlage) zugeordnet sind und dieser bei der Durchführung von Anpassungsmaßnahmen und Kompensationsgeschäften autonom agieren kann. Diese Vereinfachung wird später in Kap. 6.4.2.4.1 hinterfragt.

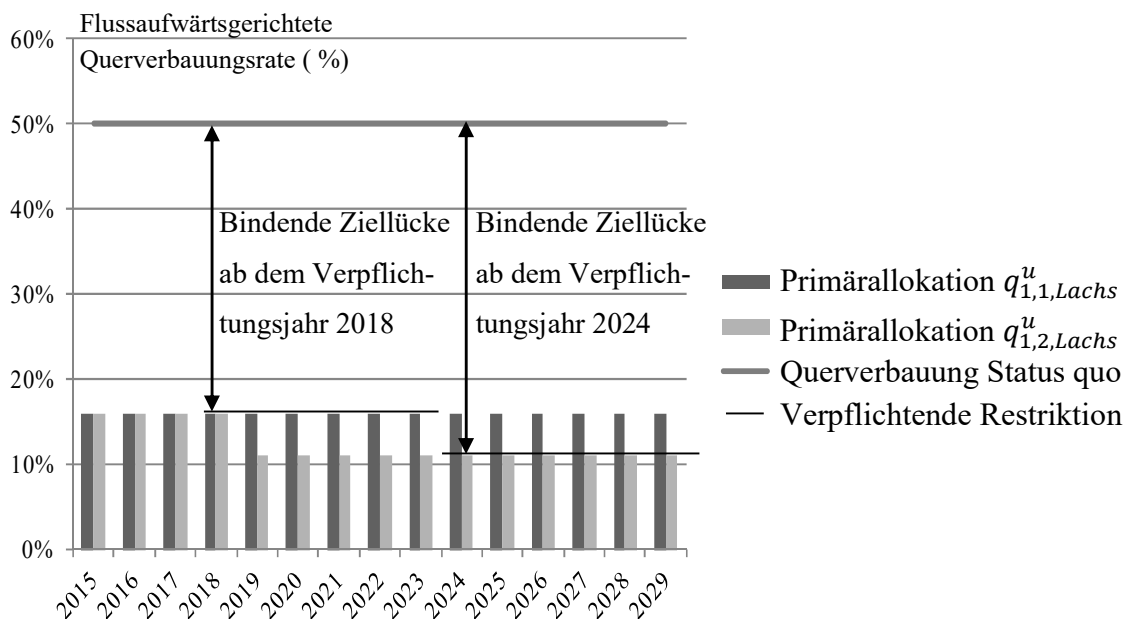


Abbildung 17: Exemplarische Primärallokation und Ziellücke für die flussaufwärtsgerichtete Querverbauung

Ab dem Jahr 2019 verschärft sich die ökologische Anforderung im Migrationsteilsystem 2, was sich in einer niedrigeren, zunächst wieder indikativen Rechteausrüstung von 11 % niederschlägt und erstmals zum Verpflichtungsjahr 2024 bindend ist.

Es lässt sich somit feststellen, dass die Akteure durch die Festlegung der Primärallokation über die Bewirtschaftungszyklen langfristige Transparenz über ihre residualen Querverbauungsrechte und den entsprechenden Anpassungsbedarf erhalten, der durch eigene Maßnahmen sowie durch Kompensationsgeschäfte erfüllt werden kann.²⁰⁰⁷ Die verursacherbezogene Primärallokation determiniert dabei nicht die endgültige Allokation der Maßnahmen, ist aber maßgeblich für die Verteilung der Gesamtkosten, die in einem Migrationsteilsystem für die festgelegte Reduzierung der kumulativen Querverbauung anfallen (Kostenträgerschaft).²⁰⁰⁸

²⁰⁰⁷ Langfristige Transparenz über die Anforderungen zur Entwicklung kosteneffizienter Maßnahmen ist auch ein wesentliches Anliegen, welches im CIS-Prozess mit Blick auf die Wasserkraft formuliert wurde: „providing sufficient advanced warning of improvement requirements to allow time for the development of solutions with the minimum impact on generation“, CIS (2011b), S. 57. Zur Anforderung langfristiger Planungssicherheit bei Mengenlösungen vgl. bspw. auch Häder (1997), S. 143f. Besteht demgegenüber hohe Unsicherheit über die zukünftige Allokation der Rechte, werden Akteure tendenziell weniger Kompensationspotenziale anbieten, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 34 sowie S. 107-109.

²⁰⁰⁸ Vgl. Schumann/Dietrich/Lotov (2005), S. 191.

Nachdem die Festlegung der standortbezogenen Primärallokation verdeutlicht wurde, werden im folgenden Kapitel die Rahmenbedingungen und Potenziale von Kompensationsgeschäften zur Verwirklichung einer kosteneffizienten Sekundärallokation erörtert und wiederum am bekannten Beispielflussgebiet illustriert.

6.4.2.3 Kompensationsgeschäfte zur Verwirklichung einer kosteneffizienten Sekundärallokation

6.4.2.3.1 Rahmenbedingungen und Abwicklung von Transaktionen

In einem ersten Schritt werden die langfristigen Primärallokationen für die einzelnen Akteure ordnungsrechtlich fixiert. Dies kann für die einzelnen Standorte innerhalb der bestehenden wasserrechtlichen Regulierungssystematik in einer Benutzungsaufgabe erfolgen, durch die maximale, flussaufwärts- und flussabwärtsgerichtete Querverbauungsraten für den Standort festgelegt werden. Durch die Benutzungsaufgabe wird die individuell zu verantwortende Ziellücke der Akteure definiert. Durch das Abstellen auf die ratenbasierten Maße der standortbezogenen Querverbauung bzw. Passierbarkeit handelt es sich um eine outputorientierte, also direkt auf die ökologische Effektivität ausgerichtete Benutzungsaufgabe.²⁰⁰⁹ Auf inputorientierte Vorgaben in Form technologischer Spezifikationen (z. B. geometrische und hydraulische Vorgaben bei Fischaufstiegsanlagen) wird dagegen verzichtet. Durch die rein querverbauungsbezogene Benutzungsaufgaben wird also die erforderliche ökologische Effektivität fixiert, den Akteuren aber die Wahl der Mittel freigestellt (technologische Flexibilisierung).

In einem zweiten Schritt wird nun der standortbezogene Handlungsbedarf auch standortübergreifend flexibilisiert, indem in den Benutzungsaufgaben eine Kompensationsoption integriert wird.

Sowohl die technologische als auch die standortübergreifende Flexibilisierung kann jedoch gewissen Einschränkungen unterliegen, die ebenfalls in der Benutzungsaufgabe zu fixieren sind. Dies betrifft v. a. standortbezogene Nahwirkungsanforderungen. Dies ist bspw. der Fall, wenn die Wanderbedürfnisse einer oder mehrerer Arten im betrachteten Fall nicht bereits implizit durch die Bedürfnisse der explizit betrachteten Wanderfischarten abgedeckt werden. In diesem Fall ist am betreffenden Standort auch für diese Arten eine explizite Mindestpassierbarkeit in den Benutzungsaufgaben zu verankern, welche

²⁰⁰⁹ Vgl. bereits Kap. 2.3.

sich in zusätzlichen technologischen Anforderungen an die Ausgestaltung einer Maßnahme (z. B. eines Fischaufstiegs) niederschlägt. Nahwirkungsbezogene Kostenzusammenhänge können zudem die dezentrale Auswahl und Ausgestaltung von Maßnahmen zur Reduzierung der Querverbauung beeinflussen. An Standorten mit Ausleitung besteht bspw. eine Interdependenz zwischen der standortbezogenen Querverbauung und der Reduzierung der Lebensraumveränderung in der Restwasserstrecke, da die Restwasserstrecke auch einen möglichen Wanderkorridor für die flussauf- und flussabwärtsgerichtete Migration darstellt.²⁰¹⁰ Wenn der lokale Lebensraum als Nahwirkungsanforderung bereits eine hohe Mindestwasserführung bedingt, kann dies ausschlaggebend dafür sein, den Fischaufstieg am Ausleitungswehr zu errichten, um die erforderliche Wasserabgaben der Mindestwasserführung einerseits sowie das Betriebswasser und die Leitströmung des Fischaufstiegs andererseits synergetisch bereitstellen zu können.²⁰¹¹ Um aber die technologische und standortübergreifende Flexibilisierung querverbauungsbezogener Maßnahmen und damit die Kosteneffizienzpotenziale nicht unnötig einzuschränken, ist es essentiell, die ordnungsrechtliche Fixierung nahwirkungsbezogener Anforderungen – z. B. eine Mindestwasserführung – konsequent auf die Erfordernisse des lokalen Lebensraums für Fauna (insb. Fische und Makrozoobenthos) und Flora zu beschränken.

Im Rahmen der gewährten Kompensationsoption ist weiterhin die ökologische Äquivalenz²⁰¹² der standortübergreifenden Flexibilisierung sicherzustellen. Hierzu ist für jeden Standort die Zugehörigkeit zu den jeweiligen Migrationsteilsystemen in den Benutzungsaufgaben zu dokumentieren. Die Möglichkeit, die festgelegte maximale Querverbauungsrate eines Standorts ganz oder teilweise durch überobligatorische Reduktionen der Querverbauungsrate an einem anderen Standort zu erfüllen, wird in den Benutzungsaufgaben

²⁰¹⁰ Vgl. bereits Kap. 3.3, 3.4, 4.2.6. Der lokale Handlungsbedarf in Bezug auf die Lebensraumveränderung im *Staubereich* von Querbauwerken (insb. Verlust der Fließgewässercharakteristik) ist in diesem Kontext als nachrangig anzusehen, da Maßnahmen zur Reduzierung der Lebensraumveränderung i. d. R. keinen dominanten Einfluss auf die Ausgestaltung von querverbauungsbezogenen Maßnahmen ausüben. Ein Rückbau oder eine wesentliche Stauzielabsenkung sind im Regelfall aufgrund der Möglichkeit zur Ausweisung von HMWB (bei größeren Stauhaltungen) sowie der Trittstein- und Strahlwirkung (bei kleineren Stauhaltungen) nicht erforderlich. Bei fortbestehenden Stauhaltungen ist keine signifikante Wirkungsbeziehung zwischen Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung des Stauraums und querverbauungsbezogenen Maßnahmen am Querbauwerk ersichtlich.

²⁰¹¹ In diesem Fall ist der alternative Aufstieg der Fische in den Betriebskanal der Wasserkraftanlage durch eine Aufwändersperre zu verhindern, um dort einen Sackgasseneffekt zu vermeiden, vgl. Klauer et al. (2007), S. 71-75.

²⁰¹² Vgl. bereits Kap. 6.4.2.1 und 6.4.2.2.

jeweils auf die Standorte desselben Migrationsteilsystems als zulässiger Kompensationsraum beschränkt.²⁰¹³ Falls ein Standort Bestandteil mehrerer Migrationsteilsysteme ist, bedingt die Anforderung der ökologischen Äquivalenz ferner, dass eine unterobligatorische Verringerung der Querverbauung an diesem Standort durch entsprechende überobligatorische Reduktionen der Querverbauung in *allen* zugehörigen Migrationsteilsystemen kompensiert wird. Diese Situation ist typisch für Standorte an Flussunterläufen, die als Verbindungsgewässer Migrationsrouten verschiedener Migrationsteilsysteme umfassen.²⁰¹⁴

Bezogen auf das illustrative Flussgebiet aus Abbildung 16 müsste eine unterobligatorische Verringerung der Querverbauungsrate am Standort Q1 sowohl für das Migrationsteilsystem 1 (mit den möglichen Kompensationspartnern Q2, Q3, Q4) als auch für das Migrationsteilsystem 2 (mit den möglichen Kompensationspartnern Q2, Q5, Q6, Q7, Q8) ökologisch äquivalent ausgeglichen werden. Das Migrationsteilsystem mit der weitestgehenden Verknappung residualer Querverbauungsrechte liefert hierbei die bindende Restriktion für das Kompensationspotenzial am betrachteten Standort.

Damit eine in Prozentpunkten definierte Kompensation ($\Delta p_1, \Delta p_2$) vor dem Hintergrund der multiplikativen Kumulation für ein Migrationsteilsystem ökologisch neutral bleibt, muss für eine Kompensation zwischen zwei Standorten folgende Äquivalenzbedingung erfüllt sein und als Rahmenbedingung für Kompensationsgeschäfte in den Benutzungsaufgaben festgelegt werden.²⁰¹⁵

$$\Delta p_2 = \frac{p_1^0 \cdot p_2^0}{(p_1^0 - \Delta p_1)} - p_2^0, \text{ wobei } \Delta p_i = (1 - \Delta q_i)$$

Tabelle 11 illustriert die Auswirkung dieser ökologischen Äquivalenzbedingung für zwei unterschiedliche Kompensationsvolumina (5 Prozentpunkte vs. 10 Prozentpunkte) und drei unterschiedliche Kompensationsausgangsbasen (25 % vs. 15 % vs. 5 % residuale Querverbauung je Standort).

²⁰¹³ Die Gesamtheit der Migrationsteilsysteme in einem Flussgebiet sowie die Zugehörigkeit der einzelnen Querbauwerksstandorte sind öffentlich zu dokumentieren, damit der zulässige Kompensationsraum für alle Akteure transparent ist.

²⁰¹⁴ Vgl. auch Kap. 5.4.4.

²⁰¹⁵ Zur Komplexitätsreduktion wird hier eine vereinfachte Notation ohne Indizierung von Art, Migrationsteilsystem und Migrationsrichtung verwendet.

Primärallokation			$\Delta p_1 = -5 \% \text{ Punkte}$			$\Delta p_1 = -10 \% \text{ Punkte}$		
$q_1^0 = q_2^0$	$p_1^0 = p_2^0$	$p_1^0 \cdot p_2^0$	p_1	Δp_2	p_2	p_1	Δp_2	p_2
25,0 %	75,0 %	56,3 %	70,0 %	+5,4 %	80,4 %	65,00 %	+11,5 %	86,5 %
15,0 %	85,0 %	72,3 %	80,0 %	+5,3 %	90,3 %	75,00 %	+11,3 %	96,3 %
5,0 %	95,0 %	90,3 %	90,0 %	+5,3 %	100,3 %	85,00 %	+11,2 %	106,2 %

Tabelle 11: Ökologische Äquivalenz von multiplikativen Kompensationen²⁰¹⁶

Wenn ein Akteur seine Verpflichtung bzgl. der Passierbarkeit seines Standortes von 75 % auf 70 % reduzieren, also sein residuales Recht auf Querverbauung um 5 Prozentpunkte erhöhen möchte, muss sein Kompensationspartner die Passierbarkeit an seinem Standort um 5,4 Prozentpunkte erhöhen, damit die Kompensationstransaktion ökologisch äquivalent ist. Es wird deutlich, dass die zu vereinbarenden Kompensationsmengen für den Käufer und Verkäufer aufgrund der multiplikativen Kumulierung der Querverbauung nicht symmetrisch sind, d. h. $\Delta p_1 \neq \Delta p_2$. Die Tabelle zeigt, dass diese Kompensationsasymmetrie mit dem Kompensationsvolumen überproportional ansteigt, während eine steigende Kompensationsausgangsbasis einen leicht gegenläufigen Effekt hat.

Sowohl für die privatrechtliche als auch die öffentlich-rechtliche Absicherung von Kompensationstransaktionen ist es essentiell, dass die Verantwortlichkeit für die Wirkungsunsicherheit des Kompensationsgegenstands, also der überobligatorischen Anpassungsmaßnahmen am alternativen Standort, klar zugeordnet wird.²⁰¹⁷ Da diese am Standort des Verkäufers stattfinden, ist ausgehend von spezifischen Standortkenntnissen eine grundlegende Informationsasymmetrie zugunsten des Verkäufers anzunehmen.²⁰¹⁸ Daher erscheint es zweckmäßig, die Verantwortlichkeit und damit das Risiko der Maßnahmenwirksamkeit ordnungsrechtlich dem besser informierten Verkäufer zuzuordnen. Sofern die Nicht-Einhaltung von Verpflichtungen abschreckend sanktioniert wird, kann dadurch insb. verhindert werden, dass für den Verkäufer ein Fehlanreiz zur Übertreibung der Wirksamkeit entsteht.²⁰¹⁹

²⁰¹⁶ Wiederum vereinfachte Notation ohne Indizierung von Art, Migrationssystem und Migrationsrichtung. Die durchgestrichenen Ausprägungen zeigen Kompensationsgeschäfte, die nicht möglich sind, weil für den Partner eine Verbesserung jenseits 100 % erforderlich wäre.

²⁰¹⁷ Vgl. Keudel (2007), S. 46f. sowie auch Shortle/Horan (2008), S. 109.

²⁰¹⁸ Vgl. Kap. 6.2.5. sowie allgemein Keudel (2007), S. 46f.

²⁰¹⁹ Vgl. Keudel (2007), S. 46f.

Die technologische Flexibilität an den Standorten sowie die Möglichkeit der standortübergreifenden Kompensation eröffnen den Betreibern Kosteneinsparungspotenziale. Zur Identifizierung und Ausnutzung dieser Kosteneinsparungspotenziale müssen die Akteure jedoch ihre Anpassungspotenziale und -kosten outputorientiert und in Abstufungen hinreichend präzise ermitteln.²⁰²⁰ Die Chance einer Kosteneinsparung durch Flexibilität ist für die Betreiber also zunächst mit nicht zu vernachlässigenden zusätzlichen Informations- und Komplexitätskosten sowie dem Risiko der Wirkungsunsicherheit verbunden.²⁰²¹ Es ist daher nicht abwegig, dass gerade kleinere Betreiber sich von der outputorientierten Abschätzung alternativer Maßnahmenzenarien überfordert fühlen bzw. die entsprechenden Zusatzkosten einer ausdifferenzierteren Variantenplanung sowie das Risiko der Wirkungsunsicherheit scheuen.

Für diejenigen Akteure, die die outputorientierte Flexibilisierung für einen Standort insgesamt eher als Risiko denn als Chance sehen, sollte die Regulierung eine Rückfalloption mit geringerer Komplexität und geringerem Risiko (allerdings auch ohne Chance) vorsehen. Mit Blick auf den Fischaufstieg können hierzu die inputorientierten Vorgaben des DWA-Merkblattes M-509 herangezogen werden.²⁰²² Die Orientierung am kanonisierten Stand der Technik mit seinen hydraulischen und geometrischen Vorgaben ermöglicht dem Betreiber eine fokussiertere Maßnahmenentwicklung ohne die Chance der Kosteneinsparung. In diesem Fall ist dem Betreiber konsequenterweise auch nur die Verantwortlichkeit für die ordnungsgemäße Umsetzung der Vorgaben zuzuweisen, während er von der Unsicherheit bzgl. der tatsächlichen outputbezogenen Effektivität der vorgegebenen Maßnahmenspezifikation freizustellen ist.

Hiervon ausgehend stellt sich allerdings die Frage, wie ein „Opt-Out“ einzelner Standorte in der Bilanz des Migrationsteilsystems sowie im Kompensationsmechanismus zu verarbeiten ist. Problematisch ist zunächst, dass aus der Implementierung von Maßnahmen nach dem Stand der Technik keine Ex-ante-Abschätzung der outputorientierten Effektivität am betreffenden Standort abgeleitet werden kann. Folglich muss die zuständige Behörde für diese Standorte eine transparente und nachvollziehbare Experteneinschätzung der Effektivität vornehmen. Da das DWA-Merkblatt bei Einhaltung aller Vorgaben von

²⁰²⁰ Idealerweise würden die Betreiber ihre Grenzanpassungskostenfunktion in marginalen Anpassungsschritten ermitteln. Die modellhafte Kenntnis der Grenzanpassungskostenfunktion ist jedoch in der Praxis nicht ohne Weiteres vorauszusetzen, vgl. Mark/Gawel/Mark (1992), S. 140-146.

²⁰²¹ Zur Bedeutung der Wirkungs- und Kostenunsicherheit im Entscheidungskalkül der Betreiber vgl. allgemein Kemper (1993), S. 129.

²⁰²² Vgl. bereits Kap. 3.4. Dabei sollte die Behörde bei der Fristsetzung der Maßnahmen darauf achten, dass der Betreiber durch das „Opt-Out“ gegenüber der Teilnahme am Kompensationsmechanismus nicht strukturell benachteiligt wird.

einer uneingeschränkten Funktionstüchtigkeit ausgeht²⁰²³, kann sich die Behörde bei der Festlegung des outputbezogenen Referenzwertes bspw. an der in der Literatur genannten Einschätzung des durchschnittlichen technischen Maximums (95 %) orientieren.²⁰²⁴ Gegebenenfalls können ausgehend von den spezifischen Rahmenbedingungen des Standorts gewisse Zu- oder Abschläge der Wirksamkeit begründet werden. Eine analoge Vorgehensweise ist auch für den Fischschutz und -abstieg erforderlich.²⁰²⁵

Nachdem die ordnungsrechtlichen Rahmenbedingungen der Zulässigkeit von Kompensationen und die damit einhergehenden Verpflichtungen der Kompensationspartner erörtert wurden, ist in einem nächsten Schritt ist zu klären, wie mögliche Kompensationstransaktionen initiiert und abgewickelt werden.

Bei der Organisation von Zertifikats- und Kompensationsmärkten sind grundsätzlich unterschiedliche Formalisierungsstufen mit entsprechender Handelsinfrastruktur möglich.²⁰²⁶ Eine informelle Variante besteht darin, dass sich mögliche Kompensationspartner in bilateralen Such- und Verhandlungsprozessen finden und über mögliche Kompensationsmaßnahmen und Preise verständigen.²⁰²⁷ Dieser bilaterale Such- und Verhandlungsprozess kann zu einem multilateralen Prozess ausgebaut werden, indem bspw. ein „runder Tisch der Betreiber“ als Marktplattform für mögliche Kompensationen bereitgestellt wird. In einer nächsten Stufe können unabhängige Dienstleister als Makler, Broker oder Clearinghouse eingesetzt werden, um die Nachfrage und das Angebot bzgl. überobligatorischer Reduktionsleistungen zu koordinieren. Schließlich kann auch eine automatische Handelsplattform mit elektronischem Orderbuch und Rechtereister in Erwägung gezogen werden. Hierbei werden Angebot und Nachfrage sowie die entsprechenden Preisforderungen über das System automatisch und anonym erfasst, die weitestgehenden Kompensationspotenziale ermittelt und auf die Akteure zugeteilt.²⁰²⁸

²⁰²³ Vgl. bereits Kap. 3.4 und 6.2.4.

²⁰²⁴ Vgl. bereits Kap. 4.2.6 und 5.4.3.

²⁰²⁵ Für den Fischschutz und -abstieg besteht allerdings noch kein formaler Stand der Technik im Sinne eines technischen Merkblattes. Die Behörde kann sich jedoch an fachlichen Empfehlungen (z. B. Handbuch Querbauwerke) und Erfahrungen aus Pilotprojekten orientieren, vgl. bereits Kap. 3.4 sowie 6.2.4.

²⁰²⁶ Vgl. zu Folgendem Shortle/Horan (2008), S. 128.

²⁰²⁷ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 146f.

²⁰²⁸ Bei den in den USA realisierten mengenbezogenen Instrumenten im Gewässerschutz (Water Quality Trading) dominieren bilaterale Verhandlungen und Clearinghouses, vgl. Shortle/Horan (2008), S. 128.

Die Organisation des Marktes hat einen wesentlichen Einfluss auf die realisierbaren Kosteneffizienzvorteile.²⁰²⁹ Die Zielsetzung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz bedingt, dass die Anpassungskostenunterschiede zwischen den Akteuren weitestmöglich ausgenutzt werden.²⁰³⁰ Hierfür ist wiederum entscheidend, dass durch den Markt die besten Transaktionen zwischen Kompensationspartnern vermittelt werden und dass die dabei gewonnenen Bruttokosteneinsparungen möglichst wenig durch Transaktionskosten aufgezehrt werden. Bei der Organisation eines Kompensationsmarkts besteht also ein Trade-off zwischen der Einsparung von Anpassungskosten einerseits und den Transaktionskosten der Kompensationsgeschäfte andererseits.

Bei den Transaktionskosten besteht weiterhin ein Trade-off zwischen den Kosten, welche bei der Abwicklung eines Kompensationsgeschäfts anfallen (variable Transaktionskosten), und den Kosten für die Implementierung und laufende Bereitstellung der Marktplattform, die unabhängig von der Durchführung von Kompensationsgeschäften anfallen (fixe Transaktionskosten). Zu ersteren zählen die Such-, Verhandlungs- und Vertragsabschlusskosten, die Kosten der öffentlich-rechtlichen Administration des Kompensationsgeschäfts sowie im weiteren Sinne die Kosten, die für die Kontrolle und ggf. Durchsetzung der vereinbarten Leistungserbringung anfallen.²⁰³¹ Zu letzteren zählen die Kosten der Bereitstellung und Administration einer Handelsplattform (z. B. „runde Tische“, Software für elektronische Plattform).²⁰³² Sobald eine Handelsplattform installiert ist, empfiehlt es sich, die Durchführung von Transaktionen nur mit den tatsächlichen variablen Kosten zu belasten. Werden auch die fixen Kosten auf Transaktionen geschlüsselt, besteht die Gefahr, dass Grenztransaktionen unterbleiben und die gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz beeinträchtigt wird.²⁰³³

Im betrachteten Fall bilden die einzelnen Migrationsteilsysteme segmentierte Kompensations- und damit auch Transaktionsräume. Je Transaktionsraum ist somit von einer vergleichsweise geringen Anzahl von möglichen Transaktionspartnern auszugehen. Bei der Ableitung der relevanten Migrationsteilsysteme wurde von einer maximalen Anzahl von zehn Standorten ausgegangen.²⁰³⁴ Darüber hinaus ist zu beachten, dass innerhalb eines

²⁰²⁹ Vgl. Shortle/Horan (2008), S. 128.

²⁰³⁰ Vgl. Kap. 2.3.

²⁰³¹ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 146-148; Häder (1997), S. 97-102; Keudel (2007), S. 42-47.

²⁰³² Vgl. Häder (1997), S. 96f.; Keudel (2007), S. 44f.

²⁰³³ Vgl. Keudel (2007), S. 45. Stattdessen sind fixe Transaktionskosten entweder von der Allgemeinheit zu tragen oder den Akteuren als Grundgebühr anzulasten, die unabhängig von der Durchführung einer Transaktion anfällt.

²⁰³⁴ Vgl. Kap. 6.4.2.2.1.

Migrationsteilsystems möglicherweise mehrere oder sogar alle Standorte einem einzelnen Akteur zuzurechnen sind. Angesichts der geringen Anzahl von Transaktionspartnern und geringen Anzahl von Transaktionen je Verpflichtungsperiode erscheint der Aufbau einer formalisierten Handelsplattform²⁰³⁵ für Querverbauungsrechte nicht zweckmäßig, da die Kosten zur Bereitstellung eines solchen Systems wohl nicht durch eine entsprechende Reduktion von Such- und Verhandlungskosten einer informellen Anbahnung gerechtfertigt würden.²⁰³⁶ Demgegenüber erscheint es sinnvoll, die Identifizierung interessierter Kompensationspartner und die Initiierung bilateraler Verhandlungen durch multilaterale Foren wie „runde Tische“ zu beschleunigen. Ausgehend von den bekannten Primärallokationen können die Akteure multilateral schnell und mit geringem Koordinationsaufwand eine indikative Einschätzung der Kompensationspotenziale im Betrachtungsgebiet vornehmen.²⁰³⁷ Akteure können bspw. signalisieren, welche Maßnahmenoptionen sie an ihren Standorten sehen und inwiefern sie dabei Potenzial für eine überobligatorische Reduktion der Querverbauung sehen oder ob sie Interesse an einer gemeinsamen Implementierung standortübergreifender Maßnahmen (z. B. Trap & Truck) haben. Auf diese Weise können die bilateralen Verhandlungen mit vertieften Analysen der partnerseitigen Kompensationspotenziale frühzeitig fokussiert und somit Such- und Verhandlungskosten vermieden werden. Da jedoch die jeweiligen Verhandlungsposition schließlich vor der abschließenden Festlegung der Kompensationsmengen und Konditionen durch eine vertiefte Ermittlung der jeweiligen Anpassungsoptionen und -kosten erhärtet werden müssen, ist für die Anbahnung, die Analyse und den Abschluss von Kompensationstransaktionen ein ausreichender zeitlicher Vorlauf vorzusehen.

²⁰³⁵ Denkbar wäre bspw. die Einrichtung einer Online-Clearingplattform für die einzelnen Kompensationsräume. Hier könnten die Akteure im Orderbuchverfahren Angebot- und Nachfragepositionen für alternative Abweichungen von der standortbezogenen Primärallokation einstellen. Liegt das Gebot für eine bestimmte überobligatorische Reduktion der Querverbauungsrate über dem geforderten Angebotspreis, kann eine Transaktion stattfinden, der Ausführungspreis kann bspw. in der Mitte der beiden Eckwerte festgesetzt werden. In einem solchen Clearingsystem muss auch die beschriebene Asymmetrie der Kompensationsvolumina berücksichtigt werden.

²⁰³⁶ Die Einschaltung von professionellen Intermediären und Handelsplattformen lässt erst ab einer größeren Anzahl von Marktteilnehmern und Transaktionen eine Nettoersparnis an Transaktionskosten erwarten, vgl. Gagelmann/Hansjürgens (2002), S. 229f. Im vorliegenden Fall beschränken sich die Märkte jeweils auf wenige Kompensationspartner und wenige Transaktionen in einer mehrjährigen Verpflichtungsperiode.

²⁰³⁷ Zwar erfordert die Organisation von runden Tischen für die einzelnen Migrationsteilsysteme einen gewissen Koordinationsaufwand. Dieser könnte aber begrenzt werden, indem die runden Tische für die Migrationsteilsysteme eines Flusseinzugsgebiets oder Teileinzugsgebiets als einzelne Sitzungen zu einer gemeinsamen Veranstaltung gebündelt werden. Der Aufwand kann weiter begrenzt werden, indem nur für diejenigen Migrationsteilsysteme „runde Tische“ zur Anbahnung von Kompensationen anberaumt werden, für die mindestens zwei Akteure im Vorfeld im Rahmen einer Stakeholderstellungnahme Interesse signalisiert haben.

Weiterhin ist zu klären, welche Aufgabe dem Regulator (hier der zuständigen Wasserbehörde) bei der Abwicklung von Kompensationstransaktionen zukommt. Es stellt sich insb. die Frage, ob potenzielle Kompensationstransaktionen der Behörde lediglich angezeigt werden müssen oder ob auch eine Prüfung und Genehmigung durch die Behörde erforderlich ist.²⁰³⁸ Eine Prüfung und Genehmigung durch die Behörde verursacht grundsätzlich zusätzliche Transaktionskosten und Verzögerungen, kann jedoch zur Sicherung der ökologischen Äquivalenz gerechtfertigt sein. Ausgehend von den zuvor erläuterten ordnungsrechtlich fixierten Rahmenbedingungen (segmentierte Kompensationsräume, multiplikative Äquivalenzbedingung) kann im vorliegenden Fall allerdings argumentiert werden, dass eine aufwandsminimale Genehmigung ausreichend ist, bei der sich die behördliche Prüfung auf die Einhaltung der erläuterten Rahmen- und Nebenbedingungen beschränkt. Das heißt, es wird lediglich geprüft, ob eine geplante Kompensation mit einem zulässigen Partner erfolgt, ob alle tangierten Migrationsteilsysteme kompensiert werden und ob die vereinbarten Kompensationsmengen jeweils multiplikativ neutral sind. Diese Genehmigung einer Kompensation dient *uno actu* auch der öffentlich-rechtlichen Fixierung des zugrunde liegenden Verpflichtungstransfers in den ordnungsrechtlichen Benutzungsaufgaben der beteiligten Akteure.²⁰³⁹ Demgegenüber findet ausdrücklich keine fachliche *Ex-ante*-Überprüfung der ökologischen Wirksamkeit der Anpassungsmaßnahmen, die den Kompensationen zugrunde liegen, statt. Während eine solche detaillierte Überprüfung durch die Behörde oder durch externe Gutachter mit substantiell höheren Zeitbedarf und Prüfungskosten verbunden wäre, ist es zur Sicherstellung der ökologischen Effektivität ausreichend, dass die Einhaltung der postkompensatorischen Querverbauungsrechte im Rahmen von standortbezogenen biologischen Kontrollen der Passierbarkeit verifiziert und etwaige Abweichungen abschreckend sanktioniert werden. Diese Kontrolle ist in jedem Fall erforderlich, da auch eine *Ex-ante*-Wirkungsabschätzung der Behörden und externen Gutachter mit Unsicherheiten behaftet sind. Die Rolle der Behörde beschränkt sich somit im Wesentlichen auf die öffentlich-rechtliche Absicherung der privatrechtlich vereinbarten Transaktionen. Da die Migrationsteilsysteme und damit die Kompensationsräume allerdings in vielen Fällen Verwaltungsgrenzen und

²⁰³⁸ Im Falle eines behördlichen Genehmigungs- oder Eingriffsvorbehalts führt die Behörde eine explizite Kontrolle der ökologischen Integrität der marktlichen Reallokation durch, vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 14.

²⁰³⁹ Einigen sich zwei Akteure in einer privatrechtlichen Vereinbarung auf ein querverbauungsbezogenes Kompensationsgeschäft, wird diese Verpflichtungsübertragung ebenfalls in den jeweiligen Benutzungsaufgaben des Käufers und des Verkäufers festgehalten. Das heißt, die öffentlich-rechtliche Verpflichtung des Käufers zur Reduktion der Querverbauungsrate an seinem Standort verringert sich um die privatrechtlich vereinbarte Kompensationsmenge, während sich die öffentlich-rechtliche Verpflichtung des Verkäufers im ökologisch äquivalenten Umfang erhöht.

Zuständigkeitsbereiche einzelner Wasserbehörden (z. B. Kreise, Bundesländer) überschreiten, ist ggf. auch eine behördenübergreifende Absicherung der Transaktionen erforderlich. Hierzu sind Verwaltungsvereinbarungen zwischen den relevanten Wasserbehörden eines Migrationsteilsystems anzustreben, da diese mit relativ geringem administrativem Aufwand implementiert werden können.²⁰⁴⁰ Eine übergreifende gesetzliche Absicherung auf Landes- oder Bundesebene wäre demgegenüber mit beträchtlichem legislativem und administrativem Zusatzaufwand verbunden.²⁰⁴¹

Nach Abschluss der Kompensationstransaktionen resultiert eine neue Allokation der Querverbauungsrechte in den Migrationsteilsystemen (postkompensatorische Sekundärallokation). Die einzelnen Standorte halten nun postkompensatorische Querverbauungsrechte für alle Migrationsteilsysteme, deren Bestandteil sie sind. Für jedes Migrationsteilsystem gilt jeweils in Prozentpunkten: *Postkompensatorisches Querverbauungsrecht = benchmarkbasierte Primärallokation + Ankäufe von Querverbauungsrechten – Veräußerungen von Querverbauungsrechten*. Auch die postkompensatorischen Querverbauungsrechte können für die unterschiedlichen Migrationsteilsysteme unterschiedlich restriktiv sein. Der tatsächliche Handlungsbedarf an den jeweiligen Standorten wird daher wiederum durch die jeweils restriktivsten Querverbauungsrechte determiniert.

Ab den Verpflichtungsjahren 2018 und 2024 ist von der Behörde an den einzelnen Standorten die jeweilige Einhaltung der (postkompensatorischen) Querverbauungsrechte zu kontrollieren.²⁰⁴² Dies erfordert eine outputorientierte Bestimmung der Effektivität der zwischenzeitlich durchgeführten Maßnahmen an allen Standorten.²⁰⁴³ Dies bedingt ein ganzheitliches biologisches Monitoring der flussaufwärtsgerichteten Wanderpfade

²⁰⁴⁰ Die Implementierung von Verwaltungsvereinbarungen für einen Kompensationsmechanismus wird durch das Gebot der flussgebietsweiten Koordinierung entscheidend befördert, vgl. hierzu bereits Kap. 4.2.3. Im Vorfeld der WRRL wurde die Überwindung von administrativen Zuständigkeitsgrenzen als deutlich herausfordernder eingeschätzt, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 104-107.

²⁰⁴¹ Da Migrationsteilsysteme auch die Grenzen von Bundesländern überschreiten, wäre eine gesetzliche Koordination zwischen den Bundesländern oder eine bundeseinheitliche Verankerung in den §§ 34, 35 WHG erforderlich.

²⁰⁴² Vgl. allgemein bspw. Shortle/Horan (2008), S. 109.

²⁰⁴³ Dies bildet wiederum die Grundlage für eine systematische Beurteilung der resultierenden Erreichbarkeit der jeweiligen Migrationsdestinationen sowie der populationsdynamischen Auswirkungen auf die adressierten Wanderfischarten. Um ein ganzheitliches Bild der Erreichbarkeit zu bekommen, muss diese Anforderung auch für diejenigen Standorte gelten, die für die Umsetzung von Maßnahmen nach dem Stand der Technik optiert haben. Den Ausführungen liegt die Annahme zugrunde, dass die erreichte Passierbarkeit bzw. Querverbauung ratenbasiert mit einer Genauigkeit auf einen Prozentpunkt ermittelt werden können. Die Unsicherheiten bei der ratenbasierten Ermittlung der Querverbauung und deren Implikationen für einen Kompensationsmechanismus werden im nachfolgenden Kap. 6.4.2.4.5 problematisiert.

(Fischaufstiegshilfe, raue Rampe) und flussabwärtsgerichteten Wanderpfade (Fischabstieg, Turbine, Wehrüberfall), welches über einen Jahreszyklus repräsentativ ist.²⁰⁴⁴ Da ein *kontinuierliches* Monitoring aller Standorte mit sehr hohen Kontrollkosten verbunden wäre, ist zu prüfen, welche Vereinfachungen des Monitoringumfangs möglich sind, ohne die Validität und Repräsentativität der ratenbasierten Ermittlung der Querverbauung über den Jahresverlauf zu gefährden.²⁰⁴⁵ Hierzu ist insb. zu prüfen, ob ein stichprobenartiges Monitoring für unterschiedliche typische Betriebszustände (z. B. anhand von Daten zum Turbinenbetrieb, Statistiken zum Trap & Truck) und Umfeldzustände (z. B. Abflussverhältnisse) genutzt werden kann, um allein über ein kontinuierliches Monitoring *der Betriebs- und Umfeldzustände* ein hinreichend präzises Bild der Querverbauungsrate über den Jahresverlauf hochrechnen zu können. In diesem Zusammenhang sind besonders hohe Anforderungen an die Verlässlichkeit der Passierbarkeitsmessung im Falle dynamisierter Maßnahmen (z. B. Turbinenmanagement) zu stellen.²⁰⁴⁶ Denkbar ist ferner, eine Übertragung der Monitoringergebnisse auf Standorte zu prüfen, die sowohl hinsichtlich der ergriffenen Maßnahmen als auch hinsichtlich der Standortverhältnisse sehr ähnlich sind. Allgemein empfiehlt es sich, die fachliche Qualität der biologischen Funktionskontrolle durch die Beauftragung zertifizierte Gutachter sicherzustellen.

Ausgehend von den Ergebnissen der outputorientierten Funktionskontrolle sind schließlich Überschreitungen der maximal erlaubten Querverbauungsrate durch die Behörde zu sanktionieren. Sanktionen müssen allgemein so abschreckend sein, dass für die Adressaten der Regulierung kein Anreiz zu einer vorsätzlichen oder fahrlässigen Nichteinhaltung der gesetzten ökologischen Anforderung besteht.²⁰⁴⁷ Eine bloße Nachbesserungspflicht ist hierzu nicht ausreichend, da dies dem Betreiber die Möglichkeit geben würde, von einer verzögerten Umsetzung der Maßnahmen zu profitieren. Für den Betreiber einer

²⁰⁴⁴ Zur biologischen Funktionskontrolle von Fischauf- und Fischabstiegen sowie zur Ermittlung der Turbinenmortalität vgl. bereits Kap. 3.4. Da bei den am Kompensationsmechanismus teilnehmenden Standorten auf inputorientierte technologische Vorgaben (z. B. hydrologische und geometrische Vorgaben beim Fischaufstieg) verzichtet wird, erübrigt sich an diesen Standorten eine Umsetzungskontrolle hinsichtlich dieser Parameter.

²⁰⁴⁵ Zum Kontrollaufwand, zu den notwendigen Messbereichen, zur Messhäufigkeit sowie zu den Manipulationsmöglichkeiten beim Monitoring von Umweltschutzmaßnahmen vgl. allgemein Häder (1997), S. 122-132.

²⁰⁴⁶ Das Kennzeichen dynamisierter Maßnahmen ist gerade, dass ihre Effektivität gezielt über den Jahresverlauf variiert werden soll. So soll der Einsatz von Turbinenmanagement möglichst präzise auf die Hauptwanderperioden eingegrenzt werden, um die Opportunitätskosten (hier Erzeugungsverluste) zu minimieren. Ein ähnliches Vorgehen ist bspw. bei der Bereitstellung von Leitströmungen und Betriebswasser an Fischaufstiegen sowie für die Öffnung von Bypässen zum Fischabstieg denkbar. Hier ist also ein Nachweis über die Betriebszustände der Maßnahmen und über die Genauigkeit der Detektion der Wanderbewegungen erforderlich, vgl. bereits Kap. 3.4.

²⁰⁴⁷ Vgl. Keudel (2007), S. 50 sowie bereits Kap. 2.3.

Wasserkraftanlage besteht der potenzielle Nutzen einer solchen Verzögerung nicht nur in der zeitlichen Verlagerung der direkten Maßnahmenkosten aus Errichtung, Betrieb und Wartung, sondern auch in der zwischenzeitlichen Vermeidung der teils erheblichen Nutzungseinbußen (Erzeugungsverluste). Über die Pflicht zur Nachbesserung hinaus sind daher monetäre Strafen zur wirksamen Abschreckung bewusster Verzögerungen der Maßnahmenumsetzung anzusetzen. In diesem Zusammenhang ist unmittelbar einsichtig, dass der potenzielle Verzögerungsnutzen des Betreibers stark von der Größe des Standorts, der Art der Nutzung sowie dem erforderlichen Maßnahmenvolumen abhängig ist. Daher ist ein uniformer Strafsatz auf eine bestimmte Überschreitung der erlaubten Querverbauungsrate (in Prozentpunkten) nicht zielführend. Stattdessen muss ein Strafsatz für überschrittene Querverbauungsprozentpunkte in Abhängigkeit von der Standortgröße und dem erwartbaren Maßnahmenvolumen differenziert werden. Die Identifizierung eines hinreichend abschreckenden Strafsatzes ist für die Behörde nicht unproblematisch, da sie hinsichtlich der Maßnahmenkosten und der Bewertung der Nutzeneinbußen ex ante einen Informationsnachteil gegenüber dem Betreiber hat.²⁰⁴⁸ Die unvermeidbare Unsicherheit bzgl. des standortbezogenen Verzögerungsnutzens wird die Behörde tendenziell dazu verleiten, den geschätzten Strafsatz mit einem Sicherheitsaufschlag zu versehen. Dieses durchsetzungsorientierte Vorgehen erscheint zwar zur Sanktionierung eines bewussten Fehlverhaltens der Akteure gerechtfertigt, sollte jedoch bei den Betreibern von Querbauwerken nicht auch auf das Maß an Wirkungsunsicherheit durchschlagen, das trotz sorgfältiger Planung unvermeidlich ist.²⁰⁴⁹ In der Konsequenz würden Betreiber mit dem Potenzial überobligatorischer Maßnahmen Kompensationsgeschäfte nur gegen hohe Risikoaufschläge abschließen, um die Gefahr der Sanktionen einzupreisen.²⁰⁵⁰ Im Extremfall finden keine Transaktionen statt, so dass Kosteneffizienzpotenziale nicht realisiert werden können. Es empfiehlt sich daher, den Strafsatz nach dem Ausmaß der Abweichung vom Zielwert zu staffeln.

In diesem Zusammenhang kann bspw. durch die Behörde ex-ante ein Abweichungsschwellenwert festgelegt werden, ab welchem von vermeidbaren (also vorsätzlichen oder

²⁰⁴⁸ Vgl. bereits Kap. 6.2.5. Die im Rahmen der Kompensationstransaktionen vereinbarten Preise könnten ebenfalls eine Indikation für den Wert einer bestimmten Querverbauung in den betroffenen Migrationsteilsystemen liefern. Da die Verzögerungsmöglichkeit auf die Dauer einer Verpflichtungsperiode und damit auf wenige Jahre beschränkt ist, ist auch die Betreiberbewertung von Erzeugungsverlusten an nicht EEG-geförderten Wasserkraftanlagen (z. B. über Forwardpreise an der Strombörse) einigermaßen abschätzbar.

²⁰⁴⁹ Vgl. allgemein Keudel (2007), S. 50.

²⁰⁵⁰ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 149. Zur Bedeutung der Wirkungs- und Kostenunsicherheit im Entscheidungskalkül der Betreiber vgl. allgemein auch Kemper (1993), S. 129.

grob fahrlässigen) Planungs- und Umsetzungsversäumnissen ausgegangen werden muss. Für Abweichungen über diesem Schwellenwert hinaus sind also empfindliche Strafen zur Abschreckung schuldhafter Versäumnisse anzusetzen, unter diesem Schwellenwert sollte der Betreiber nur mit der Nachbesserungspflicht und den zusätzlich verursachten Transaktionskosten (insb. zusätzliche Verfahrens- und Monitoringkosten) belegt werden. Es erscheint weiterhin zweckmäßig, unterschiedliche Schwellenwerte für den Fischaufstieg sowie den Fischschutz und -abstieg festzulegen, da letztere mit signifikant höheren technischen Unsicherheiten verbunden ist und gerade auch die Entwicklung innovativer Lösungen nicht abgeschreckt werden soll. Schließlich stellt sich auch in diesem Zusammenhang die Frage nach der Messgenauigkeit der biologischen Funktionskontrolle. Eine fälschliche Sanktionierung infolge einer Messungenauigkeit ist möglichst zu vermeiden, da diese bei den Betreibern wiederum zu höheren Risikoaufschlägen sowie zu gravierenden Akzeptanzmängeln (und ggf. langwierigen Rechtsstreitigkeiten) führen kann.²⁰⁵¹ Für Standorte, die auf die technologische Flexibilität und die akteursübergreifende Kompensationsoption verzichten und stattdessen Maßnahmen nach technischen Vorgaben (z. B. geometrische und hydraulische Vorgaben für Fischaufstiege gemäß DWA-Merkblatt M-509) umsetzen, sind Funktionskontrollen und Sanktionen an der Einhaltung dieser Vorgaben anzusetzen. Schließlich ist wiederum durch Verwaltungsvereinbarungen sicherzustellen, dass die Sanktionierung in einem Flussgebiet einheitlich ist, so dass effizienzschädigende Verzerrungen der Kompensationstransaktionen vermieden werden. Parallel zur Querverbauungs- und Funktionskontrolle an den Standorten ist im Rahmen des obligatorischen Gewässermonitorings nach Art. 8 WRRL i. V. m. Anhang V, Abschnitt 1.3 WRRL die resultierende Entwicklung des Gewässerzustands anhand der biologischen Qualitätskomponenten (hier insb. Fischfauna) nachzuverfolgen.²⁰⁵²

Ausgehend von den bisherigen Ausführungen lässt sich die Implementierung und Anwendung des Kompensationsmechanismus (vorläufig) in drei Perioden gliedern. Der seit

²⁰⁵¹ Bspw. kann bei der statistischen Auswertung von Messergebnissen darauf abgestellt werden, dass die sanktionsrelevanten Hypothesen „Zielwert verfehlt“ und „Schwellenwert verfehlt“ mit einem gewissen Konfidenzniveau (z. B. 95 %) widerlegt werden müssen. Die Gefahr fälschlicher Sanktionierungen kann weiterhin verringert werden, wenn dem Betreiber eine Nachkontrolle durch eine zu beauftragende Gutachterzweitmeinung ermöglicht wird. In diesem Fall könnten die drohenden Sanktionen für eine Validierungsperiode (z. B. 1 Jahr) unter Vorbehalt ausgesprochen werden.

²⁰⁵² Vgl. bereits Kap. 5.2.4. Im betrachteten Fall kann das Gewässerzustandsmonitoring allerdings erst mittel- bis langfristig zur indirekten Validierung einer hinreichenden Passierbarkeit der Standorte für Wanderfische herangezogen werden, da gerade bei der Wiederbesiedlung mit Wanderfischen von z. T. deutlichen Verzögerungen auszugehen ist. Schnellere Hinweise kann das Gewässermonitoring ggf. bzgl. der Entwicklung der „lokalen“ Fischfauna infolge von querbauwerksbezogenen Verbesserungsmaßnahmen bieten. In diesem Zusammenhang ist weiterhin zu beachten, dass der Zustand der Fischfauna weiteren Einflüssen (z. B. stofflichen Beeinträchtigungen) unterliegt.

2009 laufende erste Bewirtschaftungszyklus sowie der Zeitraum davor können als Vorperiode des Kompensationsmechanismus interpretiert werden. Die in dieser Vorperiode bereits vorgenommenen Maßnahmen (Pilotprojekte und sonstige „early actions“) determinieren den Status quo der Querverbauung in den jeweiligen Migrationsteilsystemen. Der zweite Bewirtschaftungszyklus mit dem Verpflichtungsjahr 2018 bildet die erste Kompensationsperiode und dient der Umsetzung der definierten Zwischenziele. Der dritte Bewirtschaftungszyklus mit dem Verpflichtungsjahr 2024 bildet die zweite Kompensationsperiode, die einerseits der Nachjustierung der in der ersten Kompensationsperiode umgesetzten Maßnahmen sowie andererseits der finalen Erschließung aller nicht-depriorisierten Wanderfischlebensräume dient. Im Anschluss wird ist im Zuge einer Fortschreibung der Bewirtschaftungszyklen der WRRL über die weitere Erschließung der einstweilen depriorisierten Wanderfischlebensräume zu entscheiden sein.

Im Folgekapitel werden die Realisierung von gesamtwirtschaftlichen Kosteneinsparnissen sowie die endogene Priorisierung von Maßnahmen im Rahmen des Kompensationsmechanismus anhand des illustrativen Einzugsgebiets verdeutlicht.

6.4.2.3.2 Gesamtwirtschaftliche Kostenminderungspotenziale und endogene Maßnahmenpriorisierung

Das grundlegende Ziel des erläuterten Kompensationsmechanismus ist es, die ökologisch definierte maximale Querverbauung in den jeweiligen Migrationsteilsystemen zu gesamtwirtschaftlich minimalen Kosten zu erreichen (gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz).²⁰⁵³ Wie in Kap. 6.2.5 dargelegt wurde, kann sowohl für den Fischeaufstieg als auch den Fischschutz und -abstieg angenommen werden, dass durch die Gewährung technologischer Flexibilität die spezifischen Kenntnisse der Akteure mobilisiert und damit dezentrale Kosteneffizienzpotenziale realisiert werden können. Im Kontext einer outputorientierten Steuerung, die Querverbauungsraten als Maßstab der ökologischen Effektivität zugrunde legt, erhalten die Betreiber umfassende technologische Flexibilität zur Identifizierung der für sie kostenminimalen Lösung. Durch die Kompensationsoption wird den Akteuren über die technologische Flexibilität hinaus eine standortübergreifende Flexibilität eröffnet. Da sich an den Standorten die direkten Kosten von Maßnahmen (z. B. unterschiedlicher Baukosten aufgrund topografischer Bedingungen) sowie die indirekten

²⁰⁵³ Vgl. Kap. 6.4.2.1. Zur Anforderung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz im Kontext der WRRL vgl. bereits Kap. 5.2.

Opportunitätskosten aus den Nutzungseinbußen (z. B. unterschiedliche Höhe und Bewertung der Erzeugungsverluste an Wasserkraftanlagen) teilweise deutlich unterscheiden,²⁰⁵⁴ können die technologischen Kosteneffizienzpotenziale also durch standortübergreifende Kompensationen der Querverbauung u. U. noch substantiell verstärkt werden. Die Betreiber erhalten durch die Kompensationsoption die Möglichkeit zu einer unter- oder überobligatorischen Erfüllung der Anforderungen an ihrem Standort. Eine unterobligatorische Erfüllung führt für einen Betreiber immer dann zu einer Nettokostensparnis, wenn der Zukauf von Querverbauungsrechten günstiger ist als die vollständige Erfüllung am eigenen Standort. Dagegen ist eine überobligatorische Erfüllung einzelwirtschaftlich vorteilhaft, wenn der Erlös aus dem Verkauf überzähliger Querverbauungsrechte die zusätzlichen Anpassungskosten übersteigt. Da mit Bezug auf die Kostenminimierung eine substantielle Informations- und Motivationsasymmetrie zwischen Betreibern und Behörden plausibel sind,²⁰⁵⁵ kann ein dezentraler Kompensationsmechanismus Effizienzpotenziale gegenüber einer starren ordnungsrechtlichen Allokation eröffnen. Der an den dezentralen Kalkülen der Betreiber ansetzende Kompensationsmechanismus motiviert die Akteure, ihre dezentralen Kalküle zu offenbaren, so dass in den einzelnen Migrationsteilsystemen die Summe der direkten und indirekten einzelwirtschaftlichen Kosten minimiert wird. An Standorten mit Wasserkraftnutzung entsteht in der Tendenz darüber hinaus ein indirekter Anreiz zur Minimierung gesamtwirtschaftlicher Zusatzkosten in Form zusätzlicher CO₂- und Schadstoffemissionen, da diese mit den einzelwirtschaftlichen Erzeugungseinbußen korrelieren.²⁰⁵⁶ Durch die technologische Flexibilisierung kann schließlich gerade die Motivationsasymmetrie zwischen Betreibern und Behörden für die Entwicklung kostensenkender innovativer Problemlösungen, also für die dynamische Effizienz, fruchtbar gemacht werden. Dies ist v. a. für die Weiterentwicklung von Fischschutzmaßnahmen an mittleren und großen Wasserkraftstandorten von Bedeutung.

Hiervon ausgehend lässt sich zur gesamtwirtschaftlichen Kostenminimierung in einem Einzugsgebiet folgende Zielfunktion über alle Standorte i formulieren, wobei KBW_i^e den Barwert der einzelwirtschaftlichen Kosten und KBW_i^g den Barwert der gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten der Anpassungsmaßnahmen am Standort i darstellt:

²⁰⁵⁴ Vgl. auch Kap. 3.4.

²⁰⁵⁵ Vgl. Kap. 6.2.5.

²⁰⁵⁶ Sofern die Extremmaßnahme der Nutzungsaufgabe in Betracht gezogen wird, sind allerdings externe Zusatzkosten vertieft zu untersuchen, vgl. das noch folgende Kap. 6.4.2.4.3.

$$KBW_{\text{Einzugsgebiet}} = \sum_{i=1}^n (KBW_i^e + KBW_i^g) \Rightarrow \min!$$

Dabei entsprechen die einzelwirtschaftlichen Kosten am Standort i dem Barwert der Bau- und Betriebskosten (inkl. Instandhaltung) sowie der Nutzungseinbußen (z. B. Erzeugungsverluste an Wasserkraftanlagen) über die Nutzungsdauer.²⁰⁵⁷

$$KBW_i^e = \sum_{t=0}^T (K_{t,i,\text{Bau}}^e + K_{t,i,\text{Betrieb}}^e + K_{t,i,\text{Nutzungseinbu\ss e}}^e) \cdot (1 + r_i)^{-t}$$

Die gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten (z. B. zusätzliche Kosten der CO₂-Vermeidung infolge von regenerativen Erzeugungsverlusten) sind ebenfalls als Barwert über die Nutzungsdauer abzuschätzen.²⁰⁵⁸

$$KBW_i^g = \sum_{t=0}^T K_{t,i}^g \cdot (1 + r_g)^{-t}$$

Bei der Minimierung der gesamtwirtschaftlichen Kosten sind folgende zentrale Nebenbedingungen für die Mindestreichbarkeit der Migrationsdestinationen in den einzelnen Migrationsteilsystemen in Form von kumulativen Mindestpassierbarkeiten einzuhalten.²⁰⁵⁹

- (1) $\overrightarrow{P}_{k,j} = \prod_i (1 - q_{i,k,j}^u) \geq PMIN_j^u$ für alle Migrationsteilsysteme $k = \{1, 2, \dots, m\}$
- (2) $\overleftarrow{P}_{k,j} = \prod_i (1 - q_{i,k,j}^d) \geq PMIN_j^d$ für alle Migrationsteilsysteme $k = \{1, 2, \dots, m\}$

Mit Blick auf die Minimierung ihrer einzelwirtschaftlichen Kosten stellt sich den Betreibern der Querbauwerke zunächst die Aufgabe, für den jeweils eigenen Standort potenziell alternative Kombinationen von ökologischer Effektivität (residualer Querverbauung) und

²⁰⁵⁷ In der finanzmathematischen Sichtweise bezeichnen die einzelwirtschaftlichen Kosten die Nettoauszahlungen in den jeweiligen Perioden, d. h. mit Blick auf die Baukosten, dass im Zeitpunkt der Errichtung die Investitionsauszahlung einbezogen wird, jedoch nicht die entsprechenden Abschreibungen in den Folgeperioden. Die Diskontierung erfolgt hierbei mit dem individuellen Diskontfaktor der Betreiber.

²⁰⁵⁸ In der finanzmathematischen Sichtweise bezeichnen die gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten die zusätzlichen Nettoauszahlungen bei Dritten in den jeweiligen Perioden. Zur Diskontierung ist durch den Regulierer ein gesamtwirtschaftlicher Diskontsatz anzusetzen. Zur Problematik der Ermittlung adäquater gesamtwirtschaftlicher Diskontierungssätze vgl. bereits Kap. 5.4.2.2.

²⁰⁵⁹ Vgl. bereits Kap. 4.2.6 und 6.4.2.2. Wie zuvor erörtert, wird als Regelprämisse davon ausgegangen, dass die migrationsbezogenen Anforderungen der weiteren Arten durch die anspruchsvollen Anforderungen einer kritischen Wanderfischart (z. B. Lachs) implizit abgedeckt werden. In Gewässern, in denen mehrere kritische Arten mit unterschiedlichen Bedürfnissen (z. B. Lachs und Aal) zu den Zielarten zählen, sind die Nebenbedingungen entsprechend artspezifisch auszudifferenzieren. Darüber hinaus können auch weitere nachwirkungsbezogene Nebenbedingungen relevant sein, vgl. bereits Kap. 4.2.6, 6.4.2.2 und 6.4.2.3.1.

Kosten zu bestimmen.²⁰⁶⁰ Mit Blick auf die Reduzierung der Querverbauung ist anzunehmen, dass die Anpassungspotenziale und -kosten an einem Standort auch dem Betreiber ex ante weitgehend unbekannt sind und erst im Rahmen einer Planung aufgedeckt werden müssen.²⁰⁶¹ Je mehr und je differenzierter Optionen durch die Planung von Alternativen und Varianten aufgedeckt werden, desto abgestufter können Kombinationen von ökologischer Effektivität und Kosten ermittelt werden. Andererseits ist die technische, ökologische sowie ökonomische Bewertung dieser Alternativen und Varianten mit Informationskosten verbunden, so dass sich die Akteure auf die Abgrenzung und Bewertung von Alternativen und Varianten im Umfeld der Zielforderung fokussieren werden. Darüber hinaus ist in der Praxis keine marginale Skalierbarkeit der Anpassungsoptionen hinsichtlich ihrer ökologischen Effektivität zu erwarten, da die relevanten Maßnahmenoptionen technisch nur eingeschränkt skalier- und kombinierbar sind. Schließlich verbleiben in Abhängigkeit von der Intensität der Planung Restunsicherheiten bzgl. der Wirkung und der Kosten. Es wird also deutlich, dass auch im betrachteten Anwendungsfeld eher diskrete Anpassungskostenverläufe zu erwarten sind, so dass im Zuge der Kompensationstransaktionen keine vollständige Angleichung der Grenzanpassungskosten i. S. d. theoretischen, statischen Kosteneffizienz realistisch ist. Entscheidend ist daher, inwiefern absolute Kosteneinsparungen im Vergleich zur uniformen Primärallokation realisiert werden können.²⁰⁶²

Im Folgenden werden das gesamtwirtschaftliche Kostenminderungspotenzial sowie die mit dem Kompensationsmechanismus einhergehende endogene Maßnahmenpriorisierung anhand der illustrativen Migrationsteilsysteme 1 und 2 aus Abbildung 16 verdeutlicht. Die nachfolgende Tabelle 12 fasst hierzu nochmal die zentralen Eckdaten zusammen.

²⁰⁶⁰Dabei ist zu beachten, dass die in rein modelltheoretischen Betrachtungen von Kompensationspotenzialen vorausgesetzte Existenz und Kenntnis einer stetigen und differenzierbaren Grenzanpassungskostenkurve über alternative ökologische Effektivitätsgrade in der Praxis eine Fiktion ist, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 22f. sowie S. 127-146.

²⁰⁶¹ Diese Ex-ante-Kenntnislücken des Betreibers ändern nichts an seinem Informationsvorteil gegenüber der Behörde. Dieser besteht gerade darin, aufgrund seiner überlegenen Standortkenntnisse und Nutzeinschätzung die kosteneffiziente Standortoption besser aufzudecken zu können. Dabei besteht zudem eine höhere Motivation, vgl. Kap. 6.2.5. Zur Informationsbeschaffung und Planung von Maßnahmen als Teil der betrieblichen Anpassung an Umweltschutzanforderungen vgl. bereits allgemein Lange (1978), S. 103-110.

²⁰⁶² Die Voraussetzungen eines modellhaften Optimierungskalküls auf Grenzkostenbasis sind in der Praxis im Regelfall nicht gegeben, vgl. Gawel/Mark/Ewringmann (1992), S. 22f. sowie S. 144-146.

Migrationsteilsystem	Kumulierte Passierbarkeit P			Standortbezogene Primärallokation q	
	Status quo	Zwischenziel 2018	Ziel 2024	2018	2024
M1a (aufwärts)	0,00	0,50	0,50	0,16	0,16
M1b (abwärts)	0,40	0,50	0,50	0,16	0,16
M2a (aufwärts)	0,00	0,35	0,50	0,16	0,11
M2b (abwärts)	0,24	0,30	0,50	0,21	0,13

Tabelle 12: Eckdaten für Kompensationsgeschäfte im illustrativen Flusseinzugsgebiet

Aufgrund des höheren Nutzungsdruckes (sechs Standorte: Q1, Q2, Q5, Q6, Q7, Q8) und der daraus resultierenden bindenden Restriktion in der zweiten Verpflichtungsperiode (Primärallokation 11 %) erscheint es mit Blick auf den Fischaufstieg zweckmäßig, zunächst die Kompensationspotenziale im Migrationsteilsystem 2 zu betrachten.²⁰⁶³

Am Standort Q8 befindet sich bereits ein moderner Fischaufstieg (residuale Querverbauungsrate 5 %). Der Betreiber signalisiert, dass er derzeit kein weiteres Verbesserungspotenzial sieht. An den Standorten Q1, Q5, Q6, Q7 bestehen ältere Fischaufstiege, wobei die Effektivität am Standort Q1 am geringsten ist. Der Betreiber des kleineren Standorts Q7 signalisiert, dass er das Wirkungsrisiko und die zusätzlichen Kosten einer outputorientierten und abgestuften Variantenplanung nicht tragen möchte und daher einen Fischaufstieg nach den Vorgaben des DWA-Merkblattes M-509 realisieren wird. Folglich wird dieser Standort im Kompensationsmechanismus nicht weiter berücksichtigt, wobei eine referenzielle residuale Querverbauungsrate von 5 % angenommen wird.

Aufgrund der substantiellen direkten und indirekten Kosten an Standorten an einem mittelgroßen Fließgewässer mit Wasserkraftnutzung sind die Betreiber des Standorte Q1, Q2, Q5 und Q6 grundsätzlich an einer technologischen und standortübergreifenden Flexibilisierung der Maßnahmenumsetzung interessiert und daher bereit, eine outputorientierte Alternativen- und Variantenplanung für den Fischaufstieg durchzuführen. Im betrachteten Beispiel zeigt eine erste multilaterale Kompensationssondierung unter den Betreibern, dass die etwas kleineren Standorte Q5 und Q6 im Mittellauf des Hauptfließgewässers etwas günstigere Rahmenbedingungen zur Verbesserung des Fischaufstiegs aufweisen. Zunächst sind die zu überwindende Fallhöhe und der Gewässerabfluss geringer.

²⁰⁶³ Zum Status quo an den Standorten vgl. Tabelle 10 in Kap. 6.4.2.2.1.

Darüber hinaus bieten sie auch eine bessere Topografie und Flächenverfügbarkeit für die Errichtung eines Fischaufstiegs an der jeweils krafthausseitigen Uferseite. Dies bedeutet wiederum, dass der Fischaufstieg im Vergleich zu den beiden anderen Standorten mit einer geringeren Länge und Fläche (d. h. geringere Anzahl von Becken im Falle eines Beckenpasses) auskommt, was sich mindernd auf die Baukosten auswirkt. Darüber hinaus kann bei geringerem Gewässerdurchfluss auch die Leitströmung geringer dimensioniert werden, was in Verbindung mit der geringeren Fallhöhe zu weniger Erzeugungsverlusten führt. Ein erster Vergleich der Rahmenbedingungen an den vier Standorten indiziert also tendenziell, dass eine Kosteneinsparung bei der Reduktion der erforderlichen kumulativen Querverbauung möglich ist, wenn die Querverbauung an den beiden kleineren Standorte Q5 und Q6 überobligatorisch und an den größeren Standorten Q1 und Q2 unterobligatorisch reduziert wird.

Den illustrativen Rahmendaten der Querbauwerke (Tabelle 10) kann allerdings weiterhin entnommen werden, dass das Querbauwerk Q2 im Status quo flussaufwärts vollkommen unpassierbar ist (Querverbauungsrate = 100 %) und insofern ein limitationales Hindernis für die Erschließung der Laichhabitate 1 und 2 darstellt. Das heißt, dass an diesem Querbauwerk in jedem Fall und bereits in der ersten Verpflichtungsperiode eine Maßnahme zur Verbesserung des Fischaufstiegs durchgeführt werden muss.²⁰⁶⁴ Im Rahmen der ersten Kompensationssondierung wurde bereits festgestellt, dass die Topografie und Flächenverfügbarkeit am Standort Q2 bei gleicher Fallhöhe ebenfalls deutlich schlechter sind als am Standort Q1. Der Standort Q2 kann somit sowohl vom Handlungsbedarf als auch von den erwartbaren Kosten als kritischer Standort eingestuft werden. Die konkrete Erhebung der Optionen zur Verbesserung des Fischaufstiegs am Standort Q2 und der damit verbundenen Kosten stellt daher einen guten Ausgangspunkt für die weitere Prüfung von Kompensationspotenzialen dar. Im Folgenden werden die Optionen am illustrativen Standort Q2 etwas näher betrachtet, um die Ableitung einer standortbezogenen Anpassungskostenkurve exemplarisch zu verdeutlichen.

Ein Fischaufstieg muss am Standort Q2 eine Fallhöhe von 10 m überwinden, wobei die Topografie beengt ist. In unmittelbarer Nähe des im Flussbett errichteten Krafthauses be-

²⁰⁶⁴ Bereits das Zwischenziel einer kumulativen Passierbarkeitsrate von 35 % bedingt mathematisch, dass kein Standort eine höhere Querverbauungsrate als 65 % aufweist. Da in diesem Fall die anderen Standorte jedoch vollständig passierbar sein müssten (100 %), ergibt sich für jeden Standort faktisch eine deutlich höhere Anforderung in Abhängigkeit vom Nutzungsdruck und von den Reduktionspotenzialen im Migrationsteilsystem.

finden sich uferseitig eine Straße sowie felsiger Untergrund. Direkt am gegenüberliegenden Ufer befindet sich ein Gewerbegebiet. Als erste Alternative plant der Betreiber (mit fachkundiger Unterstützung eines spezialisierten Ingenieurbüros) einen Beckenpass am krafthausseitigen Ufer nach den geometrischen und hydraulischen Vorgaben des DWA-Merkblattes M-509. Die Beckengrößen, Schlitzbreiten etc. folgen den Vorgaben für den Lachs als „Auslegungsfisch“.²⁰⁶⁵ Die Positionierung des Einstiegs nahe am Krafthaus sowie die ganzjährige Gewährleistung einer Leitströmung von 10 % des mittleren Niedrigwassers (MNQ) sorgen für eine sehr hohe groß- und kleinräumige Auffindbarkeit des Fischeinstiegs.²⁰⁶⁶ Die Auffindbarkeit kann durch Varianten der Alternative 1, z. B. zusätzlicher Einstieg am Ufer, weitere Erhöhung der Leitströmung oder die Errichtung einer „Collection Gallery“ entlang des Auslaufs der Wasserkraftanlage (ggf. in Kombination), noch erhöht werden.

Als zweite Alternative plant der Betreiber einen kleiner dimensionierten Beckenpass am krafthausseitigen Ufer, wobei von den geometrischen und hydraulischen Vorgaben des DWA-Merkblattes bzgl. Beckengröße, Schlitzbreite und Wasserhöhe in den Becken nach unten abgewichen wird. Hierbei werden zwei abgestufte Varianten der Beckendimensionierung geplant, die Schlitzbreiten und Wasserhöhen werden durch veränderbare Elemente variabel gestaltet. Als weitere Variationen werden zudem abgestufte Dimensionierungen der Leitströmung unter Zuhilfenahme einer Lockstrompumpe sowie zusätzliche Einstiege und eine „Collection Gallery“ ausgearbeitet.²⁰⁶⁷ Die Leitströmung soll zudem über den Jahresverlauf dynamisiert werden, so dass in den Hauptwanderperioden eine hohe Leitströmung zur Verfügung gestellt wird und in den Nebenzeiten eine geringere.²⁰⁶⁸

Als dritte Alternative plant der Betreiber einen Fischeaufzug an der Schnittstelle zwischen Krafthaus und Wehr. Hierbei werden wiederum einige Varianten der Betriebsweise, der Ausgestaltung des Einstieges sowie der Dimensionierung der Leitströmung ausgearbeitet. Unterstützt durch wasserbauliche Modellierungen und Versuche am Standort wird die ökologische Effektivität der genannten Alternativen und ihrer Subvarianten in Bezug auf

²⁰⁶⁵ Zu den geometrischen und hydraulischen Vorgaben des DWA-Merkblattes M-509 vgl. bereits Kap. 3.4.

²⁰⁶⁶ Zur Leitströmung vgl. bereits Kap. 3.4.

²⁰⁶⁷ Zu diesen baulichen Elementen vgl. bereits Kap. 3.4.

²⁰⁶⁸ Gerade die populationsdynamisch essentiellen Laichwanderungen orientieren sich an der Hauptlaichzeit der Fische im Zeitraum von März bis Juni, vgl. Albert/Langer (2007), S. 28.

die residuale Querverbauungsrate ermittelt und ggf. optimiert. Ebenfalls werden die jeweiligen Bau- und Betriebskosten sowie die Erlöseinbußen aus Erzeugungsverlusten differenziert abgeschätzt.

Im Ergebnis erhält der Betreiber je Alternative ein Variantenset mit abgestuften residuellen Querverbauungsraten und Kostenbarwerten sowie eine Einschätzung der jeweiligen Unsicherheit. Diese lassen sich dann zu einer (diskreten) standortbezogenen „Anpassungskostenkurve“ aggregieren, wobei bei gleicher Effektivität die Alternative/Variante mit dem geringeren Kostenbarwert in die aggregierte Kurve übernommen wird (vgl. Abbildung 18).

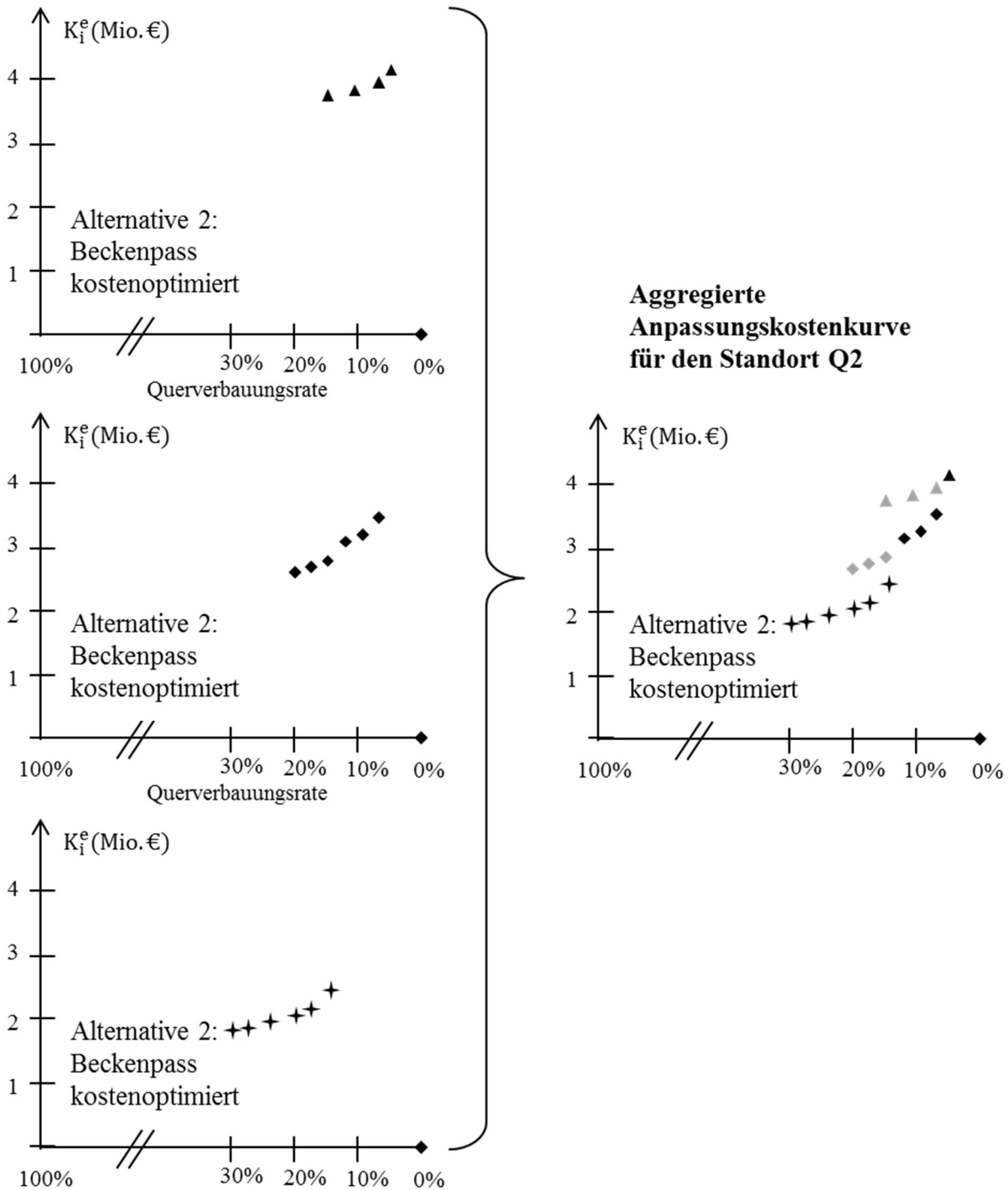


Abbildung 18: Illustrative Ableitung einer diskreten standortbezogenen Anpassungskostenkurve²⁰⁶⁹

²⁰⁶⁹ Die dargestellten Kostenverläufe sind illustrativ. Varianten, die die gleiche Effektivität zu höheren Kosten erwarten lassen (ausgegraut), werden nicht Bestandteil der Anpassungskostenkurve. Die illustrativen Kostenverläufe sind strukturell plausibel, wurden aber nicht aus tatsächlichen technischen Parametern abgeleitet. Insb. soll an dieser Stelle keine allgemeingültige Indikation gegeben werden, in welchen Verhältnissen Kosteneinsparungen und Effektivitätseinbußen im Falle einer Abweichung von den geometrischen und hydraulischen Vorgaben des DWA-Merkblattes M-509 stehen. Dies zu ermitteln, ist gerade die Aufgabe wasserbaulicher und fischbiologischer Untersuchungen im Einzelfall.

Aus der Alternativen- und Variantenplanung hat sich eine mögliche Bandbreite der residualen Querverbauungsraten von 30 % bis zu 5 % ergeben. Die aufgedeckten technischen Potenziale eröffnen dem Betreiber des Standortes Q2 also sowohl die Möglichkeit einer unterobligatorischen als auch die Möglichkeit einer überobligatorischen Reduzierung der Querverbauung. Allerdings unterscheiden sich die beiden Enden der Bandbreite deutlich bzgl. der einzelwirtschaftlichen Kostenbarwerte (mehr als Faktor 2). Die stark ansteigenden Kosten am oberen Ende der ökologischen Effektivität (Alternativen 1 und 2 sowie deren Subvarianten) sind v. a. auf die im Beispielfall angenommenen beengten Platzverhältnisse und ungünstigen Bodenverhältnisse an der krafthausseitigen Uferseite zurückzuführen. Zur Einhaltung der bindenden Querverbauungsrate in der zweiten Verpflichtungsperiode (11 %) müsste ohne Kompensationsoption zumindest auf eine Variante der Alternative 2 mit einem erwarteten Kostenbarwert von 3,3 Mio. € zurückgegriffen werden. Könnte der Betreiber durch Kompensation sein Recht auf Querverbauung am Standort dauerhaft auf mindestens 16 % erhöhen, wäre dagegen eine signifikante Kostenersparnis möglich, da er sich auf die Umsetzung der günstigeren Alternative 3 (Fischaufzug) beschränken könnte. Da sich einmal umgesetzte Maßnahmen nachträglich nur eingeschränkt modifizieren lassen, ist bei der Eruierung von Kompensationspotenzialen bei Dritten auch bereits die Verschärfung des Reduktionsziels in der zweiten Verpflichtungsperiode zu berücksichtigen.²⁰⁷⁰ Es stellt sich somit die Frage, ob auch mit Blick auf die zweite Verpflichtungsperiode ausreichend günstige Kompensationspotenziale vorhanden sind, so dass zumindest die grundlegende Alternativenwahl stabil bleibt.

Um abschließend beurteilen zu können, welche Reduktion der Querverbauung der Betreiber des Querbauwerkes Q2 durch die Umsetzung eigener Maßnahmen unter dem Gesichtspunkt der Kostenminimierung anstreben sollte, wird also zunächst ein konkreter Vergleich der Kostenverläufe mit den anderen Standorten des Migrationsteilsystems erforderlich. Die folgenden Abbildungen stellen dazu exemplarisch die möglichen Potenziale und Kostenbarwerte an den Standorten Q2 und Q6 für die erste und zweite Verpflichtungsperiode gegenüber.

²⁰⁷⁰ Insb. bauliche Einrichtungen wie die Becken eines Fischpasses lassen sich nur schwer und nicht ohne erhebliche Kosten wieder umgestalten. Teilweise kann eine Adaptabilität baulicher Elemente bei der erstmaligen Errichtung vorgesehen werden. Z. B. können Schlitzbreiten zwischen den Becken variabel gestaltet werden, um den Durchfluss variieren bzw. jahreszeitlich dynamisieren zu können. Ebenso lassen sich Betriebsweisen wie das Turbinenmanagement oder Dynamisierungen der Leitströmung verhältnismäßig leicht nachträglich modifizieren, vgl. bereits Kap. 3.4. Im konkreten Fall wäre es nicht möglich, die ökologische Effektivität des Fischaufzugs wesentlich zu verbessern, ein nachträglicher Umstieg auf die Alternative 2 wäre dann erheblich teurer als die Errichtung des Beckenpasses von Beginn an.

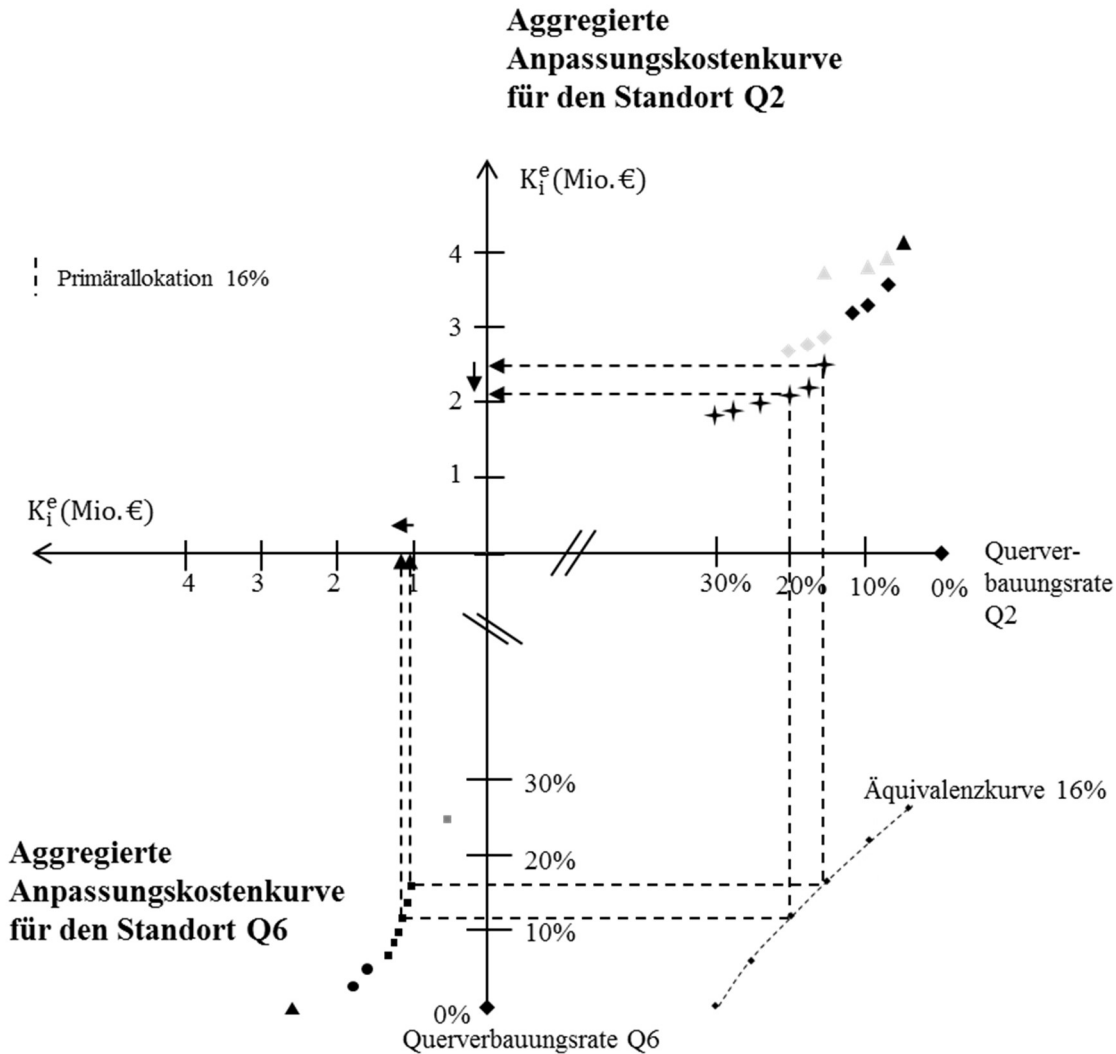


Abbildung 19: Exemplarisches Kompensationspotenzial zwischen den Querbauwerkstandorten Q2 und Q6 für die erste Verpflichtungsperiode

Mit Blick auf die erste Verpflichtungsperiode (Primärallokation 16 % Querverbauung) verdeutlicht Abbildung 19 zunächst, dass die Kostenkurve am Standort Q6 (bis auf die Alternative „Rückbau“) deutlich niedriger als am Standort Q2 verläuft, da es sich um einen kleineren Standort mit geringerer zu überwindender Fallhöhe und somit kleinerer Dimensionierung von Fischaufstieg, Betriebs- und Dotierwasser handelt.²⁰⁷¹ Bei zunächst

²⁰⁷¹ Aus der exemplarischen Alternativen- und Variantenplanung haben sich am Standort Q6 zwei Alternativen für eine Modernisierung des Fischaufstieges ergeben, die wiederum – wie für den Standort Q2 erläutert – unterschiedliche Subvarianten aufweisen. Die runden Markierungen bilden die Varianten eines Beckenpasses am Krafthausufer nach den Vorgaben des DWA-Merkblattes ab. Die eckigen Markierungen bilden ebenfalls Varianten eines Beckenpass am Krafthausufer ab, wobei jedoch von den Vorgaben des Merkblattes nach unten abgewichen wird. Die graue Markierung zeigt als Referenz die Beibehaltung des bestehenden Fischpasses, für den eine Querverbauungsrate i. H. v. 25 % ermittelt wurde (die Kostenbarwerte bilden in diesem Fall nur die zukünftigen Betriebskosten und Nutzungseinbußen ab). Die dreieckige Markierung zeigt schließlich die einzelwirtschaftlichen Kosten der Extremvariante des Rückbaus von Standort Q6 (Rückbaukosten und Nettonutzungseinbußen).

isolierter Betrachtung der beiden Standorte in der ersten Verpflichtungsperiode ergibt sich das gesamtkostenminimale Kompensationsvolumen aus einem Vergleich der aggregierten Kostenbarwerte der ökologisch äquivalenten Maßnahmenkombinationen über beide Standorte. Im betrachteten Beispiel lässt sich – wie in Abbildung 20 dargestellt – die größte Kosteneinsparung i. H. v. 300.000 € realisieren, wenn der Betreiber des Querbauwerks 2 die Alternative 3 (Fischaufzug) auf eine unterobligatorische residuale Querverbauungsrate von 20 % ausrichtet. Die bedingt im Gegenzug, dass der Betreiber des Querbauwerks 6 eine überobligatorische Reduktion der Querverbauungsrate auf 12 % vornimmt.

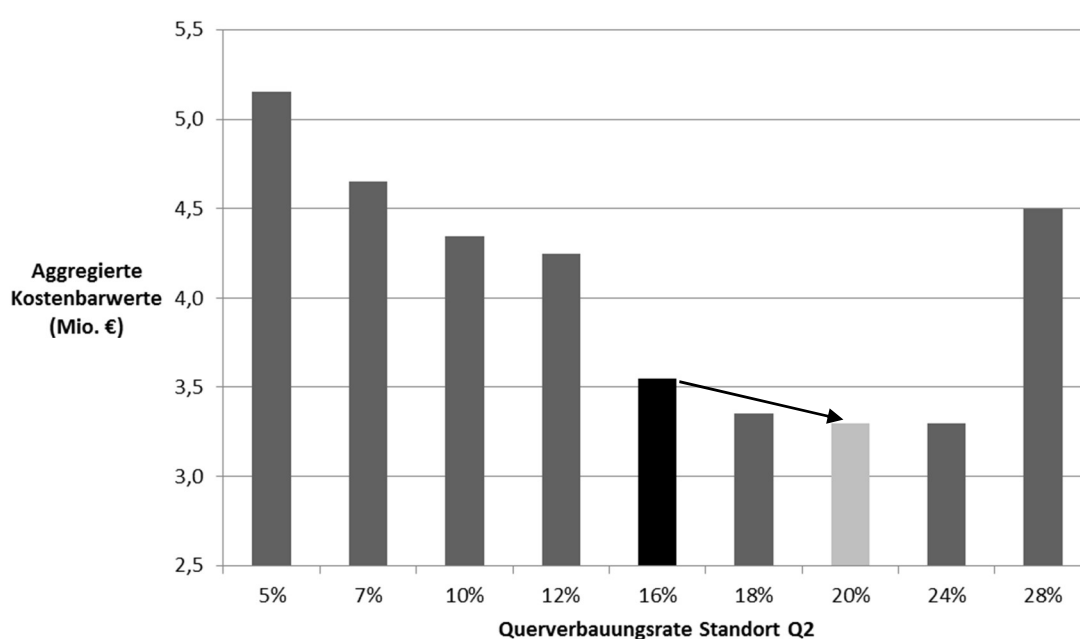


Abbildung 20: Vergleich der aggregierten Kostenbarwerte in Abhängigkeit von der Querverbauungsrate am Standort Q2 für die erste Verpflichtungsperiode

Aufgrund der nur eingeschränkten baulichen Modifizierbarkeit implementierter Maßnahmen benötigt der Betreiber von Q2 vor einer endgültigen Festlegung zudem Transparenz darüber, inwiefern hiervon ausgehend auch die Verringerung der Primärallokation in der zweiten Verpflichtungsperiode auf 11 % kompensatorisch abgesichert werden kann. Abbildung 21 verdeutlicht die neue Situation in der zweiten Verpflichtungsperiode, wobei die Situation der ersten Verpflichtungsperiode zum besseren Vergleich ebenfalls hinterlegt ist (grau).

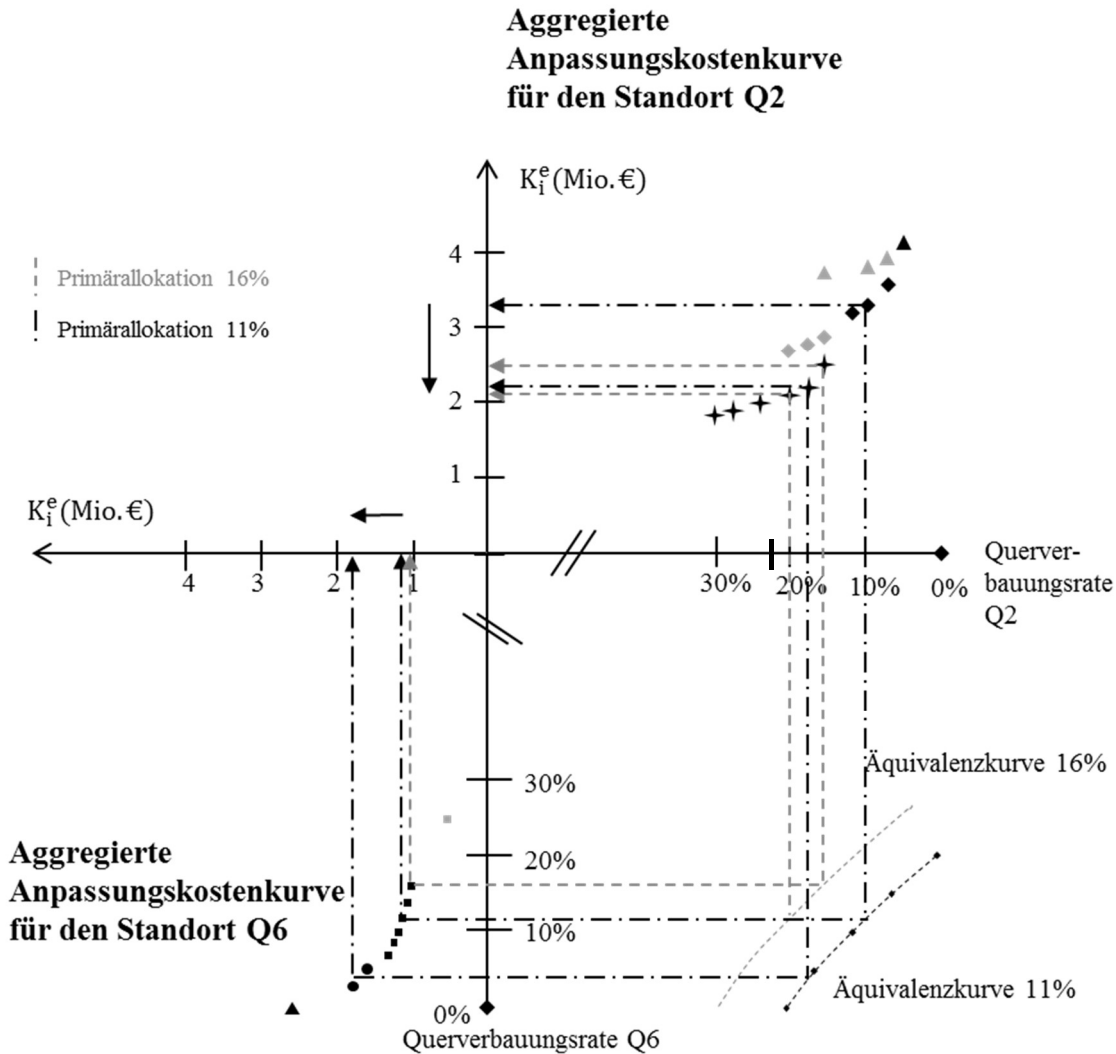


Abbildung 21: Exemplarisches Kompensationspotenzial zwischen den Querbauwerkstandorten Q2 und Q6 für die zweite Verpflichtungsperiode

Ganz ohne Kompensation müsste am Standort Q2 in der zweiten Verpflichtungsperiode die zweiteffektivste Subvariante der Alternative 2 (Beckenpass mit geringerer Dimensionierung als DWA) implementiert werden, wodurch die Querverbauungsrate gemäß outputbezogener Abschätzung auf 10 % reduziert werden könnte. Bei bestmöglicher Ausschöpfung der Kompensationsmöglichkeiten könnte dagegen (bei isolierter Betrachtung der zweiten Verpflichtungsperiode) im gegebenen Beispiel eine Kostenersparnis von 500.000 € erzielt werden (vgl. Abbildung 22). In diesem Fall würde der Betreiber des Standorts Q2 in der zweiten Verpflichtungsperiode eine residuale Querverbauungsrate von 18 % gewährleisten, während der Betreiber des Querbauwerks Q6 die bestmögliche Variante der Alternative 2 umsetzen muss, um eine residuale Querverbauungsrate von höchstens 3 % zu erreichen.

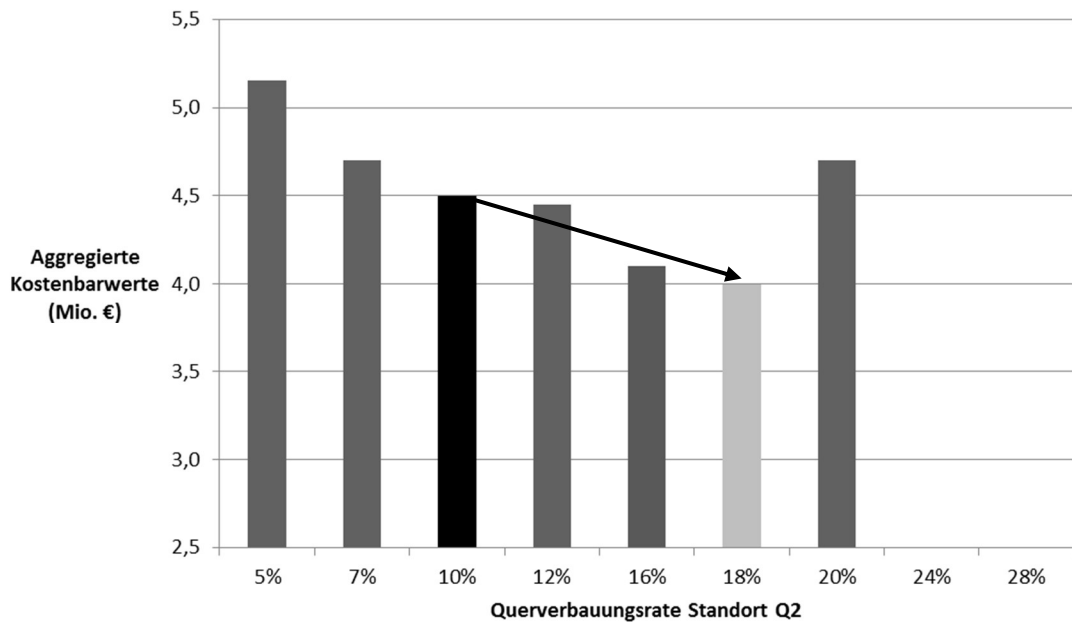


Abbildung 22: Vergleich der aggregierten Kostenbarwerte in Abhängigkeit von der Querverbauungsrate am Standort Q2 für die zweite Verpflichtungsperiode

Vergleicht man nun die beiden bestmöglichen Kompensationsergebnisse in den jeweiligen Verpflichtungsperioden, fällt allerdings auf, dass im betrachteten Beispiel technisch kein gradueller Übergang zwischen den beiden Kompensationsergebnissen möglich ist.

Am Standort Q6 müsste zur Gewährleistung der nunmehr erforderlichen maximalen Querverbauungsrate die bauliche Alternative 1 aus der ersten Verpflichtungsperiode durch die bauliche Alternative 2 ersetzt werden. Es ist einsichtig, dass die zusätzlichen Kosten einer kompletten baulichen Umgestaltung des Fischaufstiegs (z. B. Vergrößerung aller Becken) ökonomisch prohibitiv wären, also die möglichen Kostenersparnisse am Standort Q2 mehr als zunichtemachen würden. Zur Vermeidung dieses Problems können nun mehrere Möglichkeiten geprüft werden:²⁰⁷²

(1) Stärkere Reduzierung der Querverbauungsrate am Standort Q2 im zweiten Verpflichtungszyklus

Das Ausweichen auf eine effektivere Maßnahme am Standort Q2 erlaubt maximal die Nachrüstung der für die erste Verpflichtungsperiode gewählten Alternative 3, also eine Optimierung des Fischaufzugs bzgl. Betriebsweise, Leitströmung und Einstieg. Ein Ausweichen auf die effektivste Variante des Fischaufzugs lässt im betrachteten Beispiel eine

²⁰⁷² Die barwertigen Effekte einer Verschiebung und sukzessiven Anpassung von Maßnahmen werden aus Vereinfachungsgründen im Folgenden vernachlässigt.

residuale Querverbauungsrate von 16 % erwarten. Dies reicht aber nicht aus, am Standort Q6 die bestmögliche Variante der Alternative 1 (7 % residuale Querverbauung) zu ermöglichen, ohne die Bedingung der ökologischen Äquivalenz zu verletzen.²⁰⁷³

(2) Realisierung einer effektiveren Maßnahmenalternative an den Standorten Q2 oder Q6 bereits in der ersten Verpflichtungsperiode

Da der Kostensprung zwischen den baulichen Alternativen am Standort Q6 deutlich kleiner ausfällt, wäre bei dieser Option zunächst auf die kostengünstigste Variante der Alternative 2 am Standort Q6 abzustellen. Diese ermöglicht am Standort Q6 eine residuale Querverbauungsrate von 5 %, während am Standort Q2 die Querverbauungsrate in der ersten Verpflichtungsperiode noch maximal 25 % betragen darf.²⁰⁷⁴ Für die erste Verpflichtungsperiode betrachtet, führt die Umsetzung der Alternative 2 am Standort Q6 zu einem aggregierten Kostenbarwert von 3,6 Mio. €, der sogar leicht oberhalb des aggregierten Kostenbarwerts der Primärallokation liegt. Unter Mitberücksichtigung der zweiten Verpflichtungsperiode ermöglicht dieses Vorgehen allerdings eine starke Kosteneinsparung gegenüber der Umsetzung der Primärallokation, da in der zweiten Verpflichtungsperiode die Umsetzung der deutlich teureren baulichen Alternative 2 am Standort Q2 vermieden werden kann.

(3) Zusätzliche Kompensation durch einen Dritten

Die Gewährleistung der strengeren Querverbauungsrestriktionen in der zweiten Verpflichtungsperiode könnte ebenfalls mit den günstigen baulichen Alternativen (Alternative 3 am Standort Q2 sowie Alternative 1 am Standort Q6) gewährleistet werden, wenn deren unzureichende Effektivität in der zweiten Verpflichtungsperiode durch eine entsprechende zusätzliche Reduktionsleistung an einem dritten Standort (hier: Standorte Q1 und Q5) kompensiert werden kann. Dies ist dann ökonomisch vorteilhafter, wenn der zusätzliche Reduktionsschritt an einem dritten Standort ökologisch äquivalent realisierbar ist und dabei in der Summe eine Kostenersparnis gegenüber der zweiten Option erzielt werden kann.

Ein Abgleich bilateraler Kompensationspotenziale mit Dritten ist aber auch unabhängig von der geschilderten Problematik erforderlich, um die kostenminimale Aufteilung der

²⁰⁷³ Dies würde im geometrischen Mittel einer Querverbauungsrate von 11,6 % entsprechen.

²⁰⁷⁴ Dies erlaubt am Standort Q2 für die erste Verpflichtungsperiode die Umsetzung der nächstgünstigeren Variante des Fischaufzuges (residuale Querverbauungsrate 24 %), wodurch ein Teil der Mehrkosten am Standort Q6 kompensiert werden kann.

Reduktionsmaßnahmen für das gesamte Migrationsteilsystem zu ermitteln und die in Verhandlungen befindlichen Kompensationstransaktionen ggf. zu modifizieren. Unter Einhaltung der ökologischen Äquivalenzbedingung ist eine weitere Umverlagerung der Reduktionsverpflichtungen so lange sinnvoll, wie die zusätzlichen Kosten bei dem Betreiber, der seine Reduktionsleistung erhöht, durch die Kostenersparnis beim Betreiber, der seine Reduktionsleistung verringert, überkompensiert werden. Dieser multilaterale Abgleich kann entweder simultan an einem runden Tisch der Betreiber oder iterativ durch jeweils bilaterale Verhandlungsschritte erfolgen. Vor dem Hintergrund der nur eingeschränkten Skalier- und Kombinierbarkeit der Maßnahmenoptionen sowie der Nebenbedingung der ökologischen Äquivalenz sind die Akteure bestrebt, Angebot und Nachfrage in Form ihrer jeweils technisch darstellbaren Querverbauungsrechtapakete (Veränderung der Querverbauungsrate in Prozentpunkten) bestmöglich zum Ausgleich zu bringen, d. h. Überschießungen der kumulativen Reduktionserfordernis möglichst gering zu halten.²⁰⁷⁵

Der Anbieter einer bestimmten überobligatorischen Reduktion der Querverbauungsrate wird für die Übertragung eines prozentual definierten Querverbauungsrechtapakets an einen Kompensationspartner mindestens die zusätzlichen Kosten der zugrunde liegenden inkrementellen Maßnahmenvariation verlangen. In diesem Zusammenhang ist zu berücksichtigen, dass das Risiko sowohl der Kosten- als auch der Wirkungsunsicherheit dem Verkäufer zugeordnet wurde.²⁰⁷⁶ Sollte die erwartete Effektivität der Maßnahmen im späteren Monitoring nicht bestätigt werden, drohen Nachbesserungen und – bei starken Abweichungen – empfindliche Sanktionen. Daher wird der Anbieter die Wirkung entsprechend seiner Risikoaversion konservativ planen oder für die Wirkungsunsicherheit – ebenso wie für die Kostenunsicherheit – eine entsprechende Risikoprämie verlangen.²⁰⁷⁷

Umgekehrt orientiert sich die Preisobergrenze des Käufers für ein Querverbauungsrechtapakete grundsätzlich an der Höhe der durch den Zukauf vermeidbaren Maßnahmenkosten am eigenen Standort. Dabei wird der Käufer aber ebenfalls berücksichtigen, dass der Erwerb des Querverbauungsrechtapakets im Kontext seiner öffentlich-rechtlichen Verpflichtung hinsichtlich Effektivität und Kosten sicher ist, während die Effektivität und Kosten der alternativen Eigenmaßnahme – entsprechend dem betriebenen Planungsaufwand – einer residualen Unsicherheit unterliegen. Deshalb wird er im Gegenzug bereit

²⁰⁷⁵ Ein Querverbauungsrechtapakete resultiert angebotsseitig aus der nächstmöglichen diskreten Maßnahmenstufe. Je ausdifferenzierter die Subvariantenplanung, desto kleiner lassen sich die Querverbauungspakete fassen. Im betrachteten Beispiel der Standorte Q2 und Q6 (vgl. Abbildung 21) rangieren die Querverbauungspakete zwischen einem und vier Prozentpunkten.

²⁰⁷⁶ Vgl. Kap. 6.4.2.3.1.

²⁰⁷⁷ Vgl. zur Wirkungsunsicherheit von Maßnahmen allgemein Shortle/Horan (2008), S. 116-121.

sein, eine gewisse Prämie auf den Erwartungswert seiner vermiedenen Kosten zu zahlen. Grundsätzlich sind jedoch sowohl Anbieter als auch Käufer interessiert, nicht zu ihrer Preisunter- bzw. Preisobergrenze zu transagieren, sondern einen möglichst großen Anteil der kompensationsbedingten Kostenersparnis zu vereinnahmen. Ein tatsächlicher Nett Nutzen aus der Kompensation ergibt sich für einen Akteur schließlich erst dann, wenn auch die zusätzlichen Transaktionskosten (zusätzliche Variantenplanung, Kompensationsanbahnung und -abwicklung) durch den Verkaufserlös oder die Kostenersparnis abgedeckt werden.²⁰⁷⁸ Die konkrete Aufteilung des Effizienzgewinns hängt letztlich von der Verhandlungsposition der einzelnen Akteure ab.²⁰⁷⁹

Im illustrativen Beispiel führt der iterative Abgleich der Kompensationspotenziale und -kosten zu dem Ergebnis, dass mit Blick auf die zweite Verpflichtungsperiode eine möglichst weitgehende Reallokation der Reduktionsverpflichtung auf die Standorte Q5 und Q6 die Verwirklichung des kumulativen Ziels zu den geringsten aggregierten Kosten ermöglicht.²⁰⁸⁰ Dabei hat sich herausgestellt, dass sich die beiden großen Standorte auf die stark kostensparende Variante eines Fischaufzugs beschränken können. In der ersten Verpflichtungsperiode reicht am Standort Q1 zunächst die Errichtung einer Basisvariante (z. B. mit kostensparender Betriebsweise) aus, deren Effektivität zur zweiten Verpflichtungsperiode mit geringen inkrementellen Kosten graduell gesteigert werden kann. Die Modernisierung des bereits existierenden Fischaufstiegs am Standort Q5 ermöglicht in der zweiten Verpflichtungsperiode auch das zusätzliche Kompensationspotenzial für die Standorte Q2 und Q6 zu geringeren Kosten bereit zu stellen.²⁰⁸¹ Die nachfolgende Tabelle 13 fasst für die flussaufwärtsgerichtete Querverbauung das vorläufige Ergebnis des iterativen Verhandlungsprozesses im illustrativen Migrationsteilsystem 2 zusammen:

²⁰⁷⁸ Vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 175.

²⁰⁷⁹ Vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 21. Die distributive Aufteilung der Kostenersparnis ist zunächst unerheblich für die gesamtwirtschaftliche Anforderung der Kosteneffizienz. Durch Marktmacht einzelner Akteure besteht allerdings grundsätzlich die Gefahr einer strategischen Verzerrung des Allokationsergebnisses, vgl. Kap. 6.4.2.4.4.

²⁰⁸⁰ Die Betreiber der beiden größten Standorte Q1 und Q2 treten im Beispiel als Nachfrager nach Querverbauungsrechten auf, da sie aufgrund der Standortgröße mit absolut höheren Kosten und zudem mit ungünstigeren Rahmenbedingungen (z. B. Flächenverfügbarkeit) konfrontiert sind. Dabei stehen sie grundsätzlich im Wettbewerb zueinander, während auf der Angebotsseite die günstigeren Standorte Q5 und Q6 im Wettbewerb zueinander stehen. Die weiteren Kostenvergleichs- und Reallokationsschritte werden hier nicht mehr dargestellt, da sie keinen illustrativen Mehrwert bringen.

²⁰⁸¹ Für die strengere Restriktion der zweiten Verpflichtungsperiode hat sich somit schließlich Option 3 (Kompensation) durch einen Dritten günstiger als Option 2 (Realisierung einer effektiveren Maßnahmenalternative an den Standorten Q2 oder Q6 bereits in der ersten Verpflichtungsperiode) erwiesen.

Standort	Aufwärtsgerichtete Querverbauungsrate im Status quo	Aufwärtsgerichtete Querverbauungsrate Primärallokation (2018)	Postkompensatorische Sekundärallokation (2018)	Aufwärtsgerichtete Querverbauungsrate Primärallokation (2024)	Postkompensatorische Sekundärallokation (2024)
Q1	50 %	16 %	24 %	11 %	20 %
Q2	100 %	16 %	20 %	11 %	18 %
Q5	25 %	16 %	25 %	11 %	8 %
Q6	25 %	16 %	12 %	11 %	7 %
Q7	25 %	16 %	5 %	11 %	5 %
Q8	5 %	16 %	5 %	11 %	5 %
resultierende kumulative Passierbarkeitsrate			36 %		51 %
erforderliche kumulative Passierbarkeitsrate			35 %		50 %

Tabelle 13: Illustrative kompensatorische Reallokation im Migrationsteilsystem 2

Das dargestellte Kompensationsergebnis ist insofern noch als „vorläufig“ zu bezeichnen, als dass mit Blick auf die Standorte Q1 und Q2 gleichzeitig auch die Zielerreichung im Migrationsteilsystem 1 sichergestellt werden muss und sich hierdurch Rückwirkungen auf die Allokation der Querverbauungsrechte im Migrationssystem 2 ergeben können.

Der geringere Nutzungsdruck im Migrationsteilsystem 1 bedingt, dass zur Verwirklichung einer kumulativen Passierbarkeitsrate von 50 % eine Reduzierung der Querverbauungsraten an den Standorten Q1, Q2, Q3 und Q4 auf durchschnittlich 16 % ausreichend ist. Bei den Standorten Q3 und Q4 handelt es sich um kleinere Standorte an einem Zufluss mit einer deutlich geringeren Fallhöhe als bei den Standorten am Hauptgewässer. Hiervon ausgehend ist es wiederum einsichtig, dass an den beiden Standorten eine kleinere Dimensionierung von Fischaufstieg, Betriebs- und Dotierwasser möglich ist und ihre Anpassungskostenkurven (bis auf die Variante „Rückbau“) deutlich niedriger als an den großen Standorten Q1 und Q2 verlaufen. Eine Reallokation von Reduktionsverpflichtungen von den Standorten Q3 und Q4 zu den Standorten Q1 und Q2 verspricht somit keine Kosteneinsparung. Im Gegenzug ist aber zu prüfen, ob die Rahmenbedingungen an den Standorten Q3 oder Q4 so günstig sind, dass eine weitere Verringerung der Reduktionsverpflichtung an den Standorten Q1 oder Q2 zu einer gesamtwirtschaftlichen Kosteneinsparung im Einzugsgebiet führen kann. In diesem Zusammenhang ist allerdings zu beachten, dass eine solche Reallokation innerhalb des Migrationsteilsystems 1 wiederum die Zielerreichung im Migrationsteilsystem 2 tangiert. Eine Verringerung der Reduktionsverpflichtung ist also nur dann möglich und ökonomisch sinnvoll, wenn:

- (1) eine mögliche Verringerung der Reduktionsverpflichtung an den Standorten Q1 oder Q2 im Migrationsteilsystem 2 ökologisch äquivalent durch zusätzliche Reduktionen an den Standorten Q5 oder Q6 kompensiert werden kann und
- (2) die Kostenersparnis im Migrationsteilsystem 1 die zusätzlichen Kosten an den Standorten Q5 und Q6 überwiegt.

Unter den Annahmen des illustrativen Beispiels ist eine solche Kostenersparnis nicht ersichtlich. Folglich bleiben die postkompensatorischen Querverbauungsraten der Standorte Q1 (24 %) und Q2 (20 %) bestehen.

Für das Migrationsteilsystem 1 ist also lediglich die möglichst kostenminimale Aufteilung der noch offenen Reduktionsverpflichtungen zwischen den Standorten Q3 und Q4 zu klären. Zur Gewährleistung der vorgegebenen kumulativen Passierbarkeitsrate wird an den Standorten Q3 und Q4 eine Reduktion der Querverbauungsrate auf durchschnittlich 9 % bis zum Jahr 2018 erforderlich. Zur Beurteilung einer möglichen Kosteneinsparung durch kompensatorische Reallokation sind wiederum die aggregierten Anpassungskostenkurven der Standorte Q3 und Q4 im Zuge einer outputorientierten Alternativen- und Variantenplanung zu ermitteln und gegenüberzustellen. In diesem Zusammenhang ist wiederum zu beachten, dass der Standort Q4 im Status quo flussaufwärts vollständig unpassierbar ist. An diesem Standort ist also zwingend eine Maßnahme zur Verbesserung des Fischaufstiegs umzusetzen.²⁰⁸² Darüber hinaus handelt es sich beim Standort Q4 um ein Ausleitungskraftwerk, d. h., dass die Alternativen- und Variantenplanung auch durch die Nahwirkungsrestriktion der Mindestwasserführung in der Restwasserstrecke beeinflusst wird.²⁰⁸³ Im Beispielfall sind die Varianten der Alternative 1 „Fischaufstieg am Wehr“ (quadratische Markierungen) günstiger als die Varianten der Alternative 2 „Fischaufstieg am Krafthaus“ (runde Markierungen), da der für die Mindestwasserführung erforderliche Abfluss in vollem Umfang synergetisch als das Betriebs- und Dotierwasser für den Fischaufstieg genutzt werden kann und insofern nicht zu (zusätzlichen) Erzeugungsverlusten führt. Die höchste Effektivität kann demgegenüber über eine Variante am Krafthaus erreicht werden, da beim Fischaufstieg am Wehr die großräumige Auffindbarkeit trotz Einschwimmsperre am Auslauf des Ausleitungskanals etwas eingeschränkt

²⁰⁸² Für den Standort Q3 ist dies dagegen nicht zwingend erforderlich, da hier bereits eine Teilpassierbarkeit in Höhe von 50 % vorliegt. Eine genaue Ermittlung der Passierbarkeitsrate *im Status quo* ist streng genommen nur erforderlich, wenn (zunächst) keine Maßnahmen am Standort durchgeführt werden sollen und somit der erforderliche Zukauf von Querverbauungsrechten bestimmt werden muss.

²⁰⁸³ An Ausleitungsstandorten bieten sich aufgrund der aufgespaltenen Wasserführung grundsätzlich die Alternativen eines Fischaufstiegs am Krafthaus bzw. Ausleitungskanal sowie eines Fischaufstiegs am Wehr bzw. der Restwasserstrecke im Mutterbett an, vgl. bereits Kap. 3.4.

bleibt.²⁰⁸⁴ Für den Standort Q3 ergeben sich aus der Alternativen- und Variantenplanung ebenfalls zwei Alternativen (Alternative 1 „Beckenpass am krafthausseitigen Ufer nach DWA-Dimensionierung“ sowie Alternative 2 „Beckenpass am krafthausseitigen Ufer mit geringerer Dimensionierung“) mit unterschiedlichen Varianten bzgl. Einstieg und Ausgestaltung der Leitströmung. Abbildung 23 verdeutlicht das Kompensationspotenzial für die exemplarischen Standorte Q3 und Q4. Die aggregierten Kostenbarwerte in Abbildung 24 zeigen, dass eine geringe gesamtwirtschaftliche Kostenbarwertersparnis von 50.000 € erzielt werden kann, wenn am Standort Q3 durch eine leicht höhere postkompensatorische Querverbauungsrate von 11 % die teurere Alternative 1 vermieden wird, ohne dass dafür am Standort Q4 die teurere Alternative am Krafthaus erforderlich ist.

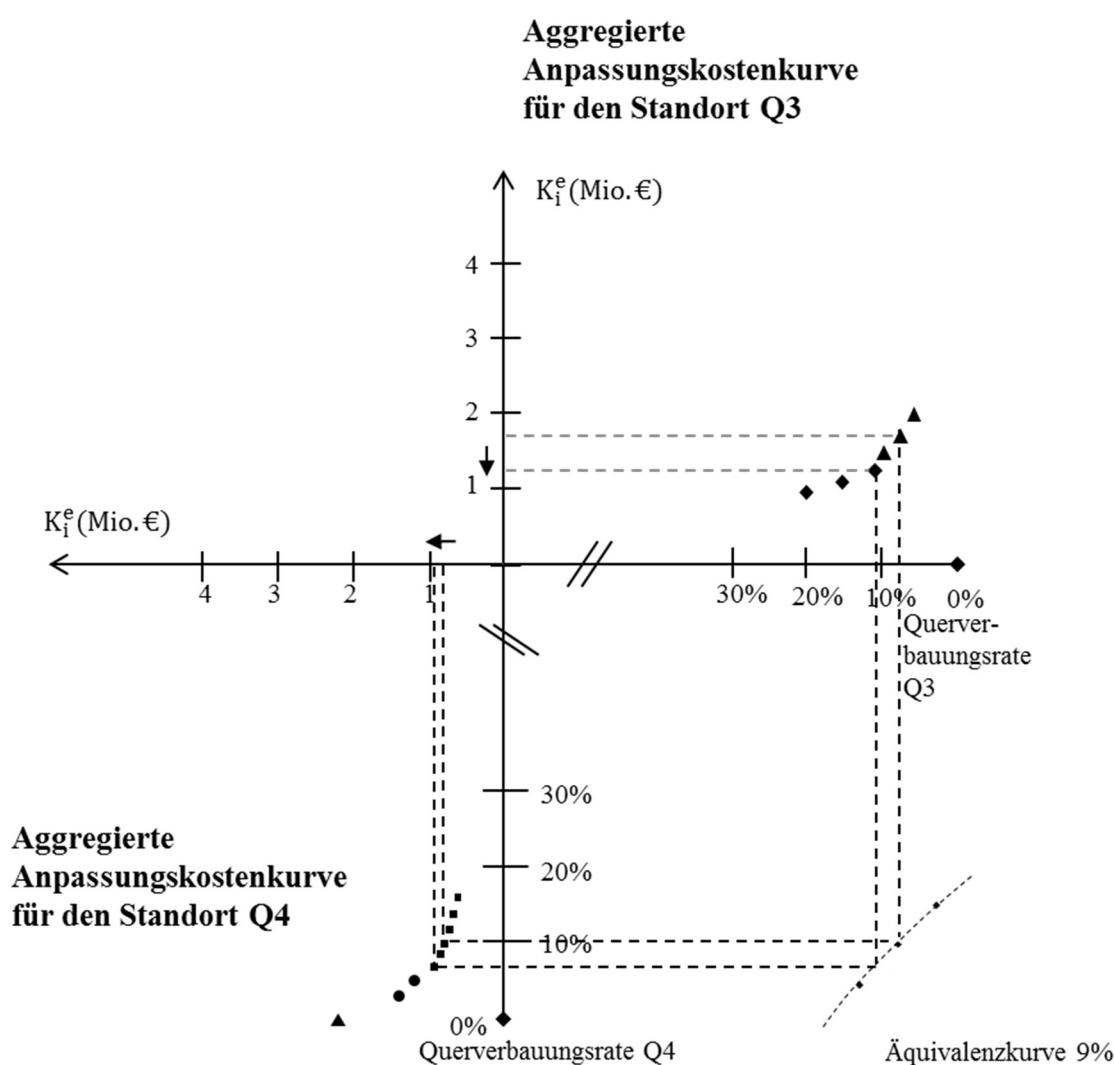


Abbildung 23: Exemplarisches Kompensationspotenzial zwischen den Querbauwerkstandorten Q3 und Q4 für die erste Verpflichtungsperiode

²⁰⁸⁴ Mit der Variante am Wehr kann im betrachteten Beispiel höchstens eine Reduktion der Querverbauungsrate auf 7 % erreicht werden.

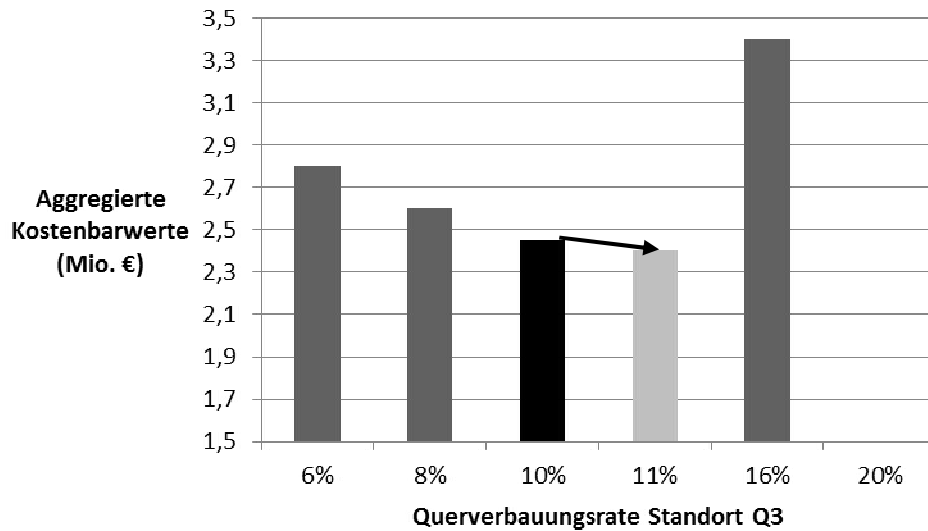


Abbildung 24: Vergleich der aggregierten Kostenbarwerte in Abhängigkeit von der Querverbauungsrate am Standort Q3

Die nachfolgende Tabelle 14 fasst das Ergebnis des Verhandlungsprozesses im illustrativen Migrationsteilsystem 1 zusammen:

Standort	Aufwärtsgerichtete Querverbauungsrate im Status Quo	Aufwärtsgerichtete Querverbauungsrate Primärallokation (2018)	Postkompensatorische Sekundärallokation (2018)	Aufwärtsgerichtete Querverbauungsrate Primärallokation (2024)	Postkompensatorische Sekundärallokation (2024)
Q1	50 %	16 %	24 %	16 % (11 %)	20 %
Q2	100 %	16 %	20 %	16 % (11 %)	18 %
Q3	25 %	16 %	11 %	16 %	11 %
Q4	25 %	16 %	7 %	16 %	7 %
resultierende kumulative Passierbarkeitsrate			50 %		54 %
erforderliche kumulative Passierbarkeitsrate			50 %		50 %

Tabelle 14: Illustrative kompensatorische Reallokation im Migrationsteilsystem 1²⁰⁸⁵

²⁰⁸⁵ Ergänzend wird in der Spalte Primärallokation (2024) angeführt, dass für die Standorte Q1 und Q2 gleichzeitig eine Primärallokation von 11 % aus dem Migrationsteilsystem 2 gilt (s.o). Es zeigt sich, dass in der zweiten Verpflichtungsperiode – aufgrund der graduellen Effektivitätsverbesserung an den Standorten Q1 und Q2 – eine Übererfüllung der kumulativen Passierbarkeit zu erwarten ist. Diese kann zunächst einen Puffer gegen die Unsicherheit der Maßnahmeneffektivität an den Standorten Q3 und Q4 bilden. Sollten sich dort die erwarteten Maßnahmenwirkungen im Monitoring bestätigen, können die Betreiber der Standorte Q3 und Q4 nachträglich über eine Adaptierung ihrer Maßnahmen verhandeln und so eine weitere Kosteneinsparung realisieren.

Nachdem also durch den iterativen Verhandlungsprozess in den Migrationsteilsystemen 1 und 2 ökologisch äquivalente und kostensparende Kompensationstransaktionen bezüglich der flussaufwärtsgerichteten Querverbauung identifiziert wurden, können diese nun abschließend vereinbart und die postkompensatorischen Querverbauungsrechte öffentlich-rechtlich in den Benutzungsaufgaben verankert werden. Unter den Annahmen des illustrativen Beispiels lässt sich durch die kompensatorische Flexibilisierung der aggregierte Gesamtkostenbarwert der beteiligten Standorte Q1 bis Q6 gegenüber einer fixen Primärallokation von ca. 10,9 Mio. € auf ca. 9,15 Mio. €, also um ca. 16 % verringern (vgl. Abbildung 25).

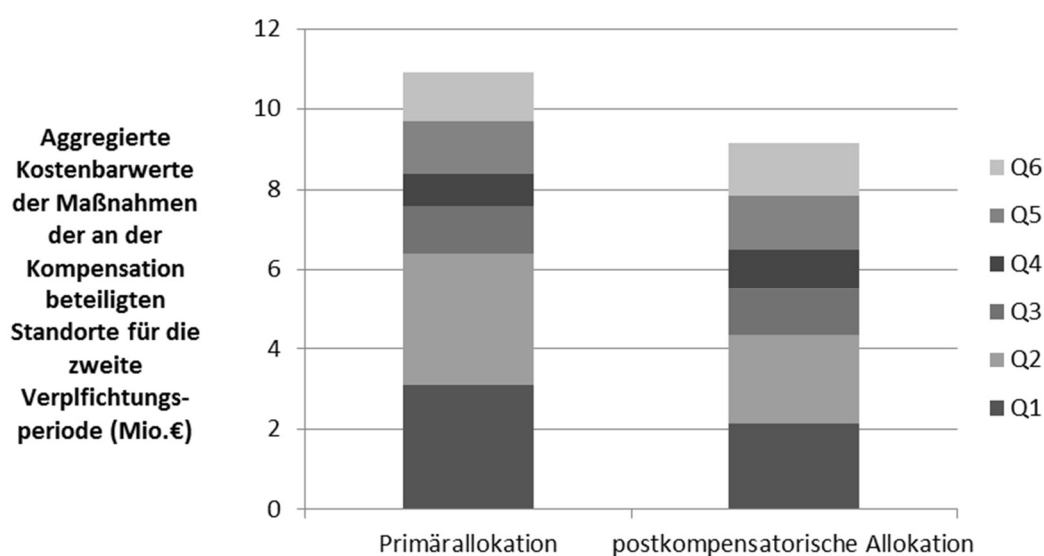


Abbildung 25: Gesamtkostenersparnis durch kompensatorische Flexibilisierung im illustrativen Betrachtungsgebiet

Es ist zu betonen, dass es sich hierbei zunächst um eine Bruttokostenersparnis handelt. Zur Ermittlung der kompensatorischen Nettokostenersparnis sind dieser Bruttokostenersparnis noch die Transaktionskosten gegenüberzustellen, die gegenüber dem Referenzfall einer fixen Allokation von Verbesserungsmaßnahmen zusätzlich anfallen. Hierzu zählen neben den Verhandlungskosten v. a. die Kosten einer erweiterten outputorientierten Alternativen- und Variantenplanung.²⁰⁸⁶ Die Bruttokostenersparnis zeigt im illustrativen Beispiel ein Transaktionskostendeckungspotenzial von ca. 2 Mio. €. Während die Verhandlungskosten trotz des iterativen Prozesses als eher gering eingeschätzt werden können, erscheint es plausibel, dass die zusätzlichen Planungskosten aufgrund der erforderlichen wissenschaftlichen und technischen Modellierungen und Versuche erheblich sein

²⁰⁸⁶ Zur Bedeutung von Transaktionskosten im Kontext umweltpolitischer Instrumente vgl. bereits Kap. 2.3.

können. Es ist also von großer Bedeutung, dass die Betreiber zu Beginn der Kompensationssondierung eine tragfähige Abschätzung der zusätzlichen Transaktionskosten vornehmen (z. B. durch Einholen von Angeboten der Planungsbüros und wissenschaftlichen Institute).²⁰⁸⁷ Aus der Sicht der einzelnen Betreiber ist die individuelle Nettokostenersparnis zudem entscheidend davon abhängig, wie sich die Bruttokostenersparnis im Verhandlungsergebnis auf die Transaktionspartner aufteilt. Wie bereits erläutert, wird diese Aufteilung durch den vereinbarten Preis für das transferierte Querverbauungsrecht paket determiniert, welcher sich in Abhängigkeit von der Verhandlungsposition der Betreiber zwischen den durch die jeweils alternativen Kosten determinierten Preisober- und Preisuntergrenzen der Akteure einstellt.²⁰⁸⁸

Die Ausführungen dieses Abschnittes dienen primär dazu, die Mechanik des Kompensationsmechanismus mit Blick auf die Reduzierung der flussaufwärtsgerichteten Querverbauung in einem vereinfachten Grundmodell zu verdeutlichen.²⁰⁸⁹ Die zur Illustration angenommenen, vereinfachten Rahmenbedingungen und die daraus abgeleiteten Kostenverläufe sind zwar grundsätzlich plausibel, können sich jedoch in Abhängigkeit vom konkreten Anwendungsfall in der Praxis beträchtlich unterscheiden. Folglich lässt sich aus dem illustrativen Beispiel nicht ableiten, dass durch flexibilisierende Kompensationen in jedem Fall eine gesamtwirtschaftliche Nettokostenersparnis gegenüber einer uniformen ordnungsrechtlichen Steuerung erzielt werden kann. Die gesamtwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit ist vielmehr als situativ einzuschätzen, wobei folgende Faktoren als erfolgskritisch einzustufen sind:

²⁰⁸⁷ Bei der Beurteilung einer Nettokostenersparnis durch einen Kompensationsmechanismus ist von wesentlicher Bedeutung, welche Transaktionskosten als „zusätzlich“ gegenüber der instrumentellen Referenz (uniforme Benutzungsaufgabe) einzustufen sind, vgl. Kap. 2.3, 6.2.5 und das folgende Kap. 6.4.2.4.5.

²⁰⁸⁸ Auf eine illustrative Aufteilung der Ersparnis über die Transferpreise von Querverbauungsrechten wird an dieser Stelle verzichtet, da sie keine wesentlichen Erkenntnisse zur hier fokussierten gesamtwirtschaftlichen Kostenersparnis bringt. Etwaige distributive Verwerfungen durch systematische Ungleichgewichte der Verhandlungspositionen der Akteure (z. B. durch Marktmacht) sind jedoch schädlich für die Akzeptanz der benachteiligten Akteure, vgl. Kap. 2.3 sowie Kap. 6.5. Auf die Problematik strategischen Verhaltens infolge von Marktmacht wird im nachfolgenden Kap. 6.4.2.4.4 näher eingegangen.

²⁰⁸⁹ Die Vereinfachungen dienen der Komplexitätsreduktion bei der Verdeutlichung der grundlegenden Zusammenhänge. Hierzu zählen insb. die Förderung bestimmter Wasserkraftanlagen durch das EEG, die Implikationen einer Mehrfachnutzung von Querbauwerken mit separaten Nutzungsrechten, die Gefahr externer Kosten im Zusammenhang mit Kompensationen, die Implikationen unterschiedlicher Qualitäten und Restlaufzeiten der Wasserrechte, die Behandlung von Neuinteressenten für Querbauwerksnutzungen sowie die parallele Abbildung signifikant unterschiedlicher Migrationsbedürfnisse von Wanderfischen (bspw. oberflächennaher vs. grundnaher Abstieg bei Lachs und Aal). Im Folgekapitel 6.4.2.4 werden einige dieser Komplexitätserhöhenden Elemente gesondert beleuchtet.

- (1) Die wesentliche Grundlage für ein ausreichendes Transaktionskostendeckungspotenzial und damit für eine kompensatorische Nettokostensparnis stellt die jeweilige Variabilität der outputorientierten Anpassungskosten an und zwischen den Standorten eines homogenen Migrationsteilsystems als Kompensationsraums dar.
- (2) Für die Nutzbarmachung der Anpassungskostenunterschiede ist zudem die im Vorfeld erzielbare Verlässlichkeit der Effektivitäts- und Kostenschätzungen von wesentlicher Bedeutung. Vor dem Hintergrund drohender Sanktionen ist zu erwarten, dass umso weniger Kompensationspotenziale angeboten werden, je höher die residuale Unsicherheit eingeschätzt wird. Es besteht offensichtlich ein Trade-off zwischen einer möglichen Erhöhung der Anpassungskostenvariabilität durch die Aufdeckung zusätzlicher Anpassungsoptionen und deren Verlässlichkeit einerseits sowie den dadurch verursachten zusätzlichen Transaktionskosten (Informationskosten der Planung) andererseits.
- (3) Die technologische und die standortübergreifende Flexibilität können durch situative Nebenbedingungen eines Migrationsteilsystems oder eines Standorts eingeschränkt sein. Zu nennen sind hier Anforderungen an die Reduzierung von Nahwirkungen (z. B. Mindestwasserführung) sowie die gleichzeitige Befriedigung der Migrationsbedürfnisse unterschiedlicher Wanderfischarten, die nicht implizit durch die Migrationsbedürfnisse einer Wanderfischart i. s. e. Auslegungsart abgedeckt werden können.
- (4) Die standortübergreifende Flexibilität ist schließlich von den jeweiligen ökologischen Freiheitsgraden in einem Migrationsteilsystem abhängig (Relevanz des „Immissionsprinzips“). Diese werden wiederum durch den Nutzungsdruck (Anzahl und Nutzung der Querbauwerke) in Verbindung mit der zugrunde gelegten kumulativen Mindestpassierbarkeitsrate (hier: 50 %) determiniert.²⁰⁹⁰

Aus regulatorischer Perspektive ist abschließend noch bemerkenswert, dass die Mechanik der Kompensation ausgehend von den gesetzten Rahmenbedingungen (insb. Definition der Migrationsteilsysteme und Reduktionspfade) eine *endogene* Maßnahmenpriorisierung bewirkt, die konsequent den ökologischen Erfordernissen Rechnung trägt. Die für die ökologische Äquivalenz zugrunde liegende Logik der multiplikativen Kumulation bedingt zwingend, dass die Passierbarkeitsrate aller Standorte mindestens der kumulativen Mindestpassierbarkeitsrate des Migrationsteilsystems entspricht. Das heißt insb., dass –

²⁰⁹⁰ Bei sehr hohem Nutzungsdruck in Relation zur erforderlichen kumulativen Mindestpassierbarkeit müssen faktisch alle Standorte die technisch maximal erreichbare Reduktion vornehmen, so dass keine oder kaum noch technologische oder räumliche Flexibilitäten bestehen.

wie im illustrativen Beispiel anhand der Standorte Q2 und Q4 verdeutlicht – an vollständig unpassierbaren Standorten bereits innerhalb der ersten Verpflichtungsperiode zwingend Maßnahmen zur Verbesserung des Fischaufstiegs implementiert werden müssen.²⁰⁹¹ Durch die Zuordnung der Standorte zu allen betroffenen Migrationsteilsystemen wird zudem die „ökologische Flaschenhalswirkung“ von Standorten, die mehrere Wanderfischrouten betreffen, expliziert und endogen adressiert. So fließen die Anforderungen aller betroffenen Migrationsteilsysteme in die Kompensationspotenziale eines Standorts ein, d. h., unterobligatorische Reduktionen an einem Standort mit mehreren Wanderfischrouten müssen in allen betroffenen Migrationsteilsystemen kompensiert werden. Ebenso wie die mathematisch zwingende Mindestpassierbarkeit tragen die Kosten einer solchen multiplen Kompensation dazu bei, dass die Verbesserung des Fischaufstiegs gerade in den Unterläufen der Fließgewässersysteme, in denen sich die Wanderfischrouten konzentrieren, durch den Kompensationsmechanismus endogen priorisiert wird, wobei den Betreibern aber die maximal zulässigen Freiheitsgrade eröffnet werden.²⁰⁹² Umgekehrt setzen überobligatorische Maßnahmen an solchen Standorten multiple Kompensationspotenziale in allen betroffenen Migrationsteilsystemen frei. Durch die Zugrundelegung homogener Migrationsteilsysteme sowie die für die ökologische Äquivalenz bestimmende Logik der multiplikativen Kumulierung wird schlussendlich sichergestellt, dass Maßnahmen zur Verbesserung des Fischaufstiegs ohne die Notwendigkeit einer inhaltlichen behördlichen Einzelfallentscheidung konsequent an den kumulativen Wirkungen eines Querbauwerks im Flusseinzugsgebiet ausgerichtet werden.²⁰⁹³ Auf diese Weise wird durch den Kompensationsmechanismus letztlich auch der Gefahr von Vollzugsdefiziten und einer unzureichenden Berücksichtigung von Einzugsgebietswirkungen im Rahmen des ordnungsrechtlichen Behördenermessens entgegengewirkt. Schließlich können durch die eigenmotivierte Aufdeckung der Kompensationspotenziale die bestehenden Informationsasymmetrien zwischen Betreibern und Behörden überwunden werden.

²⁰⁹¹ Umgekehrt wird tendenziell vermieden, dass an Standorten, an denen erst vor wenigen Jahren Fischpässe errichtet wurden, diese wieder unmittelbar durch eine kostenintensive bauliche Umgestaltung modernisiert werden müssen. Der nachträgliche Modernisierungsdruck ergibt sich dabei aus der zuvor realisierten Effektivität, d. h. je effektiver der Fischpass, desto länger lässt sich eine Modernisierung herauszögern.

²⁰⁹² Durch den Kompensationsmechanismus wird also die von ökologisch fachlicher Seite präferierte fortschreitende Wiederherstellung der flussaufwärtsgerichteten Durchgängigkeit der Gewässer von den Mündungsbereichen bis in die Oberläufe gefördert. Zur Präferenz einer flussaufwärts fortschreitenden Wiederherstellung der Durchgängigkeit vgl. bspw. Podraza et al. (2005), S. 77.

²⁰⁹³ Zur entscheidenden Bedeutung der einzugsgebietsbezogenen Wirkungen vgl. bspw. CIS (2009c), S. 7 sowie bereits Kap. 4.2.3, 4.2.6 und 5.2. Zum grundsätzlichen Anspruch zur Berücksichtigung der kumulativen Effekte im Flussgebiet bei der Festlegung standortbezogener Maßnahmen vgl. CIS (2011b), S. 34f.

Der erläuterte Kompensationsmechanismus wie auch die skizzierten Erfolgsfaktoren lassen sich im Wesentlichen auch auf die Reduzierung der *flussabwärtsgerichteten* Querverbauung durch Maßnahmen des Fischschutzes und -abstiegs übertragen. Im Kontext der flussabwärtsgerichteten Querverbauung kommt allerdings der Motivierung des technologischen Fortschritts, also der Aufdeckung innovativer Maßnahmenoptionen, eine größere Bedeutung zu, da insb. für größere Standorte noch beträchtlicher technischer Entwicklungsbedarf besteht.²⁰⁹⁴ Darüber hinaus ist mit Blick auf die flussabwärtsgerichtete Querverbauung kennzeichnend, dass Querbauwerke die flussabwärtsgerichtete Passage – im Gegensatz zur flussaufwärtsgerichteten Passage – i. d. R. nicht vollständig unterbinden. Hiervon ausgehend ermöglicht es der beschriebene Kompensationsmechanismus, unter konsequenter Ausrichtung auf die resultierenden kumulativen Beeinträchtigungen zunächst die technisch bereits ausgereifteren, spezifisch günstigeren und nachträglich adaptierbaren Maßnahmenoptionen auszunutzen.²⁰⁹⁵ Hierzu zählen mechanische Schutzeinrichtungen an kleineren Anlagen sowie betriebliche Maßnahmen wie das Turbinenmanagement an mittleren und größeren Anlagen.²⁰⁹⁶ In Form von Varianten lassen sich wiederum Effektivität und Kosten der Maßnahmen in Abstufungen skalieren, wobei auch abgestuften Betriebsweisen im Jahresverlauf eine wesentliche Bedeutung zukommt.²⁰⁹⁷ Durch die transparente Vorgabe eines langfristigen Reduktionspfads sowie die Gewährung technologischer und standortübergreifender Flexibilität lassen sich bei der Weiterentwicklung bekannter Verfahren (z. B. Frühwarnsysteme) oder neuer Lösungen Motivations- und Informationsasymmetrien entschärfen und somit die dynamische Effizienz befördern.²⁰⁹⁸

Da im Gegensatz zur flussaufwärtsgerichteten Migration bei diadromen Wanderfischen die Migrationsdestination eindeutig ist (das Meer), können bei der flussabwärtsgerichteten Reduzierung der Querverbauung auch standortübergreifende Maßnahmenoptionen bei der Reduzierung der flussabwärtsgerichteten Querverbauung ein Potenzial entfalten.

²⁰⁹⁴ Vgl. Kap. 3.4.

²⁰⁹⁵ Vgl. allgemein Bonus (1990), S. 357.

²⁰⁹⁶ Vgl. bereits Kap. 3.4 und 6.2.5.

²⁰⁹⁷ So lässt sich die Öffnung der Bypässe für den Abstieg auf bestimmte Zeiten (z. B. Mitte März bis Ende Mai für Lachsabstieg) beschränken bzw. durch ein Frühwarnsystem steuern, vgl. MUNLV NRW (2005), S. 160; Albert/Langer (2007), S. 28. Dadurch können Erzeugungsverluste an Wasserkraftanlagen vermindert werden, wohingegen leichte Effektivitätseinbußen zu erwarten sind.

²⁰⁹⁸ Vgl. allgemein Kemper (1993), S. 182. Die Anreize zur Entwicklung innovativer Lösungen und damit die dynamische Effizienz sind nicht zuletzt davon abhängig, inwiefern sich die notwendigen Investitionen in der Folge in einen einzelwirtschaftlichen Nutzen transformieren lassen. Der Kompensationsmechanismus bietet dazu grundsätzlich die Möglichkeit, freigesetzte Kompensationspotenziale an Dritte zu veräußern. Für die Werthaltigkeit dieser Transaktionen ist allerdings auch von Bedeutung, inwiefern neue Erkenntnisse und Innovationen durch Patente einzelwirtschaftlich abgesichert werden können. Zur dynamischen Effizienz vgl. allgemein Endres (2013), S. 235-245 sowie bereits Kap. 2.3.

Hier ist in erster Linie das so genannte „Trap and Truck“ Verfahren zu nennen.²⁰⁹⁹ Lässt sich *nachweisbar* ein bestimmter Anteil der abwandernden diadromen Teilpopulation (z. B. Blankaale oder Lachssmolts) oberhalb eines bestimmten Querbauwerkes abfischen und unterhalb des flussabwärts betrachteten letzten Querbauwerkes wieder einsetzen, verringert sich die flussabwärtsgerichtete Querverbauung *aller* dazwischen liegenden Querbauwerke um diesen Anteil. In einem ökologisch äquivalenten Umfang könnten daher Maßnahmen an den umfassten Standorten geringer dimensioniert werden. Dies kann zu einer gesamtwirtschaftlichen Kostenersparnis führen, wenn die Kosten des verzichtbaren Einzelmaßnahmenumfangs die Kosten der synergetischen Maßnahme übersteigen.²¹⁰⁰

Die anhand des illustrativen Beispiels verdeutlichten Argumente indizieren, dass insb. im Falle von mündungsnahen Migrationsteilsystemen mit großen Standorten und stark divergierenden Rahmenbedingungen eine kompensatorische Flexibilisierung der Reduktionsleistungen eine substantielle gesamtwirtschaftliche Kostenersparnis bieten kann. Allerdings kann im Rahmen dieser konzeptionellen Untersuchung nicht beantwortet werden, für wie viele Anwendungskontexte dies in der Praxis zutrifft und wie hoch eine gesamtwirtschaftliche Nettokostenersparnis insgesamt ausfallen könnte. Hierzu ist insb. ein tieferes Verständnis der zusätzlichen Transaktionskosten eines Kompensationsmechanismus erforderlich.

Nachdem in diesem Abschnitt das Grundmodell eines Kompensationsmechanismus zunächst mit einigen Vereinfachungen betrachtet wurde, werden im Folgeabschnitt einige praxisrelevante Komplexitätselemente gesondert beleuchtet. Hiervon ausgehend können auch erste qualitative Einsichten in die Struktur der wichtigsten Transaktionskostenquellen gewonnen werden.²¹⁰¹

²⁰⁹⁹ Vgl. bereits Kap. 3.4.

²¹⁰⁰ Die Kosten der anlagenübergreifenden Maßnahmen können dann durch Verhandlungen unter den Betreibern der einzelnen Standorte aufgeteilt werden. In diesem Zusammenhang sind besonders geringe Transaktionskosten zu erwarten, wenn die betroffenen Standorte vom gleichen Akteur in Form einer Kraftwerkskette betrieben werden. Demgegenüber könnte sich u. U. eine gewisse Freerider-Problematik entfalten, wenn einzelne Betreiber in der Kette von Standorten damit rechnen können, dass es sich nicht lohnt, die Fische in seinem Oberwasser auszusetzen und unterhalb ein zweites Mal abzufischen. Um eine solche Freerider-Problematik zu vermeiden, ist zu empfehlen, dass die Behörde mit Blick auf die öffentlich-rechtliche Verpflichtung nicht auf die faktische Reduzierung der Querverbauung, sondern nur auf die Durchführung von Eigenmaßnahmen und vereinbarten Kompensationstransaktionen abstellt.

²¹⁰¹ Vgl. Kap. 6.4.2.4.5.

6.4.2.4 Spezifische Herausforderungen bei der Implementierung eines Kompensationsmechanismus

6.4.2.4.1 Rechtliche Verpflichtung der Akteure

Gemäß der Systematik des Wasserrechts in der Bundesrepublik Deutschland vergibt der Staat als Vertreter der Allgemeinheit inhaltlich definierte Nutzungsrechte (z. B. Aufstau eines Gewässers) für einen bestimmten Zeitraum an einzelne Akteure (Genehmigungsvorbehalt).²¹⁰² Unabhängig von der Art des Nutzungsrechts können Maßnahmen zur Verbesserungen des Fischaufstiegs sowie des Fischschutzes und -abstiegs auch nachträglich in Form ordnungsrechtlicher Benutzungsaufgaben angeordnet werden.²¹⁰³ Das deutsche Wasserrecht bietet also grundsätzlich einen rechtlich tragfähigen Rahmen, im Kontext der Benutzungsaufgaben der Querbauwerkstandorte maximale Querverbauungsraten festzusetzen (Primärallokation) und mittels einer definierten Kompensationsoption zu flexibilisieren. Allerdings bedarf die Einführung oder Änderung von Benutzungsaufgaben eines wasserrechtlichen Verfahrens, das in der Verwaltungspraxis in Abhängigkeit von den vorhandenen Wasserrechten eine erhebliche Zeit in Anspruch nehmen kann.²¹⁰⁴ Schwierigkeiten und Verzögerungen sind bei der Festsetzung entsprechender Benutzungsaufgaben insb. dann zu erwarten, wenn es sich um unbefristete Altrechte handelt oder die Verhältnismäßigkeit in Frage steht.²¹⁰⁵

Die grundsätzlich bestehende Gefahr von Verzögerungen bei der Anpassung von Benutzungsaufgaben ist auch als Erschwernis für eine zügige Implementierung eines Kompen-

²¹⁰² Vgl. Kap. 6.2.

²¹⁰³ Vgl. § 13 Abs. 2 Nr. 2 a) WHG sowie Kap. 6.2.2 und 6.2.3.

²¹⁰⁴ Vgl. Uhlendahl (2008), S. 212, S. 279f. und S. 477 sowie Kap. 6.2.2.

²¹⁰⁵ Vgl. bereits Kap. 6.2.2 und 6.2.3. Die Betreiber von Wasserkraftanlagen können im Rahmen wasserrechtlicher Verfahren auch darauf verweisen, dass die regenerative Stromerzeugung aus Wasserkraft grundsätzlich dem Wohl der Allgemeinheit dient und daher möglichst wenig beeinträchtigt werden darf, vgl. Kraemer/Jäger (1997), S. 141; Uhlendahl (2008), S. 212 sowie S. 279f. Altrechte können zwar ebenfalls wie Erlaubnisse oder Bewilligungen über nachträgliche Auflagen an wasserwirtschaftliche Erfordernisse angepasst werden, vgl. § 20 Abs. 2 S. 3 i. V. m. § 13 Abs. 2 WHG sowie Drost (2010), S. 13. Bei vielen Altrechten fehlt jedoch ein formaler Vorbehalt zur Festsetzung nachträglicher Bestimmungen, so dass eine nachträgliche Durchsetzung von Benutzungsaufgaben in der Verwaltungspraxis wesentlich erschwert ist, vgl. Meyerhoff/Petschow (1998), S. 112f.; Uhlendahl (2008), S. 279f.; Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 32; BMU (2010b), S. 65. Nach Erhebungen zum EEG-Erfahrungsbericht 2011 verfügt die Mehrzahl der durch das EEG geförderten Wasserkraftanlagen über unbefristete Altrechte, vgl. Ingenieurbüro Floecksmühle (2011), S. 152-155. Altrechte stellen ein grundsätzliches Problem für eine Bewirtschaftungsplanung i. S. d. WRRL dar. In Art. 11 Abs. 3 i) WRRL wird als grundlegende, also zwingend zu implementierende Maßnahme gefordert, dass nutzungsbedingte hydromorphologische Beeinträchtigungen von Gewässern durch Genehmigungsvorbehalt zu begrenzen und regelmäßig zu überprüfen sind. Vor diesem Hintergrund sind unbefristete Altrechte problematisch und perspektivisch durch befristete Rechte abzulösen.

sationsmechanismus zu werten. Solange die Primärallokation und die Kompensationsoption nicht in die Benutzungsaufgaben eines Standortes überführt sind, besteht an diesem Standort keine öffentlich-rechtliche Basis für Kompensationstransaktionen. Die Kompensationspotenziale in einem Migrationsteilsystem werden dadurch u. U. prohibitiv eingeschränkt.²¹⁰⁶ Eine zügige Implementierung entsprechender Benutzungsaufgaben an möglichst allen relevanten Standorten stellt somit einen kritischen Erfolgsfaktor für eine (im Fristenkonzept der WRRL) rechtzeitige Implementierung eines Kompensationsmechanismus dar. Hierfür ist eine kooperative Mitwirkung der Betreiber förderlich, für deren Gewinnung der vorgeschlagene outputorientierte Kompensationsmechanismus wiederum selbst eine gute Grundlage bietet.

Zur Minimierung ihrer einzelwirtschaftlichen Belastung durch ökologische Verbesserungsmaßnahmen sind Betreiber i. d. R. sehr an kosteneffizienten Lösungen interessiert.²¹⁰⁷ Gerade durch die Gewährung weitestgehender technologischer und standortübergreifender Flexibilität bietet die Option zur Teilnahme an einem outputorientierten Kompensationsmechanismus die Grundlage zur Reduzierung der einzelwirtschaftlichen Kosten. Die Betreiber werden nicht mit Detailvorgaben konfrontiert, denen das Risiko der Ineffizienz inhärent ist. Statt zu versuchen, die Umsetzung ineffizienter Vorgaben im Rahmen wasserrechtlicher Verfahren zu verzögern oder abzumildern, können die Betreiber eigenverantwortlich und eigenmotiviert im Rahmen transparenter Regeln nach den für sie günstigsten Lösungen suchen und dabei die Chancen der Kostenersparnis gegen die Risiken (z. B. Wirkungsunsicherheit und Transaktionskosten) abwägen. Dies gilt auch für den Bereich des Fischschutzes und -abstiegs, dem die Betreiber aufgrund der hohen Kosten und technischen Kenntnislücken besonders ablehnend gegenüberstehen,²¹⁰⁸ der aber gem. § 35 Abs. 2 WHG auch an Bestandsanlagen in angemessener Frist als umweltzielkonformer Populationsschutz eingefordert wird.²¹⁰⁹ Über einen langfristig transparenten und abgestuften Reduktionspfad sowie die anlagenübergreifende Flexibilisierung lässt sich die angemessene Frist entsprechend den jeweiligen Rahmenbedingun-

²¹⁰⁶ Der Ausfall von einzelnen kleineren Standorten sollte jedoch noch verträglich sein. Dies entspricht in der Konsequenz der in Kap. 6.4.2.2.1 vorgeschlagenen „Opt-Out“-Möglichkeit für Betreiber, die eine outputorientierte Flexibilisierung scheuen. Es ist zudem zu erwarten, dass viele Altrechtliche (insb. Mühlen- und Bewässerungsrechte) kleine Standorte an kleinen Zuflüssen betreffen, die vielfach der Forellenregion zuzuordnen sind und damit ohnehin vom Kompensationsmechanismus ausgenommen sind, vgl. Kap. 6.4.2.1.

²¹⁰⁷ Vgl. Uhlendahl (2008), S. 279 sowie auch bereits Kap. 2.3.

²¹⁰⁸ Vgl. auch Uhlendahl (2008), S. 278.

²¹⁰⁹ Vgl. Kap. 6.2.3.

gen der Standorte dezentral differenzieren und somit die Akzeptanz der betroffenen Betreiber steigern. Die Betreiber haben somit insgesamt einen starken wirtschaftlichen Anreiz, die Schaffung der notwendigen wasserrechtlichen Voraussetzungen in den *relevanten* Migrationsteilsystemen kooperativ zu unterstützen, da gerade sie die beste Motivation und die besten Informationen haben, das Kostenreduktionspotenzial einer technologischen und anlagenübergreifenden Flexibilisierung in den betreffenden Migrationsteilsystemen zu erkennen.²¹¹⁰

Dieser kooperative Grundanreiz eines kosteneffizienzfördernden Kompensationsmechanismus kann durch unterstützende Rahmenbedingungen noch verstärkt werden. So kann die unverzügerte Verankerung maximaler Querverbauungsraten mit Kompensationsoption mit einer vorzeitigen Neuvergabe einer befristeten wasserrechtlichen Gestattung („Verlängerung“ des Wasserrechts) verknüpft werden. Auf diese Weise erhält nicht nur der Betreiber mehr Planungssicherheit, sondern es kann auch die Kosteneffizienz im System verbessert werden.²¹¹¹ Ein weiterer Anreiz könnte im Zusammenhang mit der vom EEG geförderten Anlagenmodernisierung gewährt werden. Gemäß § 23 Abs. 4 EEG 2012 erhalten Anlagenbetreiber eine spezifische Mehrvergütung nur unter der Voraussetzung, dass die wasserkraftrelevanten Spezialvorschriften zur Durchgängigkeit, zur Mindestwasserführung und zum Fischschutz (§§ 33-35 WHG) sowie die allgemeinen Grundsätze nach § 6 Abs. 1 Satz 1 Nr. 1 und 2 WHG erfüllt werden.²¹¹² Während das EEG 2009 lediglich eine signifikante Verbesserung des Gewässerzustands voraussetzte (wofür im Regelfall bereits eine Maßnahme wie die Errichtung eines Fischaufstiegs ausreicht), erfordert eine Erfüllung der im EEG 2012 referenzierten wasserrechtlichen Vorschriften im Regelfall die Umsetzung mehrerer Maßnahmen (im Extremfall Fischaufstieg, Fischschutz und -abstieg sowie Mindestwasserführung). Dies ist auch für die genehmigungspflichtigen Modernisierungen gem. § 40 Abs. 2 Satz 1 EEG 2014 anzunehmen, da die Genehmigung an die Erfüllung der gleichen wasserrechtlichen Vorschriften anknüpft.

²¹¹⁰ Vgl. auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 142-144. In einem eigenverantwortlichen Rahmen kann sich u. U. das vorhandene Interesse der Wasserkraftbetreiber an einem umweltfreundlichen Image stärker entfalten, welches nicht nur Klimaschutz, sondern auch gewässerökologische Aspekte einbezieht. Zum Interesse der Wasserkraftbetreiber an einem umweltfreundlichen Image vgl. Uhlendahl (2008), S. 279f.

²¹¹¹ Wenn überschüssige Querverbauungsrechte nur für die Restlaufzeit der aktuellen wasserrechtlichen Genehmigung vermarktet werden können, verringert sich der Anreiz zu überobligatorischen Reduktionen der Querverbauung umso mehr, je kürzer die Restlaufzeit der aktuellen wasserrechtlichen Genehmigung ist, obwohl die Standortverhältnisse ggf. günstige Voraussetzungen für Maßnahmen bieten.

²¹¹² Vgl. § 23 Abs. 4 EEG 2012 sowie bereits Kap. 4.3.3.

Wird die spezifische Mehrvergütung erst ab dem Zeitpunkt gewährt, an dem alle Maßnahmen implementiert sind, hat dies zur Folge, dass ein Betreiber im Falle einer sequentiellen Umsetzung von Teilmaßnahmen bestraft wird.²¹¹³ Das WHG eröffnet jedoch gerade die Möglichkeit einer sequentiellen Implementierung von Fischaufstieg, Mindestwasserführung einerseits sowie Fischschutz andererseits.²¹¹⁴ Diese sequentielle Implementierung kann im Rahmen des Kompensationsmechanismus durch separate Reduktionspfade für die flussaufwärtsgerichtete und flussabwärtsgerichtete Querverbauungsraten transparent abgebildet und verbindlich vorgezeichnet werden. Im Zuge der Teilnahme am Kompensationsmechanismus unterwirft sich der Betreiber also einem verbindlichen Reduktionspfad, der ausgehend von den jeweiligen Anforderungen der Bewirtschaftungsplanung definiert wird und demnach den wasserrechtlichen Anforderungen (insb. §§ 33-35 WHG) entspricht. Vor dem Hintergrund des verbindlich vorgezeichneten Reduktionspfades kann die Wasserbehörde die Voraussetzung der spezifischen Mehrvergütung bereits mit der Umsetzung einer ersten Maßnahme bzw. dem Zukauf von Kompensationsleistungen als erfüllt bescheinigen bzw. eine Genehmigung erteilen.²¹¹⁵ Auf diese Weise wird nicht nur die Kohärenz von EEG und WHG verbessert, sondern den Betreibern auch ein weiterer Anreiz zur unverzögerten und verbindlichen Verankerung der outputorientierten Reduktion der Querverbauung gegeben.

Während sich also den Betreibern im Zuge der outputorientierten Flexibilisierung v. a. eine Chance auf Kosteneinsparungen eröffnet, ermöglicht der Kompensationsmechanismus den Wasserbehörden, frühzeitig verbindliche und langfristige Reduktionspfade bzgl. der flussaufwärts- und flussabwärtsgerichteten Querverbauungsraten zu verankern und damit mehr Planungssicherheit für die fortschreitende Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung zu erlangen.

Eine erhöhte Komplexität bei der rechtlichen Verpflichtung der Akteure ergibt sich allerdings an Querbauwerkstandorten mit Mehrfachnutzung, an denen mehrere separate Nutzungsrechte in Form wasserrechtlicher Genehmigungen vorliegen.²¹¹⁶ Dies kann der Fall

²¹¹³ In diesem Fall muss der Betreiber die direkten und indirekten Kosten der vorgeschalteten Maßnahme(n) ggf. über mehrere Jahre tragen, ohne die spezifische Mehrvergütung zu erhalten. Dies kann die Wirtschaftlichkeit gerade kleinerer Anlagen massiv beeinträchtigen.

²¹¹⁴ Maßnahmen zum Fischschutz sind gemäß § 35 Abs. 2 WHG an Bestandsanlagen in angemessener Frist umzusetzen, während für Maßnahmen der Mindestwasserführung und des Fischaufstieges keine solche Einschränkung gemacht wird, vgl. Kap. 6.2.3.

²¹¹⁵ Hierzu ist allerdings grundsätzlich erforderlich, dass die Gewährung der spezifischen Mehrvergütung nicht zwingend an eine tatsächliche Durchführung von Maßnahmen am eigenen Standort geknüpft wird, vgl. hierzu auch Kap. 6.4.2.4.6.

²¹¹⁶ Zur Mehrfachnutzung von Querbauwerken vgl. Kap. 3.2, zu den genehmigungspflichtigen Benutzungstatbeständen des WHG vgl. Kap. 6.2.2.

sein, wenn an Standorten mit Wasserkraftnutzung die Stauanlage primär einem anderen Zweck dient und dementsprechend das Staurecht bei einem anderen Akteur liegt. Dies ist typischerweise der Fall an Bundeswasserstraßen, an denen die Stauanlage inklusive Schleuse als Bestandteil der Wasserstraße in der hoheitlichen Verwaltung der Bundeswasserstraßenverwaltung liegt, während die Wasserkraftanlagen an den Staustufen i. d. R. von privatwirtschaftlichen Energieversorgungsunternehmen betrieben werden.²¹¹⁷ In diesen Fällen stellt sich somit die Frage nach der Abgrenzung der Verantwortungsgebiete mit Bezug auf die querbauwerksbezogenen Bestimmungen des Wasserrechts (insb. §§ 34 und 35 WHG), da diese wiederum die Grundlage für die Interaktion der Akteure im Rahmen eines Kompensationsmechanismus bilden.²¹¹⁸

Problematisch ist in diesem Zusammenhang v. a. die inhaltliche Überlappung der Bestimmungen zur ökologischen Durchgängigkeit (§ 34 WHG) und zur Wasserkraftnutzung (§ 35 WHG) mit Bezug auf den Fischabstieg einzuschätzen. Da die Bestimmungen des § 34 WHG nicht zwischen flussaufwärtsgerichteter und flussabwärtsgerichteter Durchgängigkeit differenzieren, fällt einerseits auch die Reduzierung der flussabwärtsgerichteten Querverbauung einer Stauanlage in den Verantwortungsbereich des Stauanlagenbetreibers. Andererseits beschränken sich die gem. § 35 WHG vom Wasserkraftnutzer zu leistenden Vorkehrungen zum Populationsschutz in sachlicher Hinsicht nicht zwingend auf die Verhinderung von Fischschädigungen bei der Passage der Wasserkraftturbine, also den Fischschutz i. e. S.²¹¹⁹ Er adressiert vielmehr alle im Zusammenhang mit der Wasserkraftnutzung stehenden Beeinträchtigungen, die die geforderte Populationserhaltung gefährden. Hierzu zählt sowohl eine hinreichend ungefährdete Passage vom Ober- ins Unterwasser (Fischabstieg) als auch vom Unter- ins Oberwasser (Fischaufstieg).²¹²⁰ Während die Überlappung unproblematisch ist, wenn der Betrieb von Stauanlage und Wasserkraftanlage in einer Hand liegen, wird bei unterschiedlichen Betreibern eine sorgfältige Abgrenzung der Verantwortungssphären und damit der rechtlichen Verpflichtungen der jeweiligen Akteure als Grundlage jeder Maßnahmenimplementierung erforderlich.²¹²¹ Auch wenn diese Abgrenzung rechtlich als Einzelfallbetrachtung im jeweiligen Nutzungskontext zu werten ist,²¹²² lassen sich doch einige grundlegende Orientierungsregeln identifizieren.

²¹¹⁷ Vgl. Reinhardt (2012), S. 10-14.

²¹¹⁸ Vgl. ausführlich Reinhardt (2012), S. 9-49.

²¹¹⁹ Vgl. Reinhardt (2012), S. 9-18 sowie bereits Kap. 6.2.3.

²¹²⁰ Vgl. Czychowski/Reinhardt (2010), S. 541.

²¹²¹ Vgl. Reinhardt (2012), S. 24 und S. 34.

²¹²² Vgl. Reinhardt (2012), S. 24.

Da in den Fällen separierter Stauanlagennutzungsrechte davon auszugehen ist, dass die Stauanlage auch ohne Wasserkraftnutzung betrieben würde (insb. bei der Binnenschiffahrt), erscheint es zweckmäßig, die Verantwortungssphäre des Stauanlagenbetreibers durch den Referenzfall der hypothetischen Abwesenheit der Wasserkraftnutzung abzugrenzen. Da das Wehr für die flussaufwärtsgerichtete Migration von Fischen und anderen Organismen unabhängig von der Existenz einer Wasserkraftanlage ohne Weiteres ein nicht zu überwindendes Hindernis darstellt, ist die Verpflichtung für die Reduzierung der flussaufwärtsgerichteten Querverbauung (im Wesentlichen Errichtung eines Fischabstiegs) prinzipiell dem Stauanlagenbetreiber zuzuordnen.²¹²³ Da es umgekehrt ohne Wasserkraftanlage nicht zu Schädigungen in Turbinen kommen kann, ist hinsichtlich der Reduzierung der flussabwärtsgerichteten Querverbauung die zum Populationsschutz erforderliche Verhinderung der Schädigung von Fischen bei der Turbinenpassage originär dem Betreiber der Wasserkraftanlage zuzuordnen.²¹²⁴ Hinsichtlich der Frage, wem die Verantwortung für darüber hinaus erforderliche Vorkehrungen zur Ermöglichung eines schadlosen Fischabstiegs (z. B. Bypässe als Fischabstiegsanlagen) zuzuweisen ist, lassen sich zwei generische Fälle unterscheiden:

- (1) Die Absturzhöhe der Stauanlage ist als unkritisch einzustufen, d. h., der Fischabstieg könnte in Abwesenheit einer Wasserkraftnutzung weitestgehend ohne Schädigungen mit dem Wehrüberfall erfolgen.²¹²⁵ In diesem Fall ist die Verantwortung für notwendige Vorkehrungen des Fischabstiegs ebenfalls dem Wasserkraftbetreiber zuzuordnen, da erst die Wasserkraftnutzung ursächlich für signifikante Schäden beim Fischabstieg ist.²¹²⁶
- (2) Die Absturzhöhe der Stauanlage ist bereits selbst als kritisch für den Fischabstieg einzustufen, d. h., auch bei Abwesenheit einer Wasserkraftnutzung käme es in nicht tolerablem Ausmaß zu einer Behinderung der flussabwärtsgerichteten Migration von Fischen und anderen Organismen. In diesem Fall wären auch ohne Wasserkraftnutzung Vorkehrungen zum Fischabstieg (z. B. Bypässe) erforderlich.²¹²⁷ Da allerdings i. d. R. technische Verbundeffekte zwischen Maßnahmen des Fischschutzes und des

²¹²³ Vgl. Reinhardt (2012), S. 24f. sowie S. 29-33; Lange/Krull (2014), S. 40f. sowie auch Held/Krull (2009), S. 331f.; Krull (2011), S. 60. Dies betrifft ebenso ggf. erforderliche Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung des Staubereichs und Sedimentbewirtschaftung.

²¹²⁴ Vgl. Reinhardt (2012), S. 24f. sowie S. 29-33; Lange/Krull (2014), S. 40f. sowie auch Held/Krull (2009), S. 331f.; Krull (2011), S. 60.

²¹²⁵ Vgl. bereits Kap. 3.3 und 3.4.

²¹²⁶ Vgl. Reinhardt (2012), S. 24.

²¹²⁷ Vgl. Reinhardt (2012), S. 24.

Fischabstiegs bestehen sowie eine stärkere Abstimmung mit den baulichen Rahmenbedingungen der Wasserkraftanlage (z. B. Einlaufgeometrie, Rechenreinigung) erforderlich ist,²¹²⁸ erscheint es hinsichtlich Effektivität sowie Kosteneffizienz der Maßnahmen zweckmäßig, diese aus einer Hand durch den Wasserkraftbetreiber planen und implementieren zu lassen. Dieser hat eine bessere Kenntnis der baulichen und betrieblichen Zusammenhänge im direkten Maßnahmenumfeld und im Gegensatz zum Stauanlagenbetreiber auch einen Anreiz, die indirekten einzelwirtschaftlichen Kosten und die gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten aus Erzeugungsverlusten zu minimieren. Der Mitverursachung des Stauanlagenbetreibers könnte in diesem Zusammenhang durch eine Beteiligung an den Kosten der Errichtung und des Betriebes erforderlicher Sammel- und Ableiteinrichtungen und Bypässe Rechnung getragen werden.²¹²⁹

Unabhängig von der konkreten Aufteilung im Einzelfall ist letztlich eine klare akteursbezogene Abgrenzung und Zuordnung der Verpflichtungen an den Standorten eine wesentliche Voraussetzung für die Effizienz eines Kompensationsmechanismus, da sie die notwendige Grundlage für bilaterale Optimierungsvereinbarungen zwischen den Akteuren bilden.²¹³⁰ Bei der Gestaltung des Fischaufstiegs, der der Verantwortung des Stauanlagenbetreibers zugewiesen wird, besteht zwar eine tendenzielle, aber keine vollständige

²¹²⁸ Im Falle eines mechanischen Fischschutzes können Rechen, Sammel- und Ableiteinrichtungen sowie Bypass quasi als technische Einheit verstanden werden, die räumlich integriert installiert und aufeinander abgestimmt werden, vgl. Reinhardt (2012), S. 24 sowie bereits Kap. 3.4. Gerade bei größeren Anlagen ist auch die Alternative des Turbinenmanagements zu betrachten, bei der Fischschutz und Fischabstieg vollständig integriert sind. Das gleiche gilt für die anlagenübergreifende Maßnahmenoption des „Trap and Truck“. Zu technischen Verbundeffekten vgl. auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 133-135.

²¹²⁹ Zu Kostenbeteiligungen an Stauhaltungen vgl. Reinhardt (2012), S. 33-38 sowie Lange/Krull (2014), S. 238-247. Die Kostenbeteiligung des Stauanlagenbetreibers müsste parallel zur Zuweisung der öffentlich-rechtlichen Verpflichtung auf den Wasserkraftbetreiber sichergestellt werden. Wie dies im Detail umgesetzt werden kann, ist rechtlich im Detail zu prüfen.

²¹³⁰ Falls Stauhaltungen zukünftig als Wasserdienstleistungen i. S. d. Art. 2, Nr. 38 WRRL klassifiziert werden, würden sie ebenfalls den Bestimmungen des Art. 9 WRRL zur kostendeckenden und verursachergerechten Bepreisung unterliegen. Dies würde im Prinzip dazu führen, dass die Wasserkraftnutzung ebenfalls einen angemessenen Beitrag zur Finanzierung stauanlagenbezogene Maßnahmen (hier: Fischaufstieg) leisten muss, vgl. Lange/Krull (2014), insb. S. 238-247 sowie Kap. 5.5. Eine für beide Akteure nachvollziehbare und als fair empfundene Aufteilung der Verpflichtungen und Kosten ist allgemein wichtig für die Akzeptanz der betroffenen Akteure und verringert die Gefahr langwieriger rechtlicher Auseinandersetzungen, die einer zügigen Implementierung des Kompensationsmechanismus sowie ökologischer Verbesserungsmaßnahmen insgesamt entgegenstehen. Zur transparenten Aufteilung der Kosten könnte bspw. auf das von HELD und KRULL beschriebene modifizierte Nutznießerprinzip zurückgegriffen werden, vgl. Held/Krull (2009), S. 332-334.

Kongruenz zwischen der Minimierung der direkten Baukosten sowie der indirekten Kosten aus der Bereitstellung von Betriebs- und Dotierwasser.²¹³¹ Letztere fallen einzelwirtschaftlich beim Wasserkraftbetreiber in Form von Erzeugungsverlusten und in Form von Opportunitätskosten für den Verlust regenerativer Stromerzeugung als gesamtwirtschaftliche Zusatzkosten an, werden jedoch im einzelwirtschaftlichen Kalkül des Stauanlagenbetreibers nicht explizit berücksichtigt. Auf Basis klarer Verantwortlichkeiten kann der Wasserkraftbetreiber jedoch mit dem Stauanlagenbetreiber eine bilaterale Vereinbarung zur Ausgestaltung des Fischaufstiegs treffen, bei der bauliche Mehrkosten aus verringerten Erzeugungsverlusten monetär kompensiert werden und somit i. S. d. gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz die Gesamtkosten am Standort insgesamt weiter reduziert werden.²¹³²

Abschließend bleibt darauf hinzuweisen, dass im Rahmen dieser wirtschaftswissenschaftlichen Arbeit die Fragen der wasserrechtlichen Implementierung des vorgeschlagenen Kompensationsmechanismus nicht abschließend beantwortet werden können, sondern einer vertieften rechtswissenschaftlichen Prüfung bedürfen.

6.4.2.4.2 Errichtung von neuen Querbauwerken bzw. neue Nutzungen an bestehenden Querbauwerken

Sofern Nutzungsrechte nicht kontinuierlich allen Interessenten in einem wettbewerblichen Auktionsverfahren zur Verfügung gestellt werden, stellt sich bei mengenbasierten Ansätzen immer die Frage, inwiefern eine Benachteiligung von Neuinteressenten vorliegt. Von den in Kap. 3.2 angeführten potenziellen Funktionen von Querbauwerken ist privatwirtschaftlich v. a. die Wasserkraftnutzung von Interesse.

Grundsätzlich kann ein Markteintritt in die Wasserkrafterzeugung durch den Erwerb eines bestehenden Standorts (inkl. wasserrechtlicher Gestattung) oder durch die Errichtung eines neuen Standorts erfolgen. Während die erste Form des Markteintrittes keine Auswirkungen auf den Kompensationsmechanismus hat, geht insb. von der Neuerrichtung eines Querbauwerks mit Wasserkraftnutzung, aber auch von der Einrichtung einer Wasserkraftnutzung an einem bestehenden Querbauwerk grundsätzlich eine Erhöhung des

²¹³¹ Die tendenzielle Kongruenz besteht darin, dass sowohl Baukosten als auch die erforderlichen Wasserabgaben mit der Dimensionierung des Fischaufstieges steigen. Bei bestimmten Parametern wie Schlitzbreiten und Leitströmung ist jedoch eine Inkongruenz von Baukosten und Erzeugungsverlusten zu erwarten, vgl. bereits Kap. 3.4.

²¹³² Bspw. könnte er die baulichen Mehrkosten übernehmen, die für nachträgliche Anpassungen und Dynamisierungen des Durchflusses anfallen (z. B. variable Schlitzbreiten).

Nutzungsdruckes in den betroffenen Migrationsteilsystemen aus. Zur Gewährleistung der ökologischen Zielerreichung werden durch den Markteintritt c. p. eine Verknappung der anlagenbezogenen Primärallokationen und entsprechend mehr Reduktionsleistungen an den Standorten erforderlich.

Die Neuerrichtung von Querbauwerken zur Wasserkraftnutzung ist in Deutschland allerdings von geringer praktischer Relevanz, wobei zwei wesentliche Gründe zusammenwirken:

- (1) Die wirtschaftlich attraktiven Standorte für Wasserkraftnutzungen sind bereits weitestgehend besetzt.²¹³³ In diesem Zusammenhang wirkt sich zudem aus, dass neue Wasserkraftnutzungen keine Förderung durch das EEG erhalten, wenn ein neues Querbauwerk erforderlich ist.²¹³⁴
- (2) Unabhängig von einer möglichen Kompensation der zusätzlichen Querverbauung, steht jede neue Stauhaltung auch bzgl. ihrer Nahwirkungen in einem Spannungsfeld mit dem Verschlechterungsverbot der WRRL. Wenn sich durch die Neuerrichtung der ökologische Zustand eines Wasserkörpers verschlechtert oder das Erreichen eines Bewirtschaftungsziels verhindert wird, ist dies formal durch einen Ausnahmetatbestand zu rechtfertigen.²¹³⁵ Daher ist zu erwarten, dass die wasserrechtliche Gestattung von neuen Querbauwerken sehr restriktiv gehandhabt wird.²¹³⁶

Eine größere praktische Relevanz könnte dagegen die Neuerrichtung bzw. Reaktivierung von Wasserkraftanlagen an *bestehenden* Querbauwerken entfalten. Diese sind zum einen durch das EEG förderfähig, zum anderen wird ihre wasserrechtliche Gestattung durch den Auftrag des § 35 Abs. 3 WHG, der eine Prüfung der Wasserkraftnutzung an bestehenden Querbauwerken fordert, zumindest appellativ begünstigt.²¹³⁷ In diesem Fall beschränkt sich die durch zusätzliche Reduktionsmaßnahmen in den betroffenen Migrationsteilsystemen zu kompensierende Verstärkung des Nutzungsdrucks auf die flussabwärtsgerichtete Querverbauung. Vom betrachteten Kompensationsmechanismus geht dabei keine strukturelle Benachteiligung von Neuinteressenten aus. Insb. müssen diese für den Markteintritt keine Rechte von Altemittenten erwerben, die denen kostenlos zur Verfügung gestellt wurden. Stattdessen würde der höhere Nutzungsdruck gleichmäßig auf

²¹³³ Zur weitgehenden Ausnutzung des Wasserkraftpotenzials vgl. bereits Kap. 3.2.

²¹³⁴ Vgl. § 23 Abs. 5 EEG 2012 bzw. § 40 Abs. 4 EEG 2014 sowie bereits Kap. 4.3.3.

²¹³⁵ Vgl. bereits Kap. 5.4.3. Die Inanspruchnahme eines solchen Ausnahmetatbestandes ist am ehesten noch bei öffentlichen Projekten wie dem Ausbau von Wasserstraßen zu erwarten.

²¹³⁶ Im Wasserrecht besteht auch kein Anspruch auf Gewährung einer wasserrechtlichen Gestattung, selbst wenn die Anlage nach neuesten technischen Standards errichtet wird, vgl. Kap. 6.2.2.

²¹³⁷ Vgl. bereits Kap. 6.2.3.

alle Betreiber im betroffenen System wirken. Die Schwierigkeiten beim Markteintritt sind dagegen grundlegend in der Systematik des Wasserrechts und den ökologischen Zielsetzungen angelegt und kein Spezifikum des Kompensationsmechanismus.²¹³⁸ So ist unabhängig vom Kompensationsmechanismus zu erwarten, dass eine Neuerrichtung oder Reaktivierung einer Wasserkraftanlage wasserrechtlich nicht gestattet wird, wenn hierdurch die Verwirklichung eines Bewirtschaftungsziels in einem Wasserkörper gefährdet würde.²¹³⁹ Die Möglichkeit der standortübergreifenden Kompensation kann den Markteintritt eher sogar erleichtern.

6.4.2.4.3 Externe Effekte im Kontext von Maßnahmen zur Verringerung der Querverbauung

Die gesamtwirtschaftlichen Kosten der angestrebten Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern umfassen nicht nur die Summe der einzelwirtschaftlichen Kosten an den Standorten, sondern ggf. auch gesamtwirtschaftliche Zusatzkosten.²¹⁴⁰ Sofern eine technologische und standortübergreifende Flexibilisierung der Maßnahmenallokation im Vergleich mit einer ordnungsrechtlichen Allokation mit detaillierten technologischen Vorgaben zu *zusätzlichen* externen Effekten führt, wirkt dies ebenso wie *zusätzliche* Transaktionskosten der durch einen Kompensationsmechanismus erzielbaren gesamtwirtschaftlichen Nettokostensparnis entgegen. Im Extremfall können zusätzliche externe Effekte die gesamtwirtschaftlichen Kosten sogar erhöhen.

In Kap. 6.2.5 wurde bereits dargelegt, dass – im Falle des Fortbestehens eines Querbauwerkes – bei der Verbesserung der Passierbarkeit von Querbauwerken von einer hohen Kongruenz der einzel- und gesamtwirtschaftlichen Kostenminimierungskalküle ausgegangen werden kann. Insb. die Wasserkraftbetreiber haben einen starken Anreiz ihre einzelwirtschaftlichen Erzeugungsverluste und somit implizit auch die damit verbundenen gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten (Kosten einer c. p. verstärkten CO₂-Vermeidung an andere Stelle) zu minimieren.²¹⁴¹ Gerade die technologische und standortübergreifende

²¹³⁸ Vgl. auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 16. Zur Systematik des Wasserrechts mit seinem Nutzungsverbot mit Genehmigungsvorbehalt vgl. bereits Kap. 6.2.1 und 6.2.2.

²¹³⁹ Dies wäre der Fall, wenn die Erschließung eines bestimmten Wanderfischhabitats dann nicht mehr möglich wäre. Ohne die Inanspruchnahme von Ausnahmetatbeständen bestehen Freiräume für neue Wasserkraftanlagen allenfalls in Migrationsteilsystemen mit weit unterkritischem Nutzungsdruck (im illustrativen Beispiel Migrationsteilsystem 1), wenn dabei eine Zustandsverschlechterung ausgeschlossen ist.

²¹⁴⁰ Vgl. bereits Kap. 5.2.1, 5.3 und 5.4.3.

²¹⁴¹ Gegebenenfalls bestehen gewisse gesamtwirtschaftliche Effizienzverluste bei der Abwägung von Baukosten und Erzeugungseinbußen an nicht durch das EEG geförderten Wasserkraftanlagen, wenn man

Flexibilisierung der Maßnahmenauswahl mittels dezentraler Optimierungskalküle erscheint also geeignet, diese gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten im Vergleich zu einer rigiden ordnungsrechtlichen Steuerung sogar zu *verringern*.

Allerdings findet diese grundsätzliche Anreizkompatibilität bei der Maßnahmenauswahl ihre Grenzen, wo erst die gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten über die Vorteilhaftigkeit einer Maßnahmenoption entscheiden.²¹⁴² Dies zeigt sich im Kontext querbauwerksbezogener Maßnahmen v. a. bei der „extremen“ Maßnahmenoption des Rückbaus. Durch eine vorzeitige Aufgabe seines Nutzungsrechts und den Rückbau des Querbauwerks kann der Betreiber die im Status quo vorliegende Querverbauungsrate auf null reduzieren. Es sei angenommen, dass er in diesem Fall die freigesetzten Querverbauungsrechte im Kompensationsmechanismus bis zum ursprünglich festgesetzten Ablauf seiner wasserrechtlichen Gestattung vermarkten darf. Die Rückbauoption ist einzelwirtschaftlich vorteilhaft, wenn der Erlös der Querverbauungsrechte im Barwert die Opportunitätskosten der Nutzungsaufgabe sowie die Rückbaukosten übersteigt. Dementsprechend ist eine Rückbauoption besonders für Betreiber attraktiv, deren Nutzung vergleichsweise unproduktiv ist (z. B. Wasserkraftanlage mit schlechtem Ertrags-Kosten-Verhältnis) und deren Querbauwerke sich mit geringen Kosten zurückbauen lassen, während gleichzeitig die Opportunitätskosten einer Reduzierung der Querverbauung an den weiteren Standorten der betroffenen Migrationsteilsysteme hoch sind.²¹⁴³ In Kontext der Rückbauoption ist aber zu berücksichtigen, dass Querbauwerke im Regelfall einen Mehrfachnutzungscharakter aufweisen.²¹⁴⁴ Hierbei handelt es sich vielfach um Nutzungen, die am Standort erst durch die Existenz einer Stauanlage in einer bestimmten Qualität ermöglicht werden (z. B. verbes-

davon ausgeht, dass die Klimaschadenskosten aufgrund des derzeitigen niedrigen CO₂-Zertifikatspreis im Großhandelspreis für Strom nicht hinreichend internalisiert sind. In diesem Fall kommen die tatsächlichen gesellschaftlichen Opportunitätskosten von Erzeugungsverlusten nicht zum Tragen.

²¹⁴² Als Beispiel kann ein Betreiber einer nicht durch das EEG geförderten Anlage angeführt werden, der durch ein verbessertes Frühwarnsystem seine Erzeugungsverluste durch Turbinenmanagement reduzieren könnte. Wenn allerdings die Kosten des verbesserten Frühwarnsystems die damit vermeidbaren, rein einzelwirtschaftlich bewerteten Erzeugungsverluste überwiegen, wird der Betreiber diese Option nicht wahrnehmen. Wenn unter Hinzuziehung der gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten der Erzeugungsverluste eine Vorteilhaftigkeit gegeben wäre, dann würde das einzelwirtschaftliche Kalkül nicht zum gesamtwirtschaftlichen Optimum führen. Für den Fall der Extremmaßnahme „Rückbau des Querbauwerks“ kann der positive externe Nutzen eines Querbauwerkes zu einer Inkongruenz einzel- und gesamtwirtschaftlicher Kalküle führen.

²¹⁴³ Die Rückbaukosten hängen entscheidend vom Umfang der öffentlich-rechtlichen Rückbau- und Renaturierungsverpflichtungen im so genannten „Heimfall“ ab. Zu den Rahmenbedingungen des wasserrechtlichen Heimfalls vgl. Wyer (2002), insb. S. 99-109 sowie ausführlich Breuer (2009). Über die Rückbaukosten hinaus ist im einzelwirtschaftlichen Rückbaukalkül auch zu beachten, wie schnell die Fixkosten der Wasserkraftnutzung abgebaut werden können, vgl. Lange/Krull (2014), S. 226.

²¹⁴⁴ Vgl. Kap. 3.2.

serte Freizeitnutzungsmöglichkeiten im Staubereich, Sohlstabilisierung, Hochwasserregulierung), ohne dass der Betreiber des Querbauwerks für die Bereitstellung vergütet wird (externer Nutzen).²¹⁴⁵ Während diese weiteren Nutzungsmöglichkeiten und damit der externe Nutzen des Querbauwerks von der Umsetzung gradueller Maßnahmen zur Reduktion der Querverbauung (z. B. Errichtung eines Fischaufstiegs) im Wesentlichen unberührt bleiben, geht der externe Nutzen im Fall des Rückbaus verloren.²¹⁴⁶ Da der Betreiber des Querbauwerks für externe Nutzen definitionsgemäß nicht vergütet wird, fließt der drohende Verlust dieses Nutzens auch nicht in seine einzelwirtschaftliche Rückbaument-scheidung ein. Andererseits ist mit einem Rückbau auch ein gesamtwirtschaftlicher *Zusatznutzen* verbunden, der ebenfalls im einzelwirtschaftlichen Kalkül des Betreibers nicht berücksichtigt wird: insb. dann, wenn mit dem Rückbau eine Renaturierung des Gewässerabschnittes einhergeht, ist in vielen Fällen eine deutliche ökologische Aufwertung des Gewässers gegenüber dem Fortbestand zu erwarten.²¹⁴⁷ So wird über die im Kompensationsmechanismus abgebildete vollständige Beseitigung der Querverbauung hinaus auch die Lebensraumveränderung im Staubereich vollständig zurückgeführt.²¹⁴⁸ In ökonomischen Termini werden also die restlichen negativen externen Effekte des Querbauwerkstandorts beseitigt. Es zeigt sich somit, dass bei Rückbaumentscheidungen – sofern sich die gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten und -nutzen nicht (zufällig) die Waage halten – eine signifikante Inkongruenz des einzel- und gesamtwirtschaftlichen Kalküls bestehen kann. Dies impliziert aus gesamtwirtschaftlicher Perspektive die Gefahr einer wohlfahrtsschädigenden Verzerrung der einzelwirtschaftlichen Marktaustrittsentscheidung.²¹⁴⁹

Da die vorzeitige Rückgabe eines Wasserrechts und der Rückbau eines Querbauwerks ohnehin mit der zuständigen Wasserbehörde abzustimmen sind, bietet sich die Gelegenheit einer behördlichen Evaluierung der vom Rückbau zu erwartenden gesamtwirtschaftlichen Zusatzkosten und -nutzen.²¹⁵⁰ Wie schon in Kap. 5.4 erörtert, ist eine monetäre

²¹⁴⁵ Vgl. auch Kap. 5.4.3 sowie Lange/Krull (2014), S. 240f. Diese weiteren Nutznießer einer Stauhaltung lassen sich daher als indirekte Verursacher der von der Stauhaltung ausgehenden gewässerökologischen Beeinträchtigungen klassifizieren, vgl. Held/Krull (2009), S. 332.

²¹⁴⁶ Vgl. Lange/Krull (2014), S. 241f. In diesem Zusammenhang kann auch der Optionswert derzeit nicht ausgeübter Nutzungen (bspw. Reaktivierung einer Wasserkraftnutzung) eine Rolle spielen.

²¹⁴⁷ Es gibt jedoch auch viele Fälle, in denen sich in den Rückstauen hochwertige Sekundärlebensräume mit geschützten Arten etabliert haben. In diesen Fällen ist naturschutzfachlich zu hinterfragen, inwiefern durch den Rückbau tatsächlich eine ökologische Verbesserung herbeigeführt wird, vgl. hierzu bereits Kap. 3.3.

²¹⁴⁸ Vgl. hierzu bereits Kap. 3.3.

²¹⁴⁹ Vgl. Bunge et al. (2001), S. 84; Lange/Krull (2014), S. 241f.

²¹⁵⁰ Zu den Rahmenbedingungen des wasserrechtlichen Heimfalls vgl. Wyer (2002), insb. S. 99-109 sowie ausführlich Breuer (2009). Bei der Evaluierung eines Querbauwerks, das derzeit nicht zur Stromerzeugung aus Wasserkraft genutzt wird, besteht zudem ein Anknüpfungspunkt an den § 35 Abs. 3

Bewertung der jeweiligen Effekte allerdings methodisch aufwändig und bleibt mit signifikanten Unschärfen verbunden. Durch eine qualitative Gegenüberstellung der Effekte unter Einbeziehung der relevanten Stakeholder (z. B. Ruderverband, Naturschutzverbände) sollte der Behörde jedoch zumindest die Einschätzung möglich sein, ob das öffentliche Interesse am Fortbestand des Querbauwerks überwiegt.²¹⁵¹ Je nachdem, wie hoch das Interesse eingeschätzt wird, kann dem Betreiber ein entsprechender Förderungsbetrag für den Erhalt des Querbauwerks angeboten werden.²¹⁵² Dieser kann dann vom Betreiber in seine einzelwirtschaftliche Rückbauentcheidung einbezogen werden, wobei das Ergebnis der Rückbauentcheidung im Einzelfall offen bleibt.²¹⁵³

6.4.2.4.4 *Strategische Ausübung von Marktmacht*

Die bisherigen Ausführungen haben verdeutlicht, dass Kompensationstransaktionen im betrachteten Anwendungsfeld nur zwischen verhältnismäßig wenigen Akteuren stattfinden können.²¹⁵⁴ Folglich kann für den Kompensationsmarkt offensichtlich nicht von einer

WHG, der einen Auftrag zur Evaluierung von Wasserkraftpotenzialen an bestehenden Querbauwerken enthält.

²¹⁵¹ Im Falle eines Standorts, der ursächlich für die Ausweisung eines HMWB war, impliziert dies auch eine Überprüfung der Bedingungen für die HMWB-Ausweisung. Bei der Ausweisung eines HMWB ist zu prüfen, welche Nutzungen signifikant durch den Rückbau einer Stauhaltung beeinträchtigt würden und ob die Substituierung dieser Nutzungen zu gesamtwirtschaftlich unverhältnismäßig hohen Kosten führen würde, vgl. hierzu Kap. 5.3.

²¹⁵² Ohne valide ökonomische Bewertung der relevanten Effekte wird die Festlegung der Förderung den gesamtwirtschaftlichen Nettozusatznutzen des Querbauwerkes nur entsprechend ungenau wiedergeben können. Durch die qualitative Abwägung unter Stakeholderbeteiligung handelt es sich jedoch nicht um eine willkürliche Festlegung und dürfte die Verzerrung der einzelwirtschaftlichen Marktaustrittsentscheidung in vielen Fällen zumindest verringern. Alternativ könnte der Betreiber gefragt werden, ab welchem Förderbetrag er sich gegen den Rückbau entscheiden würde, und die Behörde könnte anhand des gegebenen Betrags entscheiden, ob ihr das öffentliche Interesse diesen Betrag wert ist. Damit der Betreiber tatsächlich seine Minimalforderung nennt, könnte die Abfrage als einmaliges Gebot ohne Nachverhandlungen gestaltet werden. Werden Stauhaltungen als Wasserdienstleistungen i. S. d. Art. 2, Nr. 38 WRRL zu klassifiziert, würden Stauhaltungen auch den Bestimmungen des Art. 9 WRRL zur kostendeckenden Bepreisung unterliegen. Dies würde dazu führen, dass auch für die indirekte bzw. informelle Nutzung der Wasserdienstleistung „Gewässeraufstau“ generell (nicht nur bei drohendem Rückbau) ein angemessener Beitrag für die Bereitstellung dieser Wasserdienstleistung „Stauhaltung“ zu entrichten ist. Sofern die Allgemeinheit Nutznießer ist (z. B. Freizeitnutzung, Hochwasserschutz), könnte der angemessene Beitrag ebenfalls in Form einer öffentlichen Förderung erfolgen, vgl. Lange/Krull (2014), S. 242-245.

²¹⁵³ Durch den Förderbetrag für den Fortbestand des Querbauwerkes erhöhen sich die Opportunitätskosten der Rückbauentcheidung in einem entsprechenden Ausmaß. Es erfolgt eine entsprechende Rückkopplung auf die Kompensationsverhandlungen und die Reallokation der Querbauwerksrechte im System. Alternativ könnte die Behörde die Verwertbarkeit von Querverbauungsrechten aus dem Rückbau pauschal auszuschließen oder einen vorzeitigen Rückbau durch strenge Auflagen unattraktiv machen. Beide Lösungen schränken jedoch die Kosteneffizienz bei der Reduzierung der kumulativen Querverbauung ein, da ökonomische Signale nicht bzw. weniger zum Tragen kommen.

²¹⁵⁴ Zum einen erfordert die Anforderung der ökologischen Äquivalenz eine Segmentierung von Kompensationsräumen entsprechend den Migrationsteilsystemen. Zum anderen sind substantielle Kompensationspotenziale in einem Migrationsteilsystem nur zu erwarten, wenn eine unterkritische Anzahl von Querbauwerksstandorten (i. d. R. maximal 10 Standorte) vorliegt. In diesem Zusammenhang kann

atomistischen Konkurrenzsituation mit vielen potenziellen Anbietern und Nachfragern ausgegangen werden.²¹⁵⁵ In diesem Zusammenhang ist weiterhin zu beachten, dass sich die Betreiber von Querbauwerken in ihrer wirtschaftlichen Größe und Leistungsfähigkeit deutlich unterscheiden. Das privatwirtschaftliche Spektrum reicht vom Einzelunternehmer bis zum Großkonzern, daneben befinden sich viele Querbauwerke im Besitz öffentlich-rechtlicher Körperschaften (von der Gemeinde bis zur Bundeswasserstraßenverwaltung). Folglich stellt sich die Frage, ob einzelne Akteure in der Konkurrenz um residuale Querverbauungsrechte durch Marktmacht zu einem strategischen Verhalten befähigt werden, welches ein aus gesamtwirtschaftlicher Sicht allokativ nachteilhaftes Ergebnis begünstigt oder zu distributiven Verwerfungen führt, welche die Akzeptanz des Instruments in Frage stellen.²¹⁵⁶

Ein allokativ nachteilhaftes Ergebnis stellt sich im Rahmen einer Mengensteuerung allgemein dann ein, wenn ein Akteur mehr Rechte aufkauft oder zurückhält, als es nach seinem (Grenz-)Anpassungskostenkalkül gerechtfertigt ist. In diesem Fall stellt er sich auf den ersten Blick auch einzelwirtschaftlich schlechter, da bspw. eine eigene Reduktionsleistung günstiger wäre. Dieses Verhalten kann dennoch rational sein, wenn sich der Akteur dadurch auf einem anderen Markt – typischerweise einem Absatzmarkt – einen Vorteil erhofft, der die Zusatzkosten des übermäßigen Rechteaufkaufs übersteigt. Dies ist bspw. möglich, wenn eine kurzfristig übermäßige Verknappung von Nutzungsrechten zu einem dauerhaften Marktaustritt eines Konkurrenten auf dem Absatzmarkt führt, so dass sich der strategisch handelnde Akteur langfristig höhere Absatzmengen oder Margen verspricht.²¹⁵⁷

Eine Konkurrenzsituation auf Absatzmärkten besteht potenziell zwischen unterschiedlichen Wasserkraftbetreibern. Als betroffene Absatzmärkte sind in diesem Zusammenhang der Großhandelsmarkt für Strom sowie der Markt für „grüne Energie“ über so genannte

zudem nicht vorausgesetzt werden, dass sich die einzelnen Standorte durch unterschiedliche Akteure betrieben werden. Teilweise befinden sich ganze Kraftwerksketten im Besitz eines Betreibers. Bspw. werden alle Kraftwerke an den deutschen Staustufen der Mosel von einem Unternehmen (RWE) betrieben.

²¹⁵⁵ Auch beim Water Quality Trading ist regelmäßig von unvollständiger Konkurrenz auszugehen, vgl. Shortle/Horan (2008), S. 128.

²¹⁵⁶ Vgl. allgemein auch Keudel (2007), S. 47f. sowie bereits Kap. 2.3.

²¹⁵⁷ Ein strategisches Zurückhalten von Zertifikaten wurde bspw. im Zusammenhang mit konkurrierenden Papierfabriken am Fox River in den USA festgestellt, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 35.

Herkunftsnachweise zu nennen.²¹⁵⁸ Es stellt sich somit die Frage, ob für einen finanzstarken Großkonzern erstens die Möglichkeit und zweitens eine Motivation besteht, kleinere Betreiber aus diesen Absatzmärkten zu drängen, indem er übermäßig Querverbauungsrechte aufkauft oder zurückhält. Da jeder Betreiber die regulatorisch erforderliche Reduzierung der Querverbauung auch autonom durch Maßnahmen an seinem Standort umsetzen kann, kann er nur zum Marktaustritt bewegt werden, wenn der strategisch handelnde Akteur mindestens so viel für die Querverbauungsrechte bietet, dass der bei Aufgabe der Nutzung entgehende zukünftige Nettonutzen des kleinen Betreibers überkompensiert wird.²¹⁵⁹

Allerdings ist auf den genannten Absatzmärkten kein strategischer Zusatznutzen für das Herausdrängen von anderen Wasserkraftbetreibern ersichtlich. Mit Blick auf den Großhandelsmarkt für Strom stellt die gesamte Laufwasserkrafterzeugung bereits heute nur einen kleinen Anteil der Stromerzeugung im so genannten Must-Run-Segment der Angebotskurve (so genannte Merit Order) dar, der zudem insb. aufgrund des starken Zuwachses der Windkraft und Fotovoltaik kontinuierlich sinkt.²¹⁶⁰ Der Marktaustritt einzelner oder mehrerer Laufwasserkraftwerksstandorte ist daher zu unbedeutend, als dass er einen nennenswerten Einfluss auf die abgesetzte Menge eines anderen Laufwasserbetreibers sowie auf den erzielbaren Marktpreis ausüben könnte. Auch auf dem Markt „grüner Zertifikate“ sind keine nennenswerten Mengen- oder Preiseffekte zu erwarten, zumal die Ökostromanbieter im Falle von Preissteigerungen auch auf das große Angebot aus Österreich und Norwegen zurückgreifen können.²¹⁶¹

Obschon also im betrachteten Kontext die geringe Anzahl von Akteuren sowie die Unterschiede in der wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit die Ausübung von Marktmacht vor-

²¹⁵⁸ Der relevante Großhandelsmarkt für Strom ist die EEX in Leipzig, vgl. <http://www.eex.com/de/>. Hier werden auch Herkunftsnachweise für Strom aus Erneuerbaren Energien (insb. aus Wasserkraft) gehandelt. Vielfach werden Herkunftsnachweise aber noch außerhalb der Börse „over the counter“ gehandelt.

²¹⁵⁹ Dabei wird sich der strategisch handelnde Akteur auf den engeren Markt für flussabwärtsgerichtete Querverbauungsrechte fokussieren, da sich dieser im Wesentlichen auf Standorte mit Wasserkraftnutzung beschränkt. Auf dem Markt für flussaufwärtsgerichtete Querverbauungsrechte wäre der Akteur stärker mit dem Angebot „branchenfremder“ Akteure, also den Betreibern von Querbauwerken ohne Wasserkraftnutzung, konfrontiert, vgl. allgemein auch Bonus (1990), S. 354f.

²¹⁶⁰ Das Must-Run-Segment ist dadurch gekennzeichnet, dass die Stromerzeugung mit keinen oder sehr geringen variablen Kosten verbunden ist. Dies ist typischerweise bei erneuerbaren Energien ohne Brennstoffkosten der Fall. Zur Struktur des Großhandelsmarktes und zum Merit Order Prinzip vgl. Groscurth/Bode (2009), S. 7-11. Die EEG-Förderung kleinerer Wasserkraftwerke spielt in diesem Zusammenhang keine Rolle, da die erzeugten Mengen vom Netzbetreiber abgenommen und ebenfalls am Großhandelsmarkt platziert werden.

²¹⁶¹ Grünstromzertifikate aus Deutschland, dem Alpenraum und Norwegen werden ebenfalls an der EEX gehandelt, vgl. <http://www.eex.com/de/produkte/strom/herkunftsnachweise>.

dergründig begünstigen, ist die Motivation zum strategischen Herausdrängen von kleineren Betreibern als eher gering einzuschätzen.²¹⁶² Der Marktaustritt eines Betreibers ist vielmehr auch aus Sicht eines größeren Betreibers nur dann anzustreben, wenn dies durch entsprechende Unterschiede in den Kosten zur Reduktion der Querverbauung an den Standorten gerechtfertigt wird. Ein solcher Marktaustritt ist jedoch gerade konform mit der Zielsetzung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz, bei der die verknappten residualen Querverbaumöglichkeiten in die produktivsten Verwendungen gelenkt werden.

Weiterhin ist zu hinterfragen, ob die Marktmacht großer Akteure im Rahmen allokativ wünschenswerter Transaktionen zu einer stark ungleichgewichtigen Aufteilung des Effizienzgewinns und damit zu einer akzeptanzschädigenden distributiven Benachteiligung kleiner Betreiber führt. Gerade wenn mehrere Kraftwerke in der Hand eines Betreibers liegen, verengt sich die Angebots- und Nachfrageseite auf wenige Akteure, im Extremfall besteht auf Angebots- oder Nachfrageseite sogar das Monopol eines Akteurs. Da die Kompensationstransaktion allerdings lediglich eine freiwillige Option gegenüber der autonomen Durchführung von Eigenmaßnahmen ist, kann jeder Partner bei der Bepreisung der zu transferierenden Querverbauungsrechte zumindest seinen Reservationsnutzen durchsetzen. Das heißt, der Preis kompensiert mindestens die zusätzlichen Maßnahmenkosten beim Verkäufer und beträgt maximal die eingesparten Maßnahmenkosten beim Käufer.²¹⁶³ Mit Blick auf die Aufteilung des Effizienzgewinns ist dann v. a. von Bedeutung, wer im Falle eines Scheiterns der Transaktionsverhandlung den größeren Schaden davonträgt.

Im Kontext des betrachteten Kompensationsmechanismus kann einerseits argumentiert werden, dass die Wirtschaftlichkeit kleinerer Anlagen aufgrund der ungünstigeren Kostenstrukturen bzw. höheren Stromgestehungskosten²¹⁶⁴ – trotz EEG-Förderung – in der Mehrzahl der Fälle schlechter als bei großen Anlagen ist. Dies wird dadurch verschärft, dass die spezifische EEG-Mehrvergütung in vielen Fällen nicht ausreicht, die Kosten ökologischer Verbesserungsmaßnahmen vollständig zu kompensieren. Kleine Betreiber könnten insofern einen höheren Transaktionsdruck spüren, da sie sich weniger leisten können, dass potenziell freiwerdende Querverbauungsrechte unverwertet bleiben oder potenziell günstigere Querverbauungsrechte Dritter nicht genutzt werden. Auch dürften

²¹⁶² Zur Ineffizienz des Aufkaufs von Nutzungsrechten aus wettbewerbsstrategischen Gründen vgl. allgemein auch Bonus (1990), S. 354f.

²¹⁶³ Vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 14f.

²¹⁶⁴ Vgl. Kap. 3.2.

größere Akteure über eine schlagkräftigere Verhandlungsorganisation verfügen und auch Kosten- und Wirkungsunsicherheiten durch den Einsatz von Spezialisten besser bewerten können. Andererseits dürften kleinere Betreiber gerade in der ersten Verpflichtungsperiode mit Blick auf die flussabwärtsgerichtete Querverbauung begünstigt sein, da an großen Standorten die Maßnahmenoptionen noch beschränkt sind. Ohne den Rückgriff auf freigesetzte Rechte an kleinen Standorten können die großen Betreiber die erforderliche Reduktionen der Querverbauung selbst nur durch eine zeitliche Ausweitung und Erhöhung der Schutzwirkung des Turbinenmanagements erreichen, wobei stark ansteigende Erzeugungsverluste zu erwarten sind. Insgesamt lässt sich an dieser Stelle keine deutliche distributive Benachteiligung kleiner Betreiber erkennen. Eine genauere Einschätzung kann bspw. mittels einer spieltheoretischen Analyse i. V. m. empirischen Beobachtungen in einem Pilotgebiet gewonnen werden. In diesem Zusammenhang kann auch die Einschaltung unabhängiger Intermediäre geprüft werden.

6.4.2.4.5 Ratenbasierte Bestimmung der Querverbauung und Transaktionskosten

Die bisherigen Ausführungen haben verdeutlicht, dass eine *outputorientierte* Operationalisierung der Querverbauung mittels Passierbarkeits- und Querverbauungsraten die zentrale Grundlage der technologischen und standortübergreifenden Flexibilisierung von Maßnahmen anhand dezentraler Kalküle bildet.²¹⁶⁵ Je genauer sich die Querverbauungsraten an den Einzelstandorten und deren Veränderung durch Maßnahmen bestimmen lassen, desto präziser lässt sich die Reduzierung der Querverbauung auf die kumulative Erreichbarkeit von Migrationsdestinationen als populationsdynamisch relevantes Maß der biologischen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen ausrichten. Dabei ist es plausibel, dass die erreichbare Genauigkeit von Passierbarkeits- und Querverbauungsraten durch den aktuellen Stand der Untersuchungsmethoden (biologisches Monitoring) limitiert ist und mit der Genauigkeit auch der Untersuchungsaufwand und somit die Informationskosten steigen.²¹⁶⁶ Die bisherigen Ausführungen zur outputorientierten Flexibilisierung von Maßnahmen basieren auf der Annahme, dass sich standortbezogene Passierbarkeits- bzw. Querverbauungsraten mit der Genauigkeit von Prozentpunkten bestimmen

²¹⁶⁵ Dies gilt sowohl für den in Kap. 6.4 betrachteten Kompensationsmechanismus als auch für die in Kap. 6.3.4 betrachtete outputorientierte Abgabenlösung.

²¹⁶⁶ So weisen die Autoren der ratenbasierten Durchgängigkeitskonzepte darauf hin, dass auf Basis des heutigen Wissensstandes eine wissenschaftlich exakte Abschätzung der Auswirkungen von Eingriffen in Gewässer vielfach nicht möglich ist und dass den ermittelten Raten insofern keine mathematische Exaktheit zukommt, vgl. Anderer et al. (2008), S. 570 und S. 573.

lassen. Diese Annahme zur ratenbasierten Bewertung fußt auf in der Literatur dokumentierten fachlichen Konzepten zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit und erscheint insofern als Ausgangshypothese tragfähig und transparent.²¹⁶⁷ Sollte dieser Genauigkeitsgrad in der Praxis nicht erreichbar oder zu teuer sein, verringern sich insb. in Migrationsteilsystemen mit hohem Nutzungsdruck die Kompensationspotenziale, da die potenziellen Anbieter von Querverbauungsrechten zur Vermeidung von Sanktionen entsprechend größere Sicherheitsabschläge bei der Effektivität vornehmen. Folglich sind die Möglichkeit einer prozentualen Bewertung standortbezogener Querverbauungsraten und die bei der Bestimmung zu erwartenden Informationskosten im Vorfeld einer flächendeckenden outputorientierten Flexibilisierung zu validieren.

Wie die in der Literatur angeführten Durchgängigkeitskonzepte verdeutlichen, ist eine prozentuale Bestimmung der standortbezogenen Passierbarkeitsraten aber auch unabhängig von der möglichen Implementierung einer outputorientierten Regulierung für eine ganzheitliche Abbildung der kumulativen Wirkungen von Querbauwerken im Flussgebiet und damit für eine systematische strategische Planung und Implementierung von Durchgängigkeitskonzepten von zentraler Bedeutung.²¹⁶⁸ Ausgehend von dieser Notwendigkeit einer ganzheitlichen Abbildung der kumulativen Wirkungen von Querbauwerken in Einzugsgebieten wird auch einsichtig, dass es zur strategischen Planung und Steuerung der Durchgängigkeit in Flussgebieten nicht ausreichend ist, im Falle der Einhaltung technologischer Standards qualitativ von einer Funktionstüchtigkeit eines Fischaufstiegs oder einer Fischschutzmaßnahme auszugehen und outputorientierte Funktionskontrollen als weitgehend überflüssig anzusehen.²¹⁶⁹ Zur validen Einschätzung der kumulativen Wirkungen ist letztlich auch in diesen Fällen eine outputorientierte Quantifizierung der Effektivität der implementierten Maßnahmen mittels biologischer Kontrollverfahren erforderlich.²¹⁷⁰ Hiervon ausgehend kann wiederum argumentiert werden, dass bei einem fairen Vergleich der regulatorischen Informationsbedürfnisse die Ex-post-Kontrollkosten

²¹⁶⁷ Vgl. bereits Kap. 4.2.6 und 5.4.4. Die prozentuale ratenbasierte Bewertung bildet zum einen die Grundlage für das strategische „Entwicklungskonzept ökologische Durchgängigkeit Rheinland-Pfalz“, vgl. LAWA (2007), S. 10-12; LUWG (2008), S. 4 sowie S. 27-64; Anderer et al. (2008), S. 569-574; Anderer et al. (2010a), S. 34-36. Zum anderen ist die im Auftrag des Umweltbundesamtes durchgeführte Studie „Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplanes zur ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung“ zu nennen, in der ebenfalls auf Basis prozentualer Aufstiegs- und Überlebensraten die populationsdynamische Tragfähigkeit einer Erschließung potenzieller Entwicklungsgebiete für Lachs und Aal analysiert wurde, vgl. Keuneke/Dumont (2011), S. 106-133 sowie auch FGG Elbe (2009), S. 42.

²¹⁶⁸ Vgl. bereits Kap. 3.4.

²¹⁶⁹ Diese Ansicht wird jedoch sowohl im DWA-Merkblatt M-509 als auch LAWA-Strategiepapier zur Fischdurchgängigkeit vertreten, vgl. DWA (2010), S. 70; LAWA (2007), S. 7.

²¹⁷⁰ Vgl. Albert/Langer (2007), S. 200.

im Falle einer outputorientierten Flexibilisierung von Maßnahmen nicht wesentlich höher als bei einer Auflagensteuerung auf Basis inputorientierter technologischer Vorgaben eines kanonisierten Stands der Technik sind.²¹⁷¹ Unbestreitbar höhere Transaktionskosten fallen allerdings ex-ante bei der technischen Planung und Entwicklung sowie wissenschaftlichen Evaluierung abgestufter Maßnahmenalternativen und -varianten an.²¹⁷² Dies sind folglich die entscheidenden zusätzlichen Transaktionskosten einer technologischen und standortübergreifenden Flexibilisierung, die gegen die zu erwartenden Bruttokosteneinsparungen aus Kompensationstransaktionen abzuwägen sind.²¹⁷³ Die Wesentlichkeit der zusätzlichen Transaktionskosten aus der Variantenplanung spricht dafür, eine Kompensationsoption mit verhältnismäßig geringem Zusatzaufwand innerhalb des bestehenden Ordnungsrahmens mit Verwaltungsvereinbarungen zu implementieren und dann die Entscheidung über die transaktionskostenintensivere Evaluierung der Kompensationspotenziale der Initiative der besser informierten Betreiber zu überlassen, so dass die Anwendung des Kompensationsmechanismus bestmöglich auf die erfolgversprechendsten Anwendungsgebiete fokussiert wird.

6.4.2.4.6 Instrumentelle Regelungsinterdependenzen

Wasserrechtliche, outputorientierte Benutzungsaufgaben bilden die unmittelbare instrumentelle Grundlage einer kompensationsbasierten Flexibilisierung der Allokation von Maßnahmen zur Reduktion der kumulativen Querverbauung von Fließgewässern.²¹⁷⁴ Dabei können die Betreiber von Querbauwerken in ihren dezentralen Entscheidungskalkülen jedoch direkt oder indirekt durch Instrumente weiterer Politik- und Rechtsbereiche beeinflusst werden. Es ist also zu prüfen, inwiefern die Anreizwirkungen des Kompensationsmechanismus durch andere Instrumente überlagert und inwiefern dadurch die gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienzpotenziale oder gar die ökologische Treffsicherheit gegenüber einer starren ordnungsrechtlichen Steuerung beeinträchtigt werden.²¹⁷⁵

²¹⁷¹ Zu Kontroll- und Durchsetzungskosten im Vergleich zum Referenzfall vgl. allgemein Michaelis (1996), S. 123-128; Häder (1997), S. 100f. sowie S. 159-175.

²¹⁷² Vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 142-144.

²¹⁷³ Vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 142-144.

²¹⁷⁴ Vgl. Kap. 6.4.2.2 und 6.4.2.3. Wie in Kap. 6.2.5 erörtert, bedingt die Mobilisierung von Kosteneffizienzpotenzialen im Rahmen dezentraler Kalküle, dass die technologische Flexibilität wasserrechtlich nicht auf untergesetzlicher Ebene (Verordnungen, Erlasse) oder im Vollzug (behördliches Ermessen) durch technologische Vorgaben eingeschränkt wird, sondern dass stattdessen konsequent auf die resultierende ökologische Effektivität abgestellt wird (Outputorientierung). Zur Mobilisierung akteursübergreifender Kosteneffizienzpotenziale ist zudem eine akteursübergreifende Flexibilisierung zu ermöglichen, sofern die ökologische Äquivalenz sichergestellt ist.

²¹⁷⁵ Vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 148f.; Keudel/Oelmann (2005/06), S. 219.

Instrumentelle Überlagerungen können sich entweder darin äußern, dass bestimmte Maßnahmenoptionen durch andere Instrumente forciert bzw. vorgeschrieben werden oder aber gehemmt bzw. ausgeschlossen werden. Eine Schmälerung des Effizienzgewinns durch instrumentelle Überlagerung ist insb. dann problematisch, wenn die im Kompensationsmechanismus gewährte Handlungsflexibilität beschnitten oder fehlgeleitet wird, ohne dass dies sachlich gerechtfertigt ist. Darüber hinaus können Instrumentenüberlagerungen auch die Transaktionskosten in Form von Koordinations- und Komplexitätskosten erhöhen sowie zusätzliche externe Kosten induzieren.

Ordnungsrechtliche Beschränkungen der technologischen Flexibilität können bspw. aus dem Fischereirecht herrühren, welches ebenso wie das Wasserrecht den Zweck hat, den Bestand der Fischpopulationen zu schützen.²¹⁷⁶ In diesem Zusammenhang ist bspw. § 10 Abs. 4 HFO (Hessische Fischereiverordnung) anzuführen, der für alle Wasserkraftanlagen die Installation eines Feinrechens mit maximaler lichter Stabweite von 15 mm vorschreibt. Solange diese restriktive Vorschrift Bestand hat, besteht an den betroffenen hessischen Anlagen (inkl. großen Standorten) keine Möglichkeit zur Erforschung und Implementierung alternativer Lösungen zum Fischschutz.²¹⁷⁷ Ein rigider Ausschluss ökologisch äquivalenter Alternativen sowie die Nichtberücksichtigung der jeweiligen gewässerqualitätsorientierten Anforderungen erscheinen sachlich zumindest zweifelhaft.

Eine weitere instrumentelle Überlagerung könnte aus dem Naturschutzrecht herrühren. Dessen wesentliche Instrumente sind die naturschutzrechtliche Eingriffsregelung sowie die Ausweisung von Schutzgebieten (inkl. FFH- und Vogelschutzgebiete).²¹⁷⁸ Diese greifen allerdings primär bei *neuen* Eingriffen in die Natur (also der Neuerrichtung und ggf. bei einem Umbau eines Querbauwerkes).²¹⁷⁹ Die Neuerrichtung von Querbauwerken ist allerdings bereits durch das Wasserrecht sehr erschwert. Darüber hinaus ist die praktische Relevanz als eher gering einzuschätzen, da für Wasserkraftwerke kaum noch Potenziale

²¹⁷⁶ Vgl. bereits Kap. 4.3.2.

²¹⁷⁷ Die angeführte Vorschrift dient exemplarisch der Verdeutlichung einer ordnungsrechtlichen Überlagerung. Eine vollständige Sichtung der fischereirechtlichen Vorschriften in allen Bundesländern wurde in dieser Untersuchung nicht durchgeführt.

²¹⁷⁸ Vgl. bereits Kap. 4.3.2. Die Kriterien zur Ausweisung von FFH-Schutzgebieten können Anhang III FFH-RL entnommen werden.

²¹⁷⁹ Vgl. Patt/Jürging/Kraus (2009), S. 23 sowie S. 26. Sofern bestehende Schutzgebiete betroffen sind, können auch gewässerökologische Verbesserungsmaßnahmen potenziell relevant für eine Verträglichkeitsprüfung gem. Art 6 Abs. 3 FFH-RL sein. Bei fehlenden Alternativen und überwiegendem öffentlichen Interesse können bei Durchführung eines Projekts Ausgleichsmaßnahmen zur Sicherstellung der Kohärenz des NATURA-2000-Netzwerkes durchgeführt werden. Die Bestimmungen der FFH-RL können sich u. U. auch auf bestehende Anlagen und ausgeübte Nutzungen auswirken, um Verschlechterungen von Schutzgebieten durch erhebliche bestehende Störungen zu vermeiden. Allerdings bestehen auch hier erhebliche Gestaltungsspielräume, vgl. Art. 6 Abs. 2 FFH-RL sowie Wolf (2005), S. 456f.; Füßer (2005), S. 462f.

an neuen Standorten bestehen und auch der weitere Ausbau von Wasserstraßen mit neuen Stauanlagen eher die Ausnahme darstellt.²¹⁸⁰ Darüber hinaus beinhaltet auch die Eingriffsregelung den Kompensationsgedanken für nicht vermeidbare Einwirkungen (Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen). Insb. für einen Kompensationsmechanismus, der auf Bestandsanlagen fokussiert, sind insgesamt keine erheblichen Einschränkungen der technologischen oder standortübergreifenden Flexibilität durch die Instrumente des Naturschutzrechts ersichtlich.²¹⁸¹

Auch durch die Belange des Hochwasserschutzes ist – außer für die Extremmaßnahme des Rückbaus – keine wesentliche Einschränkung der Handlungsflexibilität ersichtlich.²¹⁸²

Weiterhin ist die Interaktion des betrachteten Kompensationsmechanismus mit der Förderung der Stromerzeugung aus Wasserkraft durch das EEG zu prüfen. Bei der Erörterung des Grundmodells wurde zur Reduzierung der Komplexität zunächst auf eine Unterscheidung von „EEG-Anlagen“ und „Nicht-EEG-Anlagen“ verzichtet. In der Praxis erhält die Mehrzahl der Wasserkraftanlagen allerdings eine leistungsklassenabhängige EEG-Förderung. Ohne EEG-Förderung sind die zahlenmäßig wenigen, aber mit Bezug auf die Erzeugung bedeutsameren Anlagen mit einer Leistung von mehr als 5 MW, die vor dem Inkrafttreten des EEG 2000 errichtet und seitdem nicht erweitert wurden.²¹⁸³

In Kap. 4.3.3 wurde bereits dargelegt, dass das Wasserrecht gegenüber der EEG-Förderung eine dominante Wirkung in Bezug auf die Gewässerökologie ausübt. Folglich kann auch die gewässerökologische Treffsicherheit des betrachteten Kompensationsmechanismus nicht durch die EEG-Förderung beeinträchtigt werden. Mit Blick auf die Effizienz des Kompensationsmechanismus lässt sich zunächst feststellen, dass keine direkte Einschränkung der *technologischen* Flexibilität durch Bestimmungen des EEG ersichtlich ist, da für die so genannte Modernisierung von Bestandsanlagen weder durch § 23 Abs. 4 EEG 2012 noch durch § 40 Abs. 2 Satz 1 EEG 2014 konkrete Maßnahmen vorgegeben werden. Vielmehr verweist § 23 Abs. 4 EEG 2012 allgemein auf die Einhaltung der – ebenfalls nicht operationalisierten – wasserrechtlichen Bestimmungen der §§ 33-35

²¹⁸⁰ Vgl. bereits Kap. 5.4.3 sowie Kap. 6.4.2.4.2.

²¹⁸¹ Umgekehrt stellt die (naturschutzrechtliche) Kompensationspflicht von nicht vermeidbaren Eingriffen in die Umwelt (z. B. im Straßenbau) eine mögliche Finanzierungsquelle für Maßnahmen im Rahmen des betrachteten Kompensationsmechanismus dar. Diese Mittel könnten durch den Kompensationsmechanismus ebenfalls in die effizientesten Verwendungen gelenkt werden.

²¹⁸² Zum Einfluss der wasserwirtschaftlichen Bedeutung von Rückhaltebecken, Talsperren sowie ggf. Stau-stufen im Rahmen von Hochwasserschutzstrategien auf die Möglichkeiten zum Rückbau entsprechender Querbauwerke vgl. bereits Kap. 4.3.5 und 6.4.2.4.3.

²¹⁸³ Zum EEG vgl. bereits Kap. 4.3.3 sowie zur Größenstruktur der Wasserkraftanlagen Kap. 3.2.

WHG, während in § 40 Abs. 2 Satz 1 EEG 2014 nur noch abstrakt auf die Durchführung einer wasserrechtlich genehmigungspflichtigen Maßnahme verwiesen wird. Die konkrete Festlegung von ökologiebezogenen Anforderungen an die Gewährung einer modernisierungsbedingten Mehrvergütung wird also sowohl durch das EEG 2012 als auch durch das EEG 2014 letztlich in die untergesetzliche wasserrechtliche Sphäre verlagert.²¹⁸⁴ Da die EEG-Mehrvergütung zudem unabhängig von den bei der ökologischen Verbesserung entstehenden Kosten ist, besteht für den Betreiber auch ein grundlegender Anreiz zur Erforschung und Implementierung kosteneffizienter Maßnahmen. Mit Blick auf die *standortübergreifende* Effizienz des Kompensationsmechanismus lassen sich allerdings zwei Beeinträchtigungen identifizieren:

- (1) Aufgrund der grundsätzlichen Maßgeblichkeit des Wasserrechts in § 23 Abs. 4 EEG 2012 sowie in § 40 Abs. 2 Satz 1 EEG 2014 lässt sich zwar argumentieren, dass die EEG-Mehrvergütung im Prinzip mit einem Kompensationsmechanismus vereinbar ist, da dieser wasserrechtlich fundiert ist.²¹⁸⁵ Dennoch könnte die anlagenübergreifende Flexibilisierung durch eine zu starre Anknüpfung an den Anlagenbegriff des EEG beschränkt werden. Der EEG-Anlagenbegriff beschränkt sich für Wasserkraftanlagen auf den jeweiligen Wehrstandort, mit dem die Wasserkraftanlage technisch verbunden ist.²¹⁸⁶ Werden nun die Anforderungen an eine Modernisierung strikt auf diesen querbauwerksbezogenen Anlagenbegriff bezogen, stellt sich die Frage, ob auch die ökologischen Anforderungen vollständig oder zumindest überwiegend an diesem Standort erfüllt werden müssen, um die Voraussetzung für die spezifische Mehrvergütung zu erfüllen. Wenn das der Fall wäre, würden die Kompensationsentscheidungen an EEG-Standorten tendenziell zugunsten von Eigenmaßnahmen am Standort verzerrt, da eine ökologisch äquivalente Kompensation durch Maßnahmen an einem anderen Standort mit dem Verzicht auf die spezifische Mehrvergütung einhergehen würde. Diese Belastung gesamtwirtschaftlicher Effizienzvorteile mit einzelwirtschaftlichen Opportunitätskosten kann in bestimmten Fällen ausschlaggebend für die Maßnahmenwahl und -verortung sein. Bezüglich der Standortbindung von

²¹⁸⁴ Zur untergesetzlichen Konkretisierung der §§ 33-35 WHG vgl. bereits Kap. 6.2.4. Auf dieser Basis ist die hinreichende Erfüllung der gewässerökologischen Vergütungsvoraussetzungen durch die zuständige Wasserbehörde zu bestimmen und zu bescheinigen, vgl. bereits Kap. 4.3.3.

²¹⁸⁵ Vgl. Kap. 6.4.2. Insb. lassen sich weder § 23 Abs. 4 EEG 2012 noch § 40 Abs. 2 Satz 1 EEG 2014 konkrete Anforderungen an die *standortbezogene* Passierbarkeit bzw. Querverbauung entnehmen.

²¹⁸⁶ Dies ist aus der Begriffsbestimmungen des § 3 Nr. 1 EEG 2012 bzw. § 5 Nr. 1 EEG 2014 nicht explizit ersichtlich, wird aber in der richterlichen Interpretation so vertreten, vgl. z. B. OLG Stuttgart, Aktenzeichen 3 U 193/11.

Maßnahmen besteht zumindest Rechtsunsicherheit, die die Umsetzung von Kompensationstransaktionen behindern und die gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz mindern kann, ohne dass dies mit Blick auf die Querverbauung sachlich gerechtfertigt erscheint. Für den Fall der Implementierung eines wasserrechtlichen Kompensationsmechanismus ist daher zu empfehlen, die standortübergreifende Flexibilisierung von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit auch im EEG abzusichern.²¹⁸⁷ Das heißt, es ist (im Gesetz oder durch eine Entscheidung der EEG Clearingstelle) klarzustellen, dass die im Gesetz referenzierten Anforderungen hinsichtlich der §§ 34 und 35 WHG auch durch ökologisch äquivalente Maßnahmen an anderen Standorten erfüllt werden können.

- (2) Die geschilderte Problematik einer Standortbindung stellt allerdings nur eine Verschärfung einer generellen Verzerrung der einzelwirtschaftlichen Opportunitätskostenkalküle innerhalb der Leistungsklassen des EEG sowie insb. zwischen „EEG-Anlagen“ und „Nicht-EEG-Anlagen“ dar. Durch die leistungs-klassenabhängigen (Misch-)Vergütungssätze, die sich an den jeweiligen Gestehungskosten in den Größenklassen orientieren,²¹⁸⁸ wird einer erzeugten MWh Strom aus Wasserkraft in Abhängigkeit von der Anlagengröße eine unterschiedliche Wertigkeit zugewiesen, die den spezifischen Erlös am Großhandelsmarkt i. d. R. deutlich übersteigt. Folglich haben Erzeugungsverluste an kleinen „EEG-Standorten“ höhere spezifische Opportunitätskosten als an großen „EEG-Standorten“ und insb. als an „Nicht-EEG-Standorten“, obwohl die gesamtwirtschaftliche Wertigkeit der regenerativen Stromerzeugung in Bezug auf Klimaschutz und Ressourcenschonung gleich ist. Es ist also zu erwarten, dass die unterschiedliche einzelwirtschaftliche Wertigkeit im Rahmen des Kompensationsmechanismus tendenziell eine verstärkte Reduzierung der Querverbauung an großen „EEG-Anlagen“ und „Nicht-EEG-Anlagen“ induziert, da dort geringere einzelwirtschaftliche Opportunitätskosten anfallen. Dies kann im Verbund

²¹⁸⁷ Um die monetären Anreize der EEG-Mehrvergütung möglichst effizient einzusetzen, wurde bereits unabhängig von der hier diskutierten Etablierung eines formalen Kompensationsmechanismus u. a. vom Deutschen Bundestag eine standortübergreifende Flexibilisierung angeregt: „Des Weiteren sollte geprüft werden, ob die Mittelverwendung durch ein anlagenübergreifendes Vergütungssystem im EEG für die Modernisierung von mehreren Wasserkraftanlagen eines Flussgebietsabschnittes gerade aus gewässerökologischer Sicht effizienter und zielgerichteter gestaltet werden könnte.“, Deutscher Bundestag (2007), S. 44. „Damit müssten ökologische Verbesserungsmaßnahmen nicht mehr direkt an der Anlage umgesetzt werden. Vielmehr reiche es aus, wenn die Verbesserungsmaßnahmen an demselben Gewässer erfolgten. Der Umfang der notwendigen Maßnahmen sei dabei nicht beliebig. Die Maßnahmen müssten den ökologischen Zustand - orientiert an den für die Erreichung des guten ökologischen Zustands definierten Bewirtschaftungszielen - tatsächlich verbessern.“, BMU (2008), S. 53 (FN 16) sowie auch Patzke et al. (2007), S. 15; Salje (2009), S. 625f.

²¹⁸⁸ Vgl. hierzu Kap. 4.3.3.

mit den direkten Maßnahmenkosten (insb. Baukosten) c. p. zu einer Sekundärallokation in den Migrationsteilsystemen führen, die im Vergleich zu einer unverzerrten Situation mit höheren aggregierten Kosten verbunden ist. Der gesamtwirtschaftliche Effizienzverlust ist allerdings von den konkreten Rahmenbedingungen abhängig und lässt sich daher schwer einschätzen.

Folglich sollte sich eine instrumentelle Harmonisierung auf die Gewährleistung der standortübergreifenden Flexibilität fokussieren, die sich mit geringen Transaktionskosten (z. B. über eine Klarstellung der EEG-Clearingstelle) herbeiführen lässt. Die Problematik der unterschiedlichen Wertigkeit von Strom aus Wasserkraft ließe sich letztlich nur vermeiden, wenn Klimaschutzmaßnahmen einheitlich und ausschließlich über den CO₂-Preis gesteuert würden.

6.5 Zusammenfassende Würdigung der Potenziale einer marktorientierten Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern

Ausgehend von den Ausführungen in den Kap. 6.3 und 6.4 werden nun die instrumentellen Potenziale einer marktorientierten Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen mittels Preis- oder Mengensteuerung vergleichend gewürdigt, um für den Rahmen dieser Arbeit eine abschließende instrumentelle Empfehlung aussprechen zu können. Hierzu werden die diskutierten Ansätze zunächst systematisch anhand der Kriterien der ökologischen Treffsicherheit und der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz (inkl. dynamische Effizienz) einander und der instrumentellen Referenz einer ordnungsrechtlichen Steuerung mittels technologischer Standards gegenübergestellt.²¹⁸⁹ Anschließend wird auch kurz die erwartbare Akzeptanz der jeweiligen Instrumente durch die Stakeholdergruppen „Betreiber/Nutzer von Querbauwerken“, „Politik und Verwaltung“ sowie „allgemeine Öffentlichkeit“ erörtert, um ein erstes Indiz für die politische Durchsetzbarkeit zu erhalten.

²¹⁸⁹ Die vergleichende Würdigung beschränkt sich dabei auf das fokussierte Anwendungsfeld der Reduzierung der kumulativen Beeinträchtigung standortüberschreitender Bewegungen von Wanderfischen im Fließgewässersystem, welche als dominante Fernwirkung charakterisiert werden kann, da marktorientierte Instrumente im Bereich der querbauwerksbedingten Nahwirkungen (lokale Lebensraumbeschränkungen) keine instrumentellen Vorteile gegenüber dem Ordnungsrecht bieten, vgl. Kap. 6.2.5. Zu den Kriterien ökologische Treffsicherheit, gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz und Akzeptanz vgl. bereits allgemein Kap. 2.3.

Das Kriterium der ökologischen Treffsicherheit richtet sich im betrachteten Anwendungskontext im Wesentlichen an den Umweltzielen der WRRL aus, die wiederum als Bewirtschaftungsziele im deutschen Wasserrecht verankert sind.²¹⁹⁰ Mit Blick auf die kumulative Beeinträchtigung von Wanderungen im Fließgewässersystem lässt sich die ökologische Treffsicherheit eines Instruments durch die populationsdynamischen Anforderungen an die kumulative Erreichbarkeit von Migrationsdestinationen im Flussgebiet bzw. als hinreichende Reduzierung der kumulativen Querverbauung konkretisieren und mittels Erreichbarkeits- und Passierbarkeitsraten operationalisieren.²¹⁹¹ Da eine ökologische Äquivalenz von Maßnahmen nur innerhalb von homogenen Migrationsteilsystemen gewährleistet ist, ist die ökologische Treffsicherheit eines Instruments für die jeweiligen Migrationsteilsysteme differenziert zu gewährleisten.

Durch eine ordnungsrechtliche Steuerung mittels technologischer Standards lässt sich diese differenzierte ökologische Treffsicherheit aufgrund der hohen Verbindlichkeit und Sanktionsfähigkeit von ordnungsrechtlichen Benutzungsaufgaben im Prinzip gewährleisten. Dies setzt jedoch voraus, dass in den Einzelfallfestlegungen der Behörde die kumulativen Wirkungen der Querbauwerke konsequent berücksichtigt werden und auch sonst keine Vollzugsdefizite zum Tragen kommen.²¹⁹² Eine konsequente Berücksichtigung der kumulativen Wirkungen im Fließgewässersystem setzt wiederum voraus, dass die ökologische Effektivität der Implementierung technologischer Standards an den einzelnen Standorten auch *outputorientiert* evaluiert wird, so dass die kumulative Wirkung im Flussgebiet bestimmt werden kann.²¹⁹³

²¹⁹⁰ Vgl. Kap. 6.2.5. Die Umweltziele umfassen sowohl das primäre Umweltziel des guten Zustands bis 2015 als auch die Festlegung sekundärer Umweltziele (gutes ökologisches Potenzial, Fristverlängerungen und weniger strenge Umweltziele), die unter den in der WRRL (bzw. im WHG) gesetzten Voraussetzungen zur Anwendung kommen können, vgl. Kap. 4.2.4, 5.1, 5.3 und 5.4. Mit Bezug auf Beeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit sind diese Umweltziele i. S. d. Immissionsprinzips grundlegend qualitätsorientiert definiert und bestimmen sich dabei im Wesentlichen durch den Zustand der Fischfauna. Da bezüglich der Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit die qualitätsorientierten Umweltziele der Richtlinie maßgeblich sind, kommt der kompensationshinderliche Gegensatz zwischen Emissions- und Immissionsprinzip im betrachteten Anwendungskontext nicht zum Tragen. Zum kompensationshinderlichen Gegensatz zwischen Emissions- und Immissionsprinzip vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 87-104; Häder (1997), S. 215-222 sowie auch Kap. 4.2.4.

²¹⁹¹ Vgl. Kap. 4.2.6 und 6.2.5.

²¹⁹² Die individuelle Festlegung von Benutzungsaufgaben birgt aufgrund der Einzelfallabwägungen die Gefahr, dass kumulativen Wirkungen im Flussgebiet, welche weit über den Zuständigkeitsbereich der betreffenden Behörde hinausgehen, nicht systematisch Beachtung finden, vgl. Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009), S. 398.

²¹⁹³ Vgl. Kap. 6.4.2.4.5.

Durch die beschriebene kompensatorische Mengenlösung lässt sich die Verbindlichkeit und Sanktionsfähigkeit ordnungsrechtlicher Auflagen mit einer konsequenten Ausrichtung auf die Effektivität im Gesamtsystem kombinieren. Die kumulative Treffsicherheit in den jeweiligen Teilsystemen folgt einem transparenten und verbindlichen Reduktionspfad. Anforderungen an die standortbezogene Passierbarkeit werden konsequent aus den populationsdynamisch relevanten Anforderungen der kumulativen Erreichbarkeit von Migrationsdestinationen abgeleitet. Dabei bewirkt die outputorientierte Mechanik unabhängig von behördlichen Einzelfallentscheidungen eine endogene Maßnahmenpriorisierung entsprechend den ökologischen Erfordernissen in den betroffenen Migrationsteilsystemen. So wird (trotz Kompensationsoption) sichergestellt, dass die Passierbarkeit jedes Standorts immer mindestens der kumulativen Mindestpassierbarkeit entspricht, welche durch den Zielerreichungspfad definiert ist. Das heißt v. a., dass bereits zur Gewährleistung des *ersten* Zwischenziels Maßnahmen zum Fischeaufstieg an bislang unpassierbaren Standorten zwingend erforderlich werden. Darüber hinaus stellt der Ansatz sicher, dass in jedem Fall die Auswirkungen auf *alle* betroffenen Migrationsteilsysteme in den Kompensationstransaktionen berücksichtigt werden. Auf diese Weise erhalten Maßnahmen an Standorten in den Unterläufen von Fließgewässersystemen, in denen sich mehrere Wanderfischrouten konzentrieren, durch den beschriebenen Kompensationsmechanismus endogen ein höheres Gewicht. Durch die Vermeidung von Einzelfallabwägungen, bei denen die Behörde mit einem Informationsdefizit bzgl. der konkreten standortbezogenen Maßnahmenpotenziale und -kosten konfrontiert ist, wird durch den Kompensationsmechanismus letztlich auch der Gefahr von Vollzugsdefiziten im Rahmen des ordnungsrechtlichen Behördenermessens entgegengewirkt.²¹⁹⁴ Durch die Fortschreibung der Querverbauungsrechte wird die Einhaltung der ökologischen Zielsetzungen dauerhaft gewährleistet, ohne dass Veränderungen des Umfelds antizipiert werden müssen.²¹⁹⁵

Mit Blick auf eine alternative Abgabenlösung wurde dagegen verdeutlicht, dass die Behörde auch im betrachteten Anwendungskontext mit Informationsdefiziten bzgl. der aggregierten Grenzvermeidungskosten der Akteure konfrontiert ist. Diese Informationsproblematik wird zudem durch die erforderliche Segmentierung der Abgabengebiete in homogene Migrationsteilsysteme verschärft. Da sich die Rahmenbedingungen in den seg-

²¹⁹⁴ Vgl. Kap. 6.4.2.3.

²¹⁹⁵ Vgl. allgemein Kap. 2.3. Wichtig ist, dass nach erstmaliger Verwirklichung der Umweltziele die ökonomischen Anreize nicht entfallen dürfen, da sonst wieder eine Übernutzung droht, vgl. Gawel et al. (2011), S. 79.

mentierten Teilgebieten erheblich unterscheiden, können durchschnittliche Erfahrungswerte oder Kosten von Pilotprojekten keine hinreichend genauen Abschätzungen der aggregierten Grenzvermeidungskosten in den jeweiligen Migrationsteilsystemen liefern. Folglich kann selbst bei konsequenter Ausrichtung auf die kumulative Passierbarkeit kein ökologisch treffsicherer Lenkungsimpuls für die einzelnen Migrationsteilsysteme generiert werden. Da auch die Möglichkeiten einer sukzessiven Nachjustierung des Abgabensatzes aufgrund der eingeschränkten Skalierbarkeit der Maßnahmen begrenzt sind, kann einer Abgabensatz bei der Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit lediglich die Qualität einer Tendenzsteuerung zugesprochen werden, so dass die Verwirklichung der ökologischen Zielsetzungen in den Wasserkörpern mit erheblichen Unsicherheiten behaftet bliebe.²¹⁹⁶ Eine hinreichende ökologische Treffsicherheit einer Abgabensatz erscheint somit für die Praxis zweifelhaft.

In der Zusammenschau kann also festgestellt werden, dass ein outputorientierter Kompensationsmechanismus der Anforderung der differenzierten ökologischen Treffsicherheit in besonderem Maße Rechnung trägt und hierbei einer Abgabensatz und – aufgrund der reduzierten Gefahr von Vollzugsdefiziten – sogar einer ordnungsrechtlichen Steuerung mittels technologischer Standards überlegen ist.

In der WRRL (und im WHG) wird eine flussgebietsweite, gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz der Maßnahmenprogramme gefordert.²¹⁹⁷ Die Anforderung der einzugsgebietsbezogenen Kosteneffizienz impliziert, dass bei standortübergreifenden Defiziten mit Fernwirkungscharakter die Vermeidungskosten ebenfalls standortübergreifend minimiert werden müssen. In Kap. 6.2.5 wurde verdeutlicht, dass der kumulativen Querverbauung mit Bezug auf Wanderfische ein dominanter Fernwirkungscharakter zugesprochen werden kann. Bei Reduzierung der kumulativen Querverbauung von Migrationsteilsystemen mit unterkritischer Nutzungsintensität bestehen darüber hinaus in vielen Fällen ökologische Freiheitsgrade.²¹⁹⁸ Schließlich wurde verdeutlicht, dass durch eine dezentrale Flexi-

²¹⁹⁶ Vgl. Kap. 6.3. Über die generell bestehende Unsicherheit bzgl. der Effektivität von Maßnahmen hinaus besteht im Falle von Informationsdefiziten bei der Abgabensatz Unsicherheit über das Verhalten der Akteure.

²¹⁹⁷ Vgl. Kap. 5.2.

²¹⁹⁸ Die ökologischen Freiheitsgrade reduzieren sich allerdings, wenn neuere populationsdynamische Erkenntnisse höhere Mindestreichbarkeitsraten für Migrationsdestinationen erforderlich machen. Hierdurch werden wiederum Anpassungen der standortbezogenen Anforderungen erforderlich, die mit substantiellen Readjustierungskosten einhergehen können, vgl. allgemein Häder (1997), S. 101. Die zusätzlichen Kosten fallen umso höher aus, je schlechter adaptierbar die implementierten Anpassungsmaßnahmen sind.

bilisierung gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienzpotenziale bei der Reduzierung der kumulativen Querverbauung mobilisiert werden können. Mittels technologischer und standortübergreifender Flexibilisierung lassen sich einzelwirtschaftliche Anreize generieren, durch die die bestehenden Informations- und Motivationsasymmetrien zwischen Betreibern und Behörden bei der Allokation von Maßnahmen überwunden werden können.

Eine technologische Flexibilisierung kann bereits durch eine konsequente Outputorientierung der ordnungsrechtlichen Benutzungsaufgaben – also den Verzicht auf technologische Vorgaben – erreicht werden. Zur Mobilisierung von Kosteneffizienzpotenzialen aus standortübergreifender Flexibilisierung bedarf es darüber hinaus jedoch eines marktlichen Vermittlungsmechanismus, der den jeweiligen Akteuren einen Anreiz gibt, ihre jeweiligen Maßnahmenpotenziale und -kosten offenzulegen.

In Kap. 6.4.2 wurde verdeutlicht, dass outputorientierte ordnungsrechtliche Vorgaben durch eine Kompensationsoption standortübergreifend flexibilisiert werden können, wobei die ökologische Äquivalenz durch einfache Kompensationsregeln sichergestellt werden kann. Ausgehend von einer gleichmäßigen Primärallokation von Querverbauungsrechten werden die Akteure durch die Aussicht auf einzelwirtschaftliche Kosteneinsparungen motiviert, ihre jeweiligen Maßnahmenpotenziale und -kosten im Rahmen bi- oder multilateraler Verhandlungen abzugleichen und in Form eines Querbaurechtetransfers eine auch gesamtwirtschaftlich kostensenkende Reallokationen der Querverbauungsrechte herbeizuführen.²¹⁹⁹ Aufgrund der erforderlichen Segmentierung von homogenen Migrationsteilsystemen beschränkt sich die standortübergreifende Flexibilisierung allerdings auf eine verhältnismäßig kleine Anzahl von Standorten. Darüber hinaus lässt sich die Effektivität der Maßnahmen nur eingeschränkt skalieren, so dass keine lehrbuchhafte Angleichung der Grenzanpassungskosten zwischen den Standorten zu erwarten ist. Diese Faktoren limitieren die Effizienzpotenziale, die sich durch eine standortübergreifende Flexibilisierung gegenüber fixen ordnungsrechtlichen Auflagen mobilisieren lassen.²²⁰⁰

Die realisierbaren Bruttokosteneinsparungen sind schließlich auch gegen *zusätzliche* Transaktionskosten (insb. die Kosten der erweiterten und outputorientierten Alternativen-

²¹⁹⁹ Vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 146f.

²²⁰⁰ Kosteneffizienzpotenziale können weiterhin durch Überlagerungen mit anderen umweltpolitischen Instrumenten geschmälert werden. Im vorliegenden Fall wurde eine rein standortbezogene Auslegung der ökologischen Modernisierung nach § 23 Abs. 4 EEG 2012 bzw. § 40 Abs. 2 Satz 1 EEG 2014 als mögliches Hemmnis einer standortübergreifenden Flexibilisierung durch einen Kompensationsmechanismus identifiziert. Umgekehrt kann ein Kompensationsmechanismus im Falle einer standortübergreifenden Flexibilisierung des EEG zu einer kosteneffizienten Verwendung der EEG-Mehrvergütung beitragen, vgl. Kap. 6.4.2.4.6.

und Variantenplanung) abzuwägen. Insb. die sehr erheblichen Kosten an mittleren und großen Standorten sowie die deutlich abweichenden Rahmenbedingungen an den Standorten sprechen aber dafür, dass in den betreffenden Migrationsteilsystemen auch nach Transaktionskosten substantielle Kosteneinsparungen verbleiben können. Für die Realisierbarkeit gesamtwirtschaftlicher Nettokosteneinsparungen spricht auch, dass die Flexibilisierungsbedingungen im betrachteten Anwendungsfall tendenziell günstiger als im Bereich stofflicher Defizite erscheinen, für die bereits einige Anwendungen in der Praxis implementiert wurden.²²⁰¹ Zunächst bieten der umfassende Genehmigungsvorbehalt sowie die Erfassung in Querbauwerkskatastern gute Voraussetzungen zur eindeutigen Identifizierung und Einbeziehung aller relevanten Störquellen der Durchgängigkeit. Anders als bei Schadstoffeinträgen gibt es keine gleichartig wirkenden diffusen Störquellen, die aufgrund mangelnder Zuordnung nicht einbezogen werden können und deren Maßnahmenpotenziale folglich auch nicht innerhalb des Instruments mobilisiert werden können.²²⁰² Des Weiteren erscheint die Wirkung von Querbauwerken auf die kumulative Erreichbarkeit von Migrationsdestinationen weniger komplex als die nicht-homogene Ausbreitung, Interaktion und Akkumulation von Stoffen in Gewässern. Auch ergeben sich aus einem kumulativ neutralen Transfer von Querverbauungsrechten keine lokalen Belastungs-, „Hot Spots“ oder Beeinträchtigungen des zulässigen Nutzungsniveaus bei Dritten.²²⁰³

²²⁰¹ Zu den Anwendungsproblemen im Bereich stofflicher Defizite vgl. Kap. 2.3. Anders als bei Wassermärkten besteht keine Erfordernis zur vorrangigen Zuweisung von Rechten auf bestimmte Nutzungen (z. B. Gewährleistung essentieller Mindestbedarfe), die mit Einschränkungen der Flexibilität einhergehen, vgl. WBGU (1998), S. 326. Die geringere Anwendungskomplexität bei der Reduzierung der kumulativen Querverbauung ist allerdings wesentlich vom unterstellten dominanten Fernwirkungscharakter abhängig, bei dem die Anforderungen der anderen Arten durch die kritischen Anforderungen (idealerweise) einer Wanderfischart implizit abgedeckt werden, vgl. Kap. 6.2.5. Ausgehend von der Literatur zur Auslegung von Fischauftiegsanlagen sowie Fischschutzeinrichtungen (vgl. Kap. 3.4) erscheint diese Prämisse plausibel und tragfähig. Da die Frage der Tragfähigkeit dieser Prämisse jedoch fachfremd ist, kann sie im Rahmen dieser wirtschaftswissenschaftlichen Untersuchung nicht abschließend geklärt werden.

²²⁰² Natürlich ist die letztlich resultierende Qualität der Fischfauna populationsdynamisch von weiteren Faktoren (insb. Wasserqualität sowie Habitatverfügbarkeit und -qualität) abhängig. Einige dieser schädlichen Einflüsse (z. B. Schadstoffeinträge) und illegale Fischerei können durchaus einen diffusen Charakter annehmen. Dies sind jedoch keine diffusen Störquellen mit Blick auf die Querverbauung von Gewässern, da es sich um nicht gleichartige Einflüsse handelt. Zur Problematik diffuser stofflicher Quellen im Zusammenhang mit Kompensationslösungen vgl. bspw. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 48f.

²²⁰³ Vgl. bereits Kap. 2.3. Findet bspw. ein Transfer von Verschmutzungsrechten von einem Einleiter im Unterlauf zu einem Einleiter im Oberlauf statt, erhöht sich die Konzentration des Schadstoffs auf der gesamten Strecke zwischen den beiden Einleitern. Hierdurch werden – sofern kritische Schwellen erreicht werden – die Einleitungsmöglichkeiten Dritter tangiert, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 58f. sowie Keudel (2007), S. 17-20.

Insgesamt ist festzustellen, dass die Realisierbarkeit einer gesamtwirtschaftlichen Nettokostenersparnis wesentlich von den jeweiligen Rahmenbedingungen eines Migrationsteilsystems abhängt und sich nicht für alle Migrationsteilsysteme verallgemeinern lässt. Besonders vielversprechend erscheinen Migrationsteilsysteme mit großen Standorten und stark unterschiedlichen Rahmenbedingungen für eine Maßnahmenumsetzung.

Gerade mit Blick auf den Fischschutz und -abstieg ist auch die Induzierung umwelttechnischen Fortschritts, also die dynamische Effizienz des Instruments, von erheblicher Bedeutung. Vom beschriebenen Kompensationsmechanismus gehen grundlegend Anreize zur Entwicklung effektiverer oder günstigerer Maßnahmen aus, da die Querverbauungsrechte in einem transparenten und langfristigen Allokationsplan schrittweise verknappert werden. Es besteht dabei die Aussicht, überobligatorische Reduktionspotenziale im Rahmen von Kompensationstransaktionen zu vermarkten.²²⁰⁴

Auch durch eine korrespondierende Abgabenslösung mit *outputbezogener* Bemessungsgrundlage können Reduktionspotenziale technologisch umfassend und standortübergreifend mobilisiert werden.²²⁰⁵ Für diejenigen Standorte, die einem einheitlichen Abgabensatz unterliegen, ist ebenfalls eine zumindest tendenzielle Angleichung der Grenzanpassungskosten zu erwarten.²²⁰⁶ Die aus der Lenkungswirkung resultierende tendenzielle Reduzierung der kumulativen Querverbauung in einem Migrationsteilsystem teilt sich im Rahmen der genannten Limitationen kostenminimierend auf die beteiligten Akteure auf. Aufgrund der nur tendenziellen ökologischen Treffsicherheit kann jedoch nicht von einer kosteneffizienten Verwirklichung des Umweltziels i. e. S. gesprochen werden.²²⁰⁷ Da die outputbezogene Abgabenslösung und der Kompensationsmechanismus eine vergleichbare technologische Flexibilisierung ermöglichen, dürften sich die zusätzlichen Transaktionskosten für die erweiterte Alternativen- und Variantenprüfung nicht wesentlich unterscheiden. Demgegenüber ist für eine Abgabenslösung mit höheren Transaktionskosten für die Implementierung und nachträgliche Anpassungen des Abgabensatzes zu rechnen. Während der beschriebene Kompensationsmechanismus auf den bestehenden ordnungsrechtlichen Strukturen aufsetzt und über Verwaltungsvereinbarungen koordiniert wird, bedarf

²²⁰⁴ Vgl. allgemein auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 15f.

²²⁰⁵ Vgl. Kap. 6.3.4. Bei der outputorientierten Bemessungsgrundlage wird die residuale Querverbauungsrate im Rahmen des biologischen Monitorings von Fischaufstieg und Fischabstieg ermittelt.

²²⁰⁶ Wie beim Kompensationsmechanismus stehen die eingeschränkte Skalierbarkeit der Maßnahmen sowie die verhältnismäßig geringe Anzahl der Akteure in einem homogen segmentierten Abgabengebiet einer vollständigen, lehrbuchhaften Angleichung der Grenzvermeidungskosten entgegen.

²²⁰⁷ Vgl. Lange/Krull (2014), S. 165.

eine dedizierte Sonderabgabe (analog zur Abwasserabgabe und den Wasserentnahmeentgelten) oder deren Integration in eine übergreifende Abgabensystematik („umfassende Wassernutzungsabgabe“) einer gesetzlichen Implementierung auf Bundes- oder Landesebene.²²⁰⁸ Hierbei impliziert die erforderliche Segmentierung homogener Abgabengebiete für Migrationsteilsysteme zusätzliche Komplexität. Zudem werden zur Adjustierung der tendenziellen Lenkungswirkung nachträgliche Veränderungen der Abgabenhöhe erforderlich, die wiederum mit legislativen und administrativen Transaktionskosten verbunden sind.²²⁰⁹ Allerdings können mit einer Abgabenslösung in besonderem Maße kontinuierliche Anreize für einen umwelttechnischen Fortschritt induziert werden, da die residuale Querverbauungsrate mit einer Abgabenzahlung belastet wird.²²¹⁰

In der Zusammenschau kann mit Blick auf das Kriterium der Kosteneffizienz festgestellt werden, dass sowohl ein Kompensationsmechanismus als auch eine outputorientierte Abgabe geeignet sind, bei der Reduzierung der kumulativen Querverbauung durch technologische und standortübergreifende Flexibilisierung eine gesamtwirtschaftliche Bruttokosteneinsparung gegenüber einer starren inputorientierten Auflagenlösung zu ermöglichen. Da die Transaktionskosten bei der Implementierung und Adjustierung einer Abgabenslösung jedoch als signifikant höher einzuschätzen sind, bietet der beschriebene Kompensationsmechanismus ein größeres Potenzial für eine Nettokostenersparnis gegenüber einer Auflagenlösung mit technologischen Standards. Demgegenüber ist die Abgabenslösung mit Blick auf die dynamische Effizienz als überlegen einzuschätzen. Dies kann von Bedeutung sein, wenn auch nach dem Erreichen der jeweils erforderlichen Mindestreichbarkeit in den priorisierten Migrationsteilsystemen Anreize zu einer weiteren Reduzierung der kumulativen Querverbauung bestehen sollen, um auch bislang depriorisierte Migrationsteilsysteme mit einer überkritischen Anzahl von Querbauwerken erschließen zu können.²²¹¹ Eine weitergehende Erschließung von Migrationsteilsystemen könnte grundsätzlich aber auch durch eine entsprechende Verringerung der Primärallokation für einen Kompensationsmechanismus erreicht werden.

²²⁰⁸ Vgl. Kap. 6.3.

²²⁰⁹ Vgl. allgemein Häder (1997), S. 140f.

²²¹⁰ Vgl. bereits Kap. 2.3.

²²¹¹ Im dritten Bewirtschaftungszyklus ist zu klären, ob die zunächst in Form von Fristverlängerungen depriorisierte Erschließung dieser Migrationsteilsysteme auch längerfristig im Sinne weniger strenger Umweltziele nach Art. 4 Abs. 5 WRRL gerechtfertigt werden kann. Da die weitergehende Erschließung im Falle einer überkritischen Anzahl von Standorten einen entsprechenden Rückbau von Standorten bedingt, wäre in diesem Zusammenhang zu klären, ob der Verlust der querbauwerksbasierten Nutzungen in der Betrachtung der betreffenden Wasserkörper zu gesamtwirtschaftlich unverhältnismäßigen Kosten führt, vgl. bereits ausführlich Kap. 5.4.

Nachdem die ökologische Treffsicherheit und die Kosteneffizienz der marktorientierten Instrumente gegenübergestellt wurden, werden abschließend die Akzeptanz und damit die politische Durchsetzbarkeit der Instrumente argumentativ eingeschätzt. Hierzu werden als wesentliche Stakeholdergruppen zum einen die betroffenen Betreiber bzw. Nutzer der Querbauwerke sowie zum anderen Politik, Verwaltung und die interessierte Öffentlichkeit betrachtet.²²¹²

Eine starre ordnungsrechtliche Steuerung auf Basis inputorientierter, technologischer Vorgaben (geometrische und hydraulische Vorgaben zum Fischaufstieg, Feinrechen zum Fischschutz) trifft z. T. auf erhebliche Vorbehalte der Betreiber von Querbauwerken und Wasserkraftanlagen.²²¹³ Es wird kritisiert, dass die Vorgaben übervorsichtig dimensioniert sind und alternative Lösungsoptionen ausgeschlossen werden. In der Folge wird befürchtet, dass die vorgegebenen Maßnahmen nicht kosteneffizient sind und unverhältnismäßige Belastungen der Betreiber befördern. Hiervon ausgehend ist es einsichtig, dass die Betreiber von Querbauwerken grundsätzlich an einer technologischen und standortübergreifenden Flexibilisierung der Maßnahmenimplementierung interessiert sind.²²¹⁴ Bereits eine *outputorientierte* Auflagensteuerung ermöglicht es den Betreibern, die Maßnahmenausgestaltung und -umsetzung an den jeweiligen Standorten technologisch in die unternehmerische Eigenverantwortung zu überführen. Den Wassernutzern werden keine detaillierten technischen Vorgaben auferlegt, sondern lediglich Effektivitätsziele und Rahmenbedingungen gesetzt, die der Wassernutzer eigenverantwortlich und selbstbestimmt umsetzen kann.²²¹⁵ Durch die gestärkte Wahlmöglichkeit erhalten die Betreiber eine größere Kontrolle über den Planungs- und Auswahlprozess und können ihre eigenen Wertschätzungen und Erwartungen (z. B. zu den Opportunitätskosten aus Nutzungseinbußen) unmittelbar in die Entscheidung einfließen lassen. Darüber hinaus verfügen sie

²²¹² Vgl. allgemein auch Kemper (1993), S. 96-102 sowie S. 218-232.

²²¹³ Vgl. VGB PowerTech (2013), S. 35 sowie S. 50f.

²²¹⁴ Vgl. allgemein auch Kemper (1993), S. 220f. Es ist zu erwarten, dass die in der Praxis aktiv vorgebrachten Argumentationen von Stakeholdergruppen zu einem bestimmten Grad die Akzeptanz des Instruments mit der Akzeptanz des zugrunde liegenden Regulierungsziels vermengen. So dürfte das Hauptaugenmerk der privatwirtschaftlichen Betreiber auf der Gewährleistung einer einzelwirtschaftlichen Verhältnismäßigkeit von Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit liegen. Solange bspw. die Betreiber von Querbauwerken die zugrunde liegenden Zielsetzungen zur Durchgängigkeit insgesamt als unverhältnismäßig und existenzbedrohend einschätzen, könnten sie befürchten, dass die Akzeptanz eines Instruments ihre Position bezüglich der zugrunde liegenden Zielsetzung schwächt und sich daher nicht *aktiv* für eine instrumentelle Flexibilisierung einsetzen. Aufgrund der technischen Schwierigkeiten und erwartbar hohen Kosten treffen insb. Maßnahmen zum Fischschutz und -abstieg im Regelfall auf starke Ablehnung der Betreiber, vgl. Uhlendahl (2008), S. 278. Für die Einschätzung der instrumentellen Akzeptanz ist es also erforderlich, in der Befragung von Stakeholdern die Akzeptanz des Instruments von der Akzeptanz des regulatorischen Ziels möglichst zu separieren.

²²¹⁵ Vgl. allgemein auch Fuhrmann (2001), S. 41.

über die besten Orts- und Betriebskenntnisse sowie die höchste Motivation, die kostengünstigsten Optionen am Standort zu identifizieren. Es erscheint daher plausibel, dass sowohl die Chance zur Verringerung der wirtschaftlichen Belastung als auch die größere Prozesskontrolle die Akzeptanz der Betreiber für eine ordnungsrechtliche Steuerung grundsätzlich verbessern. Allerdings bedingt die Eigenverantwortung im Gegenzug auch die Übernahme des Wirkungsrisikos der gewählten Maßnahmen sowie zusätzliche Transaktionskosten für die Maßnahmenentwicklung. Vor dem Hintergrund der Risikoübernahme sind Betreiber wiederum sehr an klaren Regelungen bzgl. des Verfahrens und der Verantwortlichkeiten interessiert, um ein Höchstmaß an langfristiger Rechts- und Planungssicherheit zu erhalten.²²¹⁶ Hierunter fällt nicht zuletzt die empfundene Fairness von Sanktionen. In diesem Zusammenhang kann eine höhere Akzeptanz erwartet werden, wenn die fahrlässige oder vorsätzliche Nachlässigkeit der Betreiber von Wirkungsunsicherheiten unterschieden wird, die sich trotz sorgfältiger Planung nicht vermeiden lassen.²²¹⁷

Allerdings können sich trotz klarer Regeln und differenzierter Sanktionen gerade kleinere Betreiber von der technologischen Flexibilisierung überfordert fühlen. Diesen Betreibern sollte daher als Rückfalloption die Durchführung von Maßnahmen nach einem kanonisierten Stand der Technik (z. B. DWA-Merkblatt M-509) eröffnet werden, bei der die Betreiber konsequenterweise vom outputorientierten Wirkungsrisiko entlastet werden und lediglich für eine ordnungsgemäße Umsetzung der Vorgaben verantwortlich sind.²²¹⁸ Möglicherweise werden auch Betreiber, die in einem möglichen Vollzugsdefizit, also einer Verringerung oder zumindest Verzögerung von Anforderungen an ihren Standort im Rahmen des behördlichen Einzelfallermessens, eine größere Chance als in einer technologischen Flexibilisierung sehen, einer grundsätzlichen Outputorientierung eher ablehnend gegenüberstehen.²²¹⁹ Die Outputorientierung ermöglicht nämlich eine transparen-

²²¹⁶ Vgl. BMU/UBA/Ecologic (2013), S. 17f. sowie allgemein auch Kemper (1993), S. 99.

²²¹⁷ Während im letzteren Fall eine Nachbesserungspflicht akzeptabel erscheint, erscheinen bei Fahrlässigkeit und Vorsatz auch zusätzliche Strafzahlungen als angemessen, vgl. bereits Kap. 6.4.2.3.1 sowie Kap. 2.3.

²²¹⁸ Vgl. Kap. 6.4.2.3.1. Die Kosten einer eventuell erforderlichen Nachbesserung zur Verwirklichung der übergreifenden Zielsetzung wären dementsprechend von der Behörde zu tragen.

²²¹⁹ Vgl. allgemein Kemper (1993), S. 220f.; Michaelis (1996), S. 100f.; Häder (1997), S. 194f. sowie S. 200-207; Blankart (2011), S. 591.

tere Abbildung der kumulativen Wirkungen von Querbauwerken und damit eine konsequenterer Verfolgung einzugsgebietsbezogener Durchgängigkeitsstrategien, wodurch der Spielraum für das behördliche Einzelfallermessen tendenziell verringert wird.²²²⁰

Durch den beschriebenen Kompensationsmechanismus erhalten die Betreiber über die technologische Flexibilisierung hinaus die Möglichkeit zu einer standortübergreifenden Flexibilisierung von Reduktionsleistungen im Rahmen von Kompensationstransaktionen. Wie in Kap. 6.4 verdeutlicht, vergrößern sich durch eine standortübergreifende Flexibilisierung die Kostenminderungspotenziale für die Betreiber, da in diesem Fall auch Kostenunterschiede zwischen den Standorten ausgenutzt werden können. Dadurch kann die einzelwirtschaftliche Belastung der Betreiber weiter verringert und das eigenverantwortliche Handeln durch eine Abwägung von Chancen und Risiken der Kompensation gestärkt werden.²²²¹ Da die zugrunde liegende Primärallokation der Querverbauungsrechte im Sinne eines Querverbauungsbenchmarks aus den kumulativen Anforderungen im Migrationsteilsystem abgeleitet wird, ist auch die Gefahr einer akzeptanzschädigenden Benachteiligung von „early action“ wenig ausgeprägt.²²²² Im Vergleich zu einem kontinuierlichen Zertifikatemarkt besteht für die Betreiber zudem kein wesentliches Marktpreisrisiko, da es sich bei den Kompensationstransaktionen um längerfristige Festlegungen handelt.²²²³

Sogar der Marktaustritt von Grenznutzungen, also der (vereinzelte) Rückbau von Querbauwerken, dürfte im Rahmen des Kompensationsmechanismus für die betroffenen Betreiber/Nutzer akzeptabel sein. Im Rahmen freiwilliger Kompensationsanbahnungen offenbart sich die relative Produktivität der Standorte auf Basis der individuellen Erwartungen und Präferenzen der jeweiligen Betreiber/Nutzer. Im Falle eines hinreichend starken Produktivitätsgefälles kann der Betreiber eines weniger produktiven Standortes für die Opportunitätskosten seiner Nutzungsaufgabe (ggf. auch inkl. des nostalgischen Nutzens eines Familienbetriebs) aus den vermiedenen Kosten an anderen Standorten vollständig

²²²⁰ Eine Schwächung des Einzelfallermessens erfolgt bereits durch die Bewirtschaftungsziele, vgl. Kap. 6.2.2. Durch die Outputorientierung lassen sich diese Ziele nun aber noch transparenter operationalisieren und von Dritten (z. B. Umweltschutzverbänden) besser nachverfolgen.

²²²¹ Vgl. allgemein auch Michaelis (1996), S. 100.

²²²² Die Problematik beschränkt sich auf Standorte, die in der Vergangenheit bereits vollständig zurückgebaut wurden. Dies dürfte aber v. a. bei Standorten der Fall sein, bei der insb. eine privatwirtschaftliche Nutzung bereits weitgehend entfallen war bzw. bei denen Nutzungsrechte ausgelaufen oder entschädigt wurden.

²²²³ Zur Problematik von Preisschwankungen am Zertifikatemarkt und der daraus resultierenden Beeinträchtigung der Planungssicherheit der einzelnen Akteure vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 101; Feess (2007), S. 133f. sowie bereits Kap. 2.3.

entschädigt werden.²²²⁴ Im Rahmen dieser *freiwilligen* Marktaustrittsentscheidung wird also auch den Bestandsschutzinteressen der Betreiber in besonderer Weise Genüge getan.²²²⁵

Auch wenn durch die technologische und standortübergreifende Flexibilisierung der Reduktionsleistungen in der Tendenz die Gefahr unverhältnismäßiger Belastungen einzelner Betreiber wesentlich verringert werden kann, wird es weiterhin im Interesse der Betreiber/Nutzer sein, dass aus dem Kompensationsmechanismus im laufenden Umsetzungsprozess der Richtlinie Signale für eine gesamtwirtschaftliche Unverhältnismäßigkeit der Kosten und damit für eine mögliche Revision von Bewirtschaftungszielen abgeleitet werden können. So können hohe Kompensationspreise ein Indiz für eine gesamtwirtschaftliche Unverhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten im betreffenden Migrationsteilsystem liefern. Zu diesem Zweck könnte von der Behörde ein Schwellenwert für eine kritische Höhe von Kompensationszahlungen festgelegt werden, bei dessen Erreichen mit Blick auf das zu erschließende Wanderfischhabitat eine wasserkörperbezogene Unverhältnismäßigkeitsprüfung eingeleitet wird.²²²⁶ Eine einzelwirtschaftlich unverhältnismäßige Belastung von Betreibern kann allerdings auch losgelöst von einer gesamtwirtschaftlichen Unverhältnismäßigkeit i. S. d. Art. 4 Abs. 5 WRRL eintreten.²²²⁷ Daher werden die Betreiber/Nutzer auch daran interessiert sein, dass ab einer kritischen Höhe der Kompensationspreise zusätzliche staatliche Förderungen der Maßnahmen gewährt werden. Um dabei einen Rückfall in umfassende Einzelfallbetrachtungen und Verzerrungen der Kosteneffizienz möglichst zu vermeiden, könnte die Behörde das betroffene *Migrationsteilsystem* entlasten, indem die formale Primärallokation der Querverbauungsrechte für alle

²²²⁴ Die Gefahr, dass eine solche Marktaustrittsentscheidung durch Marktmacht verzerrt wird, ist als gering einzuschätzen, vgl. Kap. 6.4.2.4.4.

²²²⁵ Es ist sogar plausibel, dass ein betroffener Betreiber in diesem freiwilligen, marktorientierten Kontext eine höhere Kompensation als bei einer öffentlich-rechtlichen Entschädigungsfestlegung erwarten kann.

²²²⁶ Als Schwellenwert könnte beispielsweise ein Aufschlag auf die Erfahrungswerte bereits umgesetzter Projekte definiert werden. Die Rückkopplung auf die Frage der Verhältnismäßigkeit der Kosten erfordert, dass die Behörde von den Betreibern über die Transaktionen und die dabei vereinbarten finanziellen Kompensationen unterrichtet wird. Aus diesen realen Kosteninformationen können perspektivisch auch Rückschlüsse auf die zu erwartenden Kosten für die Erschließung der bislang deprivatisierten Migrationsteilsysteme gezogen werden. Wenn allerdings auf Basis dieser Indikation die Erschließung des Habitats zur Disposition gestellt wird, ist ein weniger strenges Umweltziel nach Art. 4 Abs. 5 WRRL zu rechtfertigen. Hierzu ist eine umfassende, wasserkörperbezogene Kosten-Nutzen-Analyse unter Einbezug aller Kosten und Nutzen des angestrebten Zielzustands erforderlich. Das Kosten-Nutzen-Verhältnis der querbauwerksbezogenen Maßnahmen ist hierbei für sich genommen unerheblich, vgl. ausführlich Kap. 5.4.3.

²²²⁷ Vgl. bereits Kap. 5.4.3.

Standorte im betroffenen System ausgeweitet und damit die Kostenträgerschaft der Betreiber verringert werden.²²²⁸ Die ökologische Zielerreichung wird dabei sichergestellt, indem die Behörde die zusätzlichen Querverbauungsrechte im Rahmen der Kompensationstransaktionen selbst wieder aufkauft. Auf diese Weise würde die Förderung materiell in die effizienteste Verwendung fließen.

Sofern transparente und klare Regeln zur Gewährleistung von Rechts- und Planungssicherheit gegeben sind, ist insgesamt zu erwarten, dass die beschriebene Kompensationsoption bei den Betreibern eine hinreichende Akzeptanz findet.

Mit Blick auf eine alternative outputorientierte Abgabenslösung lässt sich feststellen, dass auch diese den Betreibern/Nutzern grundsätzlich eine technologische und standortübergreifende Flexibilisierung der insgesamt erforderlichen Reduktionsleistungen ermöglicht. Durch die individuelle Wahlfreiheit wird grundsätzlich die unternehmerische Eigenverantwortlichkeit und -initiative gestärkt und durch die Abwägung von Maßnahmenkosten und Abgabenzahlung auf die verbleibende Querverbauungsrate können die Betreiber ihre einzelwirtschaftliche Belastung minimieren.²²²⁹ Aus den beschriebenen Informationsdefiziten der Behörde resultieren für die Betreiber/Nutzer allerdings eine Unsicherheit bzgl. der erforderlichen Anpassungen des Abgabensatzes und damit eine im Vergleich zum Kompensationsmechanismus höhere Planungsunsicherheit.²²³⁰ Besonders nachteilhaft ist aus Sicht der Betreiber/Nutzer, dass i. S. d. starken Verursacherprinzips auch die residuale Querverbauungsrate jenseits der qualitätsorientierten, ökologischen Zielerreichung mit der Abgabenzahlung belastet wird. Dieser zusätzliche und kontinuierliche Einkommensentzug kann ausschlaggebend für eine wirtschaftliche Überlastung und Marktaustritte einzelner Standorte sein.²²³¹ Eine Verdrängung von solchen Grenznutzungen durch eine Abgabe konfliktiert aber mit den Bestandsschutzinteressen der betroffenen Betreiber/Nutzer, da diese – im Gegensatz zum beschriebenen Kompensationsansatz – für den Marktaustritt nicht monetär entschädigt werden.²²³² Im Zusammenhang mit solchen unfreiwilligen Marktaustritten können die Betreiber zudem kritisieren, dass gerade die Belastung

²²²⁸ Bei der Festlegung des kritischen Kompensationspreises und der entsprechenden Ausweitung der Primärallokation sollte sich die Behörde an der Wirtschaftlichkeit der kleineren Standorte im System orientieren, da diese im Regelfall die geringste absolute Kostentragfähigkeit aufweisen.

²²²⁹ Vgl. allgemein Michaelis (1996), S. 100.

²²³⁰ Vgl. allgemein Michaelis (1996), S. 100f.

²²³¹ Vgl. allgemein Kemper (1993), S. 229-232; Feess (2007), S. 95-101; Fritsch/Wein/Ewers (2007), S. 172.

²²³² In diesem Fall führt die Abgabenerhebung zu einer vollständigen Entwertung des mit der wasserrechtlichen Genehmigung implizit zugestandenen Rechts auf Querverbauung eines Gewässers, die einem Entzug des Wasserrechts gleichkommt, vgl. bereits Kap. 6.2.2. CANSIER sieht im starken Verursa-

von Restbeeinträchtigungen der Umwelt zwischen konkurrierenden Technologien (hier insb. alternative Technologien der Energieerzeugung sowie alternative Verkehrsmittel) in erheblichen Maße uneinheitlich gehandhabt wird, so dass eine auch gesamtwirtschaftlich nachteilhafte, asymmetrische Internalisierung externer Kosten droht.²²³³ Es ist also insgesamt zu erwarten, dass eine Abgabenslösung bei den Betreibern/Nutzern von Querbauwerken auf geringe Akzeptanz stößt.²²³⁴

Aus Sicht von Politik und Verwaltung könnte die Akzeptanz der marktorientierten Instrumente zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern uneinheitlich ausfallen. Der Politiksphäre werden an dieser Stelle die Legislative sowie die Regierungsorgane auf Bundes- und Länderebene zugeordnet, wohingegen unter der Verwaltung vornehmlich die Wasserwirtschaftsverwaltungen (Behörden) in ihren unterschiedlichen Ebenen verstanden werden.²²³⁵

Auch wenn die politischen Entscheider in der Bundesrepublik Deutschland eine historisch gewachsene, hohe Affinität zum ordnungsrechtlichen Instrumentarium aufweisen,²²³⁶ liefern die in Kap. 5 erörterten umweltökonomischen Randbedingungen der WRRL einen starken Impuls, sich als Teil der Richtlinien-Compliance aktiver mit den Vor- und Nachteilen marktorientierter Instrumente im Gewässerschutz auseinanderzusetzen.²²³⁷ Wie in Kap. 5 dargelegt, erfordert die WRRL grundsätzlich die Realisierung eines gesamtwirtschaftlich *kosteneffizienten* Maßnahmenprogramms. Die Kosteneffizienz von Maßnahmen stellt darüber hinaus eine logische Voraussetzung für eine Rechtfertigung von Ausnahmetatbeständen aufgrund unverhältnismäßig hoher Kosten dar. Die Implementierung marktorientierter Instrumente bietet den Mitgliedstaaten zudem – auch mit

cherprinzip grundsätzlich eine übermäßige Belastung für Verursacher im gesellschaftlichen Interessenausgleich, da es ein unbegrenztes Recht auf unbelastete Umwelt impliziert, vgl. Cansier (2004), S. 154f.

²²³³ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 284; Krull (2011), S. 61 und S. 64; Gawel (2012b), S. 438. Lange/Krull (2014), S. 257f. sowie bereits Kap. 6.3.2. Gerade mit Blick auf die intendierte Förderung erneuerbarer Energien ist hier von einem umweltpolitischen Wertungswiderspruch auszugehen, vgl. Gawel et al. (2011), S. 283f. sowie S. 287f.; Gawel (2012b), S. 437f. Zur Problematik asymmetrischer Internalisierungen von externen Effekten im Zusammenhang mit der Wasserkraftnutzung vgl. Heimerl (2005), S. 7/17.

²²³⁴ Es könnte argumentiert werden, dass die Akzeptanz einer Abgabenslösung v. a. von der Höhe des Abgabensatzes abhängig ist. Ein niedriger Abgabensatz, der insgesamt zu einer geringeren Belastung als das Ordnungsrecht oder der Kompensationsmechanismus führen würde, wäre allerdings ökologisch unzureichend, so dass mit entsprechenden flankierenden ordnungsrechtlichen Belastungen zu rechnen ist und eine insgesamt geringere Belastung unrealistisch erscheint.

²²³⁵ Zur Organisation der Wasserwirtschaftsverwaltung in der Bundesrepublik Deutschland vgl. bereits Kap. 6.2.1.

²²³⁶ Vgl. allgemein bspw. Michaelis (1996), S. 93-96; Häder (1997), S. 194f. und S. 200-207 sowie zur Umsetzung der WRRL Kap. 5.2.5 und 6.2.5.

²²³⁷ Vgl. bereits Kap. 5.4.5 sowie auch bspw. Keudel/Oelmann (2006), S. 221f.; Palm (2006a), S. 64, Elgeti/Maskow (2009), S. 282-285; Gawel et al. (2011), S. 50f.

Blick auf die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern – eine nachvollziehbare Ex-ante-Argumentation, dass durch das institutionelle Umfeld grundsätzlich kosteneffiziente Maßnahmen induziert werden, ohne bereits eine vollständige Detailplanung von Maßnahmen und Kosten vorlegen zu müssen. Durch diese dezentrale Maßnahmenkonkretisierung mittels indirekter Verhaltenssteuerung wird darüber hinaus auch die aktive Einbeziehung der Wassernutzer in den Bewirtschaftungsprozess gefördert, welche als wesentliches Element der Öffentlichkeitsbeteiligung nach Art. 14 WRRL gesehen werden kann. Die kostendämpfende und zugleich verursachergerechte²²³⁸ Flexibilisierung der Maßnahmenallokation verringert zudem die Gefahr unverhältnismäßiger Belastungen einzelner Wassernutzer, so dass die politischen Entscheider erwarten können, dass die Umsetzung der Umweltziele der WRRL mit weniger Friktionen (z. B. Verzögerungen infolge juristischer Auseinandersetzungen) einhergeht und sie somit gegenüber der Öffentlichkeit Fortschritte präsentieren können.²²³⁹

Sofern der Aufstau von Gewässern durch einen Mitgliedstaat als Wasserdienstleistung qualifiziert wird, bieten marktorientierte Instrumente zudem einen wesentlichen Beitrag zur geforderten kostendeckenden Bepreisung von Wasserdienstleistungen unter Einbezug umwelt- und ressourcenbezogener Kosten.²²⁴⁰

Da das enge Fristenkonzept der WRRL einen hohen Anspruch an die ökologische Treffsicherheit der Maßnahmenplanung und -umsetzung stellt, ist die für den betrachteten Anwendungskontext dargelegte unzureichende ökologische Treffsicherheit einer Abgabenslösung für die politischen Entscheidungsträger als entscheidender Nachteil einer Abgabenslösung gegenüber der beschriebenen Kompensationslösung (und dem Ordnungsrecht) zu werten.²²⁴¹ Demgegenüber kann der beschriebene Kompensationsmechanismus aufgrund der konsequenten Ausrichtung auf die kumulative Erreichbarkeit von Migrationsdestinationen sogar der latenten Gefahr von Vollzugsdefiziten und einer unzureichenden Betrachtung des Gewässergesamtzusammenhangs in den Einzelfallentscheidungen auf

²²³⁸ Zur Möglichkeit einer verursachergerechten Entkopplung von Kosten- und Maßnahmenträgerschaft durch den Einsatz marktorientierter Instrumente vgl. Schumann/Dietrich/Lotov (2005), S. 191.

²²³⁹ Vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 15; Kemper (1993), S. 100f.

²²⁴⁰ Hierzu ist ein pauschaler Verweis auf ordnungsrechtlich induzierte Maßnahmenkosten nicht ausreichend, vgl. Gawel (2014), S. 77 sowie S. 81; Lange/Krull (2014), S. 183-189 sowie Kap. 5.5. Auf Ebene der Wasserdienstleistung können sich umwelt- und ressourcenbezogene Kosten kosteneffizient entweder als Kosten für Maßnahmen zur Verringerung der Querverbauung oder als Kosten für den Zukauf von Querverbauungsrechten bzw. in Form der Abgabenzahlung auf die verbleibende Querverbauung manifestieren. Diese Kosten werden als Bestandteil der Bepreisung der Wasserdienstleistung „Aufstau“ auf die Benutzer der Wasserdienstleistung (z. B. Wasserkraftbetreiber, Binnenschiffahrt) überwältzt.

²²⁴¹ Vgl. allgemein Kemper (1993), S. 224f.

unterer Verwaltungsebene entgegenwirken. Da es sich schließlich „nur“ um eine Flexibilisierung des bestehenden Ordnungsrechtes in Form von Verwaltungsvereinbarungen auf Flussgebietsebene handelt, sind keine wesentlichen gesetzlichen Anpassungsbedarfe im Wasserrecht erforderlich und die Implementierungskosten im Vergleich zur Abgabenslösung als eher gering einzuschätzen.²²⁴²

Insgesamt erscheint es plausibel, dass ein Kompensationsmechanismus in der Zusammenschau von gesamtwirtschaftlicher Kosteneffizienz, ökologischer Treffsicherheit und institutionellen Anpassungsbedarfen den Interessen politischer Entscheidungsträger in besonderer Weise entgegenkommt. Allerdings könnten die Durchsetzung des Verursacherprinzips in seiner stärksten Form (vollständige Belastung von verbleibenden Restbeeinträchtigungen) sowie das Interesse an der Generierung öffentlicher Einnahmen für den Gewässerschutz dennoch starke Motivationen für die Einführung einer Abgabenslösung bereitstellen.²²⁴³ Eine klare Präferenz ist daher nicht erkennbar.²²⁴⁴

Im Rahmen der Wasserwirtschaftsverwaltungen würde sowohl im Falle der Implementierung eines Kompensationsmechanismus als auch im Falle einer Abgabenslösung eine tendenzielle Verlagerung von fachlicher und administrativer Verantwortung von der lokalen Ebene (untere Wasserbehörden) auf die regionale und überregionale Ebene (obere Wasserbehörden) einhergehen. Beide marktorientierte Instrumente basieren wesentlich auf der Ableitung flussgebietsbezogener Durchgängigkeitsstrategien; die lokalen standortbezogenen Anforderungen an die Passierbarkeit von Querbauwerken sind letztlich aus den aggregierten Zielsetzungen für Teileinzugsgebiete rekursiv abzuleiten. Durch eine

²²⁴² Es handelt sich aus Sicht der Politik insofern um eine inkrementelle Fortentwicklung des ordnungsrechtlich geprägten Rahmens, so dass die Veränderungsbereitschaft von Politik und Verwaltung, die in Deutschland durch eine lang gewachsene Affinität für ordnungsrechtliche Regulierungen geprägt sind, nicht durch einen abrupten institutionellen Wandel überfordert wird, vgl. allgemein auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 15; Häder (1997), S. 215f.; Keudel (2007), S. 50. Zu den Widerständen gegen einen marktorientierten institutionellen Wandel in der Umweltpolitik vgl. allgemein Michaelis (1996), S. 89-106; Häder (1997), S. 192-209.

²²⁴³ Vgl. allgemein Michaelis (1996), S. 59f. sowie S. 95f. Wird davon ausgegangen, dass eine solche Abgabe analog zur Abwasserabgabe finanzwissenschaftlich als Sonderabgabe einzustufen ist, sind allerdings die restriktiven Anforderungen an die Erhebung von Sonderabgaben einzuhalten. Es muss sich um eine homogene Gruppe von Abgabepflichtigen mit besonderer Finanzierungsverantwortung (verlässliche Verursacherschaft) handeln und das Aufkommen muss gruppennützig verwendet werden, vgl. bspw. Michaelis (1996), S. 139-142; Rahmeyer (2002), S. 364; Feess (2007), S. 90f.; Reinhardt (2007b), S. 720. Besonderes Augenmerk wäre in diesem Zusammenhang auf eine hinreichend gruppennützige Verwendung des Aufkommens zu legen, damit die Sonderabgabe sachlich gerechtfertigt ist, vgl. Nisipeanu (2008), S. 96f. Die genannten Motivationen für eine Abgabenslösung lassen sich allerdings auch im Rahmen des Kompensationsmechanismus bedienen, indem Querverbauungsrechte versteigert werden. In beiden Fällen hat der politische Entscheider jedoch gesamtwirtschaftlich nachteilhafte asymmetrische Internalisierungen von externen Effekten zu bedenken.

²²⁴⁴ Vgl. allgemein Kemper (1993), S. 224f.

konsequentere Ausrichtung der Instrumente auf den flussgebietsbezogenen Bewirtschaftungsansatz der WRRL, eine grundlegende Outputorientierung der Anforderungen sowie eine Ausrichtung auf dezentrale Kalküle verliert das lokale Bewirtschaftungsermessen der unteren Wasserbehörden wesentlich an Bedeutung, was bei den betroffenen Behörden starke Akzeptanzprobleme hervorrufen könnte.²²⁴⁵ Andererseits können die unteren Wasserbehörden bei der fachlichen und administrativen Begleitung der Maßnahmenprogramme durchaus mit personellen Engpässen konfrontiert sein, so dass die fachliche und instrumentelle Ausgliederung der Bemessung von bestimmten fernwirkungsbezogenen Maßnahmen eine Entlastung der unteren Wasserbehörden ermöglicht. Diese können sich in der Folge verstärkt auf die Umsetzungskontrolle und das Monitoring sowie die Umsetzung nahwirkungsbezogener Maßnahmen (z. B. Bemessung von Mindestwasserführung in Ausleitungsstrecken) fokussieren, die wesentliche Randbedingungen für fernwirkungsbezogene Flexibilisierungen darstellen.

Durch einen Verzicht auf zwingende technologische Vorgaben bei der Verbesserung der Passierbarkeit von Querbauwerkstandorten würden auch technische Regelwerke wie das DWA Merkblatt M-509 in ihrer administrativen Funktion als kanonisierter „Stand der Technik“ an Bedeutung einbüßen. Folglich könnten eine stärkere Outputorientierung der Regulierung sowie Instrumente, die eine stärkere Outputorientierung implizieren, bei den Herausgebern der technischen Regelwerke auf Vorbehalte stoßen.²²⁴⁶ Allerdings ist zu betonen, dass den technischen Regelwerken auch im Falle einer technologischen Flexibilisierung der Anforderungen weiterhin eine wesentliche Funktion als Informations- und Beratungsinstrument für die betroffenen Wassernutzer zukommt.²²⁴⁷

Schließlich ist auch die Akzeptanz der interessierten Öffentlichkeit zu betrachten, die sich mit Blick auf die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern

²²⁴⁵ Vgl. allgemein Kemper (1993), S. 96f. sowie S. 223f.; Michaelis (1996), S. 96-99; Häder (1997), S. 194 sowie 200-207; Blankart (2011), S. 591. Durch die Bewirtschaftungssystematik der WRRL wird das lokale Bewirtschaftungsermessen bereits grundlegend durch die übergeordneten Bewirtschaftungsziele und Maßnahmenprogramme begrenzt, vgl. bereits Kap. 6.2.2.

²²⁴⁶ Vgl. allgemein Häder (1997), S. 196f. Zur Stellung technischer Vereinigungen in der Wasserwirtschaft und ihrer Regelwerke vgl. bereits FN 1690.

²²⁴⁷ Innerhalb des vorgeschlagenen Kompensationsmechanismus bilden die technischen Regelwerke v. a. die Grundlage der Rückfalloption für Betreiber, denen das Wirkungsrisiko eigener Maßnahmenspezifikationen zu hoch ist, vgl. Kap. 6.4.2.3. Eine analoge Funktion könnten die technischen Regelwerke auch im Zuge einer Abgabenslösung einnehmen, wenn in Falle einer Umsetzung des Stands der Technik pauschal eine bestimmte residuale Querverbauungsrate als Bemessungsgrundlage der Abgabenzahlung zugrunde gelegt wird.

v. a. in den Naturschutzorganisationen sowie den Interessenverbänden der Fischerei konzentriert.²²⁴⁸ Es liegt im Interesse beider Gruppierungen, dass Beeinträchtigungen der Fischfauna durch Querbauwerke möglichst gering gehalten werden. Auch wenn im Regelungskonzept der WRRL mit Bezug auf hydromorphologische Beeinträchtigungen des Gewässerzustands ein qualitätsorientierter Schutzansatz maßgeblich ist, dürften diese Gruppierungen prinzipiell eher eine „emissionsorientierte“ Schutzphilosophie favorisieren, die auf eine *technisch bestmögliche* Wiederherstellung der flussauf- wie flussabwärtsgerichteten Passierbarkeit an *jedem* Querbauwerkstandort (sowie den Rückbau möglichst vieler Querbauwerke) abzielt.²²⁴⁹ Hieraus lässt sich wiederum eine instrumentelle Präferenz für ordnungsrechtliche Auflagen nach einem möglichst ambitionierten Stand der Technik folgern. Demgegenüber dürfte ein Kompensationsmechanismus, dessen Funktionalität gerade auf der Ausnutzung qualitätsorientierter Freiheitsgrade beruht und nicht auf die technisch weitest mögliche Reduzierung der Beeinträchtigung an allen Standorten abzielt, auf Vorbehalte stoßen. Weiterhin ist zu erwarten, dass der umweltethische Vorbehalt, der sich allgemein gegen eine Vermarktung von Umweltgütern bzw. einen Ablasshandel für Umweltbeeinträchtigungen wendet, auch gegen einen Handel mit Querverbauungsrechten vorgebracht würde.²²⁵⁰ Die genannten Kritikpunkte können grundsätzlich auch gegen eine outputorientierte Abgabenslösung vorgebracht werden, da sie ebenfalls nicht auf die Verwirklichung des jeweils technisch weitgehendsten Schutzniveaus an allen Standorten ausgerichtet ist und dem Verursacher die Möglichkeit bietet, sich zumindest teilweise von einer ökologischen Verbesserung seines Standortes „freizukaufen“. Dennoch könnte eine Abgabenslösung auf eine höhere Akzeptanz als eine kompensatorische Mengenslösung stoßen, da die Preissetzung durch eine staatliche Instanz unter Einbezug der Restbeeinträchtigung aus umweltethischer Perspektive auch als Strafzahlung für unerwünschtes Verhalten i. S. d. starken Verursacherprinzips interpretiert
















²²⁴⁸ Vgl. zu den Interessen dieser Gruppen in der Bewirtschaftungsplanung auch Uhlendahl (2008), S. 394 und S. 399. Ein Beispiel für eine dezidierte Naturschutzorganisation für den Gewässerschutz ist das Wassernetz NRW, welches ein gemeinsames Netzwerk von NABU und BUND zur Mitgestaltung der Umsetzung der WRRL ist (<http://www.wassernetz-nrw.de/wnetz/home-1/das-wassernetz-nrw>). Die weitere Öffentlichkeit ist im Kontext der ökologischen Durchgängigkeit v. a. im Zuge einer steuerfinanzierten Förderung von Maßnahmen betroffen und wird in diesem Zusammenhang an einem effektiven und effizienten Mitteleinsatz interessiert sein, vgl. allgemein Kemper (1993), S. 101 sowie S. 225-228. Die Betroffenheit durch Kostenträgerschaft ist jedoch in anderen Handlungsfeldern des Gewässerschutzes (z. B. Ertüchtigung der Abwasserreinigung) deutlich ausgeprägter, vgl. auch Kap. 5.4.2.3.

²²⁴⁹ Vgl. allgemein Gawel (1998), S. 121f.

²²⁵⁰ Zu den umweltethischen Vorbehalten gegenüber marktorientierten Mengenslösungen vgl. bspw. Kemper (1993), S. 227f.; Häder (1997), S. 195f.; Cansier (1998), S. 97; Gawel (1998), S. 118-120; Feess (2007), S. 50. Bestimmte Vorbehalte lassen sich jedoch nicht auf alle Naturschutzgruppen verallgemeinern, da diese recht heterogen sind, vgl. Michaelis (1996), S. 103f. Vielfach gründen Vorbehalte auch in Informationsdefiziten, vgl. Kemper (1993), S. 227f.; Michaelis (1996), S. 104f.

werden kann und auf ein fremdbestimmtes Handeln mit Umweltgütern unter Verursachern verzichtet.²²⁵¹ Eine noch größere Akzeptanz ist daher zu erwarten, wenn die Abgabenslösung mit ihren Strafzahlungen v. a. als Vollzugshilfe für die ordnungsrechtliche Implementierung eines fortschrittlichen Stands der Technik und zur Sanktionierung der verbleibenden Restbeeinträchtigung der Umwelt konzipiert wird.²²⁵²

Abschließend lassen sich die argumentativen Einschätzungen der Instrumente bezüglich der Kriterien der ökologischen Treffsicherheit, der statischen und dynamischen Effizienz sowie der Akzeptanz der unterschiedlichen Stakeholdergruppen zu einem indikativen Gesamtbild zusammenführen (Abbildung 26).

	Ökologische Treffsicherheit	Gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz	Akzeptanz		
			Betreiber/Nutzer	Politik/Verwaltung	Sonstige Interessengruppen
Ordnungsrechtliche Auflagen					
Outputorientierte Abgabenslösung					
Kompensatorische Mengenlösung					



Legende:  sehr schwach  sehr stark

Abbildung 26: Indikative zusammenfassende Würdigung der Instrumente

Die aus argumentativen Einschätzungen gewonnene indikative Würdigung der möglichen Instrumente zur Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Wanderfischgewässern führt zu der ersten Schlussfolgerung, dass die ökologische Treffsicherheit einer outputorientierten Abgabenslösung bei der Allokation von

²²⁵¹ Vgl. allgemein auch Michaelis (1996), S. 104. Eine Skepsis der Öffentlichkeit gegenüber mengenbasierten Instrumenten könnte aktuell auch durch spezifische Erfahrungen mit dem europäischen CO₂-Emissionshandel als Prototyp einer Mengenlösung befördert werden. Zu nennen sind zum Beispiel die Problematik der „windfall profits“ bei kostenloser Primärzuteilung von Nutzungsrechten sowie der politischen Überausstattung mit Nutzungsrechten, vgl. bspw. Fichtner (2007), S. 153-158; Worderman/Couwenberg/Nentjes (2009), S. 185-202.

²²⁵² Bspw. lässt sich in einem Positionspapier der Grünen Liga zu ökonomischen Instrumenten im Gewässerschutz eine starke Präferenz für Abgabensinstrumente feststellen, vgl. bspw. Grüne Liga (2011), S. 15-23.

Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Wanderfischgewässern aufgrund der beschriebenen Informationsdefizite als zu unsicher einzuschätzen ist. Es besteht lediglich eine tendenzielle Lenkungswirkung, so dass die Verwirklichung der qualitätsorientierten Umweltziele nicht verlässlich gewährleistet werden kann. Insofern können die theoretischen Kosteneffizienzvorteile, die eine outputorientierte Abgabenslösung mit dezentralen Freiheitsgraden gegenüber einer ordnungsrechtlichen Auflagensteuerung mittels technologischer Vorgaben aufweist, nicht zur Entfaltung kommen. Insofern kann die kritische Bewertung von GAWEL ET AL. (2011)²²⁵³ zu Wassernutzungsabgaben im Bereich querbauwerksbasierter Gewässernutzungen untermauert und erweitert werden.

Die zweite Schlussfolgerung liegt dagegen darin, dass der in dieser Arbeit entwickelte Kompensationsmechanismus in Bezug auf die qualitätsorientierten Umweltziele der WRRL eine vergleichbar hohe ökologische Treffsicherheit wie eine ordnungsrechtliche Auflagensteuerung mit technologischen Vorgaben erlaubt, während er gegenüber dieser Auflagensteuerung – in Migrationsteilsystemen mit geeigneten Rahmenbedingungen – das Potenzial signifikanter gesamtwirtschaftlicher Kostenersparnisse erwarten lässt. Die Reduzierung der Querverbauung an Wanderfischgewässern ist jedoch keineswegs als modellhaft idealtypisches Anwendungsfeld für eine dezentrale Maßnahmenallokation mittels marktorientierter Instrumente einzuschätzen, weil die erforderliche Segmentierung der Kompensationsräume, die verhältnismäßig geringe Anzahl von Kompensationspartnern in unterkritischen Systemen sowie der nicht-marginale Charakter und die weitgehende Persistenz der Maßnahmenoptionen die Effizienzpotenziale gegenüber einer ordnungsrechtlichen Allokation limitieren.²²⁵⁴ Kritische Faktoren für die Entfaltung einer instrumentellen Überlegenheit in der Praxis sind auch eine hinreichend genaue outputorientierte Operationalisierung der Querverbauung, eine transaktionskostensparende Implementierung und Ausgestaltung sowie die Gewinnung einer ausreichenden Akzeptanz bei allen Stakeholdergruppen. Zum interdisziplinären Forschungsbedarf zählen weiterhin die rechtswissenschaftliche Klärung der wasserrechtlichen Implementierung, die Tragfähigkeit der vorgeschlagenen Verwaltungsvereinbarungen im Flusseinzugsgebiet sowie

²²⁵³ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 292f. sowie S. 308.

²²⁵⁴ Vgl. allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 142-146. Dennoch führen bereits einzelne Reallokationen, deren Effizienzvorteil die Transaktionskosten deckt, zu einer gesamtwirtschaftlichen Kostenersparnis, vgl. Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 6f. „Somit rechtfertigt bereits die hinreichend plausible Annahme, daß Kompensationspotentiale vorhanden sein könnten, die Forderung nach einer Flexibilisierung des ordnungsrechtlichen Auflagenregimes.“, Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 141.

die Abgrenzung föderaler Kompetenzen zwischen den Wasserwirtschaftsverwaltungen der Bundesländer sowie der Bundeswasserstraßenverwaltung. Mit Blick auf eine Implementierung ist jedoch positiv einzuschätzen, dass die erforderliche Outputorientierung von ordnungsrechtlichen Benutzungsaufgaben sowie deren kompensatorische Flexibilisierung auf Basis dezentraler Kalküle keinen disruptiven institutionellen Systemwechsel darstellen, sondern eine graduelle instrumentelle Weiterentwicklung innerhalb des bestehenden ordnungsrechtlichen Rahmens ermöglichen.²²⁵⁵

Da sich die Umsetzbarkeit und die instrumentelle Vorteilhaftigkeit des marktorientierten Kompensationsmechanismus letztlich nur in der praktischen Anwendung validieren lassen,²²⁵⁶ wird empfohlen, die dezentrale Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von diadromen Wanderfischgewässern²²⁵⁷ zunächst in einem Pilotgebiet mit interessierten Betreibern/Nutzern und Behörden zu testen und dabei den angenommenen dominanten Fernwirkungscharakter, die Praktikabilität der ratenbasierten Bewertung von Querverbauungen und die zusätzlichen Transaktionskosten der kompensatorischen Reallokation von Verpflichtungen vertieft zu evaluieren. Darüber hinaus empfiehlt es sich, die Effektivität sowie die direkten und indirekten Kosten der von den Betreibern/Nutzern im Zuge der dezentralen Allokation entwickelten und umgesetzten Maßnahmen auszuwerten und einer referenziellen Maßnahmenallokation auf Basis des Stands der Technik gegenüberzustellen, um die gesamtwirtschaftliche Nettokostenersparnis abzuschätzen. Nicht zuletzt ist bei diesen Aktivitäten eine konstruktiv-kritische Begleitung durch Naturschutz- und Fischereiverbände anzustreben, um in dieser Gruppe das Verständnis des Instruments zu fördern und Akzeptanz aufzubauen.²²⁵⁸ Zwar ist der erste Bewirtschaftungszyklus schon nahezu beendet, aber die Maßnahmen zur Reduzierung der flussabwärtsgerichteten Querverbauung stehen erst am Anfang²²⁵⁹ und auch Maßnahmen des Fischaufstiegs stehen an vielen Querbauwerken noch aus. Nicht

²²⁵⁵ Vgl. allgemein auch Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 15. Der vorgeschlagene Kompensationsmechanismus fördert somit insgesamt eine effizientere Gewässernutzung durch einen durchsetzbaren Rechtsrahmen mit effizienzfördernden Anreizen, vgl. auch Hecht/Werbeck (2006), S. 17.

²²⁵⁶ Vgl. allgemein auch Shortle/Horan (2008), S. 130.

²²⁵⁷ Die Annahme einer dominanten Fernwirkung erscheint zunächst für die Migrationsteilsysteme der diadromen Langdistanzwanderfische Lachs und Aal tragfähig. Inwiefern dies zutrifft und ob die Annahme einer dominanten Fernwirkung ggf. auf Migrationsteilsysteme potamodromer Mitteldistanzwanderfische ausgeweitet werden kann, ist in der Praxis fachlich zu validieren.

²²⁵⁸ Zur Akzeptanzschaffung bzgl. mengenorientierter Instrumente durch umweltökonomische Aufklärung vgl. Gawel (1998), S. 132-134.

²²⁵⁹ Vgl. BMUB/UBA/Ecologic (2014). Der beschriebene Kompensationsmechanismus mit seinem langfristigen Reduktionspfad ist dabei geeignet, einen kontinuierlichen ökonomischen Innovationsdruck für den Fischschutz und -abstieg zu erzeugen, vgl. allgemein auch Michaelis (1996), S. 120-123.

zuletzt werden die bereits umgesetzten Maßnahmen („early action“) durch die spätere Implementierung eines Kompensationsmechanismus nicht bestraft.

Wie in Kap. 6.2.5 dargelegt, beschränkt sich das Potenzial einer *standortübergreifenden* Flexibilisierung der Maßnahmenallokation und damit der Anwendungsbereich eines Kompensationsmechanismus auf Migrationsteilsysteme, bei denen die Querverbauung mehrerer Standorte kumulativ als Fernwirkung charakterisiert werden kann (diadrome Wanderfischgewässer). Jedoch bestehen die latenten Informations- sowie Motivationsasymmetrien bzgl. der *technologischen* Ausgestaltung von Maßnahmen auch an den Standorten, die sich nicht an diadromen Wanderfischgewässern befinden. Es empfiehlt sich daher, im Rahmen der instrumentellen Induzierung von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässern grundsätzlich und weitestmöglich auf zwingende technologische Vorgaben in Form eines inputorientierten Stands der Technik zu verzichten. Dies bedingt wiederum, dass ordnungsrechtliche Auflagen nach Möglichkeit outputorientiert zu formulieren und damit auf das relevante ökologische Resultat auszurichten sind.²²⁶⁰ In diesem Fall können die Betreiber technologieoffen und eigenmotiviert ermitteln, wie sie die outputorientierte Verpflichtung zu geringsten Kosten erreichen. In diesem Zusammenhang kann die grundsätzliche Outputorientierung ebenfalls dazu beitragen, dass die Entwicklung und Dissemination technischer Innovationen nicht durch langsame Normsetzungsprozesse und veraltende technische Regelwerke gehemmt wird.²²⁶¹ Wie im beschriebenen Kompensationsmechanismus kommt den technischen Regelwerken aber weiterhin eine wesentliche Bedeutung als Informationsplattform sowie als Rückfalloption für risikoaverse Betreiber zu.²²⁶²

Die Allokation von gewässerökologischen Maßnahmen an Querbauwerken ist schlussendlich als Bestandteil der jeweiligen flussgebietsspezifischen Maßnahmenprogramme zu betrachten. Diese müssen sowohl fachlich als auch instrumentell ein kohärentes Konzept darstellen, um die jeweiligen wasserkörperbezogenen Umweltqualitätsziele in der Flussgebietseinheit möglichst systematisch und gesamtwirtschaftlich kosteneffizient zu

²²⁶⁰ Eine starke Outputorientierung würde nicht zuletzt auch dem Grundsatz zur Berücksichtigung von Austauschmitteln Rechnung tragen. Dieser eröffnet den verpflichteten Gewässernutzern, den Behörden alternative ökologisch gleichwertige Maßnahmen vorzuschlagen, vgl. bspw. Becker (2010), S. 102.

²²⁶¹ Vgl. Rudolph/Bloch (2001), S. 23.

²²⁶² Die Betreiber, die die Chance auf Kostenminimierung durch technologische Flexibilisierung wahrnehmen möchten, müssen im Gegenzug die Entwicklungskosten sowie das Erfolgsrisiko für die von ihnen zur Anwendung gebrachten Lösungen tragen und gegen die erwarteten Kostenersparnisse abwägen, vgl. bereits Kap. 6.4.2.3 sowie allgemein Mark/Gawel/Ewringmann (1992), S. 140-148.

verwirklichen.²²⁶³ Gesamtwirtschaftliche Kosteneffizienz erfordert in diesem Zusammenhang, dass Maßnahmen nicht nur wasserkörperübergreifend, sondern auch sektor- und defizitübergreifend kosteneffizient zusammengestellt werden.²²⁶⁴ Eine sektor- und defizitübergreifende Kosteneffizienz der Maßnahmenauswahl kann durch eine gezielte Integration einzelner sektor- oder defizitbezogener Instrumente unterstützt werden. So könnte in einem nächsten Schritt eine instrumentelle Integration von Verbesserungsmaßnahmen in den Bereichen ökologische Durchgängigkeit und Gewässerstruktur von Laich- und Aufwuchshabitaten in Erwägung gezogen werden. Die Verbesserung der ökologischen Qualität sowie die Wiederherstellung von Laich- und Aufwuchshabitaten stellen im Rahmen einer ganzheitlichen Betrachtung des Reproduktionszyklus von Wanderfischen und der jeweiligen Beeinträchtigungen wesentliche Stellschrauben zur Sicherung stabiler Wanderfischpopulationen dar.²²⁶⁵ Für die Verwirklichung eines guten ökologischen Zustands ist es i. d. R. nicht erforderlich, die gesamte Gewässerstrecke strukturell in einen naturnahen Zustand zurückzuführen. Stattdessen wird in der wasserwirtschaftlichen Praxis vielfach auf das Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept abgestellt, welches durch räumlich fokussierte Renaturierungen des Gewässers eine insgesamt mit einem guten Zustand kompatible Entwicklung eines Wasserkörpers anstrebt.²²⁶⁶ Die zu erwartende Habitatausprägung infolge dieser strukturellen Maßnahmen bildet (zusammen mit der chemisch-physikalischen Gewässerqualität) wiederum die Referenz für die beschriebene populationsdynamische Ableitung der Mindesterreichbarkeitsraten für die jeweiligen Habitate und damit letztlich für die erforderliche Reduzierung der kumulativen Querverbauung in dieser Gewässerstrecke.²²⁶⁷ Grundsätzlich könnten jedoch auch weitere Maßnahmen ergriffen werden, die eine *Übererfüllung* der referenziellen Habitatgrößen und -qualitäten oder der chemisch-physikalischen Gewässerqualität ermöglichen. So könnte bspw. die strukturelle Qualität der Laich- und Aufwuchshabitate einer Wanderfischpopulation so aufgewertet werden, dass sie für sich betrachtet einem sehr guten ökologischen Zustand entspräche. Im Gegenzug wäre zu prüfen, welche populationsdynamisch äquivalenten Abstriche bei der kumulativen Reduzierung der Querverbauung hingenommen werden können, so dass die Ausprägung der Wanderfischpopulation weiterhin insgesamt dem angestrebten guten ökologischen Zustand des Gewässers entspricht. Eine solche

²²⁶³ Vgl. bereits Kap. 5.2.

²²⁶⁴ Vgl. Grünebaum et al. (2006), S. 1.

²²⁶⁵ Vgl. Kap. 4.2.6.

²²⁶⁶ Vgl. bereits Kap. 5.2.5.

²²⁶⁷ Vgl. bereits Kap. 4.2.6 und 6.2.5.

Verlagerung von Maßnahmen zwischen Defiziten ist aus Perspektive der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz wünschenswert, wenn sie insgesamt eine gesamtwirtschaftliche Kostenersparnis ermöglicht. Da die planenden Behörden mit Informationsdefiziten bzgl. der Maßnahmen zur Reduzierung der Querverbauung konfrontiert sind, erscheint es erwägenswert, den Betreibern von Querbauwerken die Möglichkeit zu eröffnen, im Sinne eines „Baseline & Credit“- Ansatzes bei den Maßnahmenträgern der Gewässerrenaturierung zusätzliche gewässerstrukturelle Maßnahmen zu beauftragen und zu finanzieren und im Gegenzug die populationsdynamische Effektivität der zusätzlichen Maßnahmen auf ihre Querverbauungsrechte angerechnet zu bekommen.²²⁶⁸ Voraussetzung ist natürlich, dass sich die Wirkung einer Maßnahme auf die Populationsdynamik der betreffenden Wanderfischarten durch die zuständige Behörde hinreichend präzise und zu tolerablen Kosten validieren und zertifizieren lässt.

²²⁶⁸ Bekannte Beispiele eines solchen „Baseline & Credit“-Ansatzes stellen der Clean Development Mechanism und die Joint Implementation als so genannte projektbasierte Mechanismen des Emissionshandels im Rahmenwerk des Kyoto-Protokolls dar. Hierbei können Reduktionen von Treibhausgasen außerhalb der Staaten mit expliziten Reduktionsverpflichtungen auf deren Reduktionsverpflichtungen angerechnet werden, wenn diese gegenüber einer Baseline als zusätzlich zu klassifizieren sind, vgl. Kap. 2.3.

7 Fazit und Ausblick

In einem abschließenden Gesamtfazit werden nun rückblickend auf die im ersten Kapitel formulierten Forschungsfragen die zentralen Erkenntnisse der Untersuchung zusammengefasst und ein kurzer Ausblick gegeben.

Die umweltökonomische Theorie indiziert, dass marktorientierte Instrumente einer ordnungsrechtlichen Regulierung bei der Verwirklichung umweltpolitischer Zielsetzungen überlegen sind. Ob Preis- oder Mengensteuerungen in der Praxis diesem Anspruch gerecht werden können, hängt allerdings entscheidend von den Rahmenbedingungen des spezifischen Anwendungsfalls ab. Folglich sind eine sorgfältige anwendungsfallbezogene Prüfung dieser Rahmenbedingungen sowie ihrer Implikationen für das instrumentelle Design und die allokativen Leistungsfähigkeit erforderlich. Vor diesem Hintergrund wurde in dieser Untersuchung die Allokation gewässerökologischer Maßnahmen an Querbauwerken als instrumentelles Handlungsfeld untersucht. Mit Blick auf die erste Forschungsfrage wurden zunächst die wesentlichen ökologischen, technischen, rechtlichen und ökonomischen Rahmenbedingungen identifiziert und mit Blick auf das betrachtete instrumentelle Handlungsfeld charakterisiert und konkretisiert. Hierbei konnten folgende zentrale Erkenntnisse gewonnen werden:

- (1) Querbauwerke bilden in ihren verschiedenen technischen Ausführungen die notwendige Grundlage einer Vielzahl von Gewässernutzungen, die nicht nur einzelwirtschaftlichen, sondern auch gesamtwirtschaftlichen Interessen dienen.
- (2) Von der Errichtung und dem Betrieb von Querbauwerken und den damit verbundenen Nutzungen (z. B. Wasserkraftanlagen) können insb. bei hoher Intensität (z. B. hohe Querbauwerksdichte) erhebliche Beeinträchtigungen der Gewässerökologie ausgehen.
- (3) Im Zusammenhang mit Querbauwerken können zwei wesentliche Defizitbereiche unterschieden werden, die zu einer starken Verarmung der Artenvielfalt im betrachteten Gewässersystem führen können. Zum einen verursacht der Aufstau des Gewässers eine lokale Lebensraumveränderung im Staubebereich, die als Nahwirkung charakterisiert werden kann. Darüber hinaus wird durch die Barrierewirkung der Querbauwerke die ökologische Durchgängigkeit eines Fließgewässersystems für wandernde Organismen (insb. die Langdistanzwanderfische) kumulativ stark eingeschränkt. Diese kumulative Barrierewirkung im Gewässersystem kann als Fernwirkung von Querbauwerken charakterisiert werden.

- (4) Sowohl die flussaufwärts- als auch die flussabwärtsgerichtete Passierbarkeit von Querbauwerken können durch verschiedene Anpassungsmaßnahmen wesentlich verbessert werden. Demgegenüber ist die Beeinträchtigung der Lebensraumeigenschaften im Staubereich kaum beeinflussbar, ohne die Funktion des Querbauwerks als solches in Frage zu stellen.
- (5) Die kumulativen Beeinträchtigungen der ökologischen Durchgängigkeit lassen sich über die Gesamterreichbarkeiten von Habitaten sowie die standortbezogene Passierbarkeit von Querbauwerken ratenbasiert operationalisieren. Auf der Basis einer populationsdynamischen Betrachtung der betroffenen Arten lassen sich Anforderungen an die Gesamterreichbarkeit von Habitaten und die Passierbarkeit von Querbauwerken fachlich fundieren.
- (6) Je nach Art und Umfang sind ökologische Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerken mit erheblichen direkten Kosten (insb. Baukosten) und indirekten Kosten (Nutzungseinbußen) verbunden, die im Extremfall sogar Nutzungsaufgaben zur Folge haben können.
- (7) Zur Moderation des beschriebenen Spannungsfeldes von Gewässerschutz und querbauwerksbasierten Nutzungen ist der Ordnungsrahmen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie maßgeblich, der sowohl die Gewässerschutzpolitik als auch das nationale Wasserrecht in der Bundesrepublik Deutschland wesentlich prägt. Mit der Implementierung der WRRL geht in Deutschland ein Paradigmenwechsel einher. Die Gewässerbewirtschaftung hat sich nunmehr primär an qualitätsorientierten Zielsetzungen und den Bedürfnissen des Flusseinzugsgebiets auszurichten.
- (8) Aus umweltökonomischer Sicht lässt sich die Regelungssystematik der WRRL als ökonomisch aufgeklärte Standardsetzung charakterisieren, da die flächendeckende Ambition eines guten Zustands der Gewässer einzelfallbezogen durch ökonomisch geprägte Anforderungen (gesamtwirtschaftliche Kosten-Nutzen-Suffizienz) gemeinwohlorientiert angepasst werden kann. Trotz ihrer primär gewässerökologischen Orientierung erlaubt die differenzierende Umweltzielsystematik der WRRL einen gemeinwohlorientierten Ausgleich von Schutzerfordernissen und Nutzungsinteressen im Gesamtkontext gesellschaftlicher Zielsetzungen (z. B. Klimaschutz).
- (9) Ein konstitutives Element der ökonomisch aufgeklärten Regelungssystematik der Richtlinie bildet das Gebot der Kosteneffizienz der flussgebietsweiten Maßnahmenprogramme, welches in Art. 11 i. V. m. Anhang III WRRL konkret verankert ist. Für Handlungsfelder mit überregionalen Wirkungszusammenhängen wie der flussauf-

und -abwärtsgerichteten Durchgängigkeit sind zur Gewährleistung der Kosteneffizienz nicht nur technologische, sondern auch räumliche bzw. akteursübergreifende Freiheitsgrade zu nutzen.

- (10) Eine flächendeckende und vollständige Wiederherstellung der natürlichen Durchgängigkeit der Gewässersysteme wird dem Anspruch einer gemeinwohlorientierten Balance von Schutz und Nutzung der Gewässer im Kontext gesellschaftlicher Zielsetzungen nicht gerecht.
- (11) Die Ausweisung von HMWB ermöglicht einen weitgehenden Bestandsschutz für Stauhaltungen mit gesellschaftlich bedeutsamen Nutzungen (z. B. Binnenschifffahrt). Weil auch umfassende Mitigationsmaßnahmen keine vollständige Passierbarkeit eines Standortes herstellen können, impliziert der Bestandsschutz für Stauhaltungen auch kumulierende Residualbeeinträchtigungen der Durchgängigkeit.
- (12) Wenn querbauwerksbasierte Nutzungen nicht in erheblichem Ausmaß aufgegeben werden, ist eine Wiederansiedlung von Langdistanzwanderfischpopulationen in vielen Wasserkörpern aufgrund der nicht-vermeidbaren und kumulierenden Residualbeeinträchtigungen der Durchgängigkeit im Falle einer überkritischen Anzahl von Querbauwerken nicht realisierbar. Die betroffenen Wasserkörper sind hinsichtlich der Wiederbesiedlung mit Wanderfischen zu depriorisieren und langfristig der Prüfung weniger strenger Umweltziele zuzuführen.
- (13) Auch für Wasserkörper, deren Erschließung für Wanderfische nicht mit einer überkritischen Anzahl von Querbauwerken konfrontiert ist, sind in vielen Fällen Fristverlängerungen unvermeidlich. Dies ist nicht zuletzt auf den noch ausstehenden Forschungs- und Entwicklungsbedarf im Bereich des Fischschutzes an größeren Standorten zurückzuführen.
- (14) Zur kosteneffizienten Verwirklichung der gewässerökologischen Zielsetzungen sowie zur Förderung einer nachhaltigen Wassernutzung wird dem Einsatz wirtschaftlicher Instrumente in der WRRL eine wesentliche Bedeutung zugemessen. Hieraus lässt sich insb. für überregionale Handlungsfelder wie die Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Fließgewässersystemen ein Gebot zur Prüfung einer dezentralen Allokation von Maßnahmen mittels marktorientierter Instrumente ableiten. Aus den spezifischen Bestimmungen des Art. 9 WRRL, der die Mitgliedstaaten zur Implementierung einer kostendeckenden Bepreisung so genannter Wasserdienstleistungen verpflichtet, lässt sich in diesem Zusammenhang keine Präjudizierung bestimmter Instrumente (z. B. Abgabenlösungen) für den Anwendungsfall herleiten. Stattdessen sind der Einsatz und die Ausgestaltung marktorientierter Instrumente in

Abhängigkeit von den Spezifika und Rahmenbedingungen des jeweiligen Anwendungsfalles zu prüfen.

Ausgehend von den diskutierten Rahmenbedingungen wurden mit Blick auf die zweite Forschungsfrage zunächst die konkreten Anknüpfungspunkte für eine dezentrale Allokation querbauwerksbezogener Maßnahmen mittels marktorientierter Instrumente der Preis- und Mengensteuerung untersucht. In diesem Zusammenhang konnten drei wesentliche Erkenntnisse gewonnen werden:

- (1) Eine dezentrale Maßnahmenallokation mittels marktorientierter Instrumente bietet mit Blick auf die lokale Lebensraumveränderung im Rückstau von Querbauwerken sowie in Restwasserstrecken bei Ausleitungsquerbauwerken kaum Potenzial zur Steigerung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz, da diese Beeinträchtigungen einen dominanten Nahwirkungscharakter aufweisen und sich daher keine standortübergreifenden Flexibilitätspotenziale entfalten können. Folglich ist es zweckmäßig, die an den einzelnen Standorten erforderlichen Maßnahmen rein ordnungsrechtlich mittels Auflagen festzulegen.
- (2) Dagegen lässt sich hinsichtlich der Verringerung der flussauf- und flussabwärtsgerichteten Barrierewirkung von Querbauwerken (Querverbauung) für bestimmte Anwendungskontexte ein grundsätzliches Potenzial für eine dezentrale Allokation von Maßnahmen mittels marktorientierter Instrumente feststellen. Diese Potenziale eröffnen sich insb. für Migrationsteilsysteme von Wanderfischen, bei denen die Fernwirkung der Querbauwerke dominiert und deren Bedingungen (insb. deutlich unterkritische Anzahl, Art und Nutzung der Querbauwerke in Bezug auf die Mindesterreichbarkeitsraten) insgesamt ökologische Freiheitsgrade bei der Allokation erlauben.
- (3) Gegenüber einer rein ordnungsrechtlichen Allokation sind in diesen Fällen Effizienzpotenziale möglich, da die direkten und indirekten Maßnahmenkosten an den Standorten divergieren und zwischen Betreibern und Behörden eine substantielle Informations- sowie auch eine Motivationsasymmetrie bzgl. der Kosten besteht. Insb. die regulatorische Ausnutzung der Motivationsasymmetrie kann dabei auch der Entwicklung kostensenkender innovativer Problemlösungen, also dem technologischen Fortschritt dienen. In diesem Zusammenhang besteht zudem eine hohe Kongruenz einzel- und gesamtwirtschaftlicher Anpassungskalküle.

Hiervon ausgehend wurde abschließend untersucht, wie eine Preis- oder eine Mengensteuerung zur zielgerichteten und kosteneffizienten Reduzierung der Querverbauung in

wanderfischbezogenen Migrationsteilsystemen ausgestaltet werden können und inwiefern diese einer rein ordnungsrechtlichen Regulierung vorzuziehen sind. Die konzeptionelle und argumentative Analyse führte mit Blick auf eine Preissteuerung zu folgenden zentralen Schlussfolgerungen:

- (1) Der Vergleich alternativer Abgabendesigns hat gezeigt, dass eine outputorientierte Bemessungsgrundlage auf Basis der ratenbasierten Querverbauung am umfassendsten Kosteneffizienzpotenziale mobilisieren kann, da sie keine Maßnahmenoptionen ungerechtfertigt ausschließt und auch Anreize zu graduellen Verbesserungen ermöglicht.
- (2) Aufgrund der beschriebenen Informationsdefizite der Behörden (insb. mit Blick auf indirekte Kosten) ist allerdings die ökologische Treffsicherheit einer outputorientierten Abgabenslösung bei der Allokation von Maßnahmen zur Verbesserung der ökologischen Durchgängigkeit von Wanderfischgewässern als zu unsicher einzuschätzen. Es ist lediglich eine tendenzielle Lenkungswirkung zu erwarten, so dass die Verwirklichung der qualitätsorientierten Umweltziele nicht verlässlich gewährleistet werden kann. Insofern können die theoretischen Kosteneffizienzvorteile, die eine outputorientierte Abgabenslösung gegenüber einer ordnungsrechtlichen Auflagensteuerung letztlich nicht zur Entfaltung kommen.

Die vorliegende Untersuchung untermauert damit die kritische Bewertung von GAWEL ET AL. (2011)²²⁶⁹ zu Wassernutzungsabgaben im Bereich querbauwerksbasierter Gewässernutzungen und erweitert diese konzeptionell um Abgabenslösungen auf Basis outputorientierter Bemessungsgrundlagen.

Ausgehend von der Problematik behördlicher Informationsdefizite liegt der konzeptionelle Schwerpunkt und innovative Kern der vorliegenden Untersuchung schließlich in der Entwicklung eines mengenbasierten Ansatzes zur Allokation von Maßnahmen zur Reduzierung der kumulativen Querverbauung in Wanderfischgewässern. Hierzu wurde ein outputorientierter Kompensationsmechanismus konzipiert, durch den standortbezogene Auflagen technologisch und standortübergreifend mittels ratenbasierter Querverbauungsrechte flexibilisiert werden können. Mit Blick auf den Kompensationsmechanismus führte die konzeptionelle und argumentative Analyse zu folgenden Schlussfolgerungen:

- (1) Der in dieser Arbeit entwickelte Kompensationsmechanismus erlaubt in Bezug auf die qualitätsorientierten Umweltziele der WRRL eine vergleichbar hohe ökologische

²²⁶⁹ Vgl. Gawel et al. (2011), S. 292f. sowie S. 308.

Treffsicherheit wie eine ordnungsrechtliche Auflagensteuerung mit technologischen Vorgaben, lässt aber – in Migrationsteilsystemen mit geeigneten Rahmenbedingungen – signifikante gesamtwirtschaftliche Kostenersparnisse gegenüber einer solchen Auflagensteuerung erwarten. Dennoch stellt die Reduzierung der Querverbauung an Wanderfischgewässern kein idealtypisches Anwendungsfeld für eine dezentrale Maßnahmenallokation mittels marktorientierter Instrumente dar, weil die erforderliche Segmentierung der Kompensationsräume, die verhältnismäßig geringe Anzahl von Kompensationspartnern in unterkritischen Systemen sowie der nicht-marginale Charakter und die weitgehende Persistenz der Maßnahmenoptionen die Effizienzpotenziale gegenüber einer ordnungsrechtlichen Allokation limitieren.

- (2) Kritische Faktoren für die Entfaltung einer instrumentellen Überlegenheit in der Praxis sind zudem eine hinreichend genaue outputorientierte Operationalisierung der Querverbauung, eine transaktionskostensparende Implementierung und Ausgestaltung sowie die Gewinnung einer ausreichenden Akzeptanz bei allen Stakeholdergruppen.
- (3) Mit Blick auf eine Implementierung ist positiv einzuschätzen, dass die erforderliche Outputorientierung von ordnungsrechtlichen Benutzungsauflagen sowie deren kompensatorische Flexibilisierung auf Basis dezentraler Kalküle keinen disruptiven institutionellen Systemwechsel darstellen, sondern eine graduelle instrumentelle Weiterentwicklung innerhalb des bestehenden ordnungsrechtlichen Rahmens ermöglichen.
- (4) Die tatsächliche Umsetzbarkeit und die instrumentelle Vorteilhaftigkeit des marktorientierten Kompensationsmechanismus lassen sich letztlich nur interdisziplinär in der praktischen Anwendung validieren. Daher wird empfohlen, die Praktikabilität des Kompensationsmechanismus zunächst in einem Pilotgebiet mit interessierten Betreibern und Behörden zu testen und die Transaktionen mit Blick auf Förderung der gesamtwirtschaftlichen Kosteneffizienz zu evaluieren. Hiervon ausgehend kann eine breitere Anwendung in den folgenden Bewirtschaftungszyklen der WRRL und darüber hinaus entschieden werden.

Spätestens mit der Umsetzung der WRRL wurde die Allokation gewässerökologischer Verbesserungsmaßnahmen an Querbauwerken zu einem gewässerpolitischen Handlungsfeld mit sehr hoher Bedeutung für die Bewirtschaftungspraxis. Im Rahmen dieser Untersuchung wurde für dieses spezifische Anwendungsfeld erstmals eine zusammenhängende Analyse der wesentlichen technischen, ökologischen, rechtlichen und ökonomischen

Rahmenbedingungen einer möglichen marktorientierten Maßnahmenallokation durchgeführt. Hierzu wurden die in der Richtlinie verankerten ökonomischen Anforderungen an die Verwirklichung der Umweltziele – insb. das flussgebietsweite Kosteneffizienzgebot sowie die gesamtwirtschaftliche Kosten-Nutzen-Suffizienz – mit Blick auf das Handlungsfeld konkretisiert und die wesentlichen instrumentellen Implikationen abgeleitet. Mit Blick auf eine mögliche Preissteuerung wurden die in der Literatur diskutierten Ansätze evaluiert und konzeptionelle Probleme herausgearbeitet. Es wurde weiterhin verdeutlicht, dass ein outputorientiertes Abgabendesign zwar einige der identifizierten konzeptionellen Probleme vermeiden kann, dass aber das zentrale Informationsproblem der Behörde auch auf diese Weise nicht behoben werden kann. Der konzeptionelle Kern der Untersuchung besteht in einer innovativen Adaption des aus anderen Anwendungsfeldern bekannten Instruments der mengenbasierten Kompensation an das betrachtete Anwendungsfeld und seine Spezifika. Funktional neuartig ist in diesem Zusammenhang die multiplikative Ausrichtung des Kompensationsmechanismus. Auch wenn noch interdisziplinärer Forschungsbedarf verbleibt, kann die vorliegende Untersuchung im Zuge der Umsetzung der WRRL insgesamt einen wesentlichen Beitrag zur Weiterentwicklung von Durchgängigkeitsstrategien leisten, die bislang eher fachlich und technisch und weniger instrumentell geprägten waren. Durch die Erkenntnisse dieser Untersuchung wird nicht zuletzt ein wesentlicher Beitrag zum instrumentellen Prüfauftrag geleistet, der sich aus dem Kosteneffizienzgebot der WRRL ableitet und in der Bundesrepublik Deutschland durch die Fortschreibung des ordnungsrechtlichen Rahmens bislang kaum wahrgenommen wurde.

Die Verwirklichung der ökologischen Zielsetzungen der WRRL ist eine Generationenaufgabe, die wahrscheinlich weit über das Ende des dritten Bewirtschaftungszyklus hinausreicht. Aus umweltökonomischer Perspektive liegt der Wert dieser Richtlinie nicht nur in einem deutlichen Impuls zu einer institutionellen Weiterentwicklung, sondern auch darin, dass sie einen dauerhaften Prozess für eine „bewusstere“ Nutzung der Gewässer durch den Menschen etabliert. In diesem dynamischen Prozess sind die gesellschaftlichen Akteure kontinuierlich angehalten, sich den gesellschaftlichen Nutzen der Ökosysteme sowie der verschiedenen Wassernutzungen in einem gesellschaftlichen Entscheidungsprozess bewusst zu machen und so schlussendlich einem nachhaltigen Ausgleich von Schutz und Nutzung der Gewässer im Spannungsfeld sich verändernder gesellschaftlicher Zielsetzungen und Rahmenbedingungen zumindest ein gutes Stück näher zu kommen.

Literaturverzeichnis

Monografien, Zeitschriftenartikel, Beiträge in Sammelbänden sowie sonstige Arbeitspapiere

Aberle (2001)

Aberle, Gerd (2001): Globalisierung, Verkehrsentwicklung und Verkehrskosten. Gutachten für die Enquete-Kommission des Deutschen Bundestages "Globalisierung der Weltwirtschaft - Herausforderungen und Antworten", Gießen.

Adam/Schwevers (2001)

Adam, Beate; Schwevers, Ulrich (2001): Planungshilfen für den Bau funktionsfähiger Fischaufstiegsanlagen, Solingen.

Adam/Engler/Schwevers (2001)

Adam, Beate; Engler, Oliver; Schwevers, Ulrich (2001): Verhaltensbeobachtungen von Fischen an Rechen und Bypässen, Kirtorf-Wahlen.

Adam/Schwevers (2003)

Adam, Beate; Schwevers, Ulrich (2003): Untersuchungen der Aalabwanderung über einen Feinstrechen mit Bypassrinne, Kirtorf-Wahlen.

Adam (2005)

Adam, Beate (2005): Fischaufstieg und Fischabstieg: Deutsche Erfahrungen, Kurzfassung, 5. Rheinsymposium, Bonn.

Adam/Schwevers/Kolf (2007)

Adam, Beate; Schwevers, Ulrich; Kolf, Robert (2007): Zum Sinngehalt von Funktionskontrollen an Fischaufstiegsanlagen, in: WasserWirtschaft, 97. Jg., H.1/2, S. 42-46.

Adams (1989)

Adams, Michael (1989): Das „Verursacherprinzip“ als Leerformel, in: Juristenzeitung 44. Jg., H. 17, S. 787-789.

Ahlheim/Lehr (2002)

Ahlheim, Michael; Lehr, Ulrike (2002): Nutzentransfer: Das Sparmodell der Umweltbewertung, in: Perspektiven der Wirtschaftspolitik, 3. Jg., H. 1, S. 85-104.

Ahmed/Gotoh (2006)

Ahmed, Sarwar Uddin; Gotoh, Keinosuke (2006): Cost-Benefit Analysis of Environmental Goods by Applying the Contingent Valuation Method. Some Japanese Case Studies, Tokyo et al.

Albert/Langer (2007)

Albert, Gerhard; Langer, Hans (2007): Ökologische Neuorientierung der Bundeswasserstraßenbewirtschaftung, UBA-Texte 40/07, Dessau-Roßlau.

Albrecht (2007)

Albrecht, Juliane (2007): Umweltqualitätsziele im Gewässerschutz. Eine europa-, verfassungs- und verwaltungsrechtliche Untersuchung zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel des Freistaates Sachsen, Berlin.

Albrecht/Wendler (2009)

Albrecht, Juliane; Wendler, Wiebke (2009): Koordinierte Anwendung von Wasserrahmenrichtlinie und Hochwasserrisikomanagementrichtlinie im Kontext des Planungsprozesses, in: Natur und Recht, 31. Jg., H. 9, S. 608-618.

Ammermüller et al. (2008a)

Ammermüller, Britta; Holländer, Robert; Fälsch, Marcel; Kochmann, Linda; Brosowski, André; Klauer, Bernd; Sigel, Katja; Mewes, Melanie; Bräuer, Ingo; Grünig, Max (2008a): Handbuch Kosten-Nutzen-Abwägung zur Feststellung von Ausnahmen aufgrund unverhältnismäßiger Kosten, Leipzig/Berlin.

Ammermüller et al. (2008b)

Ammermüller, Britta; Holländer, Robert; Fälsch, Marcel; Klauer, Bernd; Sigel, Katja; Mewes, Melanie; Bräuer, Ingo; Grünig, Max; Ehlers, Melf-Hinrich (2008b): Entwicklung einer Methodik zur nicht-monetären Kosten-Nutzen-Abwägung im Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Leipzig/Berlin.

Ammermüller (2009)

Ammermüller, Britta (2009): Die Finanzierung von Maßnahmen zur Reduktion diffuser Gewässerbelastungen aus der Landwirtschaft – welche Rolle spielt das Verursacherprinzip?, in: ZUR, 20. Jg., H. 5, S. 250-253.

Ammermüller (2011)

Ammermüller, Britta (2011): Assessing Cost Recovery. An New Comparative Framework in Line with WFD Article 9, Frankfurt am Main et al.

Anderer/Dumont/Kolf (2007)

Anderer, Pia; Dumont, Ulrich; Kolf, Robert (2007): Das Querbauwerke-Informationssystem QUIS-NRW, in: Wasser und Abfall, 9. Jg., H. 7-8, S. 10-14.

Anderer et al. (2008)

Anderer, Pia; Dumont, Ulrich; Linnenweber, Christoph; Schneider, Bernd (2008): Durchgängigkeit der rheinland-pfälzischen Gewässer. Instrumente für die Entwicklung von Maßnahmenplänen, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 1. Jg., Nr. 10, S. 568-574.

Anderer et al. (2010a)

Anderer, Pia; Dumont, Ulrich; Linnenweber, Christoph; Massmann, Edith; Schneider, Bernd (2010a): Entwicklungskonzept ökologische Durchgängigkeit Rheinland-Pfalz, in: WasserWirtschaft, 100. Jg., Nr. 9, S. 34-38.

Anderer et al. (2010b)

Anderer, Pia; Dumont, Ulrich; Heimerl, Stephan; Ruprecht, Albert; Wolf-Schumann, Ulrich (2010b): Das Wasserkraftpotenzial in Deutschland, in: WasserWirtschaft, 100. Jg., Nr. 9, S. 12-16.

Anderer et al. (2010c)

Anderer, Pia; Dumont, Ulrich; Stark, Bettina; Wolf-Schumann, Ulrich (2010c): Vom Liniennpotenzial zum technischen Wasserkraftpotenzial – Methode, in: WasserWirtschaft, 100. Jg., Nr. 9, S. 17-22.

Anderer et al. (2010d)

Anderer, Pia; Dumont, Ulrich; Ruprecht, Albert; Wolf-Schumann, Ulrich; Heimerl, Stephan (2010d): Potentialermittlung für den Ausbau der Wasserkraftnutzung in Deutschland als Grundlage für die Entwicklung einer geeigneten Ausbaustrategie, Aachen/Stuttgart.

Anderer et al. (2012)

Anderer, Pia; Dumont, Ulrich; Massmann, Edith; Keuneke, Rita (2012): Wasserkraftnutzung in Deutschland: Wasserrechtliche Aspekte, ökologisches Modernisierungspotenzial und Fördermöglichkeiten, UBA-Texte 22/2012, Dessau-Roßlau.

Anonymus (2008)

Anonymus (2008): Aalbewirtschaftungspläne der deutschen Länder zur Umsetzung der EG-Verordnung Nr. 1100/2007 des Rates vom 18. September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestandes des Europäischen Aals für die Flusseinzugsgebiete Eider, Elbe, Ems, Maas, Oder, Rhein, Schlei/Trave, Warnow/Peene und Weser, o. O.

Appel (2001)

Appel, Ivo (2001): Das Gewässerschutzrecht auf dem Weg zu einem qualitätsorientierten Bewirtschaftungsregime. Zum finalen Regelungsansatz der EG-Wasserrahmenrichtlinie, in: ZUR, 12. Jg., Sonderheft, S. 129-137.

Arrow et al. (1993)

Arrow, Kenneth; Solow, Robert; Portney, Paul R.; Leamer, Edward, E.; Radner, Roy; Schuman, Howard (1993): Report of the NOAA Panel on Contingent Valuation, <http://www.cbe.csueastbay.edu/~alima/courses/4306/articles/NOAA%20on%20contingent%20valuation%201993.pdf>, zuletzt abgerufen am 01.06.2013.

ATT et al. (2008)

Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V.; Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e. V.; Deutscher Bund der verbandlichen Wasserwirtschaft e. V.; Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches e. V.; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.; Verband kommunaler Unternehmen e. V. (Hrsg.) (2008): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft 2008, Bonn.

ATV-DVWK (2001)

ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (Hrsg.) (2001): Optimierung des Mitteleinsatzes bei der Sanierung von Fließgewässern, Hennef.

Bardt (2006)

Bardt, Hubertus (2006): Wettbewerb im Wassermarkt. Politische und unternehmerische Herausforderungen in der Wasserwirtschaft, Köln.

Bauer/Ruprecht/Heimerl (2010)

Bauer, Nikolaus; Ruprecht, Albert; Heimerl, Stephan (2010): Ermittlung des Wasserkraftpotenzials an Wasserkraftanlagenstandorten mit einer Leistung über 1 MW in Deutschland, in: WasserWirtschaft, 100. Jg., H. 9, S. 23-27.

Baum/Esser (2004)

Baum, Anett; Esser, Birgit (2004): Einbeziehung der Öffentlichkeit per Internet – Das ATV-DVWK Internetforum zur WRRL, in: WasserWirtschaft, 94. Jg., H. 9, S. 42-45.

Baumgart et al. (2005)

Baumgart, Heinz-Christian; Jürging, Peter; Patt, Heinz; Schackers, Bernd; Schumacher, Wolfgang (2005): Mensch und Fließgewässer. Heutige Nutzungen, in: Jürging, Peter; Patt, Heinz (Hrsg.): Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen, Berlin/Heidelberg, S. 62-88.

Baumol/Oates (1971)

Baumol, William J.; Oates, Wallace E. (1971): The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment, in: Swedish Journal of Economics, Bd. 73, H. 1, S. 42-54.

BAW/BfG (2011)

Bundesanstalt für Wasserbau; Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.) (2011): Arbeitshilfe Fischaufstiegsanlagen an Bundeswasserstraßen. Version: 1.0, 04.10.2011, Koblenz.

BDEW (2014)

BDEW Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft e.V. (Hrsg.) (2014): Energie-Info. Erneuerbare Energien und das EEG: Zahlen, Fakten, Grafiken, Berlin.

Becker (2010)

Becker, Bernd (2010): Das neue Umweltrecht 2010. WHG, BNatSchG, NiSG, BImSchG, UVPG u. a., München.

Becker et al. (2005)

Becker, Heinrich; Kreins, Peter; Rudloff, Bettina; Stonner, Roger; Witzke, Peter (2005): Zahlungsbereitschaft- und Nutzen-Kosten-Analyse (ZANK) – Teilprojekt des Forschungsvorhabens „Management regionaler Flusseinzugsgebiete in Deutschland (REGFLUD) – Rahmenbedingungen und Politikoptionen bei diffusen Nährstoffeinträgen (N und P) der Landwirtschaft in den Rhein und in die Ems –“. Schlussbericht im Auftrag des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF), Bonn/Braunschweig.

Becker et al. (2009)

Becker, Bernhard; Roger, Sebastian; Reuter, Christian; Hehenkamp Ansgar; Schüttrumpf, Holger (2009): Eine Ultraschall-Detektorreue zur Anzeige von Aalabwanderungen, in: WasserWirtschaft, 99. Jg., H. 9, S: 30-36.

Bender/Schäfer (2009)

Bender, Michael; Schäfer, Tobias (2009): Gewässerschutz im Zeichen der Wasserrahmenrichtlinie. Konflikte, Handlungsfelder und gute Beispiele, Berlin.

Berendes (2002)

Berendes, Konrad (2002): Die neue Wasserrechtsordnung, in: ZfW, 41. Jg., H. 4, S. 197-221.

Bergstrom/Boyle/Poe (2001)

Bergstrom, John C.; Boyle, Kevin J.; Poe, Gregory L. (2001): Economic Value of Water Quality: Introduction and Conceptual Background, in: Bergstrom, John C.; Boyle, Kevin J.; Poe, Gregory L. (Hrsg.): The Economic Value of Water Quality, Cheltenham, Northampton, S. 1-17.

Bezirksregierung Münster (2007)

Bezirksregierung Münster (Hrsg.) (2007): Grenzüberschreitender Methodenvergleich zu den Themenkreisen HMWB und AWB, maximales und gutes ökologisches Potenzial am Beispiel der Berkel, Münster.

BfG (2010a)

Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.) (2010a): Herstellung der Durchgängigkeit an Staustufen von Bundeswasserstraßen. Fischökologische Einstufung der Dringlichkeit von Maßnahmen für den Fischaufstieg, BfG-Bericht 1697, Koblenz.

BfG (2010b)

Bundesanstalt für Gewässerkunde (Hrsg.) (2010b): LAWA Maßnahmenkatalog, Stand: 29.11.2010, o. O.

Binder (2005)

Binder, Walter (2005): Erfahrungen. Die Isar (Bayern) – Ein alpiner Wildfluss, in: Jürging, Peter; Patt, Heinz (Hrsg.): Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen, Berlin/Heidelberg, S. 416-428.

Birk/Böhmer (2007)

Birk, Sebastian; Böhmer, Jürgen (2007): Die Interkalibrierung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie – Grundlagen und Verfahren, in: WasserWirtschaft, 97. Jg., H. 9, S. 10-14.

Birk et al. (2008)

Birk, Sebastian; Böhmer, Jürgen; Meier, Carolin; Rolauffs, Peter; Schaumburg, Jochen; Hering, Daniel (2008): EG-Wasserrahmenrichtlinie – Harmonisierung der Berichterstattung zur ökologischen Einstufung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (Interkalibrierung biologischer Untersuchungsverfahren in Deutschland), UBA-Texte 34/08, Dessau.

Bisler/Scharf (2003)

Bisler, Katrin; Scharf, Julia (2003): Die Fischfauna als Qualitätsmerkmal der EU-Wasserrahmenrichtlinie, in: Wasser & Boden, 55. Jg., H. 5, S. 4-8.

Biss/Vobis (2006)

Biss, Regina; Vobis; Hartmut (2006): Die Stauhaltungen des Hoch- und Oberrheins – historische, wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge, in: Müller, Dieter; Schöl, Andreas; Bergfeld, Tanja; Strunck, Yvonne (Hrsg.): Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge, Stuttgart, S. 113-146.

Bizer/Gubaydullina/Henger/Stephenson (2008)

Bizer, Kilian; Gubaydullina, Zulia; Henger, Ralph; Stephenson, Natascha (2008): Anforderungen aus ökonomischer Sicht, in: Köck, Wolfgang; Bizer, Kilian; Hansjürgens, Bernd; Einig, Klaus; Siedentop, Stefan (Hrsg.): Handelbare Flächenausweisungsrechte. Anforderungsprofil aus ökonomischer, planerischer und juristischer Sicht, Baden-Baden, S. 78-95.

Blankart (2011)

Blankart, Charles B. (2011): Öffentliche Finanzen in der Demokratie. Eine Einführung in die Finanzwissenschaft, 8. Auflage, München.

Blöch (1999)

Blöch, Helmut (1999): The European Union Water Framework Directive: Taking European Water Policy into the next Millenium, in: Water Science Technology, Bd. 40, H. 10, S. 67-71.

Blöch (2005)

Blöch, Helmut (2005): Durchgängigkeit von Fließgewässern – ein wichtiges Element der europäischen Wasserpolitik, Beitrag zum 5. Internationalem Rheinsymposium der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheines, o. O.

BMI (1971)

Bundesministerium des Inneren (Hrsg.) (1971): Umweltprogramm der Bundesregierung, Öffentlichkeitsarbeit des Bundesinnenministeriums, Reihe „betrifft“ Bd. 9, Bonn.

BMU (1998)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998): Umweltpolitik. Wasserwirtschaft in Deutschland, Bonn.

BMU (2001)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2001): Aktionshandbuch Nachhaltige Wasserwirtschaft und lokale Agenda 21, 2. Auflage, Bonn/Berlin.

BMU (2004a)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2004a): Die Wasserrahmenrichtlinie – Neues Fundament für den Gewässerschutz in Europa, Langfassung, Berlin.

BMU (2004b)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2004b): Konsolidierte Fassung der Begründung zu dem Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG) vom 21. Juli 2004, BGBl. 2004 I S. 1918, Berlin.

BMU (2005a)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Umweltbundesamt (Hrsg.) (2005a): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland, Berlin.

BMU (2005b)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2005b): Leitfaden für die Vergütung von Strom aus Wasserkraft nach dem Erneuerbare-Energien-Gesetz für die Neuerrichtung und Modernisierung von Wasserkraftanlagen, Berlin.

BMU (2006a)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2006a): Wasserwirtschaft in Deutschland, Teil 1 – Grundlagen, 2. Auflage, Bonn/Berlin.

BMU (2006b)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2006b): Wasserwirtschaft in Deutschland, Teil 2 – Gewässergüte, 2. Auflage, Bonn/Berlin.

BMU (2007)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Umweltbundesamt (Hrsg.) (2007): Bericht zum Forschungsvorhaben "Querbauwerke in den Fließgewässern Deutschlands", http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/querbauwerke_fliessgewaesser_feb07.pdf, letzter Abruf am 28.12.2009.

BMU (2008)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und Umweltbundesamt (Hrsg.) (2008): Begründung zum Gesetz über den Vorrang Erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG) vom 25.10.2008, BGBl. 2008 I, S. 2074, Konsolidierte Fassung, Berlin.

BMU (2009a)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2009a): Erneuerbare Energien in Zahlen. Nationale und internationale Entwicklung, Bonn/Berlin.

BMU (2009b)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2009b): Erneuerbare Energien in Zahlen. Internet-Update ausgewählter Daten, Bonn/Berlin.

BMU (2010a)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2010a): Nationaler Aktionsplan für erneuerbare Energie gemäß der Richtlinie 2009/28/EG sowie der Entscheidung K(2009) 5174 der Kommission vom 30.06.2009, Entwurf – Stand: 29.06.2010, Bonn/Berlin.

BMU (2010b)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2010b): Die Wasserrahmenrichtlinie. Auf dem Weg zu guten Gewässern, Berlin.

BMU (2010c)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2010c): Umweltbericht 2010. Umweltpolitik ist Zukunftspolitik, Berlin.

BMU (2013)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (2013): Eckpunkte für ein Gesamtkonzept Elbe des Bundes und der Länder – Strategisches Konzept für den Flussraum der Binnenelbe zwischen dem Wehr Geesthacht bei Hamburg und der Grenze zur Tschechischen Republik – Bearbeitungsstand 15.02.2013, o. O.

BMU/UBA/Ecologic (2013)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit; Umweltbundesamt; Ecologic (Hrsg.) (2013): Forum „Fischschutz und Fischabstieg“. 3. Workshop „Schutz und Erhalt von Fischpopulationen – Was ist nötig?“, Ergebnisse des Workshops, o. O.

BMUB/UBA/Ecologic (2014)

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit; Umweltbundesamt; Ecologic (Hrsg.) (2014): Forum „Fischschutz und Fischabstieg“. 4. Workshop „Fischschutz und Fischabstieg – Ziele, Maßnahmen und Funktionskontrolle“, Ergebnisse des Workshops, o. O.

BMVBS (2007)

Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (Hrsg.) (2007): Berücksichtigung ökologischer Belange bei Maßnahmen an Bundeswasserstraßen, Erlass WS 14/WS15/52.08.02-05, Bonn.

BMVBS (2009a)

Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (Hrsg.) (2009a): Wasserwirtschaftliche Unterhaltung an Bundeswasserstraßen, Erlass WS 14/5242.3/3, Bonn.

BMVBS (2009b)

Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (Hrsg.) (2009b): Erhaltung und Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit an Bundeswasserstraßen, Erlass WS14/WS15/5242.3/2, Bonn.

BMVBS (2012)

Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (Hrsg.) (2012): Erhaltung und Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen. Erläuterungsbericht zu Handlungskonzeption und Priorisierungskonzept des BMVBS, Bonn.

BMVBS (2013)

Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung (Hrsg.) (2013): Grundkonzeption für den Bundesverkehrswegeplan 2015. bedarfsgerecht – transparent – herausfordernd. Entwurf, Berlin.

Böhm et al. (2002)

Böhm, Eberhard; Hillenbrand, Thomas; Liebert, Joachim; Schleich, Joachim; Walz, Rainer (2002): Kostenwirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz, UBA-Texte 12/02, Berlin.

Bonus (1990)

Bonus, Holger (1990): Preis- und Mengelösungen in der Umweltpolitik, in: Jahrbuch für Sozialwissenschaften, Bd. 41, S. 343-358.

Bonus/Häder (1998)

Bonus, Holger; Häder, Michael (1998): Zertifikate und neue Institutionenökonomik, in: Bonus, Holger (Hrsg.): Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, Berlin, S. 32-44.

Borchardt/Richter/Willecke (2006)

Borchardt, Dietrich; Richter, Sandra; Willecke, Jörg (2006): Vorgehen und Methoden bei der Bestandsaufnahme nach Art. 5 der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland, UBA-Texte 30/06, Dessau.

Borchardt/Völker/Willecke (2006)

Borchardt, Dietrich; Völker, Jeanette; Willecke, Jörg (2006): Identifizierung erheblich veränderter Wasserkörper in Deutschland: Verfahren, Kriterien und Ergebnisse am Beispiel des staugeregelten Mains, in: Müller, Dieter; Schöl, Andreas; Bergfeld, Tanja; Strunck, Yvonne (Hrsg.): Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge, Stuttgart, S. 275-296.

Borchardt et al. (2004)

Borchardt, Dietrich; Küllmar, Ingrid; Petschow, Ulrich; Dehnhardt, Alexandra (2004): Fallstudien zu erheblich veränderten Gewässern in Deutschland – Case Studies on Heavily Modified Waters in Germany, UBA-Texte 16/04, Berlin.

Borchardt/Funke (2005)

Borchardt, Dietrich; Funke, Markus (2005): Modellierung der Gewässergüte, in: Dietrich, Jörg; Schumann, Andreas (Hrsg.): Flussgebietsmanagement für die Werra, Gemeinsamer Abschlussbericht, Bochum et al., S. 109-127.

Borkey (2006)

Borkey, Peter (2006): Keeping Water Safe to Drink, OECD Policy Brief March 2006, Paris.

Bosenius (1998)

Bosenius, Udo (1998): Der Entwurf der EG-Wasserrahmenrichtlinie: die Sicht der Beratungen auf europäischer Ebene, in: NVwZ 17. Jg., H. 10, S. 1039-1043.

Bosenius (2001)

Bosenius, Udo (2001): Die Wasserrahmenrichtlinie, in: Wasser & Boden, 53. Jg., H. 1/2, S. 27-32.

Bosenius/Holzwarth (2006)

Bosenius, Udo; Holzwarth, Fritz (2006): Grundlagen für eine gemeinsame Strategie zur Umsetzung der WRRL in Europa, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz,

Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 11-25.

Brackemann et al. (2001)

Brackemann, Holger; Bartel, Hartmut; Höring, Helmut; Kühleis, Christoph; Rechenberg, Jörg; Teuchert, Christian; Kraemer, R. Andreas; Hansen, Wenke (2001): Nachhaltige Wasserversorgung in Deutschland: Analyse und Vorschläge für eine zukunftsfähige Entwicklung, Berlin.

Brackemann et al. (2002)

Brackemann, Holger; Ewens, Hans-Peter; Interwies, Eduard; Kraemer, R. Andreas, Quadflieg, Arnold (2002): Die wirtschaftliche Analyse nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Teil I), in: Wasser und Abfall 4. Jg., H. 3, S. 38-43.

Bräuer/Neubert (2008)

Bräuer, Ingo; Neubert, Kristin (2008): Kostenabschätzung von Maßnahmen auf Flusseinzugsgebietsebene, in: Klauer, Bernd; Rode, Michael; Perty, Daniel (Hrsg.): Flussgebietsmanagement nach EG-Wasserrahmenrichtlinie, Marburg, S. 175-199.

Breetz et al. (2004)

Breetz, Hanna L.; Fisher-Vanden, Karen; Garzon, Laura; Jacobs, Hannah; Kroetz, Kailin; Terry, Rebecca (2004): Water Quality Trading and Offset Initiatives in the U. S.: A Comprehensive Survey, Hanover.

Brent (2006)

Brent, Robert J. (2006): Applied Cost-Benefit Analysis, 2. Auflage, Cheltenham/Northampton.

Breuer (1995)

Breuer, Rüdiger (1995): Gewässerschutz in Europa – Eine kritische Zwischenbilanz, in: Wasser und Boden, 47. Jg., H. 11, S. 10-14.

Breuer (1998)

Breuer, Rüdiger (1998): Der Entwurf einer EG-Wasserrahmenrichtlinie: die Sicht des Staatsorganisationsrechts, in: NVwZ, 17. Jg., H. 10, S. 1001-1010.

Breuer (2005)

Breuer, Rüdiger (2005): Pflicht und Kür bei der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, in: Zeitschrift für Wasserrecht, 44. Jg., H. 1, S. 1-22.

Breuer (2006)

Breuer, Rüdiger (2006): Rechtsfragen des Konflikts zwischen Wasserkraftnutzung und Fischfauna, Berlin.

Breuer (2007)

Breuer, Rüdiger (2007): Praxisprobleme des deutschen Wasserrechts nach Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, in: Natur und Recht, 29. Jg., H. 8, S. 503-513.

Breuer (2009)

Breuer, Rüdiger (2009): Probleme des wasserrechtlichen Heimfalls, Köln/München.

Briechle (1996)

Briechle, Dieter (1996): Wasserhaushalt und Wasserressourcen, in: DVGW (Hrsg.): Wassergewinnung und Wasserwirtschaft. Lehr- und Handbuch Wasserversorgung, Bd. 1, München/Wien.

Brockmann (2003)

Brockmann, Christine (2003): Die Handlungsfähigkeit der Europäischen Union untersucht am Beispiel der EU-Wasserrahmenrichtlinie, Diss. Heidelberg.

Brouwer (2002)

Brouwer, Roy (2002): Environmental Value transfer: state of the art and future prospects, in: Florax, Raymond J. G. M.; Nijkamp, Peter; Willis, Kenneth G. (Hrsg.): Comparative Environmental Economic Assessment, Northampton, S. 90-114.

Brouwer (2004)

Brouwer, Roy (2004): The concept of environmental and resource costs; Lessons learned from ECO2, in: Brouwer, Roy; Strosser, Pierre (Hrsg.): Environmental and Resource Costs and the Water Framework Directive. An overview of European practices, RIZA Working Paper 2004.112x, Amsterdam, S. 3-12.

Brouwer/Strosser (2004)

Brouwer, Roy; Strosser, Pierre (2004): Conclusions and recommendations, in: Brouwer, Roy; Strosser, Pierre (Hrsg.): Environmental and Resource Costs and the Water

Framework Directive. An overview of European practices, RIZA Working Paper 2004.112x, Amsterdam, S. 47-48.

Brouwer (2006a)

Brouwer, Roy: Practical Working Definition Environmental and Resource Costs and Benefits (AquaMoney Deliverable D12), IVM, Amsterdam.

Brouwer (2006b)

Brouwer, Roy: Assessment of Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive, Workshop "Hydro-economic modeling and tools for implementation of the EU Water Framework Directive, Valencia, 30th-31th January 2006, o. O.

Brouwer et al. (2009)

Brouwer, Roy; Barton, David; Bateman, Ian; Brander, Luke; Georgiou, Stavros; Martín-Ortega, Julia; Stale, Navrud; Pulido-Velazquez, Manuel; Schaafsma, Marije; Wagten-donk, Alfred (2009): Economic Valuation of Environmental and Resource Costs and Benefits in the Water Framework Directive: Technical Guidelines for Practitioners, AquaMoney Report September 2009, Amsterdam et al.

Brückner (2005)

Brückner, Hubertus (2005): Erfahrungen. Mittellauf der Schwarzen Elster, in: Jürging, Peter; Patt, Heinz (Hrsg.): Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen, Berlin/Heidelberg, S. 356-365.

Bruns (1998)

Bruns, Heike (1998): Das Umweltbundesamt (UBA) im Spannungsfeld zwischen Wissenschaft und Politik, in: Kotulla, Michael; Ristau, Herbert; Smeddinck, Ulrich (Hrsg.): Umweltrecht und Umweltpolitik, Heidelberg.

Bruns/Kieß/Peters (2009)

Bruns, Elke; Kieß, Carolin; Peters, Wolfgang (2009): Anforderungen an die Erfassung, Bewertung und Sanierung von Biodiversitätsschäden nach dem Umweltschadensgesetz, in: Natur und Recht, 31. Jg., H. 3, S. 149-159.

Büsgen/Dürschmidt (2008)

Büsgen, Uwe; Dürschmidt, Wolfhart (2008): Strom aus erneuerbaren Energien – eine Bilanz auf Basis des EEG-Erfahrungsberichtes, in: Energiewirtschaftliche Tagesfragen, 58. Jg., H. 3, S. 8-14.

Bundesmann/Bartelt (2009)

Bundesmann, Reiner; Bartelt, Dietrich (2009): Neues Verfahren zur Herstellung der geomorphologischen Durchgängigkeit von Staugewässern, in: Wasserwirtschaft, 99. Jg., H. 5, S. 29-33.

BWK (2006)

Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau (BWK) e. V. (Hrsg.) (2006): Methodenstandard für die Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen, BWK-Fachinformation 1/2006, Stuttgart.

Bundesrat (2004)

Bundesrat (Hrsg.) (2004): Stellungnahme des Bundesrates zum Entwurf eines Gesetzes zur Neuregelung des Rechts der Erneuerbaren Energien im Strombereich, Drucksache 15/04, Berlin.

Bundesregierung (2002)

Bundesregierung (Hrsg.) (2002): Perspektiven für Deutschland. Unsere Strategie für eine nachhaltige Entwicklung, Berlin.

Bundesregierung (2008)

Bundesregierung (Hrsg.) (2008): Masterplan Güterverkehr und Logistik, Berlin.

Bundesregierung (2009)

Bundesregierung (Hrsg.) (2009): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Nicole Maisch, Cornelia Behm, Hans-Josef Fell, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN, Bundestagsdrucksache 17/166, Berlin.

Bundesregierung (2011)

Bundesregierung (Hrsg.) (2011): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Nicole Maisch, Cornelia Behm, Undine Kurth (Quedlinburg), weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN, Bundestagsdrucksache 17/4363, Berlin.

Bunge et al. (2001)

Bunge, Thomas; Dirbach, Dirk; Dreher, Bernhard; Fritz, Karin; Lell, Otmar; Rechenberg, Bettina; Rechenberg, Jörg; Schmitz, Eva; Schwermer, Sylvia; Steinhauer, Manfred;

Steudte, Carola; Voigt, Thomas (2001): Wasserkraftanlagen als erneuerbare Energiequelle – rechtliche und ökologische Aspekte, UBA-Texte 01/01, Berlin.

Cansier (1998)

Cansier, Dieter (1998): Ausgestaltungsformen handelbarer Emissionsrechte und ihre politische Durchsetzbarkeit, in: Bonus, Holger (Hrsg.): Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, Berlin, S. 97-112.

Cansier (2004)

Cansier, Dieter (2004): Umweltschutz und Verursacherprinzip als Ergebnis eines übergreifenden Konsenses, in: ZfU, 27. Jg., H. 2, S. 141-165.

CDU/CSU/FDP (2009)

CDU/CSU/FDP (Hrsg.) (2009): Wachstum. Bildung. Zusammenhalt. Der Koalitionsvertrag zwischen CDU, CSU und FDP. 17. Legislaturperiode, o. O.

CIS (2001)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2001): Strategic Document as agreed by the Water Directors under Swedish Presidency, 2 May 2001, o. O.

CIS (2003a)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2003a): Guidance Document No 1: Economics and the Environment. The Implementation Challenge of the Water Framework Directive. Produced by Working Group 2.6 - WATECO, Luxemburg.

CIS (2003b)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2003b): Guidance Document No 4: Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Produced by Working Group 2.2 - HMWB, Luxemburg.

CIS (2003c)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2003c): Guidance Document No 8. Public Participation in Relation to the Water Framework Directive. Produced by Working Group 2.9 – Public Participation, Luxemburg.

CIS (2003d)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2003d): Guidance Document No 6. Towards a Guidance on Establishment of the Intercalibration Network and the

Process on the Intercalibration Exercise. Produced by Working Group 2.5 - Intercalibration, Luxemburg.

CIS (2003e)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2003e): Guidance Document No 10. Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems. Produced by Working Group 2.3 – REFCOND, Luxemburg.

CIS (2003f)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2003f): Guidance Document No 3. Analysis of Pressures and Impacts. Produced by Working Group 2.1 - IMPRESS, Luxemburg.

CIS (2004a)

Common Implementation Strategy Working Group 2 B, Drafting Group ECO 1 (Hrsg.) (2004a): Information Sheet on Assessment of the Recovery of Costs for Water Services for the 2004 River Basin Characterisation Report (Art 9), Final Version May 2004, o. O.

CIS (2004b)

Common Implementation Strategy for the WFD Working Group 2 B, Drafting Group Eco 2 (Hrsg.) (2004b): Assessment of Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive, Final Draft November 2004, o. O.

CIS (2004c)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2004c): Moving to the next stage in the Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, Progress and work programme for 2005 and 2006, as agreed by the Water Directors 2/3 December 2004, o. O.

CIS (2005a)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2005a): Guidance Document No. 14. Guidance on the Intercalibration Process 2004-2006, Luxemburg.

CIS (2005b)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2005b): Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie – Zusammenfassung und Hintergrundpapier, o. O.

CIS (2005c)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2005c): Guidance Document No 13. Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential. Produced by Working Group 2A, Luxemburg.

CIS (2006a)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2006a): WFD and Hydro-morphological pressures. Policy Paper, Focus on hydropower, navigation and flood defence activities. Recommendations for better policy integration, o. O.

CIS (2006b)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2006b): Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive, Final Version, 30th November 2006, o. O.

CIS (2006c)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2006c): Improving the comparability and quality of the Water Framework Directive implementation, Progress and work programme for 2007-2009 as agreed by the Water Directors 30 November / 1 December 2006, o. O.

CIS (2007a)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2007a): Exemptions to the Environmental Objectives under the Water Framework Directive. Article 4.4 (extension of deadlines), 4.5 (less stringent objectives) and 4.6 (temporary deterioration), o. O.

CIS (2007b)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2007b): Exemptions to the Environmental Objectives under the Water Framework Directive allowed for new modifications or new sustainable human development activities (WFD Article 4.7), Policy Paper o. O.

CIS (2008a)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2008a): Climate Change and Water, Policy Paper, o. O.

CIS (2008b)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2008b): Conclusions on Exemptions and Disproportionate Costs. Water Directors' Meeting under Slovenian Presidency, Brdo, 16-17 June 2008, o. O.

CIS (2008c)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2008c): Disproportional Costs and Exemptions to the Environmental Objectives under the Water Framework Directive, Article 4.4-4.6, Input Paper for the workshop on 10/11 April 2008 in Copenhagen, DK, Version 3, o. O.

CIS (2008d)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2008d): Towards a Concept for Compliance Checking of the WFD River Basin Management Plans, Room Document agenda point 1, o. O.

CIS (2009a)

Common Implementations Strategy for the WFD (2009a): Guidance Document No. 20 – Guidance Document on Exemptions to the Environmental Objectives, Luxembourg.

CIS (2009b)

Common Implementations Strategy for the WFD (Hrsg.) (2009b): Heavily Modified Water Bodies: "Information Exchange on Designation, Assessment of Ecological Potential, Objective Setting and Measures", Common Implementation Strategy Workshop, Brussels, 12-13 March 2009, Updated Discussion Paper, o. O.

CIS (2009c)

Common Implementations Strategy for the WFD (Hrsg.) (2009c): Heavily Modified Water Bodies: "Information Exchange on Designation, Assessment of Ecological Potential, Objective Setting and Measures", Common Implementation Strategy Workshop, Brussels, 12-13 March 2009, Key Conclusions, o. O.

CIS (2009d)

Common Implementations Strategy for the WFD (Hrsg.) (2009d): Work Programme 2010-2012 as agreed by the Water Directors – 30 November 2009: 'Supporting the implementation of the first river basin management plans', o. O.

CIS (2011a)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2011a): Guidance Document No. 14. Guidance on the Intercalibration Process 2008-2011, Luxemburg.

CIS (2011b)

Common Implementation Strategy for the WFD (Hrsg.) (2011b): Water management, Water Framework Directive & Hydropower. Common Implementation Strategy Workshop, Brussels, 13-14 September 2011. Issue Paper (final version), o. O.

Coase (1960)

Coase, Ronald H. (1960): The Problem of Social Cost, in: Journal of Law and Economics, Bd. 3, S. 1-44.

Coenenberg (2003)

Coenenberg, Adolf G. (2003): Kostenrechnung und Kostenanalyse, 5. Auflage, Stuttgart.

Courtecuisse (2005)

Courtecuisse, Arnaud (2005): Water Prices and Households' Available Income: Key Indicators for the Assessment of Potential Disproportionate Costs – Illustration from the Artois-Picardie Bassin (France), IWG-Env, International Work Session on Water Statistics Proceedings, Wien.

Crocker (1966)

Crocker, Thomas D. (1966): The Structuring of Atmospheric Pollution Control Systems, in: Wolozin, Harold (Hrsg.): The economics of air pollution: a symposium, New York, S. 61-86.

Cvijanovic (2008)

Cvijanovic, Sasa (2008): Wasserwirtschaftssysteme. Eine Analyse ökonomischer und politischer Handlungen in der Wasserwirtschaft, Marburg.

Czychowski/Reinhardt (2010)

Czychowski, Manfred; Reinhardt, Michael (2010): Wasserhaushaltsgesetz. Kommentar, 10. Auflage, München.

Dahlhaus (2009)

Dahlhaus, Caterina (2009): Investitions-Controlling in dezentralen Unternehmen. Anreizsysteme als Instrument zur Verhaltenssteuerung im Investitionsprozess, Wiesbaden.

Dales (1968)

Dales, John H. (1968): Pollution, property & prices. An essay in policy-making and economics, Toronto.

Defra (2004)

Defra – Department for Environment, Food and Rural Affairs (Hrsg.) (2004): Assessing Current Levels of Cost Recovery and Incentive Pricing, Final Report, o. O.

Dehnhardt/Hirschfeld (2005)

Dehnhardt, Alexandra; Hirschfeld, Jesko (2005): Ökonomische Bewertung kann Kosten und Konflikte reduzieren, in: Ökologisches Wirtschaften, 21. Jg., H. 2, S. 31-32.

Deutscher Bundestag (2000)

Deutscher Bundestag (Hrsg.) (2000): Beschlussempfehlung und Bericht des Ausschusses für Wirtschaft und Technologie (9. Ausschuss) zu dem Gesetzentwurf der Fraktionen SPD und BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN: Entwurf eines Gesetzes zur Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG) sowie zur Änderung des Mineralölsteuergesetzes, BT-Drucksache 14/2341, Berlin.

Deutscher Bundestag (2001)

Deutscher Bundestag (Hrsg.) (2007): Gesetzentwurf der Bundesregierung: Entwurf eines Siebten Gesetzes zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes, BT-Drucksache 14/7755, Berlin.

Deutscher Bundestag (2007)

Deutscher Bundestag (Hrsg.) (2007): Unterrichtung durch die Bundesregierung. Erfahrungsbericht 2007 zum Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG-Erfahrungsbericht 2007), BT-Drucksache 16/7119, Berlin.

Deutscher Bundestag (2009a)

Deutscher Bundestag (Hrsg.) (2009a): Gesetzentwurf der Fraktionen der CDU/CSU und SPD: Entwurf eines Gesetzes zu Neuregelung des Wasserrechtes, BT-Drucksache 16/12275, Berlin.

Deutscher Bundestag (2009b)

Deutscher Bundestag (Hrsg.) (2009b): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Nicole Maisch, Cornelia Behm, Hans-Josef Fell, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 17/166 – Stand der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Bewirtschaftungspläne, Maßnahmenpläne und die Arbeit der Flussgebietsgemeinschaften, BT-Drucksache 17/360, Berlin.

Deutscher Bundestag (2011)

Deutscher Bundestag (Hrsg.) (2011): Antwort der Bundesregierung auf die Kleine Anfrage der Abgeordneten Nicole Maisch, Dr. Valerie Wilms, Cornelia Behm, weiterer Abgeordneter und der Fraktion BÜNDNIS 90/DIE GRÜNEN – Drucksache 17/7724 – Erneute Mahnung Deutschlands durch die EU-Kommission wegen unzureichender Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, BT-Drucksache 17/8036, Berlin.

Deutscher Bundestag (2014)

Deutscher Bundestag (Hrsg.) (2014): Gesetzentwurf der Bundesregierung, Entwurf eines Gesetzes zur grundlegenden Reform des Erneuerbare-Energien-Gesetzes und zur Änderung weiterer Bestimmungen des Energiewirtschaftsrechts, BT-Drucksache 18/1304, Berlin.

DIN 4046

Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) (1983): DIN 4046, Wasserversorgung. Begriffe, Technische Regel des DVGW, Berlin.

DIN 4048-1

Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) (1987): DIN 4048-1, Wasserbau. Begriffe Stauanlagen, Berlin.

DIN 4049-1

Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) (1992): DIN 4049-1, Hydrologie. Grundbegriffe, Berlin.

DIN 4049-2

Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) (1990): DIN 4049-2, Hydrologie. Begriffe der Gewässerbeschaffenheit, Berlin.

DIN 4049-3

Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) (1994a): DIN 4049-3, Hydrologie, Begriffe der quantitativen Hydrologie, Berlin.

DIN 4048-2

Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) (1994b): DIN 4048-2, Wasserbau. Begriffe Wasserkraftanlagen, Berlin.

DIN 4045

Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) (2003): DIN 4045, Abwassertechnik. Grundbegriffe, Berlin.

DIN 19700-10

Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) (2004a): DIN 19700-10, Stauanlagen – Gemeinsame Festlegungen, Berlin.

DIN 19700-11

Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) (2004b): DIN 19700-11, Stauanlagen – Tal-sperren, Berlin.

DIN 19700-12

Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) (2004c): DIN 19700-12, Stauanlagen – Hochwasserrückhaltebecken, Berlin.

DIN 19700-13

Deutsches Institut für Normung e. V. (Hrsg.) (2004d): DIN 19700-13, Stauanlagen – Staustufen, Berlin.

Desens (2008)

Desens (geb. Schmutzer), Sabrina (2008): Wasserpreisgestaltung nach Artikel 9 EG-Wasserrahmenrichtlinie. Vorgaben und Spielräume für die Umsetzung unter besonderer Berücksichtigung der Rechtslage in Nordrhein-Westfalen, Berlin.

Dieckmann (2008)

Dieckmann, Nina (2008): Die planerischen Instrumente der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL): Maßnahmenprogramm und Bewirtschaftungsplan, in: EurUP, 6. Jg., H. 1, S. 2-11.

Diehl (2004a)

Diehl, Herbert (2004a): Erfahrungen bei der Gewässerentwicklung und Strukturverbesserung durch Totholz, in: Opp, Christian (Hrsg.): Wasserressourcen – Nutzung und Schutz. Beiträge zum Internationalen Jahr des Süßwassers 2003, Marburg, S. 142-154.

Diehl (2004b)

Diehl, Herbert (2004b): Beispiele der Gewässerentwicklung in Mittelhessen durch Renaturierung und Revitalisierung, in: Opp, Christian (Hrsg.): Wasserressourcen – Nutzung und Schutz. Beiträge zum Internationalen Jahr des Süßwassers 2003, Marburg, S. 205-213.

Döring (2001)

Döring, Mathias (2001): Stauanlagen, in: Lecher, Kurt; Lühr, Hans-Peter; Zanke, Ulrich C. E. (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 8. Auflage, Berlin, S. 575-628.

Doetsch/Pöppinghaus (1985)

Doetsch, Peter; Pöppinghaus, Klaus (1985): Gewässergüte – Möglichkeiten der Quantifizierung, in: Gewässerschutz – Wasser – Abfall, Bd. 69, S. 285-331.

Dombrowsky (2007)

Dombrowsky, Ines (2007): Conflicts, Cooperation and Institutions in International Water Management. An Economic Analysis, Cheltenham/Northampton.

DRL (2006)

Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.) (2006): Stellungnahme – Die Auswirkungen erneuerbarer Energien auf Natur und Landschaft, in: Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.): Die Auswirkungen erneuerbarer Energien auf Natur und Landschaft. Gutachterliche Stellungnahme und Ergebnisse des gleichnamigen Symposiums vom 19./20. Oktober 2005 in Berlin, Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege Heft 79, Bonn, S. 5-47.

DRL (2008)

Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.) (2008): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung, in: Deutscher Rat für Landespflege (Hrsg.): Kompensation von Strukturdefiziten in Fließgewässern durch Strahlwirkung. Gut-

achterliche Stellungnahme und Ergebnisse des Projektes „Potenziale der Fließgewässer zur Kompensation von Strukturdefiziten („Strahlwirkung“)" vom 01. Oktober 2006 bis 30. November 2007, Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege Heft 81, Bonn, S. 5-20.

Drost (2010)

Drost, Ulrich (2010): Das neue Wasserhaushaltsgesetz (WHG 2010), Stuttgart et al.

Dumont (2005)

Dumont, Ulrich (2005): Entwicklung eines beispielhaften bundeseinheitlichen Genehmigungsverfahrens für den wasserrechtlichen Vollzug mit Anwendungsbeispielen im Hinblick auf die Novellierung des EEG. Gutachten für das Umweltbundesamt, Aktenzeichen: 20 031/37, Aachen.

Dumont (2006)

Dumont, Ulrich (2006): Hydraulische und geometrische Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen, in: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.): Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. Internationales DWA-Symposium zur Wasserwirtschaft, DWA-Themen, Hennef, S. 31-41.

Durner (2009)

Durner, Wolfgang (2009): Die Durchsetzbarkeit des wasserwirtschaftlichen Maßnahmenprogramms, in: Natur und Recht, 31. Jg., H. 2, S. 77-85.

Durner (2010)

Durner, Wolfgang (2010): Zehn Jahre Wasserrahmen-Richtlinie – Bilanz und Perspektiven, in: Natur und Recht, 32. Jg., H. 7, S. 452-464.

Dußling et al. (2005)

Dußling, Uwe; Bischoff, Antje; Haberbosch, Ralf; Hoffmann, Andreas; Klinger, Heiner; Wolter, Christian; Wysujack, Klaus; Berg, Rainer (2005): Der Fischregionsindex (FRI) – ein Instrument zur Fließgewässerbewertung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie, in: Wasserwirtschaft, 95. Jg., H. 7-8, S. 19-24.

Dußling (2009)

Dußling, Uwe (2009): Handbuch zu fiBS: Hilfestellungen und Hinweise zur sachgerechten Anwendung des fischbasierten Bewertungsverfahrens fiBS, erarbeitet in Zusammenarbeit mit dem Arbeitskreis "Fischereiliche Gewässerzustandsüberwachung",

Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e. V., Heft 15, Friedberg.

DWA (2005)

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.) (2005): DWA-Themen. Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle, 2. korrigierte Auflage, Hennef.

DWA (2006)

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.) (2006): DWA-Themen. Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen. Auswertung durchgeführter Untersuchungen und Diskussionsbeiträge für Durchführung und Bewertung, Hennef.

DWA (2008)

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.) (2008): Aktive Beteiligung fördern! Ein Handbuch für die bürgernahe Kommune zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, DWA-Themen, Hennef.

DWA (2010)

Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.) (2010): Merkblatt DWA-M 509. Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke – Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung, Gelbdruck Februar 2010, Hennef.

Dworak/Pielen (2006)

Dworak, Thomas; Pielen, Britta (2006): Selecting cost effective measures under the EU Water Framework Directive – The issue of scale, Discussion Paper of Leipzig University, Chair for Environmental Technology / Environmental Management, Leipzig.

Ecologic (2009):

Ecologic Institute (Hrsg.) (2009): HMWB Workshop, 12-13 March 2009, Brussels, Member State Questionnaire: Germany, o. O.

Ekardt/Weyland/Schenderlein (2009)

Ekardt, Felix; Weyland, Raphael; Schenderlein, Kristin (2009): Verschlechterungsverbot zwischen WRRL, neuem WHG und scheiterndem UGB. Wie UGB-Befürworter und -Kritiker gemeinsam auf Nebenkriegsschauplätze geraten, in: Natur und Recht, 31. Jg., H. 6, S. 388-398.

Elgeti/Maskow (2009)

Elgeti, Till; Maskow, Boris (2009): Marktwirtschaftliche Instrumente und ihre Bedeutung für die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 56. Jg., H. 3, S. 279-286.

Elgeti/Fries/Hurck (2006)

Elgeti, Till; Fries, Susanne; Hurck, Rudolf (2006): Der Begriff der Zustands- und Potentialverschlechterung nach der Wasserrahmenrichtlinie, in: Natur und Recht, 28. Jg., H. 12, S. 745-750.

Elnaboulsi (2009)

Elnaboulsi, Jihad C. (2009): An Incentive Water Pricing Policy for Sustainable Water Use, in: Environmental and Resource Economics, 42. Jg., S. 451-469.

Elsasser/Meyerhoff (2001)

Elsasser, Peter; Meyerhoff, Jürgen (2001): Die mögliche Rolle kontingenter Bewertungen für die Umweltpolitik, in: Elsasser, Peter; Meyerhoff, Jürgen (Hrsg.): Ökonomische Bewertung von Umweltgütern, Marburg, S. 309-322.

Endres/Holm-Müller (1998)

Endres, Alfred; Holm-Müller, Karin (1998): Die Bewertung von Umweltschäden. Theorie und Praxis sozioökonomischer Verfahren, Stuttgart et al.

Endres (2004)

Endres, Alfred (2004): „Nachhaltige Entwicklung“ – Zur Ökonomik des Bangens und des Hoffens, in: Perspektiven der Wirtschaftspolitik, 5. Jg. H. 1, S. 91-104.

Endres (2009)

Endres, Alfred (2009): Effizienz und induzierter technischer Fortschritt in der Umweltpolitik: Eine wirtschaftswissenschaftliche Perspektive, in: Umweltbundesamt (Hrsg.): Ökologische Industriepolitik. Wirtschafts- und politikwissenschaftliche Perspektiven, Reihe Umwelt, Innovation, Beschäftigung 01/09, Dessau-Roßlau.

Endres (2013)

Endres, Alfred (2013): Umweltökonomie, 4. Auflage, Stuttgart.

Enneking/Menzel (2005)

Enneking, Ulrich; Menzel, Susanne (2005): Einführung in die Methode von Zahlungsbereitschaftsanalysen, in: Marggraf, Rainer; Bräuer, Ingo; Fischer, Anke; Menzel, Susanne; Stratmann, Ursula; Suhr, Arne (Hrsg.): Ökonomische Bewertung bei umweltrelevanten Entscheidungen. Einsatzmöglichkeiten von Zahlungsbereitschaftsanalysen in Politik und Verwaltung, Marburg, S. 27-60.

Environomics (1999)

Environomics (Hrsg.) (1999): A Summary of U. S. Effluent Trading and Offset Projects, Bethesda.

Epiney/Felder (2002)

Epiney, Astrid; Felder, Andreas (2002): Überprüfung internationaler wasserwirtschaftlicher Übereinkommen im Hinblick auf die Implementierung der Wasserrahmenrichtlinie, UBA-Texte 17/02, Berlin.

Erdmann/Schell (2003)

Erdmann, Karl-Heinz; Schell, Christiane (2003): Zukunftsfaktor Natur – Blickpunkt Wasser: Fakten und Gedanken zur Einführung, in: Erdmann, Karl-Heinz; Schell, Christiane (Hrsg.): Zukunftsfaktor Natur – Blickpunkt Wasser, Bonn/Bad Godesberg.

Ernstberger/Linnenweber/Fischer (2003)

Ernstberger, Hans; Linnenweber, Christoph; Fischer, Jochen (2003): Ermittlung signifikanter Belastungen – Anwendung der LAWA-Signifikanzkriterien, in: WasserWirtschaft, 93. Jg., H. 7/8, S. 20-23.

Esser/Baum (2003)

Esser, Birgit; Baum, Anett (2003): Europäische Wasserrahmenrichtlinie. Aktivitäten des ATV-DVWK im Zusammenhang mit der europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), in: WasserWirtschaft, 93. Jg., H. 5, S. 40-45.

Europäischer Gerichtshof (2014)

Europäischer Gerichtshof (Hrsg.) (2013): Urteil des Gerichtshofs (Zweite Kammer) vom 11. September 2014 „Vertragsverletzung eines Mitgliedstaats – Umwelt – Richtlinie 2000/60/EG – Ordnungsrahmen für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik – Deckung der Kosten für Wasserdienstleistungen – Begriff „Wasserdienstleistungen“, Rechtssache C-525/12.

Europäische Kommission (1997a)

Europäische Kommission (Hrsg.) (1997a): Vorschlag für eine Richtlinie des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, ABl. C 184 vom 17.6.1997, S. 20.

Europäische Kommission (1997b)

Europäische Kommission (Hrsg.) (1997b): Mitteilung der Kommission. Energie für die Zukunft. Erneuerbare Energieträger. Weißbuch für eine Gemeinschaftsstrategie und Aktionsplan, Brüssel.

Europäische Kommission (2000)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2000): Mitteilung der Kommission an den Rat, das Europäische Parlament und den Wirtschafts- und Sozialausschuss. Die Preisgestaltung als politisches Instrument zur Förderung eines nachhaltigen Umgangs mit Wasserressourcen, KOM (2000) 477, Brüssel.

Europäische Kommission (2003)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2003): Anleitung zur Kosten-Nutzen-Analyse von Investitionsprojekten (Strukturfonds-ERDF, Kohäsionsfonds und ISPA), o. O.

Europäische Kommission (2005)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2005): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament. Förderung von Strom aus erneuerbaren Energiequellen, Brüssel.

Europäische Kommission (2006a)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2006a): Mitteilung der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament. Fahrplan für erneuerbare Energien. Erneuerbare Energien im 21. Jahrhundert: Größere Nachhaltigkeit in der Zukunft, Brüssel.

Europäische Kommission (2006b)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2006b): Guidance on the Methodology for Carrying out Cost-Benefit Analysis – Working Document No. 4, Brüssel.

Europäische Kommission (2007a)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2007a): Marktwirtschaftliche Instrumente für umweltpolitische und damit verbundene politische Ziele – Grünbuch, Brüssel.

Europäische Kommission (2007b)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2007b): Aufforderungsschreiben Vertragsverletzung-Nr. 2007/2243, Brüssel.

Europäische Kommission (2007c)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2007c): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat. Nachhaltige Wasserbewirtschaftung in der Europäischen Union, KOM (2007) 128, Brüssel.

Europäische Kommission (2008)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2008): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen. 20 und 20 bis 2020. Chancen Europas im Klimawandel, Brüssel.

Europäische Kommission (2011a)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2011a): Umweltpolitik: EU-Kommission verlangt von Deutschland umfassende Kostendeckung bei allen Wasserdienstleistungen, Pressemitteilung IP/11/1101, Brüssel, o. S.

Europäische Kommission (2011b)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2011b): Umweltschutz: Kommission verlangt von Belgien, Dänemark, Finnland und Schweden Kostendeckung bei allen Wasserdienstleistungen, Pressemitteilung IP/11/1264, Brüssel, o. S.

Europäische Kommission (2011c)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2011c): Umweltschutz: Kommission verlangt von Irland Kostendeckung bei allen Wasserdienstleistungen, Pressemitteilung IP/11/1433, Brüssel, o. S.

Europäische Kommission (2012a)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2012a): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament, den Rat, den Europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen: Ein Blueprint für den Schutz der europäischen Wasserressourcen, COM (2012) 673 final, Brüssel, o. S.

Europäische Kommission (2012b)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2012b): Report from the Commission to the European Parliament and the Council on the Implementation of the Water Framework Directive (2000/60/EC) River Basin Management Plans, COM (2012) 670 final, Brüssel, o. S.

Europäische Kommission (2012c)

Europäische Kommission (Hrsg.) (2012c): Umwelt: Europäische Kommission bringt Deutschland vor den Gerichtshof wegen unvollständiger Deckung der Kosten für Wasserdienstleistungen, Pressemitteilung IP/12/536, Brüssel, o. S.

Europarat (1968)

Europarat (1968): Europäische Wassercharta, Straßburg.

EEA (2001)

European Environment Agency (Hrsg.) (2001): Sustainable water use in Europe. Part 2: Demand management, Kopenhagen.

EEA (2007)

European Environment Agency (Hrsg.) (2007): Europe's Environment. The fourth assessment, Kopenhagen.

Ewers/Schulz (1982)

Ewers, Hans-Jürgen; Schulz, Werner (1982): Die monetären Nutzen gewässergüteverbessernder Maßnahmen – dargestellt am Beispiel des Tegeler Sees in Berlin, Berlin.

Ewringmann/Cichorowski/Bizer (2004)

Ewringmann, Dieter; Cichorowski, Georg; Bizer, Kilian (2004): Zur Kostendeckung bei Wasserdienstleistungen, Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Köln/Darmstadt.

Ewringmann (2006a)

Ewringmann, Dieter (2006a): Der kostendeckende Wasserpreis, in: forum 258, S. 24-28.

Ewringmann (2006b)

Ewringmann, Dieter (2006b): Der kostendeckende Wasserpreis – Lenkungsmechanismen und Steuerungsmöglichkeiten, in: Revue Technique Luxembourgeoise 2/2006, S. 73-83.

Faulstich/Leipprand (2009)

Faulstich, Martin; Leipprand, Anna (2009): Schwerpunkte der Umweltpolitik der nächsten Jahre, in: Pinnekamp, Johannes (Hrsg.): Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Bd 217, S. 2/1-2/15.

Feess (2007)

Feess, Eberhard (2007): Umweltökonomie und Umweltpolitik, 3. Auflage, München.

Fichtner (2007)

Fichtner, Wolf (2007): Der CO₂-Emissionshandel im Zentrum der umweltpolitischen Diskussion, in: ZfU, 30. Jg., H. 2, S. 149-160.

Fischer-Hüftle (2007)

Fischer-Hüftle, Peter (2007): Zur Gesetzgebungskompetenz auf dem Gebiet „Naturschutz und Landschaftspflege“ nach der Föderalismusreform, in: Natur und Recht, 29. Jg., S. 78-85.

Fiedler/Göhl (2006)

Fiedler, Katharina; Göhl, Christian (2006): Verhaltensweisen von Aalen vor den Einläufen in Wasserkraftanlagen und praxisorientierte Konzepte für ihren Schutz und ihre Abwanderung, in: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.): Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. Internationales DWA-Symposium zur Wasserwirtschaft, DWA-Themen, Hennef, S. 100-106.

Flasbarth (2012)

Flasbarth, Jochen (2012): Konsequenzen der Energiewende für die Wasserwirtschaft, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 5. Jg., H. 6, S. 331-333.

FGG Weser (2008)

Flussgebietsgemeinschaft Weser (Hrsg.) (2008): Überregionale Bewirtschaftungsziele in der Flussgebietseinheit Weser, o. O.

FGG Weser (2009)

Flussgebietsgemeinschaft Weser (Hrsg.) (2009): Gesamtstrategie Wanderfische in der Flussgebietseinheit Weser. Potenzial, Handlungsempfehlungen und Maßnahmenvorschläge, Hannover et al.

Fladung/Simon/Brämick (2012)

Fladung, Erik; Simon, Janek; Brämick, Uwe (2012): Umsetzungsbericht 2012 zu den Aalbewirtschaftungsplänen der deutschen Länder 2008, Potsdam.

Frede (2002)

Frede, Hand-Georg (2002): Landnutzung und Wasserhaushalt, in: Parthier, Benno (Hrsg.): Wasser – essentielle Ressource und Lebensraum, Stuttgart, S. 198-211.

Frenz/Kane (2010)

Frenz, Walter; Kane, Anna-Miriam (2010): Die neue europäische Energiepolitik, in: Natur und Recht, 32. Jg., H. 7, S. 464-475.

Friedrich (1999)

Friedrich, Günther (1999): Die Gewässerstrukturgütekarte – ein Beitrag zum ganzheitlichen Gewässerschutz, in: Zumbroich, Thomas; Müller, Andreas; Friedrich, Günther (Hrsg.): Strukturgüte von Fließgewässern. Grundlagen und Kartierung, Berlin et al., S. 3-8.

Fries/Nafo (2006)

Fries, Susanne; Nafo, Issa I. (2006): Das Kostendeckungsprinzip – und die unbeantwortete Frage nach der richtigen Methodik, in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 53. Jg., Nr. 2, S. 154-159.

Fritsch/Wein/Ewers (2007)

Fritsch, Michael; Wein, Thomas; Ewers, Hans-Jürgen (2007): Marktversagen und Wirtschaftspolitik, 7. Auflage, München.

Fröhlich (2005a)

Fröhlich, Klaus-Dieter. (2005a): Rechtsfragen des Konflikts zwischen Wasserkraftnutzung und Fischfauna, in ZfW, 44 Jg., H. 3., S. 133-153.

Fröhlich (2005b)

Fröhlich, Klaus-Dieter. (2005b): Die (Nicht-)Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Landesrecht, in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 52. Jg., H. 1, S. 24-28.

Fröhlich/Irmer (2005)

Fröhlich, Klaus-Dieter; Irmer, Harald (2005): Rechtliche Grundlagen, in: Jürging, Peter; Patt, Heinz (Hrsg.): Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen, Berlin/Heidelberg, S. 153-190.

Fürst et al. (1992)

Fürst, Dietrich; Kiemstedt, Hans; Gustedt, Evelyn; Ratzbor, Günther; Scholles, Frank (1992): Umweltqualitätsziele für die ökologische Planung, UBA-FB 91-152, Berlin.

Füßer (2005)

Füßer, Klaus (2005): Die Errichtung des Netzes NATURA 2000 und die FFH-Verträglichkeitsprüfung: Interpretationsspielräume, -probleme und Entwicklungstendenzen, in: ZUR, 16. Jg., H. 10, S. 458-465.

Füßer (2007)

Füßer, Klaus (2007): FFH 3.2: Neuestes zur FFH-Verträglichkeitsprüfung und den sonstigen Implikationen von NATURA 2000 für die Realisierung von Großvorhaben, in: Ziekow, Jan (Hrsg.): Aktuelle Fragen des Fachplanungs-, Raumordnungs- und Naturschutzrechts 2006, Berlin, S. 339-365.

Fuhrmann (2000)

Fuhrmann, Peter (2000): EU-Wasserrahmenrichtlinie, in: gwf-Wasser/Abwasser, 141. Jg., H. 13, S. 34-38.

Fuhrmann (2001)

Fuhrmann, Peter (2001): Die EG-Wasserrahmenrichtlinie. Auswirkungen auf die deutsche Wasserwirtschaft, in: gwf-Wasser/Abwasser, 142. Jg. H. 13, S. 39-41.

Fuhrmann (2004)

Fuhrmann, Peter (2004): Umsetzung der WRRL – Ausrichtung an bewirtschaftbaren Einheiten, in: WasserWirtschaft, 94. Jg., H. 6, S. 3.

Gagelmann/Hansjürgens (2002)

Gagelmann, Frank; Hansjürgens, Bernd (2002): Der neue CO₂-Emissionshandel in der EU, in: Wirtschaftsdienst, Bd. 82, H. 4, S. 226-234.

Gaumert (2010)

Gaumert, Thomas (2010): Die Wiederherstellung der Durchgängigkeit für Fische und Rundmäuler in Vorranggewässern der Elbe, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 3. Jg., H. 4, S. 180-183.

Gawel/Mark (1991)

Gawel, Erik; Mark, Michael van (1991): Kompensationslösungen im Umweltschutz: Kritische Überlegungen zur effektiven umweltpolitischen Reichweite eines instrumentellen Hoffnungsträgers, in: ZAU, Jg. 4, Heft 1, S. 52-67.

Gawel (1998)

Gawel, Erik (1998): Akzeptanzprobleme von Zertifikaten, in: Bonus, Holger (Hrsg.): Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, Berlin, S. 113-134.

Gawel (2001)

Gawel, Erik (2001): Ökonomische Effizienzanforderungen und ihre juristische Rezeption. Ein problemstrukturierender Überblick, in: Gawel, Erik (Hrsg.): Effizienz im Umweltrecht. Grundsatzfragen einer wirtschaftlichen Umweltnutzung aus rechts-, wirtschafts- und sozialwissenschaftlicher Sicht, Baden-Baden, S. 9-62.

Gawel et al. (2011)

Gawel, Erik; Köck, Wolfgang; Kern, Katharina; Möckel, Stefan; Fälsch, Marcel; Völkner, Thomas; Holländer, Robert (2011): Weiterentwicklung von Abwasserabgabe und Wasserentnahmeentgelten zu einer umfassenden Wassernutzungsabgabe, UBA-Texte 67/2011, Dessau-Roßlau.

Gawel (2012a)

Gawel, Erik (2012a): Zum Für und Wider einer umfassenden Wassernutzungsabgabe. Teil 1: Auftrag und Grenzen, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 5. Jg., H. 7, S. 379-384.

Gawel (2012b)

Gawel, Erik (2012b): Zum Für und Wider einer umfassenden Wassernutzungsabgabe. Teil 2: Fallstudien, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 5. Jg., H. 8, S. 435-440.

Gawel (2012c)

Gawel, Erik (2012c): Sind die Preise für Wasserdienstleistungen der Ver- und Entsorgung in Deutschland wirklich kostendeckend? UFZ Discussion Papers, Department of Economics, 05/2012.

Gawel/Fälsch(2012a)

Gawel, Erik; Fälsch, Marcel (2012a): Zur Lenkungswirkung von Wasserentnahmeentgelten. Teil 1: Grundlagen und Lenkungszwecke, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 5. Jg., H. 1, S. 37-41.

Gawel/Fälsch(2012b)

Gawel, Erik; Fälsch, Marcel (2012b): Zur Lenkungswirkung von Wasserentnahmeentgelten. Teil 2: Substitutionswirkungen sowie Markt- und Preiseffekte, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 5. Jg., H. 3, S. 136-142.

Gawel/Fälsch(2012c)

Gawel, Erik; Fälsch, Marcel (2012c): Zur Lenkungswirkung von Wasserentnahmeentgelten. Teil 3: Vollzugshilfe und Finanzierung, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 5. Jg., H. 4, S. 210-214.

Gawel (2014)

Gawel, Erik (2014): Instrumente zur Berücksichtigung von Umwelt- und Ressourcenkosten nach Art. 9 WRRL, in: Natur und Recht, 36. Jg, S. 77-81.

Geiler (2001)

Geiler, Nikolaus (2001): Zur Rolle der Bürgerinitiativen in der Gewässerschutzpolitik, in: Rudolph, Karl-Ulrich; Block, Thomas: Der Wassersektor in Deutschland – Methoden und Erfahrungen, Berlin et al., S. 34-42.

Giesecke (1997)

Giesecke, Jürgen (1997): Spannungsfeld Wasserkraft und Umwelt, in: WasserWirtschaft, 87. Jg., H. 7-8, S. 338.

Giesecke/Mosonyi (2009)

Giesecke, Jürgen; Mosonyi, Emil (2009): Wasserkraftanlagen – Planung, Bau und Betrieb, 5. Auflage, neu bearbeitet von Giesecke, Jürgen und Heimerl, Stephan, Heidelberg et al.

Ginzky (2005)

Ginzky, Harald (2005): Ausnahmen zu den Bewirtschaftungszielen im Wasserrecht. Voraussetzungen, Zuständigkeiten, offene Anwendungsfragen, in: ZUR, 16. Jg., H. 11, S. 515-524.

Ginzky (2008)

Ginzky, Harald (2008): Das Verschlechterungsverbot nach der Wasserrahmenrichtlinie, in: Natur und Recht, 30. Jg., H. 3, S. 147-152.

Ginzky (2009)

Ginzky, Harald (2009): Die Pflicht zur Minderung von Schadstoffeinträgen in Oberflächengewässer – Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie und der Richtlinie Prioritäre Stoffe, in: ZUR, 20 Jg., H. 5, S. 242-249.

Glacer (1999)

Glacer, Dirk (1999): Leitbilder als Bewertungsgrundlage der Gewässerstrukturgütekartierung, in: Zumbroich, Thomas; Müller, Andreas; Friedrich, Günther (Hrsg.): Strukturgüte von Fließgewässern. Grundlagen und Kartierung, Berlin et al., S. 45-71.

Gleim/Opp (2004)

Gleim, Werner; Opp, Christian (2004): Hochwasser und Hochwasserschutz im Einzugsgebiet der Lahn, in: Opp, Christian (Hrsg.): Wasserressourcen – Nutzung und Schutz. Beiträge zum Internationalen Jahr des Süßwassers 2003, Marburg, S. 214-229.

Göhl (2004)

Göhl, Christian (2004): Bypasseinrichtungen zum Abstieg von Aalen an Wasserkraftanlagen, München.

Görlach/Interwies (2004)

Görlach, Benjamin; Interwies, Eduard (2004): Assessing Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive: the Case of Germany, Final Report, Berlin.

Görlach/Interwies (2005)

Görlach, Benjamin; Interwies, Eduard (2005): An der Praxis vorbei. Die Ermittlung von Umwelt- und Ressourcenkosten nach der Wasserrahmenrichtlinie, in: Ökologisches Wirtschaften, 20. Jg.; H. 2, S. 33-34.

Görlach/Kranz/Interwies (2005)

Görlach, Benjamin; Kranz, Nicole; Interwies, Eduard (2005): Vorschlag für eine Methodik zur Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen für die Wasser-rahmenrichtlinie, in: gwf-Wasser/Abwasser, 146. Jg., H. 5, S. 412-417.

Görlach (2006)

Görlach, Jens (2006): Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen, in: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.): Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. Internationales DWA-Symposium zur Wasserwirtschaft, DWA-Themen, Hennef, S. 130-141.

Görlach/Pielen (2007)

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.

Görlach (2007)

Görlach, Benjamin (2007): Economic Appraisal of environmental policies in Europe: the issue of proportionality, Paper presented at the 1st Advanced Colloquium on Better Regulation, Exeter, January 2007, o. O.

Graichen/Requate (2003)

Graichen, Patrick; Requate, Till (2003): Der steinige Weg von der Theorie in die Praxis des Emissionshandels: Die EU-Richtlinie zum CO₂-Emissionshandel und ihre nationale Umsetzung, Economics Working Paper No. 2003-08 Universität Kiel.

Grambow (2008)

Grambow, Martin (2008): Wassermanagement. Integriertes Wasser-Ressourcenmanagement von der Theorie zur Umsetzung, Wiesbaden.

Grobosch (2003)

Grobosch, Michael (2003): Grundwasser und Nachhaltigkeit – Zur Allokation von Wasser über Märkte, Diss. Tübingen.

Gronemann/Hampicke (1998)

Gronemann, Silke; Hampicke, Ulrich (1998): Die Monetarisierung der Natur – Möglichkeiten, Grenzen und Methoden, in: Ökonomie und Gesellschaft, Jahrbuch 14: Nachhaltigkeit in der ökonomischen Theorie, Frankfurt am Main, S. 164-207.

Groothuis (2005)

Groothuis, Peter A. (2005): Benefit Transfer: A Comparison of Approaches, in Growth and Change, Bd. 36, H. 4, S. 551-564.

Groscurth/Bode (2009)

Groscurth, Helmuth-M.; Bode, Sven (2009): Anreize für Investitionen in konventionelle Kraftwerke – Reformbedarf im liberalisierten Strommarkt, arrhenius Institut für Energie- und Klimapolitik Discussion Paper 2, Hamburg.

Grüne Liga (2011)

Grüne Liga e. V. (Hrsg.): Die ökonomischen Instrumente der Wasserrahmenrichtlinie als Chance für den Gewässerschutz. Defizite und Handlungsbedarf im ersten Bewirtschaftungszeitraum, Berlin.

Grünebaum et al. (2006)

Grünebaum, Thomas; Huber, Christian; Schweder, Heinrich; Weyand, Michael (2006): Ansätze zur Kostenträgerschaft von Maßnahmen am Beispiel eines Flussgebietes: Methodik und pilotmäßige Anwendung, in: DWA et al. (Hrsg.): Flussgebietsmanagement. 7. Workshop zu Gegenwart und neuen Zielhorizonten des Gewässerschutzes, Hennef.

Grünewald (2001)

Grünewald, Uwe (2001): Wasserwirtschaftliche Planungen, in: Lecher, Kurt; Lühr, Hans-Peter; Zanke, Ulrich C. E. (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 8. Auflage, Berlin, S. 1125-1163.

Grünewald (2008)

Grünewald, Uwe (2008): Voraussetzung für eine erfolgreiche Flussgebietsbewirtschaftung: Klare einzugsgebietsbezogene Ursache-Wirkungs-Analysen und klares einzugsgebietsbezogenes Handeln, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 1. Jg., H. 8, S. 423-426.

GWP/INBO (2009)

Global Water Partnership; International Network of Basin Organizations (Hrsg.) (2009): A Handbook for Integrated Water Resources Management in Basins, Stockholm/Paris.

Haakh (2001)

Haakh, Frieder (2001): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie aus Sicht der Wasserversorgung, in: *gwf-Wasser/Abwasser*, 142. Jg., H. 13, S. 42-49.

Haase et al. (2008)

Haase, Dagmar; Hirt, Ulrike; Klauer, Bernd; Petry, Daniel; Rosenberg, Matthias; Rode, Michael; Schiller, Johannes; Volk, Martin; Wagenschein, Dierk (2008): Die Weiße Elster als Fallbeispiel, in: Klauer, Bernd; Rode, Michael; Perty, Daniel (Hrsg.) (2008): *Flussgebietsmanagement nach EG-Wasserrahmenrichtlinie*, Marburg, S. 63-74.

Häder (1997)

Häder, Michael (1997): *Umweltpolitische Instrumente und Neue Institutionenökonomik*, Wiesbaden.

Hames (1996)

Hames, Hanno (1996): Wassergewinnung im Spannungsfeld der Ökologie, in: DVGW (Hrsg.): *Wassergewinnung und Wasserwirtschaft. Lehr- und Handbuch Wasserversorgung*, Bd. 1, München/Wien, S. 87-103.

Hampicke (2003)

Hampicke, Ulrich (2003): Die monetäre Bewertung von Naturgütern zwischen ökonomischer Theorie und politischer Umsetzung, in: *Agrarwirtschaft*, 52. Jg., H. 8, S. 408-418.

Hampicke/Meyerhoff (2003/04)

Hampicke, Ulrich; Meyerhoff, Jürgen (2003/04): Ökonomische Aspekte der Renaturierung und Entwicklung der Fließgewässer in Deutschland, in: *ZAU*, 15./16. Jg., H. 3-5, S. 585-603.

Hanley/Wright/Alvarez-Farizo (2007)

Hanley, Nick; Wright, Robert. E.; Alvarez-Farizo, Begona (2007): Estimating the Economic Value of Improvements in River Ecology Using Choice Experiments: An Application to the Water Framework Directive, in: Navrud, Ståle; Ready, Richard (Hrsg.): *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*, Dordrecht, S. 111-130.

Hansjürgens (2001a)

Hansjürgens, Bernd (2001a): Mehr Effizienz im Umweltrecht durch Kosten-Nutzen-Analysen? Zu den Möglichkeiten und Grenzen aus ökonomischer Sicht, in: Gawel, Erik

(Hrsg.): Effizienz im Umweltrecht. Grundsatzfragen einer wirtschaftlichen Umwelt-nutzung aus rechts-, wirtschafts- und sozialwissenschaftlicher Sicht, Baden-Baden, S. 63-95.

Hansjürgens (2001b)

Hansjürgens, Bernd (2001b): Das Verursacherprinzip als Effizienzregel, in: Gawel, Erik (Hrsg.): Effizienz im Umweltrecht. Grundsatzfragen einer wirtschaftlichen Umwelt-nutzung aus rechts-, wirtschafts- und sozialwissenschaftlicher Sicht, Baden-Baden, S. 381-396.

Hansjürgens/Messner (2006)

Hansjürgens, Bernd; Messner, Frank (2006): Erhebung kostendeckender Wasserpreise in der WRRL, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 399-424.

Hansjürgens/Schröter-Schlaack (2008)

Hansjürgens, Bernd; Schröter-Schlaack (2008): Das Instrument handelbarer Umweltzer-tifikate, in: Köck, Wolfgang; Bizer, Kilian; Hansjürgens, Bernd; Einig, Klaus; Sie-dentop, Stefan (Hrsg.): Handelbare Flächenausweisungsrechte. Anforderungsprofil aus ökonomischer, planerischer und juristischer Sicht, Baden-Baden, S. 61-77.

Hanusch (2011)

Hanusch, Horst (2011): Nutzen-Kosten-Analyse, 3. Auflage, München.

Hardin (1968)

Hardin, Garrett (1968): The Tragedy of the Commons, in: Science, Bd. 162, H. 3859, S. 1243-1248.

Harsányi (2011)

Harsányi, Alexander (2011): LAWA-Mindestwasserrichtlinie nicht geeignet, in: wasser-betriebwerk, 60. Jg., H. 4, S. 64-68.

Hartmann (2012)

Hartmann, Frank (2012): Monitoring von Wanderfischen: Strategien und Anforderungen im Lichte europäischer Richtlinien, in: Bundesanstalt für Gewässerkunde/Bundes-anstalt für Wasserbau (Hrsg.): Kolloquiumsreihe Herstellung der ökologischen Durch-

gängigkeit der Bundeswasserstraßen, 2. Kolloquium: Monitoring, Funktionskontrollen und Qualitätssicherung an Fischaufstiegsanlagen, 07./08. Juni 2011 in Koblenz, Koblenz, S. 15-25.

Hasche (2004)

Hasche, Frank (2004): Das zweistufige Bewirtschaftungsermessen im Wasserrecht – Das planerische Bewirtschaftungsermessen und das Gestattung-Bewirtschaftungsermessen, in: ZfW, 43. Jg., H. 3, S. 144-174.

Hassinger (2010)

Hassinger, Reinhard (2010): Energieeffiziente, Wasser sparende Verstärkung der Leitströmung an Fischaufstiegsanlagen, in: wasserbetriebswerk, 31. Jg, H. 9, S. 162-166.

Hassinger/Hübner (2009)

Hassinger, Reinhard; Hübner, Dirk (2009): Entwicklung eines neuartigen Aal-Abstiegssystems mithilfe von Laborversuchen, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2. Jg., H. 5, S. 276-281.

Hecht/Werbeck (2006)

Hecht, Dieter; Werbeck, Nicola (2006): Bewirtschaftung von Flussgebietseinheiten. Institutionenökonomische Betrachtungen ausgewählter Regeln der Wasserrahmenrichtlinie, Marburg.

Heimann (2004)

Heimann, Manfred (2004): Handbuch Regenerative Energiequellen in Deutschland, Frankfurt am Main.

Heimerl (2005)

Heimerl, Stephan (2005): Wasserkraft in Deutschland – wie geht's weiter?, Beitrag zur 2. Konferenz der Elektrizitätswirtschaft „Regenerative Energien – Mut zum Wandel“ des VDEW, Stuttgart, 6./7. April 2005.

Heimerl/Held/Krull (2008)

Heimerl, Stephan; Held, Stephan; Krull, Devid (2008): Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen bei Wasserkraftanlagen vor dem Hintergrund von WRRL und EEG, in: Umwelt-WirtschaftsForum, 16. Jg., H. 3 , S. 131-136.

Heinz/Esser (2009)

Heinz, Beate; Esser, Birgit (2009): Maßnahmenplanung nach der Wasserrahmenrichtlinie – Schifffahrt und Wasserwirtschaft, in: ZUR, 20. Jg., H. 5, S. 254-257.

Heinz (2005a)

Heinz, Ingo (2005a): How can the WFD cost categories made more feasible?, Workshop Proceedings, Second International Workshop on Implementing Economic Analysis in the Water Framework Directive, Paris.

Heinz (2005b)

Heinz, Ingo (2005b): The economic value of water and the EU Water Framework Directive: how managed in practice?, Workshop Proceedings, IWA International Conference on Water Economics, Statistics and Finance, Rethymno.

Held/Krull (2008)

Held, Stephan; Krull, Devid (2008): Unverhältnismäßigkeit und Kompensation im Kontext von Wasserkraft und WRRL, in: WasserWirtschaft, 98. Jg., H. 9, S. 17-22.

Held/Krull/Moltrecht (2008)

Held, Stephan; Krull, Devid; Moltrecht, Michael (2008): Konkretisierung des Handlungsbedarfes im Hinblick auf die Wasserkraft im Kontext der WRRL, in: WasserWirtschaft, 98. Jg., H. 3, S. 16-21.

Held/Krull (2009)

Held, Stephan; Krull Devid (2009): Sukzessive Kostenzuweisung im Rahmen der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie auf Basis des Verursacher- und eines modifizierten Nutznießerprinzips, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2. Jg., H. 6, S. 330-335.

Henrichs (2001)

Henrichs, Ralf (2001): Die Implementierung der Kyoto-Mechanismen und die Analyse der Verhandlungsstrategien der Vertragsstaaten der Klimarahmenkonvention, Frankfurt am Main.

Hentschel (2005)

Hentschel, Jochen (2005): Die europäische Wasserrahmenrichtlinie. Nationale Umsetzungsverpflichtung von Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen, Hamburg.

Hesse (1999)

Hesse, Karl-Josef (1999): Die Bewertung der Gewässerstruktur – ein neues Instrument im Gewässerschutz, in: Zumbroich, Thomas; Müller, Andreas; Friedrich, Günther (Hrsg.): Strukturgüte von Fließgewässern. Grundlagen und Kartierung, Berlin et al., S. 9-19.

Hesselbarth (2008)

Hesselbarth, Charlotte (2008): Der EU-Emissionshandel – Institutionelle Innovation für Nachhaltigkeit, in: ZfU, 31. Jg., H. 1, S. 29-47.

Hiessl (2001)

Hiessl, Harald (2001): Wasserbedarf – Ein Konzept im Wandel, in: Rudolph, Karl-Ulrich; Block, Thomas (Hrsg.): Der Wassersektor in Deutschland – Methoden und Erfahrungen, Berlin et al., S. 44-58.

Hill/Ramm (2003)

Hill, Stefan; Ramm, Kerstin (2003): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Rheinland-Pfalz, in: WasserWirtschaft 93. Jg., H. 7/8, S. 10-13.

Hillenbrand et al. (2007)

Hillenbrand, Thomas; Marscheider-Weidemann, Frank; Strauch, Manuel; Heitmann, Kerstin; Schaffrin, Dora (2007): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie, UBA-Texte 27/07, Dessau-Roßlau.

Hödl (2005)

Hödl, Edith (2005): Wasserrahmenrichtlinie und Wasserrecht, Wien/Graz.

Hörsgen (1999)

Hörsgen, Bernhard (1999): Konsequenzen aus der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie für die deutsche Wasserwirtschaft, in: gwf-Wasser/Abwasser, 140. Jg., H. 13, S. 8-20.

Hoffmann (2005)

Hoffmann, Rainald (2005): Untersuchungen zur ökologischen Durchgängigkeit des staueregelten Neckars, Beitrag zum 5. Internationalem Rheinsymposium der Internationalen Kommission zum Schutz des Rheines, o. O.

Hoffmann et al. (2010)

Hoffmann, Andreas; Schmidt, Marc; Lehmhaus, Barbara; Langkau, Manuel; Kühlmann, Markus; Jesse, Matthias; Klinger, Heiner; Belting, Klemens; Weimer, Peter (2010): Fischschutzmöglichkeiten an Wasserkraftanlagen. Schutzmaßnahmen für Jung- und Kleinfische im Turbinenzuleitungskanal hinter dem Rechen, in: *Natur in NRW*, Nr.4 2010, S. 21-25.

Holm-Müller/Muthke (2001)

Holm-Müller, Karin; Muthke, Thilo (2001): Nutzen-Kosten-Untersuchung in der Wasserwirtschaft, in: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht*, 24. Jg., S. 455-473.

Holzwarth (2005)

Holzwarth, Fritz (2005): Stand der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland und der Harmonisierungsprozess auf EU-Ebene, in: *ZUR*, 16. Jg., H. 11, S. 510-515.

Holzwarth (2002)

Holzwarth, Fritz (2002): The EU Water Framework Directive – a key to catchment-based governance, in: *Water Science and Technology*, Bd. 45, H. 8, S. 105-112.

Hoppe/Beckmann/Kauch (2000)

Hoppe, Werner; Beckmann, Martin; Kauch, Petra (2000): *Umweltrecht*, 2. Auflage, München.

Hrovatin/Bailey (2001)

Hrovatin, Nevenka; Bailey, Stephen J. (2001): Implementing the European Commission's water pricing communication: cross-country perspectives, in: *Utilities Policy*, 10. Jg., S. 13-24.

Huckestein (1989)

Huckestein, Burkhard (1989): Anforderungen an Kompensationslösungen im Immissionsschutzrecht der Bundesrepublik Deutschland. Möglichkeiten der Implementierung ökologisch, ökonomisch und rechtlich vertretbarer Ausgleichsregelungen in der Luftreinhaltung, in: *ZfU*, 12. Jg., H. 1, S. 1-24.

IKSR (2006)

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (Hrsg.) (2006): *Biotopverbund am Rhein*, Koblenz.

IKSR (2007)

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (Hrsg.) (2007): Lachs 2020. Der Weg zu selbst erhaltenden Populationen von Wanderfischen im Einzugsgebiet des Rheins. Aktualisierung des Programms zum Schutz und zur Wiedereinführung von Wanderfischen, Bericht Nr. 162-d, o. O.

IKSR (2009)

Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (Hrsg.) (2009): Masterplan Wanderfische Rhein, Bericht Nr. 179, Koblenz.

Ingenieurbüro Floecksmühle (2003)

Ingenieurbüro Floecksmühle (2003): Studie zur Durchgängigkeit der Ruhr und ihrer Nebengewässer, Aachen.

Ingenieurbüro Floecksmühle (2011)

Ingenieurbüro Floecksmühle (2011): Vorbereitung und Begleitung der Erstellung des Erfahrungsberichtes 2011 gemäß § 65 EEG, Vorhaben IId – Spartenspezifisches Vorhaben Wasserkraft, Endbericht, Aachen.

Ingenieurbüro Gebler (2005)

Ingenieurbüro Gebler (2005): Variantenstudie Wiederherstellung Durchgängigkeit der Mosel. Modul B Erläuterungsbericht, Walzbachtal.

Ingenieurbüro Gebler (2006)

Ingenieurbüro Gebler (2006): Durchgängigkeit der Mosel. Konzept zur Wiederherstellung, Tischvorlage Präsentation Konzept/Variantenstudium, Koblenz 24.10.2006, Walzbachtal.

Institut für angewandte Ökologie (2010)

Institut für angewandte Ökologie (2010): Funktion und Effizienz des Frühwarnsystems MIGROMAT[®] zur Erkennung von Aalabwanderungen, Kirtorf-Wahlen.

Interwies/Kraemer (2001)

Interwies, Eduard; Kraemer, R. Andreas (2001): Ökonomische Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Analyse der relevanten Regelungen und erste Schritte zur Umsetzung, Endbericht, Berlin.

Interwies et al. (2004)

Interwies, Eduard; Kraemer, R. Andreas; Kranz, Nicole; Görlach, Benjamin; Dworak, Thomas (2004): Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombination zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Art. 11 der Wasserrahmenrichtlinie. Handbuch, UBA-Texte 02/04, Berlin.

Interwies et al. (2006)

Interwies, Eduard; Pielen, Britta; Görlach, Benjamin; Kraemer, R. Andreas (2006): Ökonomische Aspekte der WRRL, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 381-398.

Irmer/Blondzik (2006)

Irmer, Ulrich; Blondzik, Katrin (2006): Umweltqualitätsnormen, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 175-196.

Irmer/Rechenberg (2006)

Irmer, Ulrich; Rechenberg, Bettina (2006): Allgemeine Anforderungen an den Schutz der Oberflächengewässer, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 103-132.

Irmer/Rechenberg/Keitz (2006)

Irmer, Ulrich; Rechenberg, Bettina; Keitz, Stephan von (2006): Künstliche und erheblich veränderte Gewässer, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 485-504.

Irmer et al. (2009)

Irmer, Ulrich; Mathan, Cindy; Mohaupt, Volker; Naumann, Stephan; Rechenberg, Jörg; Wolter, Rüdiger (2009): Auf dem Weg vom Monitoringprogramm zu Bewirtschaftungsplan und Maßnahmenprogramm, in: Pinnekamp, Johannes (Hrsg.): Schriftenreihe Gewässerschutz – Wasser – Abwasser, Bd. 217, S. 52/1-52/16.

Irmer/Vogt (2001)

Irmer, Harald; Vogt, Klaus (2001): Der Rhein 2000 – ein Programm für Europa, in: Rudolph, Karl-Ulrich; Block, Thomas (Hrsg.): Der Wassersektor in Deutschland – Methoden und Erfahrungen, Berlin et al., S. 127-136.

Jänicke (2005)

Jänicke, Martin (2005): Staatliche Umweltpolitik am Beispiel Deutschlands, in: Informationen zur politischen Bildung Nr. 287, Bonn, S. 52-57.

Jänicke (2006)

Jänicke, Martin (2006): Umweltpolitik – auf dem Wege zur Querschnittspolitik, in: Schmidt, Manfred G.; Zohlnhöfer, Reimut (Hrsg.): Regieren in der Bundesrepublik Deutschland. Innen- und Außenpolitik seit 1949, Wiesbaden, S. 405-418.

Jekel (2006)

Jekel, Heide (2006): Einbindung der Öffentlichkeit bei der Umsetzung der WRRL, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 81-99.

Jekel/Munk (2006)

Jekel, Heide; Munk, Hans-Hartmann (2006): WRRL und Naturschutzbelange, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 525-533.

Jorde/Kaltschmitt (2006a)

Jorde, Klaus; Kaltschmitt, Martin (2006a): Stromerzeugung aus Wasserkraft. Physikalische Grundlagen, in: Kaltschmitt, Martin; Streicher, Wolfgang; Wiese, Andreas (Hrsg.): Erneuerbare Energien. Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte, 4. Auflage, Berlin/Heidelberg, S. 347-351.

Jorde/Kaltschmitt (2006b)

Jorde, Klaus; Kaltschmitt, Martin (2006b): Stromerzeugung aus Wasserkraft. Systemtechnische Beschreibung, in: Kaltschmitt, Martin; Streicher, Wolfgang; Wiese, Andreas (Hrsg.): Erneuerbare Energien. Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte, 4. Auflage, Berlin/Heidelberg, S. 351-374.

Juchem (2001)

Juchem, Ute (2001): Alte Wasserrechte, Koblenz.

Jungwirth/Moog/Schmutz (2006)

Jungwirth, Mathias; Moog, Otto; Schmutz, Stefan (2006): Auswirkung der Stauregelung großer Flüsse auf die aquatische Tierwelt (Fische und Makrozoobenthos), in: Müller, Dieter; Schöl, Andreas; Bergfeld, Tanja; Strunck, Yvonne (Hrsg.): Staugeregelte

Flüsse in Deutschland. Wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge, Stuttgart, S. 79-98.

Jürging (2005)

Jürging, Peter (2005): Natürliche Fließgewässer und Auen, in: Jürging, Peter; Patt, Heinz (Hrsg.): Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen, Berlin/Heidelberg, S. 5-46.

Jürging/Patt (2005)

Jürging, Peter; Patt, Heinz (2005): Fließgewässerentwicklung – Historie, Ziele. Entwicklungsziele, in: Jürging, Peter; Patt, Heinz (Hrsg.): Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen, Berlin/Heidelberg, S. 134-151.

Jürging/Podraza/Schackers (2005)

Jürging, Peter; Podraza, Petra; Schackers, Bernd (2005): Mensch und Fließgewässer. Auswirkungen auf die Entwicklung von Fließgewässer und Aue, in: Jürging, Peter; Patt, Heinz (Hrsg.): Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen, Berlin/Heidelberg, S. 88-121.

Kaczynski (1994)

Kaczynski, Jürgen (1994): Stauanlagen, Wasserkraftanlagen, 2. Auflage, Düsseldorf.

Kahlenborn/Kraemer (1999)

Kahlenborn, Walter; Kraemer, R. Andreas (1999): Nachhaltige Wasserwirtschaft in Deutschland, Berlin et al.

Kaltenmeier (2001)

Kaltenmeier, Dieter (2001): Regulierung und Überwachung von Industrieabwassereinleitungen am Beispiel eines Großchemie- und Metallbetriebes, in: Rudolph, Karl-Ulrich; Block, Thomas (Hrsg.): Der Wassersektor in Deutschland – Methoden und Erfahrungen, Berlin et al., S. 82-90.

Kaltschmitt (2006a)

Kaltschmitt, Martin (2006a): Einführung und Aufbau. Energiesystem, in: Kaltschmitt, Martin; Streicher, Wolfgang; Wiese, Andreas (Hrsg.): Erneuerbare Energien. Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte, 4. Auflage, Berlin/Heidelberg, S. 1-11.

Kaltschmitt (2006b)

Kaltschmitt, Martin (2006b): Einführung und Aufbau. Nutzungsmöglichkeiten regenerativer Energien, in: Kaltschmitt, Martin; Streicher, Wolfgang; Wiese, Andreas (Hrsg.): Erneuerbare Energien. Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte, 4. Auflage, Berlin/Heidelberg, S. 11-13.

Kaltschmitt/Jorde (2006a)

Kaltschmitt, Martin; Jorde, Klaus (2006a): Grundlagen des regenerativen Energieangebots. Lauf- und Speicherwasserangebot, in: Kaltschmitt, Martin; Streicher, Wolfgang; Wiese, Andreas (Hrsg.): Erneuerbare Energien. Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte, 4. Auflage, Berlin/Heidelberg, S. 79-92.

Kaltschmitt/Jorde (2006b)

Kaltschmitt, Martin; Jorde, Klaus (2006b): Stromerzeugung aus Wasserkraft. Potenziale und Nutzung, in: Kaltschmitt, Martin; Streicher, Wolfgang; Wiese, Andreas (Hrsg.): Erneuerbare Energien. Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte, 4. Auflage, Berlin/Heidelberg, S. 387-394.

Kaltschmitt/Nill/Jorde (2006)

Kaltschmitt, Martin; Nill, Moritz; Jorde, Klaus (2006): Stromerzeugung aus Wasserkraft. Ökonomische und ökologische Analyse, in: Kaltschmitt, Martin; Streicher, Wolfgang; Wiese, Andreas (Hrsg.): Erneuerbare Energien. Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte, 4. Auflage, Berlin/Heidelberg, S. 374-386.

Kaltschmitt/Streicher (2006)

Kaltschmitt, Martin; Streicher, Wolfgang (2006): Zusammenfassender Vergleich, in: Kaltschmitt, Martin; Streicher, Wolfgang; Wiese, Andreas (Hrsg.): Erneuerbare Energien. Systemtechnik, Wirtschaftlichkeit, Umweltaspekte, 4. Auflage, Berlin/Heidelberg, S. 533-589.

Kampa/Hansen (2004)

Kampa, Eleftheria; Hansen, Wenke (2004): Heavily Modified Water Bodies. Synthesis of 34 Case Studies in Europe, Berlin et al.

Kampa/Kranz (2005)

Kampa, Eleftheria; Kranz, Nicole (2005): WFD and Hydromorphology, European Workshop, 17-19 October 2005, Prague, Workshop summary report, o. O.

Kappet (2006)

Kappet, Jan (2006): Qualitätsorientierter Gewässerschutz in Deutschland, Baden-Baden.

Kappus/Sosat (2003)

Kappus, Berthold; Sosat, Reinhart (2003): Analyse der Durchgängigkeit von Fischpässen am stauregulierten und schiffbaren Neckar – Teil Aufwärtswanderungen, Abschlußbericht für den Untersuchungszeitraum April 2001 bis November 2002, Stuttgart-Hohenheim.

Karl (1998)

Karl, Helmut (1998): Die räumliche Dimension einer Umweltpolitik mit Hilfe von Zertifikaten, in: Bonus, Holger (Hrsg.): Umweltzertifikate. Der steinige Weg zur Marktwirtschaft, Berlin, S. 82-96.

Karl et al. (2006)

Karl, Helmut; Londong, Jörg; Geiger, W. F.; Meyer, Pamela; Meusel, Sten (2006): Identifizierung der kosteneffizienten Maßnahmen bezüglich der Gewässerbelastung mit Schadstoffen zur Erfüllung der EG-Wasserrahmenrichtlinie unter Berücksichtigung der lokalen Randbedingungen – Beispiel Rur, Schlussbericht, Bochum/Weimar.

Keitz (1999)

Keitz, Stephan von (1999): Die Einführung „stark veränderter Gewässer“ in die EU-Wasserrahmenrichtlinie und ihre Auswirkungen auf den Gewässerschutz der BRD, in: Wasser und Boden, 51. Jg., H. 5, S. 14-17.

Keitz (2006)

Keitz, Stephan von (2006): Grundsätze für die Verwirklichung von Maßnahmen zum Erreichen einer „guten Gewässerqualität“, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 253-258.

Keitz/Kraemer (2006)

Keitz, Stephan von; Kraemer, R. Andreas (2006): Verbesserung der Gewässerstrukturen und des Hochwasserschutzes, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 301-319.

Keitz/Kessler (2008)

Keitz, Stephan von; Kessler, Peter (2008): Grenzen des Flussgebietsmanagements. Folgt die Wasserwirtschaft dem falschen Ansatz?, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 1. Jg., H. 7, S. 354-360.

Kellermann (2012)

Kellermann, Jacinta (2012): Nachhaltigkeitsorientierte Diskontierung in wirtschaftlichen Ex-ante-Analysen zur Fundierung umweltrelevanter Entscheidungen – Entwicklung eines Diskontierungsmodells und beispielhafte Anwendung, Hamburg.

Kellermann/Madzielewski/Pianowski (2012)

Kellermann, Jacinta; Madzielewski, Veronika; Pianowski, Mathias (2012): Methoden zur monetären Bewertung von Umweltwirkungen – Ein Beitrag zur besseren Systematisierung und Charakterisierung – Beiträge zur Umweltwirtschaft und zum Controlling Nr. 36, Essen.

Kemper (1993)

Kemper, Manfred (1993): Das Umweltproblem in der Marktwirtschaft – Wirtschaftstheoretische Grundlagen und vergleichende Analyse umweltpolitischer Instrumente in der Luftreinhalte- und Gewässerschutzpolitik, 2. Auflage, Berlin.

Kerkmann (2005)

Kerkmann, Jochen (2005): Die „Umsetzung“ der FFH-Richtlinie in Deutschland, in: EurUP, 3. Jg., H. 6, S. 276-281.

Kessler (2001)

Kessler, Peter (2001): Die ökonomische Seite der Wasserrahmenrichtlinie, in: Wasser und Abfall, 3. Jg., H. 11, S. 16-18.

Kessler (2004)

Kessler, Peter (2004): Wassernutzung und Gewässerschutz – Steuerungsmechanismen der Politik, in: Opp, Christian (Hrsg.): Wasserressourcen – Nutzung und Schutz. Beiträge zum Internationalen Jahr des Süßwassers 2003, Marburg, S. 134-141.

Kessler (2006)

Kessler, Peter (2006): Neuausrichtung der Verwaltung auf die WRRL, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 45-57.

Keudel (2005)

Keudel, Marianne (2005): Zertifikatehandel: Eine Lösung für Flussgebiete der Europäischen Union? Eine praxisbezogene Analyse unter Berücksichtigung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie – vorläufige Version, Institut für Wirtschaftspolitik, Universität Köln.

Keudel/Oelmann (2005/06)

Keudel, Marianne; Oelmann, Mark (2005/06): Zertifikatehandel im Gewässerschutz: Ansätze in den USA und ihre Übertragbarkeit auf die EU, in: ZAU, Jg. 17, H. 2, S. 208-222.

Keudel (2007)

Keudel, Marianne (2007): Water Quality Trading Systems: An Integrated Economic Analysis of Theoretical and Practical Approaches, Diss. Köln.

Keuneke/Dumont (2010)

Keuneke, Rita; Dumont, Ulrich (2010): Vergleich von Prognosemodellen zur Berechnung der Turbinen bedingten Fischmortalität, in: WasserWirtschaft, 100. Jg., H. 9, S. 39-42.

Keuneke/Dumont (2011)

Keuneke, Rita; Dumont, Ulrich (2011): Erarbeitung und Praxiserprobung eines Maßnahmenplanes zur ökologisch verträglichen Wasserkraftnutzung, UBA-Texte 72/2011, Dessau-Roßlau.

Kirchesch/Bergfeld/Müller (2006)

Kirchesch, Volker; Bergfeld, Tanja; Müller, Dieter (2006): Auswirkungen der Stauregelung auf den Stoffhaushalt und die Trophie von Flüssen, in: Müller, Dieter; Schöl, Andreas; Bergfeld, Tanja; Strunck, Yvonne (Hrsg.): Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge, Stuttgart, S. 59-78.

Kiefer (2007)

Kiefer, Joachim (2007): Biogasanlagen und der Gewässerschutz, in: UmweltMagazin, 37. Jg., H. 7/8, S. 27-29.

Klauer et al. (2007)

Klauer, Bernd; Mewes, Melanie; Sigel, Katja; Unnerstall, Herwig; Görlach, Benjamin; Bräuer, Ingo; Holländer, Robert; Pielen, Britta (2007): Verhältnismäßigkeit der Maßnahmenkosten im Sinne der EG-Wasserrahmenrichtlinie – komplementäre Kriterien zur Kosten-Nutzen-Analyse, Leipzig.

Klauer/Schiller/Petry (2008)

Klauer, Bernd; Schiller, Johannes; Petry, Daniel (2008): Unterstützung der Maßnahmenauswahl – Verfahren und empirische Analyse, in: Klauer, Bernd; Rode, Michael; Petry, Daniel (Hrsg.): Flussgebietsmanagement nach EG-Wasserrahmenrichtlinie, Marburg, S. 277-300.

Klauer et al. (2008a)

Klauer, Bernd; Schiller, Johannes; Mewes, Melanie; Sigel, Katja; Pielen, Britta; Bräuer, Ingo (2008a): WRRL: Ausnahmefälle werden zur Regel. Fristverlängerungen und geringere Umweltziele nach Art. 4 der Wasserrahmenrichtlinie, in: Wasser und Abfall, 10. Jg., H. 5, S. 38-42.

Klauer et al. (2008b)

Klauer, Bernd; Petry, Daniel; Rode, Michael; Unnerstall, Herwig (2008b): Einleitung, in: Klauer, Bernd; Rode, Michael; Petry, Daniel (Hrsg.): Flussgebietsmanagement nach EG-Wasserrahmenrichtlinie, Marburg, S. 17-42.

Klauer et al. (2008c)

Klauer, Bernd; Petry, Daniel; Schiller, Johannes; Bräuer, Ingo (2008c): Grobkonzept zur Aufstellung von Maßnahmenprogrammen, in: Klauer, Bernd; Rode, Michael; Petry, Daniel (Hrsg.): Flussgebietsmanagement nach EG-Wasserrahmenrichtlinie, Marburg, S. 43-62.

Klauer et al. (2008d)

Klauer, Bernd; Mewes, Melanie; Dienes, Holger; Lagemann, Holger (2008d): BASINFORM – Verfahren zur Aufstellung von Maßnahmenprogrammen nach EG-Wasserrahmenrichtlinie, in: Klauer, Bernd; Rode, Michael; Petry, Daniel (Hrsg.): Flussgebietsmanagement nach EG-Wasserrahmenrichtlinie, Marburg, S. 301-360.

Klawitter (2006)

Klawitter, Simone (2006): What price water? Sustainable water pricing and tariff setting for residential water use, Diss. Berlin.

Klobasa/Sensfuß/Ragwitz (2009)

Klobasa, Marian; Sensfuß, Frank; Ragwitz, Mario (2009): CO₂-Minderung im Stromsektor durch den Einsatz erneuerbarer Energien im Jahr 2006 und 2007 – Gutachten, Bericht für die Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat) im Auftrag des Zentrums für Sonnenenergie- und Wasserstoff-Forschung Baden-Württemberg (ZSW), Karlsruhe.

Klötzli (1996)

Klötzli, Frank (1996): Grundsätze ökologischen Handelns, in: DVGW (Hrsg.): Wassergewinnung und Wasserwirtschaft. Lehr- und Handbuch Wasserversorgung, Bd. 1, München/Wien.

Kluge/Michel (2006)

Kluge, Thomas; Michel, Bernhard (2006): Auswirkungen der WRRL auf Wassernutzungen und Wasserdienstleistungen, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 461-482.

Klumpp/Kowalski/Zelewski (2011)

Klumpp, Matthias; Kowalski, Martin; Zelewski, Stephan (2011): Beurteilung der Wirtschaftlichkeit von Gütertransporten mit der Eisenbahn, in: Zelewski, Stephan; Jene, Susanne (Hrsg.): Kooperationen zwischen Eisenbahnverkehrsunternehmen: Grundlagen, Konzepte, Praxisanwendungen; MAEKAS, Initiative zur nachhaltigen Schienenlogistik; Management von projektbezogenen Allianzen zwischen lokalen und überregionalen Eisenbahnverkehrsunternehmen für kundenspezifische Akquisitionsstrategien, Bd. 1, Berlin, S. 541-586.

Kluth (2007a)

Kluth, Winfried (2007a): Die deutsche Föderalismusreform 2006: Beweggründe – Zielsetzungen – Veränderungen, in: Kluth, Winfried (Hrsg.): Föderalismusreformgesetz. Einführung und Kommentierung, Baden-Baden, S. 43-59.

Kluth (2007b)

Kluth, Winfried (2007b): Art. 74 GG [Gebiete der konkurrierenden Gesetzgebung], in: Kluth, Winfried (Hrsg.): Föderalismusreformgesetz. Einführung und Kommentierung, Baden-Baden, S. 162-178.

Knierim (2001)

Knierim, Andrea (2001): Konflikte erkennen und bearbeiten: aktionsorientierte Forschung zwischen Landwirtschaft und Naturschutz in Brandenburg. Weikersheim.

Knopp (2004)

Knopp, Günther-Michael (2004): Bewirtschaftung von Flussgebieten: Aufgaben, Instrumente und Probleme, in: Bohne, Eberhard (Hrsg.): Ansätze zur Kodifikation des Umweltrechts in der Europäischen Union: Die Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung in nationales Recht, Berlin, S. 23-33.

Knopp (2005)

Knopp, Günther-Michael (2005): Ausnahmen von den Umweltzielen des Artikel 4 WRRL und ihre Bedeutung beim wasserrechtlichen Vollzug in Deutschland, in: Wasser und Abfall, 7. Jg., H. 3, S. 27-31.

Köck (1997)

Köck, Wolfgang (1997): Umweltqualitätsziele und Umweltrecht. Die neue Umweltzieldebatte und ihre Bedeutung für das regulative Umweltrecht, in: ZUR, 2. Jg., H. 2, S. 79-87.

Köck/Unnerstall (2006)

Köck, Wolfgang; Unnerstall, Herwig (2006): Rechtliche Umsetzung der WRRL in Bund und Ländern, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 27-44.

Köck (2008)

Köck, Wolfgang (2008): Rechtsgrundlagen für die Errichtung des kohärenten europäischen Netzes Natura 2000 – Einführung und Grundlagen, in: EurUP, 6. Jg., H. 4, S. 154-157.

Köck (2009)

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. Jg., H. 5, S. 227-233.

Köppel (2004)

Köppel, Johann (2004): Eingriffsregelung, in: Köppel, Johann; Peters, Wolfgang; Wende, Wolfgang (Hrsg.): Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH-Verträglichkeitsprüfung, Stuttgart, S. 19-170.

Köppel/Peters/Wende (2004)

Köppel, Johann; Peters, Wolfgang; Wende, Wolfgang (2004): Einführung, in: Köppel, Johann; Peters, Wolfgang; Wende, Wolfgang (Hrsg.): Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH-Verträglichkeitsprüfung, Stuttgart, S. 11-18.

Kolcu (2008)

Kolcu, Süleyman (2008): Der Kostendeckungsgrundsatz für Wasserdienstleistungen nach Art. 9 WRRL. Analyse und Auswirkungen auf das deutsche Recht, Berlin.

Kolcu (2009)

Kolcu, Süleyman (2009): Anwendungsbereich und Verbindlichkeit der Kostendeckung nach Art. 9 WRRL, in: ZfW, 48. Jg., H. 4, S. 189-210.

Kolcu (2010)

Kolcu, Süleyman (2010): Der Kostendeckungsgrundsatz für Wasserdienstleistungen nach Art. 9 WRRL, in: ZUR, 21. Jg., H. 2, S. 74-80.

Kollatsch et al. (2005)

Kollatsch, Rick-Arne; Küchler, Andreas; Olbert, Carsten; Hölzl, Konrad (2005): Verfahren zur vorläufigen Ausweisung künstlicher und erheblich veränderter Fließgewässerkörper an Hand von Strukturgütedaten, in: WasserWirtschaft, 95. Jg. H.3, S. 55-59.

Koller-Kreimel/Jäger (2001)

Koller-Kreimel, Veronika; Jäger, Paul (2001): Guter Zustand und gutes ökologisches Potenzial – neue Schutz- und Sanierungsziele in der europäischen Wasserpolitik, in: Österreichische Wasser- und Abwasserwirtschaft, 53. Jg., H. 5/6, S. 117-123.

Kollmann (2004)

Kollmann, Manfred (2004): Rechtsfragen der Gewässerunterhaltung vor dem Hintergrund der WRRL und der Neufassung des WHG, in: Wasser und Abfall, 6. Jg., H. 3, S. 10-14.

Konold (2005)

Konold, Werner (2005): Mensch und Fließgewässer. Frühe Nutzungen, in: Jürging, Peter; Patt, Heinz (Hrsg.): Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen, Berlin/Heidelberg, S. 47-62.

Kösters (2004)

Kösters, Winfried (2004): Umweltpolitik. Themen, Probleme, Perspektiven, München.

Kraemer/Jäger (1997)

Kraemer, R. Andreas; Jäger, Frank (1997): Deutschland, in: Correia, Francisco Nunes; Kraemer, R. Andreas (Hrsg.): Institutionen der Wasserwirtschaft in Europa, Berlin et al., S. 13-187.

Kraemer/Kampa/Interwies (2003)

Kraemer, R. Andreas; Kampa, Eleftheria; Interwies, Eduard (2003): The Role of Tradable Permits in Water Pollution Control, Berlin/Brüssel.

Krewitt/Schlomann (2006)

Krewitt, Wolfram; Schlomann, Barbara (2006): Externe Kosten der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energien im Vergleich zur Stromerzeugung aus fossilen Energieträgern, Stuttgart/Karlsruhe.

Kristofferson/Navrud (2007)

Kristofferson, Dadi; Navrud, Ståle (2007): Can Use and Non-Use Values be Transferred Across Countries, in: Navrud, Ståle; Ready, Richard (Hrsg.): Environmental Value Transfer: Issues and Methods, Dordrecht, S. 207-225.

Krull/Pianowski (2008)

Krull, Devid; Pianowski, Mathias (2008): Umwelt- und Ressourcenkosten in der Wasser-rahmenrichtlinie – Begriffsklärung, Working Paper, Lehrstuhl für Betriebswirtschaftslehre, insb. Umweltwirtschaft und Controlling, Universität Duisburg-Essen.

Krull (2011)

Krull, Devid (2011): Infrastrukturelle Wasserdienstleistungen? Mögliche Auswirkungen des Art. 9 der EG-Wasserrahmenrichtlinie auf die Stromerzeugung aus Wasserkraft, in: Stamm, Jürgen; Graw, Kai-Uwe (Hrsg.): Wasserkraft. Mehr Wirkungsgrad + Mehr Ökologie = Mehr Zukunft, Dresdner Wasserbauliche Mitteilungen Heft 45, S. 55-66.

Lacombe (1999)

Lacombe, Jochen (1999): Grundlagen der Gewässerstrukturgütekartierung, in: Zumbroich, Thomas; Müller, Andreas; Friedrich, Günther (Hrsg.): Strukturgüte von Fließgewässern. Grundlagen und Kartierung, Berlin et al., S. 21-43.

Lambrecht et al. (2009)

Lambrecht, Martin; Erdmenger, Christoph; Bölke, Michael; Brenk, Volker; Frey, Kilian; Jahn, Helge; Kolodziej, Andrea; Kruppa, Ines; Naumann, Stephan; Salz, Dorothea; Schade, Lars; Verron, Hedwig (2009): Strategie für einen nachhaltigen Güterverkehr, UBA-Texte 18/2009, Dessau-Röblau.

Landwüst/Scholten (2012)

Landwüst, Christian von; Scholten, Matthias (2012): Biologische Qualitätssicherung von Fischaufstiegsanlagen an Bundeswasserstraßen, in: Bundesanstalt für Gewässerkunde/Bundesanstalt für Wasserbau (Hrsg.): Kolloquiumsreihe Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen, 2. Kolloquium: Monitoring, Funktionskontrollen und Qualitätssicherung an Fischaufstiegsanlagen, 07./08. Juni 2011 in Koblenz, Koblenz, S. 138-146.

Lange (1978)

Lange, Christoph (1978): Umweltschutz und Unternehmensplanung. Die betriebliche Anpassung an den Einsatz umweltpolitischer Instrumente, Wiesbaden.

Lange/Martensen (2004)

Lange, Christoph; Martensen, Ove (2004): Environmental Management Accounting, Beiträge zur Umweltwirtschaft und Controlling Nr. 30, Universität Duisburg-Essen.

Lange et al. (2007)

Lange, Christoph; Krull, Devid; Pianowski, Mathias; Bolle, Friedrich-Wilhelm; Palm, Natalie; Wermter, Paul (2007): Wirtschaftliche Aspekte der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Band 1: Methodenkonzeption, Endbericht, Essen/Aachen.

Lange et al. (2009)

Lange, Christoph, Held, Stephan; Krull, Devid; Madzielewski, Veronika (2009): Sozio-ökonomische Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen im Kontext der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Hintergründe und Konzeption eines Vorgehensmodells, Abschlussbericht, Essen.

Lange/Krull (2014)

Lange, Christoph; Krull, Devid (2014): Infrastrukturelle Wasserdienstleistungen. Zur Funktion kostendeckender Wasserpreise nach Art. 9 der EG-Wasserrahmenrichtlinie und ihre mögliche Anwendung auf den Aufstau von Gewässern als infrastrukturelle Wasserdienstleistung für Binnenschifffahrt und Wasserkraft, Marburg.

Langstengel (2003)

Langstengel, Uwe (2003): WasserBLiCK – Werkzeug zur Umsetzung der WRRL in Deutschland, in: WasserWirtschaft, 93. Jg., H. 10, S. 36-37.

Lanz/Scheuer (2001)

Lanz, Klaus; Scheuer, Stefan (2001): Handbuch zur EU Wasserpolitik im Zeichen der Wasser-Rahmenrichtlinie, Brüssel.

Laskowski (2003)

Laskowski, Silke R. (2003): Die deutsche Wasserwirtschaft im Kontext von Privatisierung und Liberalisierung, in: ZfU, 13. Jg., H. 1, S. 1-10.

Lattermann (2005)

Lattermann, Eberhard (2005): Wasserbau-Praxis. Mit Berechnungsbeispielen, Bd. 1, 2. Auflage, Berlin.

Lauer (2010a)

Lauer, Kristina (2010a): Das WHG 2010 – Weichenstellung oder Interimslösung? 2. Wasserwirtschaftsrechtstag des Instituts für Deutsches und Europäisches Wasserwirtschaftsrecht der Universität Trier, 10. März 2010, in: Natur und Recht, 32. Jg., H. 9, S. 636-638.

Lauer (2010b)

Lauer, Kristina (2010b): Das Wasserhaushaltsgesetz 2010, in: Natur und Recht, 32. Jg., H. 10, S. 692-698.

LAWA (1979)

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (1979): Leitlinien zur Durchführung von Kosten-Nutzen-Analysen in der Wasserwirtschaft, Stuttgart.

LAWA (1981)

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (1981): Grundzüge der Kosten-Nutzen-Untersuchung, Bremen.

LAWA (1995):

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (1995): Leitlinien für einen zukunftsweisenden Hochwasserschutz. Hochwasser – Ursachen und Konsequenzen, Stuttgart.

LAWA (1996):

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (1996): Nationale Gewässerschutzkonzeption – Aktuelle Schwerpunkte – Beschluss der 107. LAWA-Vollversammlung am 20.9.1996, o. O.

LAWA (2001a)

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (2001a): Empfehlungen zur Ermittlung von Mindestwasserabflüssen in Ausleitungsstrecken von Wasserkraftanlagen und zur Festsetzung im wasserrechtlichen Vollzug, Schwerin.

LAWA (2001b)

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (2001b): Handlungskonzept zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie, <http://www.lawa.de/pub/kostenlos/wrrl/Handlungskonzept.pdf>, Abruf am 16. 09. 2009.

LAWA (2003)

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie, o. O.

LAWA (2004)

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (2004): Workshop LAWA-EUF BONN III. „Bestandsaufnahme nach WRRL: Vorgehensweise und Ergebnisse“ am 26./27. April 2004 in Siegburg, o. O.

LAWA (2005a)

Länderarbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (2005a): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien), Berlin.

LAWA (2007)

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (2007): Strategiepapier Fischdurchgängigkeit, o. O.

LAWA (2008a)

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (2008a): Grundsätze zur Standardisierung des Maßnahmenprogramms, Stand: Endfassung als Ergebnis der Auswertung der Abstimmung im EU-Net, 01.02.2008, o. O.

LAWA (2008b)

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (2008b): Rechtliche Umsetzung der in Art. 11 Abs. 3 WRRL angeführten „grundlegenden Maßnahmen“, Anlage 2 zu TOP 5.5. b) der 135. LAWA-Vollversammlung am 3./4. März 2008, o. O.

LAWA (2008c)

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (2008c): Rechtliche Bewertung der Unterscheidung in grundlegende und ergänzende Maßnahmen im Sinne des Art. 11 Abs. 3 und 4 WRRL (§ 36 Abs. 3 und 4 WHG) Anlage zu TOP 5.5.a) der 135. LAWA-Vollversammlung am 03./04. März 2008, o. O.

LAWA (2009)

Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser LAWA (Hrsg.) (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), o. O.

Lecher/Kresser (2001):

Lecher, Kurt; Kresser, Werner (2001): Wasserhaushalt, Gewässer, Hydrometrie, in: Lecher, Kurt; Lühr, Hans-Peter; Zanke, Ulrich C. E. (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 8. Auflage, Berlin, S. 49-95.

Lecher/Lange/Grubinger (2001)

Lecher, Kurt; Lange, Gerd; Grubinger, Herbert (2001): Gewässerregelung, in: Lecher, Kurt; Lühr, Hans-Peter; Zanke, Ulrich C. E. (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 8. Auflage, Berlin, S. 409-480.

Lehn/Renn/Steiner (1999)

Lehn, Helmut; Renn, Ortwin; Steiner, Magdalena (1999): Nachhaltiger Umgang mit Gewässern. Ökologische, ökonomische und soziale Zieldimensionen der Agenda 21, in: *gwf Wasser, Abwasser*, 140. Jg., H. 13, S. 14-20.

Lehnert/Vollprecht (2009)

Lehnert, Wieland; Vollprecht, Jens (2009): Neue Impulse von Europa: Die Erneuerbare-Energien-Richtlinie der EU, in: *ZUR*, 20. Jg., H. 6, S. 307-317.

Leipprand et al. (2008)

Leipprand, Anna; Dworak, Thomas; Benzle, Magnus; Berglund, Maria; Kadner, Susanne, Hattermann, Fred; Post, Joachim; Krysanova, Valentina (2008): Impacts of climate change on water resources – adaption strategies for Europe, UBA-Texte 32/08, Dessau-Roßlau.

Leist (2007)

Leist, Hans-Jürgen (2007): Wasserversorgung in Deutschland. Kritik und Lösungsvorschläge, München.

Lell/Rechenberg (2001)

Lell, Otmar; Rechenberg, Jörg (2001): Überfordertes Gesetzgebungsverfahren? Eine Innenansicht aus den Beratungen zur Wasserrahmenrichtlinie, in: *ZUR*, 12. Jg., Sonderheft, S. 120-123.

Leymann (2001a)

Leymann, Günther (2001a): Die Bedeutung der Wasserrahmenrichtlinie für den Gewässerschutz in der Bundesrepublik Deutschland, in: *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 53. Jg., H. 5/6, S. 146-149.

Leymann (2001b)

Leymann, Günther (2001b): Die Bedeutung der Wasserrahmenrichtlinie für die Bundesländer, in: *Wasser & Boden*, 53. Jg., H. 3, S. 23-25.

LfU Bayern (2008)

Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.) (2008): Action Guidelines. Classification of Heavily Modified Water bodies and Derivation of the Ecological Potential in the German federal state of Bavaria within the framework of the implementation of the European Water Framework Directive (WFD), Augsburg.

LfU Bayern (2011)

Bayerisches Landesamt für Umwelt (Hrsg.) (2011): Priorisierungskonzept Fischbiologische Durchgängigkeit in Bayern. Erste Fassung vom März 2011, Augsburg.

LfU BW (2005)

Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg (Hrsg.) (2005): Mindestabflüsse in Ausleitungsstrecken. Grundlagen, Ermittlung und Beispiele. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 97, Karlsruhe.

Lindhout (2012)

Lindhout, Petra E. (2012): A Wider Notion of the Scope of Water Services in EU Water Law. Boosting Payment for Water-Related Ecosystem Services to Ensure Sustainable Water Management?, in: Utrecht Law Review, Bd. 8, H. 3, S. 86-101.

Lintz (1994)

Lintz, Gerd (1994): Vom Verursacherprinzip zum Aufteilungsprinzip. Ein Plädoyer für eine differenziertere Betrachtung der umweltpolitischen Kostenzurechnungsprinzipien, in: ZfU, 17. Jg., H. 1, S. 57-73.

Löhr (2008)

Löhr, Dirk (2008): Umweltgüter als Common Property Resources, in ZfU, 31. Jg., H. 1, S. 49-75.

Londong et al. (2006)

Londong, Jörg; Geiger, Wolfgang F.; Meusel, Sten; Meyer, Pamela; Werbeck, Nicola; Hecht, Dieter; Karl, Helmut (2006): Auswahl von kosteneffizienten Maßnahmenkombinationen im Rahmen der Bewirtschaftungsplanung zur Erfüllung der EG-Wasser-rahmenrichtlinie – Beispiel Lippe, Abschlussbericht, Essen.

Loomis (2006)

Loomis, John (2006): Stated Preference Benefit Transfer Approaches for Estimating Passive Use Value of Wild Salmon, in: Rolfe, John; Bennett, Jeff (Hrsg.): Choice Modelling and the Transfer of Environmental Values, Cheltenham/Northampton, S. 54-70.

Loske (1997)

Loske, Reinhard (1997): Klimapolitik, Marburg.

Louis (2010)

Louis, Hans Walter (2010): Das neue Bundesnaturschutzgesetz, in: Natur und Recht, 32. Jg., S. 77-89.

Ludwig (2009)

Ludwig, Rasso (2009): Das neue Wasserhaushaltsgesetz, in: Natur und Recht, 31. Jg., S. 703-704.

LUWG (2008)

Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz (2008): Durchgängigkeit und Wasserkraftnutzung in Rheinland-Pfalz. Bewertung der rheinland-pfälzischen Wanderfischgewässer hinsichtlich Durchgängigkeit und Eignung zur Wasserkraftnutzung – Phase 2, LUWG-Bericht 02/2008, Mainz.

Lux (2005)

Lux, Alexandra (2005): Handelbare Wasserentnahmerechte als Ergänzung der ordnungsrechtlichen Vergabepolitik?, netWORKS-Papers, H. 19, Berlin.

Lux (2009)

Lux, Alexandra (2009): Wasserversorgung im Umbruch. Der Bevölkerungsrückgang und seine Folgen für die öffentliche Wasserwirtschaft, Frankfurt/Main.

Maeckelburg (1996)

Maeckelburg, Dietrich (1996): Wassergewinnung aus Speicherbecken, in: DVGW (Hrsg.): Wassergewinnung und Wasserwirtschaft. Lehr- und Handbuch Wasserversorgung, Bd. 1, München/Wien.

Malz/Scheele (2005)

Malz, Simone; Scheele, Ulrich (2005): Handelbare Wasserrechte – Stand der internationalen Debatte, netWORKS-Papers, H. 16, Berlin.

Maniak (2005)

Maniak, Ulrich (2005): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure, 5. Auflage, Berlin/Heidelberg.

Marggraf (2005)

Marggraf, Rainer (2005): Ökonomische Grundlagen der Umweltbewertung, in: Marggraf, Rainer; Bräuer, Ingo; Fischer, Anke; Menzel, Susanne; Stratmann, Ursula; Suhr,

Arne (Hrsg.): Ökonomische Bewertung bei umweltrelevanten Entscheidungen. Einsatzmöglichkeiten von Zahlungsbereitschaftsanalysen in Politik und Verwaltung, Marburg, S. 61-83.

Mark/Gawel/Ewringmann (1992)

Mark, Michael van; Gawel, Erik; Ewringmann, Dieter (1992): Kompensationslösungen im Gewässerschutz, Heidelberg.

Martens (2004)

Martens, Jürgen (2004): Einsatz der Nutzwertanalyse als Bewertungsinstrument im Zusammenhang mit der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 51. Jg., H. 9, S. 943-944.

Messner (2002)

Messner, Frank (2002): Die Bedeutung von Umwelt- und Ressourcenkosten aus umweltökonomischer Sicht am Beispiel der Flussauen, in: Petry, Daniel; Scholz, Mathias; Lutosch, Inga (Hrsg.): Relevanz der EU-Wasserrahmenrichtlinie für den Naturschutz in Auen, UFZ-Bericht 22/2002, Leipzig, S. 75-85.

Meßerschmidt (2001)

Meßerschmidt, Klaus (2001): Ökonomische Effizienz und juristische Verhältnismäßigkeit – Gemeinsames und Trennendes, in: Gawel, Erik (Hrsg.): Effizienz im Umweltrecht. Grundsatzfragen einer wirtschaftlichen Umweltnutzung aus rechts-, wirtschafts- und sozialwissenschaftlicher Sicht, Baden-Baden, S. 215-247.

Meusel (2008)

Meusel, Sten (2008): Weiterentwicklung der stoffbezogenen Maßnahmenplanung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie am Beispiel des Einzugsgebietes der Ilm, Berlin.

Meyer/Ströbele (2001)

Meyer, Eric Christian; Ströbele, Wolfgang (2001): Ökonomische und institutionelle Beurteilung des Zertifikatehandels, in: Rengeling, Hans-Werner (Hrsg.): Klimaschutz durch Emissionshandel, Köln, S. 57-93.

Meyerhoff/Petschow (1998)

Meyerhoff, Jürgen; Petschow, Ulrich (1998): Umweltverträglichkeit kleiner Wasserkraftwerke. Zielkonflikte zwischen Klima- und Gewässerschutz, UBA-Texte 13/98, Berlin.

Michaelis (1996)

Michaelis, Peter (1996): Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einführung, Heidelberg.

Michel/Pejas/Quadflieg (2002)

Michel, Bernhard; Pejas, Wolfram; Quadflieg, Arnold (2002): Die wirtschaftliche Analyse nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (Teil II), in: Wasser und Abfall, 4. Jg., H. 6, S. 8-12.

Michel/Pejas (2003)

Michel, Bernhard; Pejas, Wolfram (2003): Wirtschaftliche Analyse der Wassernutzung – Kostendeckung der Wasserdienstleistungen, in: WasserWirtschaft, 93. Jg., H. 7-8, S. 42-47.

Michel/Quadflieg/Rathje (2006)

Michel, Bernhard; Quadflieg, Arnold; Rathje, Britta (2006): Praxis der Wirtschaftlichen Analyse, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 361-380.

Michels et al. (2005)

Michels, Ingo; Becker, Antje; McCurdy, Erik; Düwel, Harry; Müller, Reinhold; Timmermann, Rolf (2005): Informationssystem, in: Dietrich, Jörg; Schumann, Andreas (Hrsg.): Flussgebietsmanagement für die Werra, Gemeinsamer Abschlussbericht, Bochum et al., S. 165-190.

MKULNV NRW (2011)

Ministerium für Klima, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2011): Aktuelle Arbeiten auf Ebene EU, Bund, LAWA, Flussgebiete, Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Nordrhein-Westfalen, Stand März 2011, Düsseldorf.

MKULNV NRW (2013)

Ministerium für Klima, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2013): Überblick über die wichtigen Bewirtschaftungsfragen in Nordrhein-Westfalen, Information der Öffentlichkeit gemäß § 36 WHG und Art. 14, Abs. 1 (b) der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Düsseldorf.

Möckel (2007)

Möckel, Stefan (2007): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie bei FFH- und Vogelschutzgebieten, in: *Natur und Recht*, 29. Jg., H. 9, S. 602-608.

Möckel/Köck (2009)

Möckel, Stefan; Köck, Wolfgang (2009): Naturschutzrecht im Zeichen des Klimawandels, in: *Natur und Recht*, 31. Jg., H. 5, S. 318-325.

Mohaupt/Borchardt/Richter (2006)

Mohaupt, Volker; Borchardt, Dietrich; Richter, Sandra (2006): Bestandsaufnahme der Belastungen und Auswirkungen menschlicher Aktivitäten, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): *Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie*, 2. Auflage, Berlin, S. 133-155.

Möllenkamp (2006)

Möllenkamp, Sabine (2006): Integriertes Flussgebietsmanagement. Kooperationsstrukturen, Nutzungsinteressen und Bewirtschaftungsstrategien an Rhein, Elbe und Weser, Göttingen.

Möllenkamp (2007)

Möllenkamp, Sabine (2007): Der Weg zum Flussgebietsmanagement, in: *Angewandte Geographie*, 31. Jg. H. 2, S. 71-77.

Moltrecht (2005)

Moltrecht, Michael (2005): Die Aalschutzinitiative an der Mosel – Untersuchungen und Aktivitäten zur Vermeidung von Fischschäden an Laufwasserkraftwerken, Bernkastel.

Monopolkommission (2011)

Monopolkommission (2011): *Energie 2011: Wettbewerbsentwicklung mit Licht und Schatten*, Sondergutachten 59 der Monopolkommission gemäß § 62 Abs. 1 EnWG, Bonn.

Morgan/Wolverton (2005)

Morgan, Cynthia; Wolverton, Ann (2005): Water Quality Trading in the United States, NCEE Working Paper No. 05-07, Washington D. C.

Müller/Bleck (2005)

Müller, Andreas; Bleck, Daniela (2005): Bundesweites Kataster der ökologisch wirksamen, funktional differenzierten Querverbauungen der Fließgewässer, UBA-Forschungsbericht (UFOPLAN) 203 24 289, Essen.

Müller et al. (2006)

Müller, Dieter; Schöl, Andreas; Bergfeld, Tanja; Strunck, Yvonne (2006): Glossar, in: Müller, Dieter; Schöl, Andreas; Bergfeld, Tanja; Strunck, Yvonne (Hrsg.): Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge, Stuttgart, S. 333-337.

MUFV RLP (2008)

Ministerium für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz Rheinland-Pfalz (2008): Beiträge zum Bewirtschaftungsplan für die internationale Flussgebietseinheit Rhein nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie für die Gewässer in Rheinland-Pfalz, Stand 19.12.2008, Mainz.

MUNLV NRW (2003)

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2003): Leitfaden zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in NRW, Düsseldorf.

MUNLV NRW (2005)

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.) (2005): Handbuch Querbauwerke, Aachen.

MUNLV NRW (2006)

Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (Hrsg.) (2006): Wanderfischprogramm Nordrhein-Westfalen – Phase 2007-2010, Düsseldorf.

MUNLV NRW (2007)

Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2007): Erarbeitung von Instrumenten zur gewässerökologischen Beurteilung der Fischfauna, Düsseldorf.

MUNLV NRW (2008)

Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2008): Handlungsanleitung Bewirtschaftungsplanung, Version 4.1 (Stand 02.04.2008), Düsseldorf.

MUNLV NRW (2009a)

Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2009a): Durchgängigkeit der Gewässer an Querbauwerken und Wasserkraftanlagen, Runderlass des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz – IV-2-50 32 67 vom 26.01.2009, Düsseldorf.

MUNLV NRW (2009b)

Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2009b): Bewirtschaftungsplan für die nordrhein-westfälischen Anteile von Rhein, Weser, Ems und Maas 2010 – 2015, Düsseldorf.

MUNLV NRW (2009c)

Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2009c): Steckbriefe der Planungseinheiten in den nordrhein-westfälischen Anteilen von Rhein, Weser, Ems und Maas, Oberflächengewässer und Grundwasser, Teileinzugsgebiet Rhein/Ruhr, Düsseldorf.

MUNLV NRW (2009d)

Ministerium für Umwelt- und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2009d): Programm Lebendige Gewässer, Umsetzungsfahrpläne, Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.

Muro et al. (2006)

Muro, Melanie; Hartje, Volkmar; Klaphake, Alex; Scheumann, Waltina; Fisahn, Andreas; Ober, Iris; Pile, Kadriye (2006): Pilothafte Ermittlung und Analyse von Zielgruppen für die Information und Anhörung der Öffentlichkeit nach Art. 14 EG-Wasserrahmenrichtlinie in einer Flussgebietseinheit. UBA-Texte 27/06, Berlin.

Muro/Ober/Scheumann (2006)

Muro, Melanie; Ober, Iris; Scheumann, Waltina (2006): Zielgruppenermittlung und Zielgruppenanalyse für die Öffentlichkeitsbeteiligung im Flussgebietsmanagement. Ein Leitfaden für die Praxis. UBA-Texte 28/06. Berlin.

Muthke (2001)

Muthke, Thilo (2001): Benefit Transfer: eine Alternative zur primären Bewertung von Umweltgütern?, in: Elsasser, Peter; Meyerhoff, Jürgen (Hrsg.): Ökonomische Bewertung von Umweltgütern, Marburg, S. 269-290.

Muthke (2002)

Muthke, Thilo (2002): Benefit Transfer: Eine Alternative zur primären Umweltbewertung? Eine empirische Untersuchung zur Prognosequalität nationaler und internationaler Nutzenwertübertragungen, Bonn.

Muthke/Holm-Müller (2004)

Muthke, Thilo; Holm-Müller, Karin (2004): National and International Benefit Transfer, Testing with a Rigorous Test Procedure, in: Environmental & Resource Economics, Bd. 29, S. 323-336.

Navrud/Ready (2007a)

Navrud, Ståle; Ready, Richard (2007a): Review of Methods for Value Transfer, in: Navrud, Ståle; Ready, Richard (Hrsg.): Environmental Value Transfer: Issues and Methods, Dordrecht, S. 1-10.

Navrud/Ready (2007b)

Navrud, Ståle; Ready, Richard (2007b): Lessons Learned for Environmental Value Transfer, in: Navrud, Ståle; Ready, Richard (Hrsg.): Environmental Value Transfer: Issues and Methods, Dordrecht, S. 283-290.

Newbold (1998)

Newbold, Christopher (1998): Die Wasserrahmenrichtlinie – Ihre Relevanz für den Naturschutz und Berührungspunkte mit der Vogel- und Habitat-Richtlinie, in: Wasser und Boden, 50. Jg., H. 12, S. 10-18.

Nisipeanu (2007)

Nisipeanu, Peter (2007): Einsparpotenziale bei der Abwasserabgabe – Hinweise für Betreiber, in: Natur und Recht, 29. Jg., H. 2, S. 87-97.

Nisipeanu (2008)

Nisipeanu, Peter (2008): Tradition oder Fortentwicklung? Wasserrecht im UGB, in: Natur und Recht, 30. Jg., H. 2, S. 87-97.

Nisipeanu (2010)

Nisipeanu, Peter (2010): Wasserrechtliche Anforderungen an Bau, Betrieb und Unterhaltung von Talsperren, in: Natur und Recht, 32. Jg., H. 3, S. 162-171.

Nocker et al. (2007)

Nocker, Leo de; Broekx, Steven; Liekens, Inge; Görlach, Benjamin; Jantzen, Jochem; Campling, Paul (2007): Cost-Benefit-Analysis on the implementation of the Water Framework Directive including a specific focus on agriculture: Final Report, o. O.

North (1992)

North, Douglass C. (1992): Institutionen, institutioneller Wandel und Wirtschaftsleistung, Tübingen.

Nusch (2006)

Nusch, Ernst A. (2006): Die Ruhr, ökologischer Zustand eines intensiv genutzten, gestauten Flusses, in: Müller, Dieter; Schöl, Andreas; Bergfeld, Tanja; Strunck, Yvonne (Hrsg.) Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge, Stuttgart, S. 189-208.

Oettinger (2010)

Oettinger, Günther H. (2010): Europas Energieversorgung langfristig sichern – Schwerpunkte der europäischen Energiepolitik in den kommenden Jahren, in: Energiewirtschaftliche Tagesfragen, 60. Jg., H. 7, S. 10-13.

OECD (1987)

Organisation for Economic Co-operation and Development (Hrsg.) (1987): Pricing of Water Services, Paris.

OECD (1994)

Organisation for Economic Co-operation and Development (Hrsg.) (1994): Managing the Environment. The Role of Economic Instruments, Paris.

OECD (2003)

Organisation for Economic Co-operation and Development (Hrsg.) (2003): Social Issues in the Provision and Pricing of Water Services, Paris.

OECD (2006)

Organisation for Economic Co-operation and Development (Hrsg.) (2006): Cost-Benefit Analysis and the Environment. Recent Developments, Paris.

Oeter (2007)

Oeter, Stefan (2007): Neustrukturierung der konkurrierenden Gesetzgebungskompetenz, Veränderung der Gesetzgebungskompetenz des Bundes, in: Starck, Christian (Hrsg.): Föderalismusreform, München, S. 9-40.

Opp (2004a)

Opp, Christian (2004a): Probleme des Wasserdargebots und der Wassernutzung im 21. Jahrhundert, in: Opp, Christian (Hrsg.): Wasserressourcen – Nutzung und Schutz. Beiträge zum Internationalen Jahr des Süßwassers 2003, Marburg, S. 6-21.

Opp (2004b)

Opp, Christian (2004b): Hochwasserforschung heute – Ursachen, Wirkungen und Folgen, unter besonderer Berücksichtigung des Hochwassers im Elbe-Einzugsgebiet vom August 2002. Bestandsaufnahme und Ausblick, in: Opp, Christian (Hrsg.): Wasserressourcen – Nutzung und Schutz. Beiträge zum Internationalen Jahr des Süßwassers 2003, Marburg, S. 86-115.

Palm et al. (2011)

Palm, Natalie; Breitenbach, Harald; Nafu, Issa Ibrahim; Schaefer, Sigrid; Schreiber, Winfried; Wermter, Paul; Weyand, Michael (2011): Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen nach Artikel 9 Wasserrahmenrichtlinie – Teil 1: Angemessene Be-

rücksichtigung von Umwelt- und Ressourcenkosten. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe WI-1.4 „Ökonomische Aspekte der WRRL“, in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 58. Jg., H. 4, S. 362-369.

Palm (2006a)

Palm, Natalie Jenny (2006a): Beitrag zur Erweiterung des Einsatzes ökonomischer Instrumente im Rahmen einer gesamtheitlichen Flussgebietsbewirtschaftung, Diss. Aachen.

Palm (2006b)

Palm, Natalie Jenny (2006b): Analytische Weiterentwicklung des Verursacherprinzips zur Finanzierung von Maßnahmen, in: DWA et al. (Hrsg.): Flussgebietsmanagement. 7. Workshop zu Gegenwart und neuen Zielhorizonten des Gewässerschutzes, Hennef.

Palm/Wermter (2008)

Palm, Natalie; Wermter, Paul (2008): Ökonomische Aspekte der Wasserrahmenrichtlinie, in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 55. Jg., H. 7, S. 782-786.

Patt/Schackers/Wieprecht (2005)

Patt, Heinz; Schackers, Bernd; Wieprecht, Silke (2005): Planung der Fließgewässerentwicklung. Hydologische, wasserwirtschaftliche und wasserbauliche Planungsgrundlagen, in: Jürging, Peter; Patt, Heinz (Hrsg.): Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen, Berlin/Heidelberg, S. 250-288.

Patt/Jürging/Kraus (2009)

Patt, Heinz; Jürging, Peter; Kraus, Werner (2009): Naturnaher Wasserbau. Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern, 3. Auflage, Berlin/Heidelberg.

Patzke et al. (2007)

Patzke, Simone; Redeker, Marq; Weyand, Michael; Schumann, Andreas (2007): Ökonomische Bewertung von Fischabstiegshilfen für Aale an Wasserkraftanlagen der Ruhr, in: WasserWirtschaft, 97. Jg., H. 3, S. 10-15.

Paulus/Groß (2005)

Paulus, Thomas; Groß, Josef (2005): Erfahrungen. Die Ahr (Rheinland-Pfalz) – Fließgewässerentwicklung an einem Mittelgebirgsfluss, in: Jürging, Peter; Patt, Heinz (Hrsg.): Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen, Berlin/Heidelberg, S. 377-390.

Pavlov/Skorobogatov (2006)

Pavlov, Dmitry S.; Skorobogatov, Mikhail A. (2006): Fish behaviour during the upstream and downstream migrations and structures assisting their migration, in: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.): Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. Internationales DWA-Symposium zur Wasserwirtschaft, DWA-Themen, Hennef, S. 7-11.

Pearce/Turner (1990)

Pearce, David W.; Turner, R. Kerry (1990): Economics of natural resources and the environment, New York et al.

Peters (2004)

Peters, Wolfgang (2004): FFH-Verträglichkeitsprüfung, in: Köppel, Johann; Peters, Wolfgang; Wende, Wolfgang (Hrsg.): Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH-Verträglichkeitsprüfung, Stuttgart, S. 298-359.

Petry/Unnerstall/Hansjürgens (2004)

Petry, Daniel; Unnerstall, Herwig; Hansjürgens, Bernd (2004): Kostendeckung und Wasserpreise, in: Deutsch, Mathias; Hack, Hans-Peter; Pörtge, Karl-Heinz; Rost, Karl T.; Teltcher, Helmut (Hrsg.): Wasser – Lebensnotwendige Ressource und Konfliktstoff, Erfurt, S. 97-104.

Petry et al. (2005)

Petry, Daniel; Bräuer, Ingo; Klauer, Bernd; Rode, Michael; Wagenschein, Dierk (2005): Strukturierung und Unterstützung des Entscheidungsprozesses zur Aufstellung von Maßnahmenprogrammen nach WRRL, in: Nacken, Heribert; Bartussek, Sabine; Sewilam, Hani (Hrsg.): Entscheidungsunterstützung in der Wasserwirtschaft – Von der Theorie zum Anwendungsfall. Schriftenreihe der Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften und des Hauptausschusses Hydrologie und Wasserbewirtschaftung „Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung“, Heft 10.05, Hennef, S. 89-101.

Petschow et al. (2005)

Petschow, Ulrich; Dehnhardt, Alexandra; Hirschfeld, Jesko; Nischwitz, Guido; Drückler, Daniel; Ebell, Andreas (2005): Sozioökonomie, in: Dietrich, Jörg; Schumann, Andreas (Hrsg.): Flussgebietsmanagement für die Werra, Gemeinsamer Abschlussbericht, Bochum et al., S. 129-164.

Petschow/Wlodarski (2009)

Petschow, Ulrich; Wlodarski, Wojciech (2009): Stand und Potenziale der Elbe-Binnenschifffahrt und deren wirtschaftliche Wirkungen auf die Elbe-Region, Schriftenreihe des IÖW 194/09, Berlin.

Pielen/Holländer (2005)

Pielen, Britta; Holländer, Robert (2005): Implementing the Economic Aspects of the WFD – Future Challenges in the Elbe River Basin. Background Report to the Workshop, Leipzig.

Pielen (2007)

Pielen, Britta (2007): Ökonomie in der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Erfolgskonzept oder unnötige Herausforderung?, in: Zeitschrift für Angewandte Geographie, Bd. 31, H. 2, S. 78-82.

Planco (2007)

PLANCO Consulting GmbH (Hrsg.) (2007): Verkehrswirtschaftlicher und ökologischer Vergleich der Verkehrsträger Straße, Schiene und Wasserstraße, Schlussbericht, Essen.

Planco (2012)

PLANCO Consulting GmbH (Hrsg.) (2012): Donauausbau Straubing – Vilshofen. Verkehrsprognose und Wirtschaftlichkeitsbetrachtung. Kurzfassung der Untersuchungsergebnisse, Essen.

Podraza et al. (2005)

Podraza, Petra; Adrian, Ines; Benemann, Antje; Grunau, Thalia; Halle, Martin; Seuter, Susanne (2005): Ökologische Aspekte der Flussgebietsbewirtschaftung, in: Dietrich, Jörg; Schumann, Andreas (Hrsg.): Flussgebietsmanagement für die Werra, Gemeinsamer Abschlussbericht, Bochum et al., S. 9-82.

Podraza (2006)

Podraza, Petra (2006): Kriterien zur Ausweisung als „erheblich veränderter Wasserkörper“ – Erprobung an der Ruhr, in: Müller, Dieter; Schöl, Andreas; Bergfeld, Tanja; Strunck, Yvonne (Hrsg.): Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge, Stuttgart, S. 297-312.

Pöhler, Frank (2006)

Pöhler, Frank (2006): Erfahrungen mit dem aalschonenden Betriebsmanagement einer Wasserkraftanlage, in: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.): Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. Internationales DWA-Symposium zur Wasserwirtschaft, DWA-Themen, Hennef, S. 116-122.

Pott (1996)

Pott, Richard (1996): Biotoptypen. Schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen, Stuttgart.

Pottgiesser et al. (2009)

Pottgiesser, Tanja; Kail, Jochem, Mischke, Ute; Wolter, Christian; Rehfeld-Klein, Matthias; Köhler, Antje; Weyer, Klaus v. d. (2009): Das gute ökologische Potenzial von Wasserstraßen. Methodisches Vorgehen eines maßnahmenorientierten Ansatzes, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2. Jg., H. 9, S. 472-478.

Quaschnig (2007)

Quaschnig, Volker (2007): Regenerative Energiesysteme. Technologie – Berechnung – Simulation, 5. Auflage, München.

Quaschnig (2008)

Quaschnig, Volker (2008): Erneuerbare Energien und Klimaschutz. Hintergründe – Techniken – Anlagenplanung – Wirtschaftlichkeit, München.

Radler/Döring (2001)

Radler, Siegfried; Döring, Mathias (2001): Wasserkraftanlagen, in: Lecher, Kurt; Lühr, Hans-Peter; Zanke, Ulrich C. E. (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 8. Auflage, Berlin, S. 629-655.

Rahmeyer (1997)

Rahmeyer, Fritz (1997) Volkswirtschaftstheoretische Grundlagen der Umweltökonomie, in: Stengel, Martin; Wüstner, Kerstin (Hrsg.): Umweltökonomie. Eine interdisziplinäre Einführung, München, S. 35- 66.

Rahmeyer (2002)

Rahmeyer, Fritz (2002): Organisationsformen und Umweltabgaben im kommunalen Gewässerschutz, in: ZfU, 25. Jg., H. 3, S. 353 – 381.

Rau (2003)

Rau, Johannes (2003): Wasser ist Nahrungsmittel und Rohstoff, in: Erdmann, Karl-Heinz; Schell, Christiane (Hrsg.): Zukunftsfaktor Natur – Blickpunkt Wasser, Bonn/Bad Godesberg.

Rechenberg (2006)

Rechenberg, Jörg (2006): Anforderungen an den Schutz des Grundwassers, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasser-rahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 199-213.

Redeker (2005):

Redeker, Marq (2005): Wiederherstellung der Gewässerdurchgängigkeit für die Aquafauna an Talsperren. Was ist machbar? Was ist sinnvoll?, in: WasserWirtschaft, 95. Jg., H. 1/2, S. 35-40.

Rehbinder (1994)

Rehbinder, Eckard (1994): Übertragbare Emissionsrechte aus juristischer Sicht Teil III: Kompensationen und Umweltlizenzen (Zertifikate) außerhalb des Bereichs der Luftreinhaltung, in: Endres, Alfred; Rehbinder, Eckard; Schwarze, Reimund (Hrsg.): Umweltzertifikate und Kompensationslösungen aus ökonomischer und juristischer Sicht, Berlin, S. 216-255.

Reinhardt (2005)

Reinhardt, Michael (2005): Die „strategische“ Umweltprüfung im Wasserrecht, in: Natur und Recht, 27. Jg., H. 8, S. 499-504.

Reinhardt (2006a)

Reinhardt, Michael (2006a): Kostendeckungs- und Verursacherprinzip nach Art. 9 der EG-Wasserrahmenrichtlinie, in: Natur und Recht, 28. Jg., H. 12, S. 737-744.

Reinhardt (2006b)

Reinhardt, Michael (2006b): Die gesetzliche Förderung kleiner Wasserkraftanlagen und der Gewässerschutz, in: Natur und Recht, 28. Jg., H. 4., S. 205-214.

Reinhardt (2007a)

Reinhardt, Michael (2007a): Das Kostendeckungsprinzip nach der Wasserrahmenrichtlinie: Dritter Wasserwirtschaftlicher Gesprächskreis des Instituts für Deutsches und Europäisches Wasserwirtschaftsrecht der Universität Trier am 23.4.2007 in Berlin, in: ZfW, 46. Jg., H. 4, S. 223-230.

Reinhardt (2007b)

Reinhardt, Michael (2007b): EG-Wasserrahmenrichtlinie – Umsetzung und aktuelle Fragen, in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 54. Jg., H. 7, S. 714-720.

Reinhardt (2008a)

Reinhardt, Michael (2008a): Der neue europäische Hochwasserschutz, in: Natur und Recht, 30. Jg., H. 7, S. 468-473.

Reinhardt (2008b)

Reinhardt, Michael (2008b): Identität und Zukunft des Wasserrechts als Bestandteil eines Umweltgesetzbuches, in: ZUR, 19. Jg., H. 7/8, S. 352-357.

Reinhardt (2008c)

Reinhardt, Michael (2008c): Das Kostendeckungsprinzip in der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie und seine Umsetzung in deutsches Recht, in: gwf Wasser, Abwasser, 149. Jg., H. 1, S. 41-45.

Reinhardt (2009a)

Reinhardt, Michael (2009a): Wasserwirtschaftsrechtliche Entscheidungen unter naturschutzrechtlichem Einfluss, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2. Jg., H. 8, S. 431-435.

Reinhardt (2009b)

Reinhardt, Michael (2009b): Zum Verhältnis von Wasserrecht und Naturschutzrecht, in: Natur und Recht, 31. Jg., H. 8, S. 517-525.

Reinhardt (2011)

Reinhardt, Michael (2011): Neue wasserrechtliche Anforderungen an die Modernisierung von Wasserkraftanlagen, in: Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht, 30. Jg., H. 18., S. 1089-1094.

Reinhardt (2012)

Reinhardt, Michael (2012): Gewässerdurchgängigkeit und Schutz der Fischpopulationen an Bundeswasserstraßen. Zum Verhältnis von § 34 und § 35 Wasserhaushaltsgesetz bei Stauanlagen mit Wasserkraftnutzung, UBA-Texte 12/2012, Dessau-Roßlau.

Reiss/Opp (2004)

Reiss, Martin; Opp, Christian (2004): Ein Erfassungs- und Bewertungsverfahren der Gewässerstrukturgüte von Quellen und Quellbächen, in: Opp, Christian (Hrsg.): Wasserressourcen – Nutzung und Schutz. Beiträge zum Internationalen Jahr des Süßwassers 2003, Marburg, S. 155-189.

Ridder et al. (2005)

Ridder, D.; Mostert, E.; Wolters, H.A.; Cernesson, F.; Echavarren, J. M.; Enserink, B.; Kranz, Nicole; Maestu, J.; Maurel, P.; Otter, H.; Patel, M.; Schlussmeier, B.; Tabara, D.; Taillieu, T. (2005): Harmonising Collaborative Planning (HarmoniCOP). Gemeinsam lernen, um gemeinsam zu handeln – Die Verbesserung der Öffentlichkeitsbeteiligung in der Wasserwirtschaft, Osnabrück.

Rindler (2003)

Rindler, Natalie (2003): Die wirtschaftliche Analyse als Instrument einer nachhaltigen Bewirtschaftungsplanung, in: KA Abwasser, Abfall, 50. Jg., H. 2, S. 154-156.

RPA (2004)

Risk & Policy Analysts Ltd. (Hrsg.) (2004): CEA and Developing a Methodology for Assessing Disproportionate Costs, Norfolk.

RPA (2005)

Risk & Policy Analysts Ltd. (Hrsg.) (2005): Development of a Methodology to Determine the Cost-Effectiveness of Measures and Combinations of Measures for the Water Framework Directive (WFD), Executive Summary and Part A-D, o.O.

Rode (2008)

Rode, Michael (2008): Konzept der Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes komplexer Landschaften, in: Klauer, Bernd; Rode, Michael; Perty, Daniel (Hrsg.) (2008): Flussgebietsmanagement nach EG-Wasserrahmenrichtlinie, Marburg, S. 117-120.

Rode et al. (2008)

Rode, Michael; Franko, Udo; Shbaita, Haytham; Wenk, Gerald; Wagenschein, Dierk (2008): Analyse der Wirkungen von Maßnahmen, in: Klauer, Bernd; Rode, Michael; Perty, Daniel (Hrsg.) (2008): Flussgebietsmanagement nach EG-Wasserrahmenrichtlinie, Marburg, S. 203-226.

Rössert (1984)

Rössert, Robert (1984): Grundlagen der Wasserwirtschaft und Gewässerkunde, München/Wien.

Röckseisen (1998)

Röckseisen, Susana (1998): Kriterien zur Beurteilung der Leistungsfähigkeit umweltpolitischer Instrumente, in: Kotulla, Michael; Ristau, Herbert; Smeddinck, Ulrich (Hrsg.): Umweltrecht und Umweltpolitik, Heidelberg, S. 171-183.

Röttgen (2010)

Röttgen, Norbert (2010): Eine Klima- und Energiepolitik für heute und morgen, in: Energiewirtschaftliche Tagesfragen, 60. Jg., H. 7, S. 14-16.

Rogall (2008)

Rogall, Holger (2008): Ökologische Ökonomie. Eine Einführung, 2. Auflage, Wiesbaden.

Rogers/Bhatia/Huber (1998)

Rogers, Peter; Bhatia, Ramesh; Huber, Annette (1998): Water as a Social and Economic Good: How to Put the Principle into Practice, Global Water Partnership Technical Advisory Committee Background Papers No. 2, Stockholm.

Rogers/de Silva/Bhatia (2002)

Rogers, Peter; de Silva, Radhika; Bhatia, Ramesh (2002): Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability, in: Water Policy, 4. Jg., H. 1, S. 1-17.

Rolfe (2006)

Rolfe, John (2006): Theoretical Issues in Using Choice Modelling Data for Benefit Transfer, in: Rolfe, John; Bennett, Jeff (Hrsg.): Choice Modelling and the Transfer of Environmental Values, Cheltenham/Northampton, S. 28-53.

Rosenwinkel/Lorey (2009)

Rosenwinkel, Karl-Heinz; Lorey, Corinna (2009): Gewässerschutz in Deutschland. Viel erreicht? Viel zu tun?, in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 56. Jg., H. 6, S. 570-576.

Rowe (2001a)

Rowe, Gerard C. (2001a): Gerechtigkeit und Effizienz im Umweltrecht - Divergenz und Konvergenz, in: Gawel, Erik (Hrsg.): Effizienz im Umweltrecht. Grundsatzfragen einer wirtschaftlichen Umweltnutzung aus rechts-, wirtschafts- und sozialwissenschaftlicher Sicht, Baden-Baden, S. 303-337.

Rowe (2001b)

Rowe, Gerard C. (2001b): Das Verursacherprinzip als Aufteilungsprinzip im Umweltrecht. Juristische und ökonomische Überlegungen auf der Basis des Coase-Theorems, in: Gawel, Erik (Hrsg.): Effizienz im Umweltrecht. Grundsatzfragen einer wirtschaftlichen Umweltnutzung aus rechts-, wirtschafts- und sozialwissenschaftlicher Sicht, Baden-Baden, S. 397-425.

RPNO (2007)

Regionaler Planungsverband Niederlausitz-Oberschlesien (Hrsg.) (2007): Regionalplan Region Oberlausitz-Niederschlesien. Erste Gesamtfortschreibung gemäß § 6 Abs. 5 SächsLPlG, Bautzen.

Rudolph/Block (2001)

Rudolph, Karl-Ulrich; Block, Thomas (2001): Der Wasserektor in Deutschland – Methoden und Erfahrungen, Berlin et al.

Salje (2009)

Salje, Peter (2009): EEG. Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien. Kommentar, 5. Auflage, Köln/München.

Salje (2012)

Salje, Peter (2012): EEG. Gesetz für den Vorrang Erneuerbarer Energien. Kommentar, 6. Auflage, Köln/München.

Sander/Lersner (2001)

Sander, Eberhard; Lersner, Heinrich Freiherr von (2001): Wasserecht und Abfallrecht, in: Lecher, Kurt; Lühr, Hans-Peter; Zanke, Ulrich C. E. (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 8. Auflage, Berlin, S. 373-408.

Savenije/van der Zaag (2002)

Savenije, Hubert; van der Zaag, Pieter (2002): Water as an Economic Good and Demand Management. Paradigms with Pitfalls, in: Water International, 27. Jg., H. 1, S. 98-104.

Schiller et al. (2008)

Schiller, Johannes; Klauer, Bernd; Bräuer, Ingo; Petry, Daniel; Rode, Michael; Wagen-schein, Dierk (2008): Defizitanalyse, Zielbestimmung und Vorauswahl von Maßnah-men: Methodische Vorgehensweise, in: Klauer, Bernd; Rode, Michael; Perty, Daniel (Hrsg.): Flussgebietsmanagement nach EG-Wasserrahmenrichtlinie, Marburg, S. 77-98.

Schmelas (1991)

Schmelas, Matthias (1991): Die Wasserwirtschaft. Entwicklung und Organisation der Wasserwirtschaftsverwaltung in Baden-Württemberg beschrieben an Hand von Fluß-bauprojekten beim Wasserwirtschaftsamt Ellwangen, Diss. Konstanz.

Schmidt (2010)

Schmidt, Andreas (2010): Verkehrswasserbauliche Herausforderungen an Binnenwasser-straßen, in: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 3. Jg., H. 4, S. 189-194.

Schmutzer (2006)

Schmutzer, Sabrina (2006): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in die Kommu-nalabgabengesetze, in: Deutsches Verwaltungsblatt, Bd. 124, H. 4, S. 228-235.

Scholten/Landwüst (2012)

Scholten, Matthias; Landwüst, Christian von (2012): Monitoring, Funktionskontrollen und Qualitätssicherung – drei Seiten einer Medaille, in: Bundesanstalt für Gewässer-kunde/Bundesanstalt für Wasserbau (Hrsg.): Kolloquiumsreihe Herstellung der öko-logischen Durchgängigkeit der Bundeswasserstraßen, 2. Kolloquium: Monitoring, Funktionskontrollen und Qualitätssicherung an Fischaufstiegsanlagen, 07./08. Juni 2011 in Koblenz, Koblenz, S. 34-44.

Schulz/Schulz (1991)

Schulz, Werner; Schulz, Erika (1991): Zur umweltpolitischen Relevanz von Nutzen-Kosten-Analysen in der Bundesrepublik Deutschland, in: ZfU, 14. Jg., H. 3, S. 299-337.

Schulz et al. (2001)

Schulz, Werner F.; Burschel, Carlo; Weigert, Martin M.; Liedtke, Christa; Bohnet-Joschko, Sabine; Kreeb, Martin; Losen, Dirk; Geßner, Christian; Diffenhard, Volker; Maniura, Anja (Hrsg.) (2001): Lexikon Nachhaltiges Wirtschaften, München/Wien.

Schulz (2004)

Schulz, Werner F. (2004): Externe Umweltkosten aus Unternehmenssicht, in: Fritsch, Michael (Hrsg.): Marktdynamik und Innovation. Gedächtnisschrift für Hans-Jürgen Ewers, Berlin, S. 301-321.

Schumann et al. (2005a)

Schumann, Dietrich, Jörg; Engels, Ralf; Suslova, Anna; Patzke, Simone; Pahlow, Markus (2005a): Wasser- und Stoffhaushaltsmodellierung, in: Dietrich, Jörg; Schumann, Andreas (Hrsg.): Flussgebietsmanagement für die Werra, Gemeinsamer Abschlussbericht, Bochum et al., S. 83-108.

Schumann/Dietrich/Lotov (2005)

Schumann, Andreas; Dietrich, Jörg; Lotov, Alexander (2005): Entscheidungsunterstützung, in: Dietrich, Jörg; Schumann, Andreas (Hrsg.): Flussgebietsmanagement für die Werra, Gemeinsamer Abschlussbericht, Bochum et al., S. 191-210.

Schumann/Meyer/Ströbele (2007)

Schumann, Jochen; Meyer, Ulrich; Ströbele, Wolfgang (2007): Grundzüge der mikroökonomischen Theorie, 8. Auflage, Berlin/Heidelberg.

Schumann et al. (2005)

Schumann, Andreas; Adrian, Ines; Benemann, Antje; Grunau, Thalia; Halle, Martin; Podraza, Petra; Seuter, Susanne; Dietrich, Jörg; Engels, Ralf; Suslova, Anna; Patzke, Simone; Pahlow, Markus; Funke, Makus; Borchardt, Dietrich; Dehnhardt, Alexandra; Hirschfeld, Jesko; Petschow, Ulrich; Nischwitz, Guido; Drünkler, Daniel; Ebell, Andreas; Becker, Antje; Michels, Ingo; McCurdy, Erik; Düwel, Harry; Müller, Reinhold;

Timmermann, Rolf; Lotov, Alexander (2005): Exemplarischer Flussgebietsbewirtschaftungsplan, in: Dietrich, Jörg; Schumann, Andreas (Hrsg.): Flussgebietsmanagement für die Werra, Gemeinsamer Abschlussbericht, Bochum et al., S. 211-366.

Schweppe-Kraft (1998)

Schweppe-Kraft, Burkhard (1998): Monetäre Bewertung von Biotopen, Bonn/Bad Godesberg.

Schwevers (1998)

Schwevers, Ulrich (1998): Die Biologie der Fischabwanderung, Solingen.

Schwevers (2006)

Schwevers, Ulrich (2006): Allgemeine Anforderungen an Fischaufstiegsanlagen, in: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.): Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. Internationales DWA-Symposium zur Wasserwirtschaft, DWA-Themen, Hennef, S. 24-30.

Seeliger/Wrede (2009)

Seeliger, Per; Wrede, Sabine (2009): Zum neuen Wasserhaushaltsgesetz, in: Natur und Recht, 31. Jg., S. 679-686.

Seidel/Rechenberg (2004)

Seidel, Wolfgang; Rechenberg, Jörg (2004): Rechtliche Aspekte des integrativen Gewässermanagement in Deutschland, in: ZUR, 15. Jg., H. 4, S. 213-221.

Seifert (2008)

Seifert, Kurt (2008): Masterplan Durchgängigkeit. Teilprojekt 1. Durchgängigkeit der bayerischen Donau, I. Bericht, Pähl.

Seuser (2014)

Seuser, Anna Alexandra (2014): Die Entscheidung des EuGH zu Wasserdienstleistungen, in: Natur und Recht, 36. Jg, H. 12, S. 847-850.

Shortle/Horan (2008)

Shortle, James S.; Horan, Richard D. (2008): The Economics of Water Quality Trading, in: International Review of Environmental and Resource Economics, Bd. 2, H. 2, S. 101-133.

Sigel (2007)

Sigel, Katja (2007): Umweltprobleme und Unsicherheit. Eine konzeptionelle und empirische Analyse am Beispiel der EG-Wasserrahmenrichtlinie, Marburg.

Solf (2004)

Solf, Sandra (2004): 3. Speyerer Forum zum Umweltgesetzbuch vom 15. bis 16.9.2003. Ansätze zur Kodifikation des Umweltrechts in der Europäischen Union – Die Wasserrahmenrichtlinie und ihre Umsetzung in nationales Recht, in: Zeitschrift für Wasserrecht, 43. Jg., H. 2, S. 80-84.

Solf (2006)

Solf, Sandra (2006): Europäisches Flussgebietsmanagement und deutsche Wasserwirtschaftsverwaltung. Zur rechtlichen Umsetzung des Art. 3 Wasserrahmenrichtlinie, Berlin.

Sommer (2006)

Sommer, Monika (2006): Strukturdefizite staugeregelter Flüsse – Möglichkeiten der ökologischen Aufwertung, in: Müller, Dieter; Schöl, Andreas; Bergfeld, Tanja; Strunck, Yvonne (Hrsg.): Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge, Stuttgart, S. 45-58.

Sommerhäuser/Timm (1999)

Sommerhäuser, Mario; Timm, Tobias (1999): Limnologische Leitbilder zur regionalen Gewässertypologie, in: Zumbroich, Thomas; Müller, Andreas; Friedrich, Günther (Hrsg.): Strukturgröße von Fließgewässern. Grundlagen und Kartierung, Berlin et al., S. 73-94.

Sommerhäuser (2006)

Sommerhäuser, Mario (2006): Typisierung und Referenzbedingungen, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 157-173.

Sommerwerk (2006)

Sommerwerk, Nike (2006): Erholung und Tourismus, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 321-341.

Spieth/Appel (2009)

Spieth, Wolf F.; Appel, Markus (2009): Genehmigungsprojekte unter dem Damoklesschwert der FFH-Abweichungsprüfung. Praxisanforderungen an die Interessenabwägung, Alternativenprüfung und Kohärenzsicherung, in: *Natur und Recht*, 31. Jg., H. 10, S. 669-678.

Ssymank (2008)

Ssymank, Axel (2008): Fachliche Aspekte der Umsetzung von Natura 2000 in Deutschland, in: *EurUP*, 6. Jg, H. 4, S. 158-164.

Städtler (2005)

Städtler, Eberhard (2005): Erfahrungen. Die Sieg (Nordrhein-Westfalen) – Entwicklungsmaßnahmen an einem Mittelgebirgsfluss, in: Jüring, Peter; Patt, Heinz (Hrsg.): *Fließgewässer- und Auenentwicklung. Grundlagen und Erfahrungen*, Berlin/Heidelberg, S. 366-377.

Staffel-Schierhoff (2001)

Staffel-Schierhoff, Ulrike (2001): Schadstoffgruppenorientierte Aktionskonzepte am Beispiel der Nährstoffreduzierung, in: Rudolph, Karl-Ulrich; Block, Thomas (Hrsg.): *Der Wassersektor in Deutschland – Methoden und Erfahrungen*, Berlin et al, S. 91-100.

Staffel-Schierhoff/Albrecht (2001)

Staffel-Schierhoff, Ulrike; Albrecht, Detlef R. (2001): Integrierte Bewirtschaftung eines Flussgebietes am Beispiel der Ruhr, in: Rudolph, Karl-Ulrich; Block, Thomas: *Der Wassersektor in Deutschland – Methoden und Erfahrungen*, Berlin et al., S. 116-126.

Staiß (2007)

Staiß, Frithjof (2007): *Jahrbuch Erneuerbare Energien*, Radebeul.

Stamm (2006)

Stamm, Jürgen (2006): Flussstaustufen – Betrachtungen aus der Sicht des Verkehrswasserbaus, in: Müller, Dieter; Schöl, Andreas; Bergfeld, Tanja; Strunck, Yvonne (Hrsg.): *Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge*, Stuttgart, S. 1-18.

Starck (2007)

Starck, Christian (2007): Einführung, in: Starck, Christian (Hrsg.): Föderalismusreform, München, S. 1-7.

Statistisches Bundesamt (2008)

Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2008): Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Indikatorenbericht 2008, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (2012)

Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2012): Statistisches Jahrbuch Deutschland und Internationales 2012, Wiesbaden.

Steinberg et al. (2001)

Steinberg, Christian; Behrendt, Horst; Hupfer, Michael; Kasprzak, Peter; Brüggemann, Rainer (2001): Gewässerökologie, in: Lecher, Kurt; Lühr, Hans-Peter; Zanke, Ulrich C. E. (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 8. Auflage, Berlin, S. 99-151.

Steinberg et al. (2002)

Steinberg, Christian; Weigert, Bodo; Möller, Klaus; Jekel, Martin (2002): Nachhaltige Wasserwirtschaft. Entwicklung eines Bewertungs- und Prüfsystems, Berlin.

Stemplewski et al. (2008)

Stemplewski, Jochen; Nafu, Issa I.; Lange, Christoph; Krull, Devid; Palm, Natalie; Wermter, Paul (2008): Integrative socio-economic planning of measures in the context of the water framework directive. In: Water and Environmental Journal; Bd. 22, H. 4, S. 250-257.

Stiller/Teubel (1997)

Stiller, Silvia; Teubel, Ulf (1997): Bewertung von öffentlichen Gütern in der Kosten-Nutzen-Analyse, in: Das Wirtschaftsstudium, 26. Jg., H. 6, S. 538-541.

StMUG Bayern (2009)

Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit (Hrsg.) (2009): Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil an der Flussgebietseinheit Donau, München.

Stratenwerth (2006)

Stratenwerth, Thomas (2006): Bewirtschaftung nationaler und internationaler Flussgebiete, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 59-79.

Ströbele (2005)

Ströbele, Wolfgang (2005): Klimapolitik: Kyoto-Protokoll und Emissionshandel für CO₂-Zertifikate, in: Perspektiven der Wirtschaftspolitik, 6. Jg., H. 3, S. 325-346.

Strohmeier (1998)

Strohmeier, Philipp (1998): Analyse der biologischen Durchgängigkeit des oberfränkischen Mains und seiner wichtigsten Nebenflüsse, Diss. Kassel.

Stuchtey, Bettina (2002)

Stuchtey, Bettina (2002): Wettbewerb auf dem Markt für leitungsgebundene Trinkwasserversorgung. Möglichkeiten und Grenzen, Baden-Baden.

Thiel/Magath (2011)

Thiel, Ralf; Magath, Victoria (2011): Populationsdynamik der diadromen Fischarten. Atlantischer Lachs, Meerforelle, Meerneunauge, Flussneunauge und Europäischer Aal. Endbericht, UBA-Texte 76/2011, Dessau-Roßlau.

Thiele/Wronka (2001)

Thiele, Holger D.; Wronka, Tobias C. (2001): Umweltgüter und ihre Bewertung: Möglichkeiten und Grenzen des Benefit Transfers, Working Paper EWP 0106, Department of Food Economics and Consumption Studies, University of Kiel.

Travade/Larinier (2006)

Travade, Francois; Larinier, Michel (2006): French Experience In Downstream Migration devices, in: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.): Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. Internationales DWA-Symposium zur Wasserwirtschaft, DWA-Themen, Hennef, S. 91-99.

Tränckner/Krebs (2006)

Tränckner, Jens; Krebs, Peter (2006): Kosteneffiziente Entwicklung und Optimierung urbaner Abwassersysteme zur Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie, in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, 53. Jg., H. 11, S. 1110-1113.

Turner (2007)

Turner, R. Kerry (2007): Limits to CBA in UK and European environmental policy: retrospects and future prospects, in: *Environmental and Resource Economics*, 37. Jg., S. 253-269.

Turnpenny/Clough (2006)

Turnpenny, Andrew W. H.; Clough, Stuart C. (2006): Physiological abilities of migrating fish, in: *Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (Hrsg.): Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. Internationales DWA-Symposium zur Wasserwirtschaft, DWA-Themen, Hennef, S. 12-23.*

UBA (1999)

Umweltbundesamt (Hrsg.) (1999): *Betriebliche Umweltauswirkungen – Ihre Erfassung und Bewertung im Rahmen des Umweltmanagements*, Berlin.

UBA (2002)

Umweltbundesamt (Hrsg.) (2002): *Nachhaltige Entwicklung in Deutschland. Die Zukunft dauerhaft umweltgerecht gestalten*, Berlin.

UBA (2003)

Umweltbundesamt (Hrsg.) (2003): *Leitfaden Betriebliches Umweltkostenmanagement*, Berlin.

UBA (2007a)

Umweltbundesamt (Hrsg.) (2007a): *Ökonomische Bewertung von Umweltschäden. Methodenkonvention zur Schätzung externer Kosten*, Dessau-Roßlau.

UBA (2007b)

Umweltbundesamt (Hrsg.) (2007b): *Externe Kosten kennen – Umwelt besser schützen. Die Methodenkonvention zur Schätzung externer Kosten am Beispiel Energie und Verkehr*, Dessau-Roßlau.

UBA (2008)

Umweltbundesamt (Hrsg.) (2008): *Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2007*, Dessau-Roßlau.

UBA (2009a)

Umweltbundesamt (Hrsg.) (2009a): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2007, Dessau-Roßlau.

UBA (2009b)

Umweltbundesamt (Hrsg.) (2009b): Daten zum Verkehr. Ausgabe 2009, Dessau-Roßlau.

UBA (2009c)

Umweltbundesamt (Hrsg.) (2009c): Konzeption des Umweltbundesamtes zur Klimapolitik. Notwendige Weichenstellungen 2009, Dessau-Roßlau.

UBA (2010a)

Umweltbundesamt (Hrsg.) (2010a): Energieziel 2050: 100% Strom aus erneuerbaren Quellen, Dessau-Roßlau.

UBA (2010b)

Umweltbundesamt (Hrsg.) (2010b): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2010. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990-2008, Dessau-Roßlau.

Uhlendahl (2008)

Uhlendahl, Thomas Chr. (2008): Partizipative Gewässerbewirtschaftung auf lokaler Ebene im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie, Diss. Freiburg.

Uhle (2007)

Uhle, Arndt (2007): Art. 72 GG [Konkurrierende Gesetzgebung], in: Kluth, Winfried (Hrsg.): Föderalismusreformgesetz. Einführung und Kommentierung, Baden-Baden, S. 110-156.

UNCED (1992)

United Nations Conference on Environment and Development (1992): Rio Declaration on Environment and Development, Rio de Janeiro.

United Nations (1987)

United Nations (Hrsg.) (1987): Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future, o. O.

Unnerstall (2005)

Unnerstall, Herwig (2005): Verursachergerechte Kostendeckung für Wasserdienstleistungen – Die Anforderungen des Art. 9 WRRL und ihre Umsetzung, UFZ-Diskussionspapier 6/2005, Leipzig.

Unnerstall (2006a)

Unnerstall, Herwig (2006a): Die Kostendeckung für Wasserdienstleistungen als neues Instrument der Europäischen Umweltpolitik – Einordnung, Gehalt und Umsetzung, in: ZfU, 29. Jg., H. 4, S. 449-480.

Unnerstall (2006b)

Unnerstall, Herwig (2006b): Das Prinzip der Kostendeckung in der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Entstehung und Gehalt, in EurUP, 4. Jg., H. 1, S. 29-36.

Unnerstall (2007a)

Unnerstall, Herwig (2007a): The Principle of Full Cost Recovery in the EU-Water Framework Directive – Genesis and Content, in: Journal of Environment Law, Bd. 19, H. 1, S. 29-42.

Unnerstall (2007b)

Unnerstall, Herwig (2007b): Anforderungen an die Kostendeckung im Abwassersektor nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie, in: Zeitschrift für Wasserrecht, 46. Jg., H. 3, S. 129-140.

Unnerstall/Scheidt (2008)

Unnerstall, Herwig; Scheidt, Daniela (2008): Instrumente zur Reduktion diffuser Nährstoffeinträge und deren Wirksamkeiten, in: Klauer, Bernd; Rode, Michael; Perty, Daniel (Hrsg.): Flussgebietsmanagement nach EG-Wasserrahmenrichtlinie, Marburg, S. 227-256.

Unnerstall (2009)

Unnerstall, Herwig (2009): Kostendeckung für Wasserdienstleistungen nach Art. 9 EG-Wasserrahmenrichtlinie, in ZUR, 20. Jg., H. 5, S. 234-242.

U.S. EPA (2007)

United States Environmental Protection Agency (Hrsg.) (2007): Water Quality Trading Toolkit for Permit Writers, Washington D.C.

VandenBerg/Poe/Powell (2001)

VandenBerg, Timothy P.; Poe, Gregory L.; Powell, John R. (2001): Assessing the Accuracy of Benefit Transfers: Evidence From a Multi-Site Contingent Valuation of Ground Water Quality, in: Bergstrom, John C.; Boyle, Kevin J.; Poe, Gregory L. (Hrsg.): The Economic Value of Water Quality, Cheltenham/Northampton, S. 100-120.

Vannote et al. (1980)

Vannote, Robin L.; Minshall, G. Wayne; Cummins, Kenneth W.; Sedell, James R.; Cushing, Colbert E. (1980): The River Continuum Concept, in: Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Bd. 37, H. 1, S. 131-137.

VGB PowerTech (2013)

VGB PowerTech (Hrsg.) (2013): Vergleich von Richtlinien und Leitfäden für Fischaufstiegsanlagen und für die Durchgängigkeit von Restwasserstrecken, Bericht der Expertengruppe VGB-FA Wasserkraftanlagen, September 2013, Essen.

VDG (2004)

Vereinigung Deutscher Gewässerschutz e. V. (Hrsg.) (2004): Naturstoff Wasser, 13. Auflage, Bonn.

Veser (2009)

Veser, Alexander (2009): Kostendeckung der Wasserdienstleistungen, in: DWA-Landesverband Bayern (Hrsg.): Tagungsband zur Landesverbandstagung und Bundestagung 2009 in Augsburg, S. 169-178.

Vogt (2006)

Vogt, Klaus (2006): Durchführung der Bestandsaufnahme – Hürden und Erfahrungen, in: Rumm, Peter; Keitz, Stephan von; Schmalholz, Michael (Hrsg.): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie, 2. Auflage, Berlin, S. 507-521.

Wackerbauer (2007)

Wackerbauer, Johann (2007): Struktur und Entwicklungsperspektiven der deutschen Wasserwirtschaft, in: ifo Schnelldienst, 60. Jg., H. 1, S. 14-25.

Wagemaker (2004)

Wagemaker, Fred (2004): Environmental and Resource Costs and their link to Impress, in: Brouwer, Roy; Strosser, Pierre (Hrsg.): Environmental and Resource costs and the

Water Framework Directive. An overview of European practices, RIZA Working Paper 2004.112x, Amsterdam, S. 43-46.

Wagenschein/Rode (2008)

Wagenschein, Dierk; Rode, Michael (2008): Fließgewässermodellierung und gewässerinterne Nährstoffretention, in: Klauer, Bernd; Rode, Michael; Perty, Daniel (Hrsg.): Flussgebietsmanagement nach EG-Wasserrahmenrichtlinie, Marburg, S. 167-174.

Wagner (2000)

Wagner, Ralf (2000): Monetäre Umweltbewertung mit der Contingent Valuation Methode, Diss. Frankfurt am Main.

Wagner/Rindelhardt (2007)

Wagner, Eberhard; Rindelhardt, Udo (2007): Stromgewinnung aus regenerativer Wasserkraft in Deutschland – Überblick, in: ew - das Magazin für die Energiewirtschaft, Jg. 106, H. 25-26, S. 52-57.

Wagner/Rindelhardt (2008)

Wagner, Eberhard; Rindelhardt, Udo (2008): Stromgewinnung aus regenerativer Wasserkraft in Deutschland – Potenzialanalyse, in: ew - das Magazin für die Energiewirtschaft, Jg. 107, H. 1-2, S. 78-81.

WB BMWA (2004)

Wissenschaftlicher Beirat beim Bundesministerium für Wirtschaft und Arbeit (2004): Zur Förderung erneuerbarer Energien, in: ZUR, 15. Jg., Sonderheft 2004, S. 400-404.

WBGU (1998)

Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen (Hrsg.) (1998): Welt im Wandel. Wege zu einem nachhaltigen Umgang mit Süßwasser, Berlin et al.

Weber/Klaus (2003)

Weber, Barbara; Klaus, Dieter (2003): Die Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Hessen, in: WasserWirtschaft, 93. Jg., H. 7/8, S. 14-15.

Weimann (1999)

Weimann, Joachim (1999): Die Methodik der Umweltökonomik, in: Beckenbach, Frank et al. (Hrsg.): Jahrbuch Ökologische Ökonomik, Band 1, Marburg, S. 17-51.

Wende (2004)

Wende, Wolfgang (2004): Umweltverträglichkeitsprüfung, in: Köppel, Johann; Peters, Wolfgang; Wende, Wolfgang (Hrsg.): Eingriffsregelung, Umweltverträglichkeitsprüfung, FFH-Verträglichkeitsprüfung, Stuttgart, S.171-297.

Wenzel (2009)

Wenzel, Bernd (2009): Nutzen durch erneuerbare Energien im Jahr 2008. Vermiedene fossile Energieimporte und externe Kosten, Berlin.

Wicke (1993)

Wicke, Lutz (1993): Umweltökonomie – Eine praxisorientierte Einführung, 4. Auflage München.

Wicke et al. (1992)

Wicke, Lutz; Haasis, Hans-Dietrich; Schafhausen, Franzjosef; Schulz, Werner (1992): Betriebliche Umweltökonomie. Eine praxisorientierte Einführung, München.

Widmoser, Peter (2001)

Widmoser, Peter (2001): Be- und Entwässerung, in: Lecher, Kurt; Lühr, Hans-Peter; Zanke, Ulrich C. E. (Hrsg.): Taschenbuch der Wasserwirtschaft, 8. Auflage, Berlin, S. 481-572.

Wieprecht (2006)

Wieprecht, Silke (2006): Morphologische Grundlagen, in: Müller, Dieter; Schöl, Andreas; Bergfeld, Tanja; Strunck, Yvonne (Hrsg.): Staugeregelte Flüsse in Deutschland. Wasserwirtschaftliche und ökologische Zusammenhänge, Stuttgart, S. 35-44.

Wildenhahn (2003)

Wildenhahn, Eberhard (2003): Praxis der Öffentlichkeitsbeteiligung in Deutschland – Vergleich mit den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie, in: WasserWirtschaft, 93. Jg. H. 7/8, S. 80-82.

Winter (2009)

Winter, Horst (2009): Binnenschiffahrt 2008, in: Statistisches Bundesamt (Hrsg.): Wirtschaft und Statistik 7/2009, Wiesbaden, S. 687-696.

Woerdman/Couwenberg/Nentjes (2009)

Woerdman, Edwin; Couwenberg, O.; Nentjes, A. (2009): Energy prices and emissions trading: windfall profits from grandfathering?, in: *European Journal of Law and Economics*, Bd. 28, H. 2, S. 185-202.

Wolf (2005)

Wolf, Rainer (2005): Die Berücksichtigung der wirtschaftlichen und sozialen Belange bei der Umsetzung des FFH-Rechts, in: *ZUR*, 16. Jg., H. 10, S. 449-458.

WWF/EEB (2006)

World Wide Fund for Nature and European Environmental Bureau (Hrsg.) (2006): *EU Water Policy: Making economics work for the environment. Survey of the economic elements of the Article 5 report of the EU Water Framework Directive*, Brüssel.

Wyer (2002)

Wyer, Hans (2002): *Die Nutzung der Wasserkraft im Alpenraum. Rechtliche Grundlagen und Perspektiven*, Zürich/Basel/Genf.

Zabel (2009)

Zabel, Hans-Ulrich (2009): Nutzungsoption Elbeausbau – Beitrag zur Nachhaltigkeit?, in: *UmweltWirtschaftsForum*, 17. Jg., S. 257-263.

Zelewski/Saur (2009)

Zelewski, Stephan; Saur, Alexandra (2009): Vermeidung von Leerfahrten für Eisenbahnverkehrsunternehmen durch intelligente Nachfragebündelung, MAEKAS-Projektbericht Nr. 8, Essen.

Zerbe/Bellas (2006)

Zerbe, Richard O.; Bellas, Allen S. (2006): *A Primer for Benefit-Cost Analysis*, Cheltenham/Northampton.

Zilkens (2007)

Zilkens, Franz (2007): Ein frischer Blick auf die Wasserrahmenrichtlinie: zum Stand ihrer Umsetzung, in *Agrar- und Umweltrecht*, 37. Jg., H. 2, S. 33-42.

Zumbroich (2003)

Zumbroich, Thomas (2003): Die EU-Wasserrahmenrichtlinie als Ergebnis des Bewusstseinswandels im Gewässerschutz, in: Erdmann, Karl-Heinz; Schell, Christiane (Hrsg.): Zukunftsfaktor Natur – Blickpunkt Wasser, Bonn/Bad Godesberg.

Gesetze und Richtlinien und Verordnungen

AEUV – Konsolidierte Fassung über die Arbeitsweise der Europäischen Union (2012), Abl. C 326/47 (ehemals EGV).

BHO – Bundeshaushaltsordnung vom 19. August 1969 (BGBl. I S. 1284), zuletzt geändert durch Artikel 2 des Gesetzes vom 15. Juli 2013 (BGBl. I S. 2395).

BImSchG – Bundes-Immissionsschutzgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 17. Mai 2013 (BGBl. I S. 1274), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 2. Juli 2013 (BGBl. I S. 1943).

BNatSchG – Bundesnaturschutzgesetz vom 29. Juli 2009 (BGBl. I S. 2542), zuletzt geändert durch Artikel 4 Absatz 100 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154).

EEG 2009/2012 – Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 25. Oktober 2008 (BGBl. I S. 2074), zuletzt geändert durch Artikel 2 Absatz 69 des Gesetzes vom 22. Dezember 2011 (BGBl. I S. 3044).

EEG 2014 – Erneuerbare-Energien-Gesetz vom 21. Juli 2014 (BGBl. I S. 1066).

EnWG – Energiewirtschaftsgesetz vom 7. Juli 2005 (BGBl. I S. 1970, 3621), zuletzt geändert durch Artikel 6 des Gesetzes vom 21. Juli 2014 (BGBl. I S. 1066).

FFH-RL – Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen, ABl. L 206.

GG – Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland vom 23.05.1949 (BGBl. I S. 1), zuletzt geändert durch Gesetz vom 11.07.2012 (BGBl. I S. 1478).

HFO – Verordnung über die gute fachliche Praxis in der Fischerei und den Schutz der Fische (Hessische Fischereiverordnung – HFO)* vom 17. Dezember 2008, Gesetz- und Verordnungsblatt für das Land Hessen, Teil I Nr. 25, S. 1072f.

- HGrG – Haushaltsgrundsätzegesetz vom 19. August 1969 (BGBl. I S. 1273), zuletzt geändert durch Artikel 1 des Gesetzes vom 15. Juli 2013 (BGBl. I S. 2398).
- HWRL - Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2007 über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken, Abl. L 288/27.
- IVU-RL – Richtlinie 2008/1/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 15. Januar 2008 über die integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung, Abl. L24/8.
- LFischG NRW – Fischereigesetz für das Land Nordrhein-Westfalen (Landesfischereigesetz - LFischG) in der Fassung der Bekanntmachung vom 22. Juni 1994.
- OGewV – Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung - OGewV) vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429).
- Richtlinie 75/440/EWG des Rates vom 16. Juni 1975 über die Qualitätsanforderungen an Oberflächenwasser für die Trinkwassergewinnung in den Mitgliedstaaten, Abl. L 194.
- Richtlinie 76/160/EWG des Rates vom 8. Dezember 1975 über die Qualität der Badegewässer, Abl. L 31.
- Richtlinie des Rates 76/464/EWG vom 4. Mai 1976 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft, ABl. L 129.
- Richtlinie des Rates 78/659/EWG vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten, ABl. L 222.
- Richtlinie 79/923/EWG des Rates vom 30. Oktober 1979 über die Qualitätsanforderungen an Muscheltgewässer, ABl L 281/47.
- Richtlinie 91/271/EWG des Rates vom 21. Mai 1991 über die Behandlung von kommunalem Abwasser, ABl. L 135.
- RES-E-RL – Richtlinie 2001/77/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 27. September 2001 zur Förderung der Stromerzeugung aus erneuerbaren Energiequellen im Elektrizitätsbinnenmarkt, ABl. L 283.
- EE-RL – Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur

Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG, Abl. L 140.

USchadG – Umweltschadengesetz vom 10. Mai 2007 (BGBl. I S. 666), zuletzt geändert durch Artikel 4 des Gesetzes vom 23. Juli 2013 (BGBl. I S. 2565).

UVPG – Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung der Bekanntmachung vom 24. Februar 2010 (BGBl. I S. 94), zuletzt geändert durch Artikel 10 des Gesetzes vom 25. Juli 2013 (BGBl. I S. 2749).

UVP-RL – Richtlinie 2011/92/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Dezember 2011 über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten, Abl. L26/1.

VwVfG – Verwaltungsverfahrensgesetz in der Fassung der Bekanntmachung vom 23. Januar 2003 (BGBl. I S. 102), zuletzt geändert durch Artikel 3 des Gesetzes vom 25. Juli 2013 (BGBl. I S. 2749).

WaStrG – Bundeswasserstraßengesetz vom 2. April 1968 (BGBl. 1968 II S. 173), zuletzt geändert durch Artikel 4 Absatz 125 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154).

WHG – Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt geändert durch Artikel 4 Absatz 76 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154).

WHG a. F. – Siebtes Gesetz zur Änderung des Wasserhaushaltsgesetzes vom 18.06.2002, BGBl. I S. 1914f.

WRRL – 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, Abl. L327/1.

Eidesstattliche Erklärung

Ich versichere an Eides statt durch meine Unterschrift, dass ich diese Dissertation selbständig und ohne fremde Hilfe angefertigt und alle Stellen, die ich wörtlich oder annähernd wörtlich aus Veröffentlichungen entnommen habe, als solche kenntlich gemacht habe, mich auch keiner anderen als der angegebenen Literatur oder sonstiger Hilfsmittel bedient habe. Die Arbeit hat in dieser oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegen.

Essen, 01.09.2014

Devid Krull