

Harry Schindler

**Institutionelle Friktionen von
Umweltlenkungsabgaben**
Anwendungsvoraussetzungen und
Restriktionen im Abwassersektor

Institutionelle Friktionen von Umweltlenkungsabgaben
Anwendungsvoraussetzungen und Restriktionen im Abwassersektor

Von der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät
der Universität Leipzig

genehmigte

DISSERTATION

zur Erlangung des akademischen Grades

Doctor rerum politicarum

Dr. rer. pol.

vorgelegt

von Harry Schindler, M.A. (Magister Artium)
geboren am 28.05.1983 in Cottbus

Gutachter:

Prof. Dr. Erik Gawel
Prof. Dr.-Ing. Robert Holländer

Tag der Verleihung: 23.10.2019

Bibliographische Beschreibung

Verfasser: Harry Schindler

Titel: Institutionelle Friktionen von Umweltlenkungsabgaben
Anwendungsvoraussetzungen und Restriktionen im Abwassersektor

Universität Leipzig, Dissertation

500 Seiten, 748 Literaturangaben, 47 Abbildungen, 7 Tabellen

Kurzreferat

Die Abwasserabgabe bietet das Potenzial, maßgeblich zum Ziel einer effizienten Bewirtschaftung von Gewässerressourcen beizutragen, das in Art. 9 der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie verankert ist. In ihrer gegenwärtigen Form wird die Abgabe diesem Auftrag nur sehr begrenzt gerecht. Die vorliegende Arbeit untersucht auf Grundlage der institutionenökonomischen Theorie, wie eine effizientere und ökologisch effektivere Abgabenlenkung unter den Bedingungen Unsicherheit, asymmetrische Information, Transaktionskosten sowie zusätzliche politische und rechtliche Restriktionen gelingen kann. Im Vordergrund stehen dabei die für den Abwassersektor spezifischen Herausforderungen 1) stochastische Emissionsvorgänge, 2) räumlich variierende Emissionseffekte, 3) Indirekteinleitungen und 4) Kostenwiderstände der Abgabepflichtigen. Die deutsche Abwasserabgabe dient dabei als Fallstudie, in der die theoretischen Ergebnisse auf eine konkrete institutionelle Umwelt angewendet werden.

Übersicht

1.	Einleitung	1
1.1	Problemstellung und Erkenntnisinteresse	1
1.2	Methodik.....	5
1.3	Gliederung.....	26
2	Abgaben als umweltpolitisches Instrument	29
2.1	Einleitung	29
2.2	Umweltprobleme aus umwelt- und institutionenökonomischer Sicht.....	30
2.3	Abgaben als umweltpolitisches Instrument	34
2.4	Formen.....	35
2.5	Wirkungsweise.....	39
3	Ökonomische Voraussetzungen und Restriktionen für Umweltlenkungsabgaben im Gewässerschutz.....	43
3.1	Einleitung	43
3.2	Grundmodell einer Umweltlenkungsabgabe: Elemente und Annahmen	44
3.3	Anwendungsbedingungen der Abgabenlenkung.....	53
3.4	Restriktionen der Abgabenlenkung im Abwassersektor.....	71
3.5	Zusammenfassung	96
4	Rechtfertigung des Abgabeneingriffs unter Restriktionen.....	101
4.1	Einleitung	101
4.2	Ökonomische Rechtfertigung von Umweltabgaben.....	101
4.3	Juristische Rechtfertigung von Umweltabgaben	147
4.4	Ökonomische und juristische Rechtfertigungsmuster im Vergleich	161

5	Gestaltung von Lenkungsabgaben im Abwassersektor	169
5.1	Spitzenlastproblematik	172
5.2	Räumliche und zeitliche Variation der Knappheit.....	207
5.3	Indirekteinleiter.....	255
5.4	Kostenwiderstände.....	276
6	Instrumenten-Mix	311
6.1	Einleitung	311
6.2	Begründungsmuster und Potenziale instrumenteller Mischlösungen	313
6.3	Abgaben und Auflagen	315
6.4	Abgaben und Entgelte.....	325
6.5	Abgaben und Subventionen	328
6.6	Zusammenfassung	331
7	Implikationen für die Gestaltung der Abwasserabgabe in Deutschland	335
7.1	Einleitung	335
7.2	Spitzenlasten.....	340
7.3	Räumliche Differenzierung.....	368
7.4	Indirekteinleiter.....	388
7.5	Kostenwiderstände.....	414
7.6	Ausblick.....	422
8	Zusammenfassung	427
	Literaturverzeichnis	447

Inhalt

1.	Einleitung	1
1.1	Problemstellung und Erkenntnisinteresse	1
1.2	Methodik.....	5
1.2.1	Neue Institutionenökonomik.....	5
1.2.2	Institutionenökonomische Analyse von Umweltproblemen	11
1.2.3	Verwendete Annahmen und Prämissen.....	18
1.2.4	Vorgehensweise.....	23
1.3	Gliederung.....	26
2	Abgaben als umweltpolitisches Instrument	29
2.1	Einleitung	29
2.2	Umweltprobleme aus umwelt- und institutionenökonomischer Sicht.....	30
2.3	Abgaben als umweltpolitisches Instrument	34
2.4	Formen.....	35
2.5	Wirkungsweise.....	39
3	Ökonomische Voraussetzungen und Restriktionen für Umweltlenkungsabgaben im Gewässerschutz.....	43
3.1	Einleitung	43
3.2	Grundmodell einer Umweltlenkungsabgabe: Elemente und Annahmen	44
3.3	Anwendungsbedingungen der Abgabenlenkung.....	53
3.3.1	Allgemeine Handlungsvoraussetzungen.....	53
3.3.1.1	Mangelnde Eignung einer Verhandlungslösung	53
3.3.1.2	Vorliegen einer substanziellen Externalität	54
3.3.1.3	Vermeidung ohne Verlagerung des Schadens.....	56
3.3.2	Abgabenspezifische Voraussetzungen.....	57
3.3.2.1	Informationsvoraussetzungen	57
3.3.2.2	Verhältnismäßige Transaktionskosten.....	60
3.3.2.3	Heterogenität der individuellen Vermeidungskosten.....	63
3.3.2.4	Steigende Grenzvermeidungskosten	65
3.3.2.5	Keine prohibitiven Schadenskosten	67

3.3.2.6	Mangel an kostengünstigen Vermeidungstechnologien.....	68
3.3.2.7	Nicht-stetige Grenzvermeidungskostenfunktion.....	70
3.4	Restriktionen der Abgabenlenkung im Abwassersektor.....	71
3.4.1	Asymmetrische Information.....	72
3.4.1.1	Problemstellung.....	72
3.4.1.2	Lösungsansätze.....	73
3.4.2	Transaktionskosten.....	80
3.4.2.1	Problemstellung.....	80
3.4.2.2	Lösungsansätze.....	82
3.4.3	Marktmacht.....	85
3.4.3.1	Problemstellung.....	85
3.4.3.2	Lösungsansätze.....	87
3.4.4	Unsicherheit.....	91
3.4.4.1	Problemstellung.....	91
3.4.4.2	Lösungsansätze.....	94
3.4.5	Multiple Schadstoffe.....	94
3.4.5.1	Problemstellung.....	94
3.4.5.2	Lösungsansätze.....	95
3.5	Zusammenfassung.....	96
4	Rechtfertigung des Abgabeneingriffs unter Restriktionen.....	101
4.1	Einleitung.....	101
4.2	Ökonomische Rechtfertigung von Umweltabgaben.....	101
4.2.1	Ökonomische Bewertungskriterien.....	101
4.2.2	Pigou-Steuer.....	105
4.2.2.1	Rechtfertigungsmuster.....	105
4.2.2.2	Kritik.....	107
4.2.2.3	Bedeutung für die praktische Umweltpolitik.....	110
4.2.3	Second-best Internalisierungsabgaben.....	111
4.2.3.1	Rechtfertigungsmuster.....	111
4.2.3.2	Kritik.....	116
4.2.3.3	Positionen in der Literatur.....	119

	4.2.3.4	Bewertung.....	121
4.2.4		Standard-Preis-Ansatz.....	122
	4.2.4.1	Rechtfertigungsmuster.....	123
	4.2.4.2	Kritik.....	126
	4.2.4.3	Positionen in der Literatur	127
	4.2.4.4	Bewertung.....	128
4.2.5		Demeritorisierungsansatz.....	130
	4.2.5.1	Rechtfertigungsmuster.....	132
	4.2.5.2	Kritik.....	134
	4.2.5.3	Positionen in der Literatur	135
	4.2.5.4	Bewertung.....	136
4.2.6		Finanzierungsansatz.....	136
	4.2.6.1	Rechtfertigungsmuster.....	138
	4.2.6.2	Positionen in der Literatur	140
	4.2.6.3	Bewertung.....	140
4.2.7		Modifizierte Begründungsmuster im Policy-Mix	142
4.2.8		Zusammenfassung.....	143
4.3		Juristische Rechtfertigung von Umweltabgaben	147
	4.3.1	Rechtliche Einordnung von ökologisch motivierten Abgaben.....	147
	4.3.2	Herangehensweise der juristischen Rechtfertigung.....	149
	4.3.3	Allgemeine Rechtfertigung von (Umwelt-)Abgaben.....	151
		4.3.3.1 Rechtfertigungsbedarf.....	151
		4.3.3.2 Rechtfertigung von Umweltabgaben	152
	4.3.4	Rechtfertigung spezieller Abgabeformen	154
		4.3.4.1 Lenkungssteuern.....	154
		4.3.4.2 Gebühren.....	156
		4.3.4.3 Sonderabgaben.....	157
	4.3.5	Zusammenfassung: Juristische Rechtfertigung von Umweltabgaben	160
4.4		Ökonomische und juristische Rechtfertigungsmuster im Vergleich	161
	4.4.1	Rechtfertigungsbedarf und Bewertungsmaßstäbe	161
	4.4.2	Bewertungsmethodik.....	163
	4.4.3	Schlussfolgerungen für die allgemeine Rechtfertigung von Umweltabgaben.....	165

5	Gestaltung von Lenkungsabgaben im Abwassersektor	169
5.1	Spitzenlastproblematik	172
5.1.1	Einleitung	172
5.1.2	Ursachen und Charakteristika	172
5.1.3	Ökologische Problemdimension	174
5.1.4	Ökonomische Problemdimension	178
5.1.5	Abgabenlenkung im Erstbesten	180
5.1.6	Abgabenlenkung im Zweitbesten ohne Transaktionskosten	183
5.1.7	Abgabenlenkung im Zweitbesten mit Transaktionskosten	191
5.1.8	Zusammenfassung	203
5.2	Räumliche und zeitliche Variation der Knappheit	207
5.2.1	Räumliche Knappheitsvariation	207
5.2.2	Zeitliche Knappheitsvariation	210
5.2.3	Effizienzimplikationen lokal wirkender Schadstoffe	211
5.2.4	Restriktionen	215
	5.2.4.1 Transaktionskosten	215
	5.2.4.2 Verschlechterungsverbot	216
	5.2.4.3 Bestimmungsgebot	221
	5.2.4.4 Politische Restriktionen	222
5.2.5	Gestaltung differenzierter Umweltlenkungsabgaben am Beispiel der Raumdimension	224
	5.2.5.1 Einleitung	224
	5.2.5.2 Zielsetzung des Instruments	225
	5.2.5.3 Erfassungsprobleme regionaler Knappheiten	228
	5.2.5.4 Knappheitsindikatoren I: Auswahl	233
	5.2.5.5 Knappheitsindikatoren II: Aufbau und Größe ökologischer und sozialer Wirkungsräume	235
	5.2.5.6 Administrative Erfassung von Knappheitsräumen	239
	5.2.5.7 Festlegung regionalspezifischer Abgabesätze	241
5.2.6	Zusammenfassung	250
5.3	Indirekteinleiter	255
5.3.1	Einleitung	255
5.3.2	Ursachen für verzerrte Preissignale an Indirekteinleiter	256
5.3.3	Folgen verzerrter Preissignale an Indirekteinleiter	260
5.3.4	Diskussion in der Literatur	267

5.3.5	Selektive Indirekteinleiterabgabe als Alternative zu schädlichkeitsbezogenen Benutzungsentgelten.....	271
5.3.6	Zusammenfassung.....	274
5.4	Kostenwiderstände.....	276
5.4.1	Einleitung.....	276
5.4.2	Ursachen und Folgen von Kostenwiderständen.....	277
5.4.3	Optionen zur Verringerung von Kostenwiderständen.....	279
5.4.4	Variante I: Rückerstattung des Abgabenaufkommens.....	289
5.4.5	Variante II: Verrechnung des Abgabenaufkommens.....	296
5.4.6	Variante III: Tarifgestaltung mit Freibetragsregelung.....	303
5.4.7	Zusammenfassung und Fazit.....	306
6	Instrumenten-Mix.....	311
6.1	Einleitung.....	311
6.2	Begründungsmuster und Potenziale instrumenteller Mischlösungen.....	313
6.3	Abgaben und Auflagen.....	315
6.3.1	Spitzenlastproblematik.....	316
6.3.2	Räumliche Variation der Knappheit.....	317
6.3.3	Indirekteinleitung.....	321
6.4	Abgaben und Entgelte.....	325
6.5	Abgaben und Subventionen.....	328
6.5.1	Subventionen zur Adressierung von Informationsasymmetrien.....	328
6.5.2	Subventionen zur Adressierung von Kostenwiderständen.....	330
6.6	Zusammenfassung.....	331
7	Implikationen für die Gestaltung der Abwasserabgabe in Deutschland.....	335
7.1	Einleitung.....	335
7.2	Spitzenlasten.....	340
7.2.1	Aktuelle Regelung des AbwAG.....	340
7.2.2	Bewertung der aktuellen Regelung.....	342
7.2.3	Reformoptionen.....	360
7.2.4	Zusammenfassung.....	367

7.3	Räumliche Differenzierung.....	368
7.3.1	Einleitung.....	368
7.3.2	Aktuelle Regelung des AbwAG.....	368
7.3.3	Reformbedarf.....	369
7.3.4	Voraussetzungen und Hindernisse.....	376
7.3.5	Reformoptionen.....	380
7.3.6	Zusammenfassung.....	385
7.4	Indirekteinleiter.....	388
7.4.1	Einleitung.....	388
7.4.2	Aktuelle Regelung des AbwAG.....	388
7.4.3	Reformbedarf.....	389
7.4.3.1	Hohe Vermeidungskosten.....	389
7.4.3.2	Kostenvorteile der Indirekteinleiter.....	397
7.4.3.3	Variierende Behandlungskosten pro Mengeneinheit.....	397
7.4.3.4	Differenz zwischen Benutzungsentgelt- und Abgabenniveau.....	400
7.4.3.5	Verzerrende Entgeltstrukturen.....	403
7.4.3.6	Verzerrende Auflagen für Indirekteinleiter.....	405
7.4.3.7	Versunkene Kosten.....	406
7.4.3.8	Zusammenfassung Reformbedarf.....	407
7.4.4	Reformoptionen.....	408
7.4.5	Zusammenfassung.....	412
7.5	Kostenwiderstände.....	414
7.5.1	Einleitung.....	414
7.5.2	Aktuelle Regelung des AbwAG.....	414
7.5.3	Reformbedarf.....	416
7.5.4	Reformoptionen.....	418
7.5.5	Zusammenfassung.....	421
7.6	Ausblick.....	422
8	Zusammenfassung.....	427
	Literaturverzeichnis.....	447

Abbildungen

Abbildung 1:	Grundmodell einer Umweltlenkungsabgabe	46
Abbildung 2:	Vergleich der Vermeidungskosten bei uniformem Emissionsstandard und Abgabe	64
Abbildung 3:	Konvexe Vermeidungskostenkurve (a) und entsprechendes Marginalkalkül (b)	66
Abbildung 4a:	Vermeidungskosten für die Verringerung organischer Substanzen in Abhängigkeit vom Reinigungsgrad	67
Abbildung 5:	Vermeidungstechnologie mit nicht-kalibrierbarem Wirkungsgrad	70
Abbildung 6:	Anreizmechanismus nach Roberts / Spence 1976	75
Abbildung 7:	„Buchanan-Effekt“	86
Abbildung 8:	Auswirkung eines Monopols auf Internalisierungs- und Standard-Preis-Abgaben	89
Abbildung 9:	Stilisierte Dosis-Wirkungs-Beziehung einer Umweltchemikalie mit verschiedenen Wirkungsklassen.	176
Abbildung 10:	Stilisierte Emissionsprofile mit vergleichbaren Schadenskosten.....	179
Abbildung 11:	Variation des optimalen Steuersatzes entsprechend der jeweiligen Emissionsmengen zu zwei verschiedenen Zeitpunkten	181
Abbildung 12:	Gestaffelte Abgabensätze zur Berücksichtigung der ökologischen Effekte von Belastungsspitzen.....	186
Abbildung 13:	Grafische Herleitung des Abgabesatzes zur kostenminimalen Umsetzung eines Emissionsziels in Kombination mit einer Maximalkonzentrationsgrenze bei diskontinuierlichen Emissionen.....	187
Abbildung 14:	Stilisierte Tarifverlauf zur Adressierung von Konzentrationsschwankungen	190
Abbildung 15:	Verzerrung der Bemessungsgrundlage einer Lenkungsabgabe bei diskontinuierlichen Emissionen und diskontinuierlicher behördlicher Überwachung.....	193

Abbildung 16: Anwendung verschiedener konstanter Strafsätze für nach Konzentrationsniveaus gestaffelte Emissionsmengenziele	196
Abbildung 17: Auswirkungen steigender Strafsätze auf Emissions- und Informationsverhalten von Emittenten	197
Abbildung 18: Effekte einer fingierten Bemessungsgrundlage	199
Abbildung 19: Exemplarische Wohlfahrtsverluste infolge eines Verschlechterungsverbot beim Internalisierungsansatz.	218
Abbildung 20: Stilisiertes Beispiel einer räumlichen Verteilung von Schadenskosten	238
Abbildung 21: Tarifzonen für die französische Abwasserabgabe im Flusseinzugsgebiet der Seine (Häusliche und nicht-häusliche Abwässer) entsprechend der Vorbelastung der Gewässer bzw. dem Grad der Abweichung vom Immissionsziel	248
Abbildung 22: Indirekteinleitung (Übersicht).....	255
Abbildung 23: Verhältnis von Lenkungsabgabe und Benutzungsentgelt unter der Bedingung eines Kostendeckungsgebotes	260
Abbildung 24: Effizienzeinbußen infolge mengenbezogener Abwasserentgelte	265
Abbildung 25: Zusatzbelastung durch Umweltlenkungsabgaben.....	278
Abbildung 26: Auswirkungen einer Subvention auf einen repräsentativen Emittenten (links) sowie den betreffenden Sektor (rechts).	282
Abbildung 27: Zahllastbezogene Einkommensentzugseffekte von Umweltafgaben	283
Abbildung 28: Vergleich der finanziellen Gesamtbelastung verschiedener Abgabesätze in Kombination mit einer anreizneutralen Subvention s	284
Abbildung 29: Vergleich der finanziellen Gesamtbelastung verschiedener Abgabesätze in Kombination mit einer anreizaufstockenden Subvention s	287
Abbildung 30: Kombinierte Wirkung von Abgabe und Subvention (Aufkommensrückerstattung) ...	292

Abbildung 31: Auswirkungen einer nach relativer Vermeidungseffizienz diskriminierenden Aufkommensrückerstattung	294
Abbildung 32: Effekte einer voraussetzungslosen Verrechnungsoption	298
Abbildung 33: Vermeidungsverhalten bei einer Verrechnungsoption mit Emissionsminderungsvoraussetzung	301
Abbildung 34: Wirkungsweise einer Freibetragsregelung im Tarifregime.	304
Abbildung 35: Exemplarischer Anreizeffekt einer individuell bemessenen Freibetragslösung	305
Abbildung 36: Effizienzvorteile des Instrumentenverbunds aus Abgabe und Auflage	319
Abbildung 37: Auswirkungen ordnungsrechtlicher Anforderungen für Direkteinleiter auf das Verhalten von Indirekteinleitern bei Einführung einer Indirekteinleiterabgabe	325
Abbildung 38: Exemplarische Ablaufwerte (Ablaufmenge und Ammoniumstickstoffkonzentration)	344
Abbildung 39: Ermittlung der Jahresschmutzwassermenge als der Bemessungsgrundlage für die Abwasserabgabe.	346
Abbildung 40: Marginale Anreizwirkung der Abwasserabgabe auf die Erhöhung der Prozessstabilität von Kläranlagen (ÜW: Konzentrationsbezogener Überwachungswert).....	357
Abbildung 41: Chemische Belastung der Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen	378
Abbildung 42: Differenz der Gesamtvermeidungskosten infolge eines uniformen und eines räumlich differenzierten Instruments zur Emissionsminderung im Flusseinzugsgebiet Adour-Garonne in Abhängigkeit von der Restriktivität des Zielniveaus	379
Abbildung 43: Theoretisch maximale relative Effizienzgewinne eines räumlich differenzierten Instruments zur Emissionsminderung im Flusseinzugsgebiet Adour-Garonne in Abhängigkeit von der Restriktivität des Zielniveaus	379
Abbildung 44: Chemische Belastung der Oberflächengewässer im Ruhrgebiet mit Cadmium	381

Abbildung 45:	PRTR-Frachtsummen für das Jahr 2011 aus 84 Indirekteinleitungen und Zuordnung der kommunalen Kläranlagen, in die der Haupteintrag erfolgt	395
Abbildung 46:	Branchenspezifische Abwasserbehandlungskosten pro Mengeneinheit (m ³) entsprechend der parameterspezifischen Behandlungskosten der Stadt Leipzig.....	399
Abbildung 47:	Branchenspezifische Abwasserbehandlungskosten pro Mengeneinheit (m ³) entsprechend der parameterspezifischen Behandlungskosten der Stadt Leipzig (Pb, Cu, Ni, Hg, AOX) sowie der Stadt Dresden (TOC, P, N)	400

Tabellen

Tabelle 1:	Numerisches Beispiel zweier Emittenten mit unterschiedlichen Transferkoeffizienten	242
Tabelle 2:	Vergleich verschiedener Subventionsvarianten anhand der Kriterien Effizienz, Effektivität und politische Transaktionskosten.	307
Tabelle 3:	Übersicht: Einflussfaktoren auf die Reaktion der Abwasserabgabe auf Belastungsspitzen.....	355
Tabelle 4:	Starkverschmutzerzuschläge der Stadt Leipzig 2018	390
Tabelle 5:	Stoffspezifische Kosten der Behandlung von Indirekteinleiter-Abwässern auf zentralen Kläranlagen	391
Tabelle 6:	Typische Schadstoffparameter-Konzentrationsbereiche in Abwässern der Papier- und Zellstoffindustrie nach Herstellungsbereich	398
Tabelle 7:	Anreizniveau der Abwasserabgabe nach Maßgabe eines fiktiven Einleiters bei voller und hälftiger Ausschöpfung der Grenzwerte der Wasserwerke Leipzig.....	402

Abkürzungen

a.A.:	anderer Ansicht
a.a.R.d.T.:	allgemein anerkannte Regeln der Technik
AbwAG:	Abwasserabgabengesetz
AbwV:	Abwasserverordnung
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und nukleare Sicherheit
BVerfG:	Bundesverfassungsgericht
BVerfGE:	Entscheidung des Bundesverfassungsgerichts
BVerwG:	Bundesverwaltungsgericht
DE:	Direkteinleiter
GSK:	Grenzschadenskosten
GVK:	Grenzvermeidungskosten
IE:	Indirekteinleiter
LfULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
MKULNV:	Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen
NIÖ:	Neue Institutionenökonomik
OGewV:	Oberflächengewässerverordnung
RL:	Richtlinie
SächsKAG:	Sächsisches Kommunalabgabengesetz
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
UBA	Umweltbundesamt
VK:	Vermeidungskosten
WHG:	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL:	Wasserrahmenrichtlinie

Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand im Zeitraum von April 2014 bis Juni 2018 und wurde am 23.10.2019 von der Wirtschaftswissenschaftlichen Fakultät der Universität Leipzig als Dissertation angenommen. Mein besonderer Dank gilt Prof. Dr. Erik Gawel und Prof. Dr.-Ing. Robert Holländer für ihre kontinuierliche Unterstützung bei der Anfertigung der Arbeit, sowie der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) für die finanzielle Unterstützung in Form eines Promotionsstipendiums.

Darüber hinaus haben viele Kolleginnen und Kollegen des Fachbereichs Umwelt und Gesellschaft am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) zum Gelingen der Untersuchung beigetragen. Dazu zählt vor allem die methodische und theoretische Unterstützung durch Prof. Dr. Paul Lehmann und Christian Klassert. Dr. Christine Wolf danke ich für wertvolle Hinweise zu ökologischen Fragen des Gewässerschutzes, sowie, zusammen mit Miriam Brenck, für ihre geduldige Beantwortung ungezählter Detailfragen aller Art. Dr. Johannes Schiller hat meine Dissertationszeit als Mentor mit motivierenden Gesprächen begleitet und geholfen, Struktur und Zeitplan nicht aus den Augen zu verlieren. Eine stete Quelle von Ideen waren zudem die zahlreichen anregenden Diskussionen mit Dr. Bartosz Bartkowski und Dr. Sebastian Strunz. Nicht unerwähnt bleiben soll zudem die wertschätzende und kollegiale Atmosphäre im gesamten Department Ökonomie am UFZ.

Über das Arbeitsumfeld hinaus geht mein Dank an meine Schwester Stephanie für Rat bei Fragen zu Statistik, sowie an Dr. Christine Wolf und Jingxia Wang für viele inspirierende Gespräche. Besondere Erwähnung verdient schließlich die Geduld und Unterstützung durch meine Frau Nikola. Für eventuell verbliebene Fehler in der Arbeit ist ausschließlich der Autor verantwortlich.

Hinweis zur geschlechterneutralen Sprache

In der vorliegenden Arbeit wurde versucht, einen Kompromiss zwischen dem Anliegen einer geschlechterneutralen Sprache und einer guten Lesbarkeit des Textes umzusetzen. Der Kompromiss beinhaltet die Verwendung des „**Binnen-I**“, mit dem auch Geschlechter jenseits von männlich und weiblich gemeint sind. Ferner wurde bei einigen zusammengesetzten Wörtern auf das „**Binnen-I**“ verzichtet (z. B. „**verursachergerecht**“ statt „**verursacherInnengerecht**“). Gleiches gilt für die Worte „**Emittent**“ und „**Einleiter**“ aufgrund ihrer Häufigkeit.

1. Einleitung

1.1 Problemstellung und Erkenntnisinteresse

Mit der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wurde im Jahr 2000 ein neuer Rechtsrahmen für das Management von Gewässerressourcen in der Union geschaffen. Neben der Setzung ambitionierter Umweltziele für Oberflächen- und Grundwasserkörper (Art. 4) verankerte Art. 9 erstmals das Leitbild einer effizienten Bewirtschaftung von Gewässern auf Gemeinschaftsebene (European Communities 2003a: 9). Angesichts der Maßnahmekosten zur Umsetzung der Richtlinie, die sich mindestens im zweistelligen Milliardenbereich bewegen dürften – allein die jährlichen Kosten der Abwasserbehandlung betragen 8,8 Mrd. € (Horstmeyer et al. 2014: 15) – erscheint die Integration ökonomischer Prinzipien nicht nur folgerichtig. Vielmehr ist davon auszugehen, dass mit zunehmender Ineffizienz des Gewässerschutzes und den daraufhin steigenden Kosten auch das Risiko einer flächendeckenden faktischen Umgehung der Umweltziele durch Formulierung schwächerer Anforderungen gemäß Art. 4 Abs. 5 WRRL (Reese 2016) steigt.

Gegenwärtig besteht noch eine erhebliche Kluft zwischen dem Zielzustand der Wasserrahmenrichtlinie und dem Zustand der Gewässerkörper in Deutschland (BMUB / Umweltbundesamt 2017: 111 - 127). Das betrifft sowohl den ökologischen Zustand (z. B. Verbreitung aquatischer Lebewesen, Hydromorphologie), als auch die chemische Qualität (ebd.). Die vorliegende Arbeit befasst sich ausschließlich mit der letztgenannten Dimension. Eine maßgebliche Einflussgröße auf die chemische Gewässerqualität sind punktuelle Schadstoffeinträge durch Abwassereinleitungen, insbesondere aus kommunalen Kläranlagen und gewerblichen bzw. industriellen Produktionsprozessen (Bunzel et al. 2013; Nikinmaa 2014: 48). Das gilt selbst für die Nährstoffe Phosphor und Stickstoff, bei denen diffuse Einträge, etwa in Form des Austrags aus landwirtschaftlichen Nutzflächen, hohe absolute Ausmaße annehmen. So betrug der Anteil von Punktquellen an gewässerbezogenen Stickstoff- bzw. Phosphoremissionen in Sachsen in den Jahren 2013/2014 74 % bzw. 59 % (LfULG Sachsen 2016: 16).

In der Bundesrepublik werden Emissionen aus Punktquellen sowohl ordnungsrechtlich reguliert, als auch mit einer Abwasserabgabe belegt. Insbesondere die Abwasserabgabe hat nach Ansicht vieler BeobachterInnen maßgeblich zur Verringerung von Schadstoffeinträgen beigetragen (Gawel et al. 2011: 90 - 102; Möller-Gulland et al. 2015: 26 - 28; Nisipeanu 2013: 463). Neben der Verbesserung der Effektivität des bis dahin wenig wirksamen (rein ordnungsrechtlich basierten) Gewässerschutzes besteht das Ziel der Abwasserabgabe in einer effizienten Strukturierung von Vermeidungsmaßnahmen und damit in einer Senkung der Kosten zur Reinhaltung der Gewässer (BtDrs. 7-2272: 2; Gawel 2013; Hansmeyer 1977: 81; SRU 1974: 12 f., 17).

Seit ihrem Inkrafttreten im Jahr 1976 wurde die Abwasserabgabe ungeachtet ihrer ökologischen Erfolge von einer stetigen Debatte um ihre konkrete Ausgestaltung begleitet. Insbesondere aus ökonomischer Perspektive zeigt sich Reformbedarf in vielerlei Hinsicht, etwa was die Schwächung der Lenkungswirkung durch eine zu enge Verzahnung mit dem Ordnungsrecht angeht, das geringe Anreizniveau insgesamt, die Optionen zur Verrechnung der Abgabenschuld mit Investitionsausgaben, die Tarifgestaltung u.v.m.¹

Trotz des umfangreichen Zeitraums sowie der thematischen Breite der bisherigen Reformdebatte sind mehrere maßgebliche Defizite der Abgabenlenkung bislang nicht systematisch untersucht worden. Hierzu zählen (1) die abgabenrechtliche Bewertung **kurzfristiger Schwankungen der Emissionsmenge** (sogenannte ‚Spitzenlastproblematik‘), 2) die Berücksichtigung raum-zeit-spezifischer Emissionseffekte, 3) die fehlende Integration von sogenannten Indirekteinleitern, d.h. an zentrale (meist kommunale) Kläranlagen angeschlossene AbwassererzeugerInnen in den AdressatInnenkreis der Abgabe, sowie (4) Optionen zur effizienten Verringerung von Kostenwiderständen abseits der gegenwärtigen, stark anreizverzerrenden Elemente der Abwasserabgabe zur Begrenzung der Zahllast. In der vorliegenden Untersuchung wird der Frage nachgegangen, wie in Bezug auf diese vier Herausforderungen eine effiziente und ökologisch effektive Regulierung der Gewässerqualität mithilfe einer Abwasserabgabe gelingen kann.

Diese Fehlstellen haben durch Einführung der Wasserrahmenrichtlinie und des darin enthaltenen Auftrags zur effizienten Gestaltung des Wasserressourcenmanagements zusätzlich an Gewicht gewonnen (Ewringmann 2002; SRU 2004: 268 ff.; Gawel 2014a). Insbesondere fehlt es der z.T. kontrovers ausgetragenen Diskussion (hierzu Berendes 2014: 2) vielfach an theoretischer und methodischer Fundierung (s. z. B. die kritischen Hinweise bei Gawel 2011a). Selbst dort, wo geeignetes theoretisches Rüstzeug Anwendung gefunden hat, verhindert die hohe Anzahl an reformbedürftigen Elementen des Abwasserabgabengesetzes eine tiefergehende Analyse der genannten Herausforderungen (Gawel et al. 2014). Auch fehlt die Bezugnahme auf Erkenntnisse der umfangreichen wirtschaftswissenschaftlichen Literatur zu Umweltproblemen bzw. zum effizienten Management von Wasserressourcen.

Das ist insofern verständlich, als die umweltökonomische Literatur für viele anwendungsbezogene Herausforderungen beim Management von Wasserressourcen keine handhabbaren Lösungen bereithält. Beispielsweise existieren bis auf wenige Ausnahmen keine Untersuchungen bzw. Konzepte zur effizienten Berücksichtigung von

¹ Z. B. Ewringmann 2002; Ewringmann / Scholl 1996; Hansjürgens 1992: 71-76; Hansmeyer 1977; Hansmeyer / Gawel 1993; Hansmeyer / Schneider 1992; Karl / Ranné 1995; Rincke 1977; Scholl 1998; Sprenger 1994: 123-132; SRU 1974; Stehling 1999: 43 f. Zur jüngeren Reformdebatte s. Berendes 2014; Gawel et al. 2011: 139-150; Gawel et al. 2014; Gawel / Schindler 2015a, 2015b; Nisipeanu 2013; Palm et al. 2012, 2013; Rüger et al. 2015; Schendel 2016.

Indirekteinleitern. In Bezug auf andere Herausforderungen wie die raum- und zeitspezifische Wirkung von Schadstoffemissionen hingegen sind zwar zahlreiche Untersuchungen vorhanden. Aufgrund ihres hohen Abstraktionsgrades, und insbesondere aufgrund der Vernachlässigung von Transaktionskosten und institutionellen Rahmenbedingungen bieten diese Studien jedoch nur begrenzte Hilfestellung bei der Gestaltung einer praxistauglichen Abgabenlösung.

Die Bewältigung dieser Herausforderungen entzieht sich weitgehend den in der Literatur dargebotenen Lösungsansätzen. Diese oftmals in Bezug auf Luft- bzw. Klimaschadstoffe oder aber auf quantitative Wasserknappheit bezogenen Strategien sind für das qualitätsbezogene Management von Wasserressourcen ungeeignet (Horan / Shortle 2011: 60; Lago et al. 2015: 2; Olmstead 2010: 51 f.). Als Indiz hierfür kann etwa das Fehlen funktionierender Handelssysteme für qualitätsbezogene Wassernutzungsrechte gewertet werden, wohingegen in Bezug auf Luftschadstoffe und quantitative Wasserknappheit zahlreiche Instrumente dieser Art erfolgreich etabliert worden sind (s. die Übersicht bei Vries / Hanley 2016 sowie die Beiträge bei Maestu 2013, insb. Rose 2013).

Verschiedene AutorInnen haben die Allokation von Gewässerressourcen als **Paradebeispiel für sogenannte „wicked problems“** (Batie 2008; Rittel / Webber 1973) oder „**messes**“ (Ackoff 1979) eingestuft (Batie 2008: 1176; Korff et al. 2012; Martin-Ortega et al. 2015: 34 f.). Hiermit werden Herausforderungen bezeichnet, die sich u.a. durch hohe Unsicherheit in Bezug auf Ursachen und Wirkungen sowie eine hohe Komplexität auszeichnen (Batie 2008: 1176 f.). Während diese Eigenschaften tendenziell bei einer Vielzahl von umweltbezogenen und anderen Managementproblemen anzutreffen sein dürfte (s. auch ebd.), unterscheiden sich qualitätsbezogene Güterallokationen im Gewässerbereich von anderen Themenschwerpunkten der Umweltökonomik wie bspw. der Begrenzung von Luftschadstoffen v.a. durch die Raum-Zeit-spezifische Wirkung der betreffenden Emissionsvorgänge (Horan und Shortle 2011: 60; Lago et al. 2015: 2), sowie durch die ausgeprägte Komplexität und Intangibilität qualitätssensibler Nutzungsansprüche an aquatische Ökosysteme (Olmstead 2010: 45).

Insgesamt sieht sich das Management von Gewässerressourcen mit mehreren gravierenden Unsicherheiten konfrontiert, welche die Gestaltung einer effizienten und ökologisch wirksamen Abgabe auf Emissionen in Gewässer erschweren. Hierzu zählen neben den Wirkungen der Emissionen in der natürlichen und sozialen Umwelt (Schadstofftransport- und Umwandlungsprozesse, Schadenskosten verschmutzter Gewässer) auch Unsicherheiten in Bezug auf die Vermeidungskostenstrukturen der Emittenten, da diese bestenfalls private Informationen darstellen, oftmals aber nicht einmal den Unternehmen selbst mit hinreichender Genauigkeit bekannt sind (Feess / Seeliger 2013: 297 - 302). Weiterhin verfügt der Staat als Regulierungsinstanz nur sehr eingeschränkt über Kenntnisse zu den Emissionsmengen, da die hohe Anzahl von Emittenten (ca. 9.000 öffentliche sowie eine mindestens fünfstelligen Anzahl

gewerblich/industrieller AbwassererzeugerInnen², s. Statistisches Bundesamt 2013b: 23; Statistisches Bundesamt 2013a: 73; MKULNV 2016: 140) und stetig schwankende Emissionsvorgänge weder eine lückenlose Überwachung, noch eine einfache, auf Stichproben basierende Hochrechnung zulassen. Zum Bereich der Informationsdefizite sind zudem auch die genauen Kosten der Regulierung, d.h. der Planung, Gesetzgebung, Abgabenerhebung, behördlichen Überwachung, gerichtlichen Schlichtung von Streitfällen usw. zu zählen, die ebenfalls für das Design einer Abgabe maßgeblich sind. Weitere Quellen von Unsicherheit betreffen die Höhe von Anpassungskosten der Emittenten an eine veränderte Gesetzeslage, sowie die politischen und rechtlichen Rahmenbedingungen der Abgabenlenkung (z. B. parallel bestehende ordnungs- und entgeltrechtliche Anforderungen an AbwasserproduzentInnen).

Hiermit ist bereits eine weitere analytische Dimension angesprochen, die zur Komplexität der Herausforderung der Gestaltung einer Abwasserabgabe beiträgt. Während das neoklassische Standardmodell zur effizienten Allokation von Umweltressourcen mittels Abgaben (bzw. Pigou-Steuer) lediglich auf eine geringe Anzahl von Variablen verweist, die für das Instrumentendesign maßgeblich sind (Schadenskosten, Vermeidungskosten), bewegen sich Abgaben in der Realität in einem vielschichtigen institutionellen Kontext aus rechtlichen Anforderungen (u.a. Europarecht, Verfassungsrecht, einfachgesetzliches Umweltrecht, landesrechtliche Vorgaben sowie kommunales Satzungsrecht), politischen Rahmenbedingungen (z. B. Mehrheitsfähigkeit umweltpolitischer Regulierung, Eigeninteressen von PolitikerInnen auf verschiedenen Ebenen, Dauer und Aufwand legislativer Prozesse) und Gegebenheiten der Umweltverwaltung (Vollzugskapazitäten, Eigeninteressen der Bürokratie). Ohne eine Berücksichtigung dieses Kontextes können kaum zielführende, d.h. effiziente, ökologisch effektive und letztlich auch umsetzbare Reformvorschläge für die Abwasserabgabe formuliert werden.

Aus diesem Grund wird in dieser Arbeit zur Analyse des Reformbedarfs sowie von Reformoptionen im Zusammenhang mit der Abgabenlenkung im Abwassersektor eine institutionenökonomische Herangehensweise verwendet. Die folgenden Abschnitte begründen diese theoretische und methodische Wahl näher (1.2.1) und legen im Anschluss an eine kurze allgemeine Einführung in die Institutionenökonomik die konkreten Implikationen dieses Ansatzes für die Analyse umweltpolitischer Herausforderungen und

² Die exakte Anzahl gewerblicher und industrieller AbwassererzeugerInnen ist kaum zu ermitteln, da die verfügbaren Statistiken entweder auf dem Nationalen Schadstofffreisetzungs- und Verbringungsregister beruhen, das nur Emittenten ab einer bestimmten Emissionsmenge pro Jahr erfasst (Ausschluss von Klein- und Kleinsteinleitern), oder aber zwischen Emittenten mit Eigen- und Fremdbehandlung des Abwassers unterscheiden, wobei die Addition dieser beiden Fraktionen zu einer Doppelzählen von Emittenten führen würde, die sowohl ihre Abwässer (vor-)behandeln als auch eine Fremdbehandlung (etwa in kommunalen Kläranlagen) in Anspruch nehmen. Allein das Bundesland Nordrhein-Westfalen weist u.a. 22.000 gewerbliche (Indirekt-)Einleiter aus (MKULNV 2016: 140).

Instrumente dar (1.2.2). Auf dieser Grundlage sollen insbesondere die folgenden Teilfragen im Laufe der Arbeit beantwortet werden:

- Wie lässt sich der Einsatz von Umweltabgaben zur Begrenzung von Abwasseremissionen angesichts erheblicher Unsicherheiten insbesondere in Bezug auf Schadenskosten und Vermeidungskosten rechtfertigen? Wie verhalten sich dabei ökonomische Rechtfertigungsmuster zu verfassungsrechtlichen Anforderungen und darin zum Ausdruck kommenden juristischen Rechtfertigungsmustern für Umweltlenkungsabgaben?
- Welche Voraussetzungen bestehen im Abwassersektor hinsichtlich des Einsatzes von Umweltabgaben? Liegen diese Voraussetzungen in Deutschland vor?
- Welche Lösungsansätze bietet die umweltökonomische Literatur zur Bewältigung der Herausforderungen asymmetrischer Information, Unsicherheit und hoher Transaktionskosten im Zuge des Einsatzes marktförmiger Instrumente? Eignen sich diese Ansätze für die Gestaltung einer Abwasserabgabe?
- Wie kann eine Abwasserabgabe in der Gegenwart multipler Restriktionen (Informationsdefizite, Transaktionskosten, rechtliche und politische Handlungsbeschränkungen) auf die Herausforderungen aus kurzfristigen Schwankungen der Emissionsmenge, Raum-Zeit-spezifischen Emissionswirkungen, Indirekteinleitungen sowie Kostenwiderständen effizient und effektiv reagieren?
- Wie sollte das Abwasserabgabengesetz (AbwAG) in Bezug auf diese vier Herausforderungen unter Berücksichtigung der konkreten institutionellen Rahmenbedingungen in Deutschland angepasst werden?

1.2 Methodik

1.2.1 Neue Institutionenökonomik

Mit dem Begriff der Neuen Institutionenökonomik (NIÖ) werden verschiedene ökonomische Denkansätze bezeichnet, die entweder auf eine Erweiterung des neoklassischen Paradigmas abzielen, oder den Anspruch haben, einen eigenständigen, wirklichkeitsnäheren Beitrag zur ökonomischen Analyse zu leisten. Aus Sicht von Richter und Furubotn (1999: 2) bezeichnen diese beiden Positionen – Erweiterung und eigenständiges Paradigma – unterschiedliche Entwicklungsphasen der Theoriebildung. **Inzwischen sei die NIÖ „etwas grundlegend anderes [... und müsse] als ein neuer ökonomischer Denkstil“ eingestuft werden** (Richter / Furubotn 2010: V). Andere

AutorInnen beurteilen die NIÖ demgegenüber stärker als Oberbegriff für eine Vielzahl theoretischer Schulen, von denen sowohl neoklassische Varianten als auch davon klar zu unterscheidende Ansätze existieren (z. B. Dequech 2006, der u.a. von einem „neoclassical wing“ (ebd.: 111) der NIÖ spricht).

Diese verschiedenen Einordnungen sind möglicherweise u.a. darin begründet, dass die NIÖ zwar einige wesentliche Kernannahmen, Begriffe und Denkfiguren der neoklassischen Theorie verwirft bzw. modifiziert, andere jedoch auch übernimmt (für eine Übersicht s. Häder 1997: 1f; Erlei et al. 2007: 51f; Richter / Furubotn 1999: 1 - 10; Posner 2007: 4 - 20). Zu den gemeinsamen Prämissen des neoklassischen und institutionenökonomischen Paradigmas gehören etwa nach Ansicht von Erlei et al. (2007: 51f):

- der methodologische Individualismus, wonach soziale Phänomene erstens handlungsbasiert (im Unterschied zu strukturalistischen oder funktionalistischen Ansätzen) zu erklären sind, und kollektive Phänomene stets auf das Handeln von Individuen zurückgeführt werden können;
- das Menschenbild des *homo oeconomicus*, demzufolge das Individuum aus den ihm zur Verfügung stehenden Handlungsoptionen eine Auswahl per Kosten-Nutzen-Kalkül trifft;
- die Annahme weitgehend konstanter und konsistenter (z. B. transitiver) Präferenzen;
- das Individualprinzip, wonach das Individuum sein Handeln unter der Beachtung von Restriktionen an seinen eigenen Präferenzen ausrichtet;
- das Prinzip der universellen Knappheit, demzufolge die Verwendung jeglicher Ressourcen mit Opportunitätskosten einhergeht, sowie
- die Annahme, dass freiwilliger Tausch stets zur Besserstellung der beteiligten Tauschpartner führt.

Darüber hinaus lässt sich eine Vielzahl weiterer grundlegender wirtschaftswissenschaftlicher Begriffe und Konzepte finden, denen auch in der NIÖ geteilte Annahmen zugrunde liegen und die hier folglich auch Anwendung finden. Dazu zählen etwa das ‚Gesetz der Nachfrage‘ (inverse Beziehung von Angebot und Nachfrage), das Konzept der Opportunitätskosten (Preis eines Produkts entspricht auf vollkommenen Märkten dem Preis der darin enthaltenen Ressourcen in der zweitbesten Verwendung), der Begriff des ökonomischen Wertes (erwartete Kosten bzw. Nutzen) u.v.m. (Posner 2007: 4 – 20).

Anhand derartiger Auflistungen kann sichtbar gemacht werden, dass eine trennscharfe Abgrenzung der NIÖ zur Neoklassik kaum möglich ist, da von verschiedenen AutorInnen verschiedene Auffassungen nicht zuletzt dahingehend bestehen, welche Annahmen der

Neoklassik tatsächlich zu eigen sind, bzw. welche Variante als Vergleichsmaßstab herangezogen werden kann (traditionelle oder erweiterte Neoklassik; so auch die Einschätzung bei Voigt 2009: 54). Bspw. sieht Häder (1997:1 f.) die Prämisse des *homo oeconomicus* als ein Abgrenzungsmerkmal zwischen beiden Denkschulen, da er der Neoklassik die herkömmliche Sichtweise eines hyperrationalen Individuums unterstellt, das u.a. über sämtliche zukünftige Ereignisse einschließlich ihrer Eintrittswahrscheinlichkeiten in Sekundenbruchteilen zu urteilen in der Lage ist. Mit anderen Worten wird die Annahme der begrenzten Rationalität exklusiv der NIÖ bzw. der hierzu zu zählenden Transaktionskostentheorie zugeschrieben (ebd.: 69 f.). Wird hingegen die aktuelle neoklassische Theorie als Vergleichsmaßstab herangezogen, entfällt dieser Unterschied, da die Annahme der Hyperrationalität hier längst aufgegeben worden ist (Kirchgässner 2008: 27 - 32; s. auch Dequech 2006: 123). Nach Ansicht von Erlei et al. (2007: 46) zeichnet sich die NIÖ hingegen weniger dadurch aus, bestimmte Annahmen prinzipiell abzulehnen bzw. zu modifizieren, sondern durch eine deutlich kritischere Hinterfragung.

Unabhängig davon, wie das Verhältnis von Neoklassik und NIÖ zu bewerten ist, können eine Reihe von Annahmen und Prämissen festgehalten werden, die eine institutionenökonomische Analyse kennzeichnen. Dreh- und Angelpunkt ist dabei die Hervorhebung der Bedeutung von Institutionen. Hierunter werden formelle und informelle Regeln einer Gesellschaft verstanden, die dem individuellen Handeln Grenzen setzen bzw. Anreizstrukturen schaffen. Eine häufig verwendete Definition ist jene von North, in der er zur Illustrierung der Bedeutung von Institutionen auf die Metapher der Spielregeln zurückgreift:

„Institutions are the rules of the game in a society or, more formally, are the humanly devised constraints that shape human interaction” (North 1990: 3)

Andere Definitionen heben weitere relevante Aspekte hervor, die in Norths Formulierung nicht explizit zum Ausdruck kommen, aber in den weiteren Ausführungen ebenfalls Erwähnung finden (ebd.: 3 f.). Hierzu zählt in erster Linie die Existenz von Mechanismen zur Regeldurchsetzung bzw. Sanktionierung von Regelbrüchen (z. B. Erlei et al. 2007: 65; Richter / Furubotn 1999: 7; s. auch Häder 1997: 61). Als Beispiel für eine ausführlichere Definition kann auf Ostrom (1990) verwiesen werden. Demnach sind Institutionen

„die Mengen von Funktionsregeln, die man braucht, um festzulegen, wer für Entscheidungen in einem bestimmten Bereich in Frage kommt, welche Handlungen statthaft oder eingeschränkt sind, welche Aggregationsregeln verwendet werden, welche Verfahren eingehalten werden müssen, welche Information geliefert oder nicht geliefert werden muss, und welche Entgelte den einzelnen entsprechend ihren Handlungen zugebilligt werden” (zit. nach Richter / Furubotn 1999: 51).

Der Institutionenbegriff der NIÖ ist einerseits enger als der anderer Disziplinen, etwa der Soziologie (Vatn 2005: 9 - 14), und grenzt sich insbesondere von Organisationen wie

Unternehmen und politischen Parteien ab (North 1990: 5). Auf der anderen Seite wird er sehr weit verstanden, und umfasst nicht nur rechtlich kodifizierte Normen, sondern auch informelle Regeln bis hin zu religiösen Praktiken und gesellschaftlichen Bräuchen. Eine Gemeinsamkeit bei der Interpretation der Rolle von Institutionen besteht in der Betonung des Regel- bzw. Dauerhaften, was auch im Wortsinne zum Ausdruck kommt: Der **lateinische Begriff „instituere“** bedeutet aufstellen und verweist auf die Statue, deren wesentliches Merkmal bzw. deren zentraler Zweck in ihrem längerfristigen Bestehen liegt (Bonus 1996: 28). Williamson (2000: 596 – 600) unterscheidet zwischen vier Kategorien von Institutionen und etabliert hierbei entsprechende Analyseebenen, wobei der Unterschied gradueller Natur ist und sich auf den Grad der (zeitlichen) Stabilität der Institutionen bezieht.

Die höchste Beständigkeit weisen demnach informelle Institutionen wie kulturelle Bräuche, Traditionen und religiöse Verhaltensregeln auf, die sich über Jahrhunderte oder Jahrtausende wandeln. Diese Institutionen können als sozialer Kontext individuellen Handelns **im weiteren Sinne verstanden werden** („social embeddedness level“, ebd.: 596). Auf der zweiten Ebene finden sich formale Regeln, insbesondere kodifizierte Eigentumsrechte, aber auch Verfassungen und einfachgesetzliche Regelungen, sowie politische und bürokratische Strukturen. Ihnen wird eine durchschnittliche Bestandsdauer von 10 - 100 Jahren zugeschrieben. Williamson spricht hierbei von der institutionellen Umgebung des Handelns („institutional environment“ (ebd.: 598)). Die dritte Institutionenebene verweist auf einen Zeithorizont von einigen wenigen Jahren und **umfasst Regeln, die als „institutions of governance“** (ebd.: 599) bezeichnet werden. Ein wichtiges Beispiel sind private Verträge zur Absicherung von Transaktionen (s. zu diesem Begriff weiter unten). Auf der untersten Ebene finden sich institutionelle Strukturen, die tendenziell dem permanenten Wandel ausgesetzt sind und zu denen allem voran Preise zu zählen sind.

Williamson (2000: 597) zufolge ist die neoklassische Theorie nicht gänzlich institutionenblind, betrachtet aber lediglich die zuletzt genannte Ebene und schließt damit einen großen Teil für das Handeln von Individuen relevanter Institutionen aus der Analyse aus. Die Institutionenökonomik erhebt den Anspruch, sämtliche Ebenen zu erfassen, wobei der soziale Kontext tendenziell am ehesten durch historisch arbeitende ÖkonomInnen berücksichtigt wird (ebd.).

Als zentrale Aufgabe von Institutionen kann die Reduzierung sozialer Kontingenz, also die Strukturierung – und hierdurch überhaupt erst Ermöglichung – menschlichen Handelns angesehen werden (Vatn 2005: 83). Das geschieht durch die Reduzierung von Unsicherheit in dem Sinne, dass aus einem potenziell unendlichen Raum von Handlungsmöglichkeiten eine Vielzahl von Optionen ausgeschlossen wird (North 1990: 3 f.). Damit verbleibt eine überschaubare und mit den kognitiven Kapazitäten des Menschen erfassbare Anzahl an Entscheidungsvarianten. Diese recht abstrakte Erkenntnis ist für die

Analyse ökonomischer Phänomene von zentraler Bedeutung: Erst unter Berücksichtigung von Unsicherheit bzw. der Kosten zur Reduzierung dieser lässt sich erklären, warum grundlegende ökonomische Strukturen wie etwa Unternehmen überhaupt existieren und nicht stattdessen ausschließlich Individuen auf Märkten operieren (Coase 1937). Die Kernidee hierbei ist, dass die Kosten der Beschaffung von Informationen zur Absicherung individueller Transaktionen am Markt, sowie die Kosten dieser Absicherung in Form von Verträgen ab einer bestimmten Anzahl von AkteurInnen bzw. Transaktionen höher ausfallen als die Kosten die entstehen, wenn die gleichen Transaktionen im Rahmen der Hierarchien eines Unternehmens vollzogen werden. Die Effizienzeinbußen der nicht marktlich vermittelten Allokation innerhalb des Unternehmens werden in diesem Fall überkompensiert durch die Einsparung der auf dem Markt anfallenden Transaktionskosten, da innerhalb der Unternehmenshierarchie Transaktionen ohne gesonderte Verträge vorgenommen werden können. Neben der Herleitung bzw. theoretischen Fundierung zentraler wirtschaftswissenschaftlicher Denkfiguren wird mit Hilfe einer institutionenbezogenen Forschungsperspektive u.a. auch ersichtlich, warum bestimmte Herausforderungen wie etwa ein suboptimales Niveau der Umweltverschmutzung überhaupt existieren (s. hierzu den folgenden Abschnitt).

Hiermit sind bereits zwei weitere maßgebliche Annahmen der NIÖ angesprochen, und zwar jene begrenzter kognitiver Fähigkeiten des Individuums bzw. seiner bzw. ihrer begrenzten Informiertheit, sowie Transaktionskosten. Beides sind Kernelemente der Transaktionskostentheorie, die als ein zentraler Theoriestrang der NIÖ (neben der Theorie der Verfügungsrechte, der Vertragstheorie, der Neuen Politischen Ökonomie und der Ökonomischen Theorie des Rechts) betrachtet werden kann (s. zu dieser Einordnung z. B. Richter / Furubotn 1999 oder Erlei et al. 2007; ein anderes Verhältnis dieser Theorien sieht bspw. Voigt 2009, der diese Ansätze tendenziell als eigenständige Strömungen außerhalb der NIÖ betrachtet, s. S. 54 ff.). Hierbei wird darauf Bezug genommen, dass in neoklassischen Untersuchungen (oftmals implizit) unterstellt wird, Individuen verfügten über sämtliche entscheidungsrelevante Informationen und könnten diese auch ohne nennenswerte Kosten verarbeiten. Während Modelle stets mit Vereinfachungen arbeiten, **wird in diesem Kontext argumentiert, eine derartige Vorstellung von „Hyperrationalität“** (Posner 2007: 19; Richter / Furubotn 1999: 4) führe zur Außerachtlassung wesentlicher Aspekte der Realität (Posner 2007: 20). Allem voran wird hierdurch die unvollständige Natur von Vertragsbeziehungen ausgeblendet: In diesen können Individuen oftmals nicht sämtliche (v.a. zukünftige) relevanten Zustände der Realität vorhersehen, weshalb es institutioneller Absicherungen für diese Beziehungen bedarf (etwa Gerichte oder Schlichtungsstellen, s. Erlei et al. 2007: 199).

Durch diese Sichtweise gerät in den Blick, dass Vertragsbeziehungen und damit Tauschprozesse nicht kostenfrei ablaufen. Die Sammlung von Informationen zu den gewünschten Tauschgütern (Produktqualität, Preis) bzw. den Eigentumsrechten daran, die Suche nach geeigneten Transaktionspartnern, die Vertragsverhandlungen sowie die

Einsetzung von Institutionen zur Absicherung der Verträge (Sanktionsmechanismen) einschließlich der Klärung von Streitfällen burden jeder Transaktion Kosten zusätzlich zu den Produktionskosten auf (Erlei et al. 2007: 200; Richter / Furubotn 2010: 58). Transaktionen werden dabei je nach Sichtweise bzw. theoretischem Ansatz definiert als die Übertragung von Gütern bzw. Leistungen, oder aber von Verfügungsrechten hieran zwischen Individuen (Erlei et al. 2007: 1999; Richter / Furubotn 2010: 55). Schon allein weil eine breite Palette von menschlichen Interaktionen als Transaktion bzw. Vertragsbeziehung interpretiert werden kann (Williamson 2000: 599), kommt diesen Transaktionskosten eine hohe Bedeutung zu. Neben Markttransaktionen sind hiervon auch unternehmensinterne Prozesse betroffen (z. B. Kosten der Erfüllung von Arbeitsverträgen, Kosten der Einrichtung, Erhaltung oder Änderung der Unternehmensstruktur etc., Richter / Furubotn 2010: 61), sowie politisch-administrative Prozesse (ordnungspolitische Rahmensetzung, Etablierung und Durchsetzung eines Rechtssystems, einer öffentlichen Verwaltung, eines Militärs, des Bildungswesens etc., s. ebd.: 62 f.).

Das Ausmaß der Transaktionskosten bestimmt sich dabei nach dem Ausmaß der Unsicherheit (z. B. bzgl. des Verhaltens von Transaktionspartnern, über die Zukunft etc.), der Häufigkeit einer Transaktion (sinkende Kosten bei steigender Wiederholung einer Transaktion), sowie der Spezifität der betroffenen Güter bzw. Rechte (Williamson 1985: Kap. 2). Die Spezifität bezieht sich dabei auf die Ausrichtung eines Produktionsfaktors auf einen bestimmten Verwendungszweck, womit seine Verwendung in einem anderen (Produktions-) Zusammenhang mit Kosten einhergeht. Diese schlagen entweder direkt als Transaktionskosten zu Buche, oder indirekt, wenn Mechanismen zur Absicherung gegenüber opportunistischem Verhalten von Kooperationspartnern etabliert werden, um die Aneignung von Quasirenten (Wertedifferenz aus erst- und zweitbesten Verwendung) durch Vertragspartner zu unterbinden (Erlei et al. 2007: 204; Häder 1997: 73 – 75). Diese „Betriebskosten eines Wirtschaftssystems“ (Arrow 1969, zit. nach Richter / Furubotn 2010: 57) sind aber nicht nur aufgrund ihrer Allgegenwärtigkeit von Bedeutung. Nach Wallis und North (1986) machen sie erhebliche Teile der (im Falle dieser Untersuchung US-amerikanischen) Volkswirtschaft aus (etwa 45 % des BIP im Jahr 1970, zit. nach North 1990: 28).

Die NIÖ ist mit dem Begriff der Institutionen sowie der allgemeinen Bedeutung von begrenzter Rationalität und Transaktionskosten nur in Ansätzen umrissen bzw. eingeleitet worden (zu weiterführenden Darstellungen s. Erlei et al. 2007; Richter / Furubotn 2010; Voigt 2009; auf die Rolle von Unsicherheit und Transaktionskosten im Kontext umweltpolitischer Instrumente wird zudem in Kapitel 0 ausführlicher eingegangen). Im Folgenden wird mit Blick auf die Heterogenität des Forschungsansatzes eine Engführung auf die Implikationen für die Untersuchung von Umweltproblemen vorgenommen. Zwar liegt bislang keine einheitliche institutionenökonomische Theorie der Umwelt vor. Die bisherigen Arbeiten ermöglichen jedoch eine Strukturierung der Vorgehensweise der

vorliegenden Arbeit. Dabei wird aus der (nicht immer konsistenten) Vielfalt der institutionenökonomischen Annahmen und Prämissen eine Auswahl getroffen, die für die vorliegende Fragestellung geeignet ist.

1.2.2 Institutionenökonomische Analyse von Umweltproblemen

Die Annahmen der NIÖ können anhand konkreter Anwendungsfelder mit spezifischeren Konturen versehen werden. Hinsichtlich der Analyse von Umweltproblemen existieren mehrere Versuche zur Übertragung und konzeptionellen Weiterentwicklung des Ansatzes.³ Hierbei findet sich allerdings regelmäßig der Hinweis auf den Bedarf weiterer Forschung (Gawel 1996b: 24 f.; Krutilla / Krause 2010: 344; Ménard 2011: 118; Paavola 2007: 93). Konzeptionell am weitesten fortgeschritten in Bezug auf die institutionenökonomische Analyse der Nutzung von Wasserressourcen dürfte die Arbeit von Saleth und Dinar 2004 sein, die allerdings auf die Theorie des institutionellen Wandels in Anlehnung an North (1990) Bezug nimmt und die allgemeine Leistungsfähigkeit des Wassersektors untersucht. Die vorliegende Arbeit folgt jedoch stärker dem transaktionskostentheoretischen Ansatz, dem neben der Theorie des institutionellen Wandels die größte Bedeutung für eine institutionengeleitete Betrachtung von Umweltproblemen zukommt (Häder 1997: 61). Grund hierfür ist, dass ein bestimmtes institutionelles Arrangement (die Abwasserabgabe) und seine konkrete Ausgestaltung im Blickfeld steht, und weniger der Vergleich verschiedener Arrangements aus unterschiedlichen Regionen oder Epochen, wie bei der Theorie des institutionellen Wandels üblich (z. B. North 1990; Saleth / Dinar 2004).

Die genauen Implikationen für eine institutionenbezogene Analyse bzw. entsprechend informierte Strategien zur Bewältigung von Umweltproblemen sind jedoch nicht einheitlich. Beispielsweise werden verschiedene Schlussfolgerungen dahingehend gezogen, welche Rolle Institutionen für die Wahl umweltpolitischer Instrumente haben: Während einerseits geschlussfolgert wird, dass unter der Berücksichtigung von Transaktionskosten die Überlegenheit marktförmiger Instrumente wie Abgaben und handelbare Emissionsrechte weit weniger eindeutig ist (Hansjürgens 2000: 100; Michaelis 1996a: 53), wird in anderen Untersuchungen dieser neoklassische Standpunkt (in Bezug auf das qualitative Management von Gewässerressourcen s. bspw. Convery 2013: 164) bekräftigt (Häder 1997: 240; Krutilla / Krause 2010: 345; Posner 2007: 400).

Solchen Unstimmigkeiten zum Trotz besteht Einigkeit in Bezug auf die mangelnde Eignung der neoklassischen Umweltökonomik zur hinreichenden Analyse von Umweltproblemen. Als Grundhaltung kann die Feststellung gelten, dass ohne eine

³ Z. B. Challen 2000; Garrick et al. 2013a; Garrick et al. 2013b; Gawel 1996a; Häder 1997; Karl 2000; Krutilla 1999; Krutilla / Krause 2010; Krutilla / Alexeev 2014; Marshall 2013; McCann 2013; Ménard 2011; Muradian et al. 2010; Paavola 2007; Saleth / Dinar 2004; Vatn 2005.

Berücksichtigung von Institutionen keine wirklichkeitsnahe und somit politikrelevante Untersuchung und Bewertung umweltpolitischer Maßnahmen möglich ist (Bonus 1996: 36; Challen 2000: 3; Häder 1997: 56; Hansjürgens 2000: 99ff; Michaelis 1996a: 53, 55f; Renner 2000: 166; Saleth / Dinar 2004: 32; Vatn 2005: 13, 417 f.). Oftmals schließt sich hieran die Feststellung an, dass pauschale Lösungsansätze bzw. entsprechende Empfehlungen in die Irre führen, da je nach institutioneller Konfiguration des Problemkontexts bspw. unterschiedliche Instrumente geeignet sein können (Bonus 1996: 36; Challen 2000: 7).

Ausgangspunkt der Kritik an der neoklassischen, d.h. weitgehend institutionenfreien Behandlung von Umweltproblemen ist, dass es eine ineffiziente Nutzung von Umweltressourcen **in einer sogenannten Coase'schen Welt, d.h. in Abwesenheit von Transaktionskosten**, gar nicht geben dürfte (z. B. Häder 1997: VII; Karl 2000). So argumentierte Coase (1960), dass in diesem Fall sämtliche Parteien (physischer Urheber einer Umweltveränderung und Betroffene dieser) im Rahmen einer Verhandlungslösung ein effizientes Maß bspw. an Emissionen vereinbaren würden. **Das Coase'sche Theorem** verweist demzufolge auf die Inkonsequenz der Neoklassik hinsichtlich ihrer eigenen Grundannahmen (Karl 2000: 80; zur wechselvollen Rezeption des Coase-Theorems s. Medema 2014). Tatsächlich kann ohne Berücksichtigung von Transaktionskosten keine sinnvolle Instrumentenwahl erfolgen, da unter diesen Annahmen sowohl Abgaben als auch Verhandlungslösungen und selbst das Ordnungsrecht Umweltprobleme optimal (und kostenfrei) bewältigen können (Erlei et al. 2007: 190). Selbst wenn ein um Transaktionskosten erweitertes neoklassisches Paradigma zugrunde gelegt wird, sind aus dieser Perspektive keine präzisen Instrumentenempfehlungen möglich, da mögliche Effizienzvorteile marktförmiger Instrumente stets nur für einen spezifischen institutionellen Kontext Geltung beanspruchen können (Häder 1997: 56). Stattdessen würden auch hier tendenziell Idealzustände miteinander verglichen (Hansjürgens 2000: 99 ff.). Als Beleg hierfür wird die mangelnde Berücksichtigung neoklassischer Politikempfehlungen (u.a.) im Umweltbereich angesehen (Häder 1997: 56 f.).

Bisweilen wird der neoklassische Ansatz zur Regulierung von Umweltproblemen nicht nur als verzerrt, sondern als im Ansatz verfehlt eingestuft. Hierbei ist insbesondere Coase selbst zu nennen, der als Ursache nicht externe Effekte, sondern stattdessen unzureichend definierte Eigentumsrechte an Umweltgütern benannte (s. hierzu ausführlicher Abschnitt 2.2). In Bezug auf die Wahl und Ausgestaltung umweltpolitischer Instrumente ist diese abstrakte Debatte allerdings wenig zielführend (Karl 2000: 83 f.). Das bedeutet nicht, dass **die Coase'sche Sichtweise generell keine umweltpolitischen Implikationen** hat. Ganz im Gegenteil sind in der einschlägigen Literatur eine Vielzahl von Schlussfolgerungen für entsprechende Analysen gezogen worden. Diese können aufbauend auf einem (erweiterten) **Pigou'schen Steuerungskonzept** fruchtbar gemacht werden (s. hierzu Kapitel 0). Diese Schlussfolgerungen lassen sich **grob auf den Nenner** ‚erweitertes Analyseobjekt unter **veränderten Annahmen**‘ bringen. Sie haben also sowohl Auswirkungen auf die methodische Herangehensweise, als auch auf den Gegenstand der Untersuchung. Zu den veränderten

Annahmen gehören neben den bereits erwähnten Aspekten von begrenzter Rationalität, unvollständiger Information und dem Vorliegen von Transaktionskosten insbesondere:

- normwidriges Verhalten: Es wird davon ausgegangen, dass Gesetze und andere (auch informelle) Verhaltensregeln stets gebrochen werden, wenn sich dies aus Sicht des Betroffenen als vorteilhaft erweist (Becker 1968; North 1990: 4).⁴ Der Erfolg bzw. die Effektivität umweltpolitischer Maßnahmen hängt somit maßgeblich davon ab, inwieweit wirksame Kontroll- und Sanktionsmechanismen existieren und diese auch angewendet werden. Dabei spielen die neben der Entdeckungswahrscheinlichkeit von Regelverstößen und der Höhe der Sanktionen auch die Ressourcen der zuständigen Behörden zur Erfassung der Regelverstößen eine wichtige Rolle (Cohen 1998; Cremer / Gahvari 2002; Harford 1978; Heyes 2000; Macho-Stadler / Pérez-Castrillo 2006; Rousseau / Proost 2005; Shimshack 2014).
- Eigennützig agierende politische und administrative AkteurInnen: In institutionenökonomischen Arbeiten, die sich den Ansatz der Neuen Politischen Ökonomie zu eigen machen, wird die Annahme der wohlmeinenden sozialen PlanerIn aufgegeben. In der Neoklassik wird davon ausgegangen, Fehlallokationen resultierten aus Marktversagen, welches durch geeignete Maßnahmen des Staates zu beheben sei, der an der Maximierung der sozialen Wohlfahrt interessiert sei (Mankiw / Taylor 2008: 10 f.; Vatn 2005: 103; s. exemplarisch für den Bereich der Umweltökonomik Ambec / Coria 2018: 115 und Endres 1986: 328). Demgegenüber vertritt die Neue Politische Ökonomie die Ansicht, dass nicht nur private, sondern auch staatliche AkteurInnen ausschließlich nach ihren eigenen Interessen handeln. PolitikerInnen streben demzufolge nach der Maximierung ihrer Wiederwahlchancen, ihrer Macht sowie ihres Prestiges, während staatliche Bürokratien die Maximierung ihres Budgets sowie ihres Einflusses zum Ziel haben (Downs 1957; McCormick / Tollison 1981; Niskanen 2007). Das Gemeinwohl einschließlich einer effektiven Umweltpolitik rücken demgegenüber in den Hintergrund, bzw. weichen einer symbolisch orientierten Politik. Diese kündigt einerseits Fortschritte an bzw. behauptet solche, unterlässt aber andererseits wirksame Maßnahmen, insoweit diese Widerstand wichtiger Wählergruppen hervorzurufen drohen (Gawel 1996c: 10 f.; Hansjürgens / Lübke-Wolff 2000).
- Stärkere Berücksichtigung ökologischer Gleichgewichtsbedingungen: In der neoklassischen Umweltökonomik gerät die begrenzte Substituierbarkeit natürlicher Ressourcen durch menschengemachte Güter und Dienstleistungen oftmals aus dem Blick (kritisch hierzu Drupp 2018: 136; Häder 1997: 59 FN 117). Häufig gelten auch irreversible Umweltveränderungen als akzeptabel, soweit der entsprechende Schaden

⁴ Dieser Verhaltensaspekt ist in der erweiterten Neoklassik ebenfalls berücksichtigt, s. z. B. Kirchgässner 2008: 17.

durch einen höheren Nutzen aufgewogen wird (s. die Nachweise bei Cansier 1996: 58). Letztlich bestimmen aus neoklassischer Sicht die aggregierten individuellen Präferenzen über das gesellschaftlich optimale Niveau an Umweltqualität (kritisch Bonus 1996: 32 f.; Bruns 1995: 72 ff.; Rogall 2012:109 - 119). Infolge der Betonung der begrenzten Rationalität menschlicher AkteurInnen, die u.a. auch zu einer eingeschränkten Erfassung komplexer Umweltphänomene bzw. des entsprechenden Nutzens führt, wird aus institutionenökonomischer Perspektive der Erhaltung des ökologischen Gleichgewichts oftmals ein höherer Stellenwert zugeschrieben (Bonus 1996: 37; s. auch Häder 1997: 32 - 34, der diese Position allerdings bereits als Teil des erweiterten neoklassischen Paradigmas sieht).

Die veränderten Annahmen führen nicht zuletzt dazu, dass Phänomene in den analytischen Fokus geraten, die in neoklassischen Arbeiten außen vor bleiben, entweder weil sie in einer transaktionskostenfreien Welt nicht plausibel erklärt werden können, oder weil ihnen keine substantielle Bedeutung beigemessen wird. Hierzu zählen

- das Verhältnis von Transaktionskosten zu den „**gains of trade**“, also den (von diesen Transaktionskosten abzugrenzenden) Wohlfahrtsgewinnen einer bestimmten Maßnahme (Karl 2000: 79): Aus institutionenökonomischer und insbesondere transaktionskostentheoretischer Sicht sind marktbasierende Tauschakte, aber auch Transaktionen unter Einschluss staatlicher AkteurInnen (etwa umweltpolitische Regulierung mittels preissteuernder Instrumente) nur dann vorteilhaft für die Gesellschaft, wenn der damit verbundene Nutzenzuwachs nicht durch gleichzeitig anfallende Transaktionskosten überkompensiert wird. Die Anerkennung der Existenz von Transaktionskosten führt demnach nicht nur zur Veränderung der Annahmen einer Analyse, sie können selbst zu einem maßgeblichen Gegenstand dieser werden. In Bezug auf umweltpolitische Entscheidungen begründen Transaktionskosten also bspw. nicht nur die Relevanz der Wahl zwischen verschiedenen Instrumenten, sie sind nicht selten auch ausschlaggebend für das Ergebnis wie auch die konkrete Gestaltung eines Instruments (Goulder / Parry 2008; Krutilla / Krause 2010: 286 f.; McCann et al. 2005: 528; McCann 2013). Eine wichtige Abgrenzung zu den Ergebnissen neoklassischer Analysen, die hieraus resultiert, ist die, dass marktformige Instrumente wie Abgaben oder handelbare Zertifikate keineswegs ordnungsrechtlichen Steuerungsansätzen stets überlegen sein müssen (Gawel 1999a; Hansjürgens 2000: 100). Gleichzeitig eröffnet sich hierdurch eine wichtige Perspektive auf den Einsatz instrumenteller Mischlösungen, die in der Praxis weit verbreitet sind und eine Strategie zur Begrenzung von Transaktionskosten darstellen können (Benbear / Stavins 2007: 120 f.; Braathen 2007: 188; Gunningham / Sinclair 1999: 55 f.; Lehmann 2012: 76).
- Bestehende instrumentelle Strukturen: Umweltpolitische Instrumente wirken nicht in einen lediglich durch Marktdaten wie Preise und Produktqualitäten konturierten

Handlungsraum hinein, sondern werden im Regelfall durch eine Vielzahl institutioneller Arrangements beeinflusst. Diese Arrangements werden in der Institutionenökonomik in erster Linie als Restriktionen verstanden (Dequech 2006: 109; North 1990: 3; Williamson 2000: 596), können aber durchaus auch zusätzliche Gestaltungsspielräume eröffnen, wie das o.g. Beispiel instrumenteller Mischlösungen zur Begrenzung von Transaktionskosten illustriert. In beiden Fällen ist eine Berücksichtigung institutioneller Gegebenheiten Voraussetzung für eine anwendungsorientierte Theoriebildung, da deren Empfehlungen ansonsten an der politischen, rechtlichen oder verwaltungsbezogenen Realität vorbeizugehen drohen (z. B. Bonus 1996: 36; Challen 2000: 3; Gawel 1996b: 12 ff.; Michaelis 1996a: 53). Zentrale institutionelle Dimensionen in dieser Hinsicht sind Recht, Politik und Verwaltung (Challen 2000: xiii f.; Gawel 1996b: 17 – 21; Michaelis 1996a: 52; Paavola 2007: 94; Saleth / Dinar 2004: 11 f.). Wichtige Fragen bei der Gestaltung eines Instruments betreffen etwa seine Konformität mit bestehendem Recht, seine Wirkung im Rahmen bereits etablierter umweltpolitischer Instrumente, die Verteilung politischer Regelungskompetenzen für die betreffende Materie, sowie die Ressourcen der Umweltverwaltung, Vollzugspraktiken und das Risiko von Vollzugsdefiziten. Dabei ist stets im Auge zu behalten, dass es sich bei allen drei institutionellen Dimensionen potenziell um Mehrebenenphänomene handelt: So wie rechtliche Restriktionen in Europäischen, verfassungsrechtlichen oder einzelgesetzlichen Regelwerken verankert sein können, sind auch politische und vollzugsbezogene Zuständigkeiten potenziell auf verschiedenen Governance-Ebenen angesiedelt, wobei die betroffenen AkteurInnen jeweils eigene Interessen ins Spiel bringen.

- Betroffene von Umweltschäden als zusätzliche potenzielle SteuerungsadressatInnen: Durch den richtungsweisenden Aufsatz von Coase (1960) ist der Rolle der von Umweltveränderungen betroffenen AkteurInnen größere Aufmerksamkeit zuteil worden (Karl 2000: 81; Ménard 2011: 116; Paavola 2007: 94 f.; Posner 2007: 396 ff.). Coase wies darauf hin, dass Umweltprobleme auf Interessenskonflikte zwischen den physischen VerursacherInnen und den Betroffenen zurückgehen. Beide Interessen – sowohl an der qualitätsmindernden Nutzung einer Umweltressource, als auch an der Bewahrung des gegenwärtigen Zustands – sind grundsätzlich legitim (z. B. Gawel / Schindler 2016: 389 f.). Wichtiger als die ethische Neubewertung ist allerdings, dass hierdurch die Potenziale der Geschädigten zur kostengünstigen Abmilderung des Konflikts in den Blick geraten: Geht etwa die Verlagerung des Wohnortes von Geschädigten zur Abwendung von – dementsprechend als soziale, anstelle ökologische Kategorie zu verstehende (s. ebd.) – Schadenskosten mit geringeren (Vermeidungs-)Kosten einher als alternative Maßnahmen zur Verringerung produktionsbedingter Emissionen durch die physische VerursacherIn, kann die Berücksichtigung der Betroffenen in Maßnahmen zur Konfliktlösung die soziale Wohlfahrt erhöhen. Auch wenn in vielen Fällen eine weitgehende Verlagerung der

Vermeidungs- und damit Kostenverantwortung hin zu den Betroffenen weder gesellschaftlich mehrheitsfähig noch ökonomisch sinnvoll sein dürfte (Karl 2000: 86), ergibt sich hieraus die Anregung stets zu prüfen, inwieweit möglicherweise wenig kontroverse Vermeidungspotenziale auf allen Seiten bestehen und mittels geeigneter Anreize aktiviert werden können (ebd.: 81).

- Verteilungseffekte und Bedingungen für Akzeptanz: Mittlerweile haben Verteilungseffekte politischer Maßnahmen auch in einführenden neoklassischen Lehrbüchern einen festen Platz gefunden (z. B. Mankiw / Taylor 2008: 239 ff.; Tresch 2015: 24 ff., 58 ff.). Während in der umweltökonomischen Diskussion lange Zeit der Aspekt der Verringerung der Verzerrungen des allgemeinen Steuersystems im Vordergrund stand („Doppelte Dividende“, s. die Übersichten bei Jaeger 2012 und Freire-González 2018), sind inzwischen die potenzielle Regressivität vieler Umweltafgaben sowie die damit verbundenen finanziellen Belastungen insgesamt vermehrt als Hindernisse für effektiven Umweltschutz in den Blick geraten (z. B. Bento 2013; Bovenberg et al. 2005; Jenkins 2014; Glachant 2002; Fullerton 2011; MacKenzie / Ohndorf 2012). Werden Verteilungseffekte von Umweltpolitik nicht ausreichend beachtet und adressiert, laufen die jeweiligen Initiativen Gefahr, in deformierter Form umgesetzt oder ganz blockiert zu werden (Felder / Schleiniger 2002; Gawel 1995). Während gemäß des Coase-Theorems in einer transaktionskostenfreien Welt die initiale Verteilung von Verfügungsrechten – und damit den Kosten des Umweltschutzes – als (kurzfristig)⁵ irrelevant für das Allokationsergebnis interpretiert werden kann (kritisch Krutilla / Krause 2010: 291 f.), ist dies in der politischen Praxis offenkundig nicht der Fall (ebd.). Eine institutionenökonomische Analyse muss daher die verteilungspolitischen Implikationen umweltpolitischer Instrumente im Blick behalten und Empfehlungen dahingehend gestalten, dass sie ein Mindestmaß an Akzeptanz der vorgeschlagenen institutionellen Struktur gewährleistet (Aufderheide 2000: 158 f.; Karl 2000: 81; Paavola 2007: 96; Posner 2007: 397; Saleth / Dinar 2004: 15).

Aus den Annahmen (Transaktionskosten, begrenzte Rationalität) sowie dem erweiterten Analysefokus (insb. Akzeptanz) ergibt sich schließlich auch eine Modifizierung der Zielstellung rationaler Umweltpolitik: So wird das Leitbild sowohl einer Pareto-optimalen als auch Kaldor-Hicks-effizienten Internalisierung externer Effekte als unrealistisch zurückgewiesen (Häder 1997: 37 - 39; Karl 2000: 84; Posner 2007: 397; Richter / Furubotn 2010: 118). Eine Pareto-optimale Verbesserung, die als Besserstellung mindestens eines Akteurs und die Abwesenheit einer Schlechterstellung aller anderen AkteurInnen einer Gesellschaft definiert ist, kann schon im Hinblick auf die zahlreichen Probleme in Bezug auf die Beschaffung der hierfür erforderlichen Informationen nicht gewährleistet werden

⁵ Zu den Grenzen des Coase-Theorems in langfristiger Hinsicht s. Abschnitt 5.5.3).

(Richter / Furubotn 2010: 117 f.). Die Unterbreitung einer Kaldor-Hicks-effizienten Veränderung institutioneller Strukturen, bei der es lediglich auf die hypothetische Kompensation ankommt (zu den verschiedenen Wohlfahrtsveränderungskriterien s. Kleinewefers 2008: 45 f.), läuft darüber hinaus Gefahr, keine ausreichende Akzeptanz für unterbreitete Politikvorschläge zu generieren.

Diese Restriktionen münden in ein institutionenökonomisches, weniger konturiertes Zielkriterium, das, wie die vorliegende Arbeit am Beispiel der Abwasserabgabe verdeutlicht, aber durchaus anwendbar ist. Zentrales Merkmal dieses Zielkriteriums ist seine außerökonomische Bestimmung, wie ursprünglich bereits von Baumol und Oates (1971) vorgeschlagen wurde. Demnach liegt es an der Politik, angesichts der Unmöglichkeit zum Auffinden des sozialen Optimums (ökologische) Ziele zu definieren. Baumol und Oates begründen eine politische Zielsetzung aus dem Aspekt der Unmöglichkeit der exakten Bestimmung des sozialen Optimums heraus, halten aber ansonsten an der grundsätzlichen Ausrichtung des Umweltziels an individuellen Präferenzen fest: Demnach sollte das politische Ziel stets korrigiert werden, sobald eine Abweichung vom sozialen Optimum offenkundig werde (ebd.: 45 Fn. 3, 47 f.). Aus institutionenökonomischer Sicht impliziert die Annahme begrenzter Rationalität allerdings nicht nur, dass die regulierende Instanz keine Kenntnis der exakten Präferenzen und anderer erforderlicher Daten (v.a. Vermeidungskosten) zur Bestimmung des sozialen Optimums hat. Zusätzlich stellt sich die Frage, inwieweit individuelle Präferenzen selbst ein zielgebendes Kriterium darstellen können, wenn Menschen nicht in der Lage sind, die komplexen Zusammenhänge der natürlichen Umwelt und darauf aufbauend den Nutzen von Umweltressourcen vollständig zu erfassen (Wegner / Pascual 2011: 496) bzw. diese Erfassung systematische Verzerrungen aufweist. Ein Beispiel ist die fehlerhafte Einschätzung der Konsequenzen von (Umwelt-)Ereignissen mit sehr geringer Eintrittswahrscheinlichkeit und gleichzeitig sehr hohem Schadenspotenzial (z. B. Shogren / Taylor 2008). Infolgedessen wird oftmals eine Abkehr vom Pareto-Optimum als Orientierungspunkt und eine Meritorisierung von Umweltgütern für sinnvoll gehalten (z. B. Häder 1997: 32; Hansmeyer / Schneider 1992: 21 f.; Kemper 1993: 12; Weigel 2003: 95).

Der institutionenökonomisch ausgerichteten wirtschaftswissenschaftlichen Analyse kommt somit die Aufgabe zu, unter den gegebenen institutionellen Rahmenbedingungen kosteneffiziente Maßnahmen zur Umsetzung des politischen Ziels zu identifizieren (Häder 1997: 37 - 39; Karl 2000: 84; Posner 2007: 397; Richter / Furubotn 2010: 118). Ein effizientes Instrument muss somit die Umsetzung eines politisch gesetzten Ziels zu minimalen Kosten gewährleisten oder zumindest geringere Kosten einschließlich Transaktionskosten als andere Steuerungsalternativen aufweisen (s. Abschnitt 4.2.4). Im Hinblick auf politische Restriktionen muss es zudem politisch mehrheitsfähig sein. Saleth und Dinar (2004) verdichten diese Anforderungen im Kontext der Analyse des **Wasserressourcenmanagements zur prägnanten Zielformulierung einer „identification of a strategy for water institutional reform with minimum transaction costs and maximum**

political acceptability“ (ebd.: 302). In der Literatur finden sich für dieses institutionenökonomische Wohlfahrtskriterium u.a. die Begriffe der „relativen Effizienz“ (Richter / Furubotn 2010: 118), oder der „institutionellen Effizienz“ (Aufderheide 2000: 158).

1.2.3 Verwendete Annahmen und Prämissen

Wie oben dargelegt, verweist der Ansatz der Neuen Institutionenökonomik auf verschiedene Theorieschulen, und grenzt sich hinsichtlich der verwendeten Annahmen mal mehr, mal weniger deutlich von der Neoklassik ab. Gleiches gilt für die institutionenökonomisch ausgerichtete Analyse von Umweltproblemen, zumal dieser noch kein vollständig ausgearbeitetes, einheitliches Theoriegefüge zugrunde liegt. Die starke Betonung der Relevanz des institutionellen Kontexts eines Untersuchungsgegenstands legt allerdings auch nahe, dass für unterschiedliche Fragestellungen auch unterschiedliche Annahmen geeignet sein können. So ist bspw. bei Analysen zum längerfristigen institutionellen Wandel eine Berücksichtigung der Wandelbarkeit individueller Präferenzen (North 1990: 17) sicher erforderlich. In der vorliegenden Arbeit zur Abwasserabgabe hingegen, welchen den Aspekt des institutionellen Wandels nicht näher betrachtet, kann analog zur neoklassischen Theorie vereinfachend von **stabilen Präferenzen** ausgegangen werden.

Eine weitere Annahme der (erweiterten) Neoklassik, die in dieser Arbeit übernommen wird, betrifft **rationales Verhalten** der AkteurInnen: Individuen handeln demnach zum eigenen Vorteil auf der Basis ihrer individuellen Präferenzen und im Rahmen der gegebenen Restriktionen (Kirchgässner 2008: 16 - 19). Auf das Handeln kann durch eine Veränderung der Restriktionen bzw. der geltenden Anreizstrukturen Einfluss genommen werden. Hierbei wird nicht von einem hyperrationalen Individuum ausgegangen, sondern von AkteurInnen, die unter Verwendung von Informationen, die zu vertretbaren Kosten zu **beschaffen sind, akzeptable Lösungen suchen** („satisficing“ statt **Nutzenmaximierung**, s. ebd.: 30 ff.; Homann / Suchanek 2000: 31). Nicht berücksichtigt werden in diesem Verhaltensmodell altruistisches Verhalten sowie soziale Präferenzen, d.h. der Eingang des Nutzens anderer Individuen in die eigene Nutzenfunktion (Gsottbauer / Bergh 2011; North 1990: 20 ff.). Es wird somit angenommen, dass diese Phänomene bei den hier im Zentrum stehenden kommunalen und gewerblichen bzw. industriellen AkteurInnen keine bzw. eine untergeordnete Rolle spielen. An einigen Stellen wird jedoch ergänzend darauf hingewiesen, wenn in der behandelten Literatur signifikante Abweichungen von den Vorhersagen dieses Verhaltensmodells genannt werden.

Drittens wird, anders als von Coase als einer der Begründer der NIÖ, die Pigou-Tradition nicht als Widerspruch zum Verfügungsrechte-Ansatz verstanden und aus dieser Sichtweise heraus abgelehnt (Karl 2000). Stattdessen wird die Diagnose von durch **externe Effekte** verzerrter Preise als ein Baustein zum Verständnis sowie zur Behebung von

Umweltproblemen eingestuft, der sich mit der Problematik unzureichend definierter Eigentumsrechte zu einem kohärenten Konzept verbinden lässt (s. hierzu ausführlicher Abschnitt 2.2). Die Bezugnahme auf die Pigou-Lösung, deren Idealtypus im Laufe der Arbeit schrittweise dekonstruiert und im Hinblick auf den vorliegenden institutionellen Kontext angepasst wird, dient dabei dem systematischen Aufbau eines ebenso praxistauglichen wie ökonomisch und ökologisch leistungsfähigen Abwasserabgabekonzepts. Ob und bei welcher modifizierten Annahme genau die Grenze von der neoklassischen Theorie hin zu einer institutionenökonomischen Betrachtung überschritten wird, wird dabei nicht als vorrangig eingestuft und kann im Hinblick auf die Diversität des Ansatzes wohl auch nicht eindeutig beantwortet werden.

Stärker institutionenökonomisch ausgerichtete Annahmen und Herangehensweisen in dieser Arbeit betreffen

- die Hervorhebung der Rolle von **Transaktionskosten**: Die Gestaltung von Lösungsvorschlägen für die hier betrachteten Herausforderung der Abgabenlenkung im Abwassersektor erfolgt unter besonderer Berücksichtigung von Kosten zur Beschaffung von Informationen insbesondere seitens der regulierenden Behörden (etwa hinsichtlich individueller Emissionsmengen oder den Umweltwirkungen von Abwassereinleitungen), sowie allgemein der politischen und administrativen Kosten im Zusammenhang mit Gesetzgebung und Vollzug einer Abgabe. Darüber hinaus werden Anpassungskosten an eine veränderte Regulierung, insbesondere aufgrund der Spezifität von Investitionen thematisiert.
- die Beachtung von **Informationsasymmetrien**: MarktakteurInnen verfügen über private Informationen, die für eine effiziente und effektive Regulierung erforderlich bzw. hilfreich sind, die sie aber nicht freiwillig preisgeben, wenn hieraus Kostennachteile erwachsen (zu Vermeidungskosten, aber auch zu Emissionsmengen). Staatliche AkteurInnen können dieser Herausforderung im Umweltschutz mittels verschiedener Strategien begegnen. In Bezug auf individuelle Vermeidungskosten stellen bspw. Umweltabgaben eine Technik dar, diese privaten Informationen für den Umweltschutz nutzbar zu machen, indem sie Anreize setzen, sich nach Maßgabe dieser Informationen zu verhalten (s. hierzu ausführlicher Abschnitt 3.4.1). In Bezug auf andere Informationsasymmetrien (Emissionsverhalten) ist zu prüfen, ob zusätzliche Strategien zur Preisgabe bzw. Nutzbarmachung dieser Informationen angewendet werden können.
- die Berücksichtigung **normwidrigen Verhaltens**: Die nicht unerheblichen finanziellen Belastungen durch die Abwasserabgabe, die leicht sechs- oder siebenstellige Größenordnungen für individuelle Emittenten annehmen können (Gawel et al. 2014: 408 f.), bedeuten erhebliche Anreize zur Verschleierung abgaberelevanter Tatbestände (Emissionsmenge allgemein, Verstöße gegen

ordnungsrechtliche Anforderungen). Die angesprochenen Informationsdefizite auf Seiten der regulierenden bzw. vollziehenden Instanzen bedeuten einen potenziellen Spielraum, durch die Zurückhaltung entsprechender Daten Zahllasten oder Vermeidungskosten zu reduzieren. Es wird davon ausgegangen, dass dieser Spielraum stets genutzt wird, solange der Vorteil den zu erwartenden Nachteil übersteigt. Aus diesem Grund wird institutionellen Vorkehrungen zur staatlichen Kontrolle des Verhaltens der Emittenten einschließlich der Regeln zur Sanktionierung normwidriger Handlungen besondere Beachtung geschenkt.

- die integrierte Analyse der Rolle **rechtlicher Rahmenbedingungen**: Die Abwasserabgabe bewegt sich in einem vielschichtigen Feld aus Europa- und verfassungsrechtlichen Vorgaben, sowie bundes-, landes- und kommunalrechtlichen Bestimmungen. Diese definieren institutionelle Restriktionen, in deren Grenzen Verhaltensanreize des Abgabensystems wirksam werden können. Die Formulierung politikfähiger Reformvorschläge erfordert eine Beachtung dieses Handlungsspielraums, als auch eine behutsame Beurteilung von Perspektiven zu seiner Erweiterung. So wird es beispielsweise wenig zielführend sein, umfangreiche verfassungsrechtliche Veränderungen für einen bestimmten Reformschritt vorauszusetzen. Demgegenüber erscheint eine mittelfristige Verschiebung der Gewichte im Verhältnis zwischen Ordnungs- und Abgabenrecht nicht ausgeschlossen und wird dementsprechend an geeigneten Stellen erörtert. Darüber hinaus werden auch Aspekte des Rechtsrahmens berücksichtigt, welche eine Erweiterung des Handlungsspielraums bewirken. Ein Beispiel hierfür sind ordnungsrechtliche Anforderungen an Indirekteinleitungen, infolge derer dem Regulierer Informationen zur Verfügung stehen, auf die er im Rahmen der Abgabenlenkung zurückgreifen kann.
- die **Aufgabe der Annahme einer monolithischen sozialen PlanerIn**: In Einklang mit der Neuen Politischen Ökonomie wird angenommen, dass politische und administrative AkteurInnen ihre Handlungen nicht an der sozialen Wohlfahrt ausrichten, sondern nach ihren eigenen Interessen handeln (z. B. Maximierung von Einfluss und Budgets). Hierdurch kann bspw. berücksichtigt werden, dass in der politischen Praxis oftmals konkrete umweltpolitische Zielformulierungen vermieden werden, um sich einer entsprechenden Erfolgskontrolle zu entziehen (Gawel 2011a: 220 - 223). Darüber hinaus gerät das Problem in den Blick, dass u.a. lokale politische AkteurInnen und Vollzugsorgane keineswegs immer bereit sind, gewerbliche und industrielle Emittenten vor Ort mit verursachergerechten Ressourcennutzungskosten zu konfrontieren, etwa um sich auf diese Weise Vorteile im kommunalen Standortwettbewerb zu sichern (Bhansali et al. 1992). Hieran wird zudem bereits sichtbar, dass der umweltpolitische Prozess häufig nicht als monolithisches Gebilde bzw. als zentralistische Entscheidungsfindung und –Durchsetzung betrachtet werden kann. Stattdessen findet er im Fall der Bundesrepublik in einem föderalen

Mehrebenensystem statt, an dem neben Bundes- und LandesgesetzgeberInnen auch kommunale AkteurInnen beteiligt sind.

- die Problematisierung von **Verteilungseffekten** der Abwasserabgabe: Der mit der Abgabenlenkung einhergehende Einkommensentzug, der u.a. von der Zahllast ausgeht, ist zwar unter Lenkungsgesichtspunkten grundsätzlich erwünscht (s. Abschnitt 2.5). Das Ausblenden dieser finanziellen Belastungen kann jedoch dazu führen, politisch unrealistische Reformvorschläge zu formulieren, die am Widerstand der Betroffenen und ihrer politischen Interessensvertretungen scheitern. Daher müssen Wege gefunden werden, wie sich die allokativen Funktionen der Abgabenbelastung mit dem Ziel einer ausreichenden Akzeptanz der Maßnahme verbinden lassen.
- ein modifiziertes **Effizienzkriterium**: Wie im voranstehenden Abschnitt beschrieben, wird die Reform der Abwasserabgabe nicht im Hinblick auf unter begrenzten Informationen unrealistische Optimalitätskriterien betrachtet. Stattdessen wird im Hinblick auf Effizienzziele der Abgabenlenkung das **Kriterium der ‚institutionellen Effizienz‘** verwendet. Effiziente Maßnahmen bzw. Reformschritte sind in dieser Perspektive solche, die unter den gegebenen institutionellen Rahmenbedingungen (ggf. einschließlich ihrer Modifikation im Rahmen des kurz- und mittelfristig Möglichen) gleiche ökologische Zielbeiträge zu den geringsten (Produktions- und Transaktions-) Kosten ermöglichen und eine ausreichende Akzeptanz gewährleisten.
- Annahmen zu den **Eigenschaften der Gewässerressourcen**: Insbesondere im Rahmen der Betrachtung kurzfristiger Emissionsspitzen wird das Risiko einer irreversiblen Schädigung aquatischer Ökosysteme thematisiert. Die hohen Unsicherheiten in Bezug auf ökologische Schwellenwerte und langfristige Schäden, sowie die begrenzte Substituierbarkeit von Gewässerressourcen werden zudem im Hinblick auf die Zielformulierung einer Abwasserabgabe berücksichtigt (vorsorgender Gewässerschutz).
- der **Verteilung der Besitz- bzw. Eigentumsrechte** an den Gewässerressourcen: Es wird dem Umstand Rechnung getragen, dass die Eigentumsrechte an den Gewässerressourcen regelmäßig (Häder 1997: 95; Vatn 2005: 376) und so auch in Deutschland *de facto* auf Seiten der Emittenten und nicht des Staates bzw. der von ihm (auch) vertretenen qualitätssensiblen NutzerInnen liegen. Hiermit ist gemeint, dass in Abwesenheit bzw. im Vorfeld einer rechtlichen Kodifizierung von Eigentumsrechten an der Ressource Wasser diese von Emittenten im Zuge ihrer Nutzung mittels des physikalischen Aktes der Abwassereinleitung in Besitz genommen wird (zur institutionenökonomischen Unterscheidung zwischen Besitz und Eigentum s. Erlei et al. 2007: 297; s. auch Richter / Furubotn 1999: 5 f.). Die Etablierung formeller Eigentumsrechte durch den Staat im Zuge des Erlasses von

Umweltschutznormen bedeutet zwar *juristisch* eine Umkehr dieser Verhältnisse insofern, als dass jede Gewässernutzung unter dem Vorbehalt einer wasserrechtlichen Erlaubnis steht (§ 57 Abs. 1 des Wasserhaushaltsgesetzes). Die historisch bedingte vormalige Nutzung der Gewässerressourcen durch Abwassereinleiter bedeutet hingegen *faktisch*, dass hierdurch vormals ausgeübte Nutzungen begrenzt werden, anstatt sie den Emittenten erst – wie die rechtliche Fiktion der Übertragung des Nutzungsrechts im Zuge der Genehmigung einschließlich der anschließenden Abgabenlenkung impliziert – zu eröffnen (Bovenberg et al. 2005: 952; Vatn 2005: 375 - 377). Die Konsequenz dieses Umstands ist beachtlich (Vatn 2005: 375 - 377): Kann eine umweltrechtliche Beschränkung des Nutzungsumfangs bzgl. der Umweltressource aufgrund institutioneller Restriktionen nicht umgesetzt werden, besteht das Risiko, dass entsprechende Eigentumsrechte bei den Emittenten anstelle auf Seiten des Staates verbleiben. Mit anderen Worten führen Restriktionen unter derartigen Voraussetzungen tendenziell⁶ zur Konservierung gesellschaftlich unerwünschter Nutzungsintensitäten. Lägen die Verfügungsrechte hingegen auf Seiten des Staates, wäre die Folge bspw. prohibitiver Transaktionskosten, dass Emittenten zusätzliche Verfügungsrechte verwehrt blieben, die ihnen in einer transaktionskostenfreien Welt zukämen. Freilich kann eine institutionenökonomische Perspektive gerade dazu beitragen, ungeachtet der initialen Rechteverteilung diese Folgen hoher Transaktionskosten und anderer institutioneller Restriktionen zu beachten. So könnten bspw. prohibitive Transaktionskosten einer optimalen räumlichen Differenzierung der Abgabe zum Anlass genommen werden, die Abgabe pauschal nach Maßgabe der am stärksten vorbelasteten Region bzw. Lokalität auszurichten. Die unter Berücksichtigung des Immissionsziels disponiblen Eigentumsrechte an Gewässerressourcen in weniger belasteten Regionen würden demnach an den Staat übergehen. Allerdings dürfte eine solche konzeptionelle Vorgehensweise auf Akzeptanzprobleme stoßen und somit nicht mit dem institutionenökonomisch modifizierten Effizienzkriterium in Einklang zu bringen sein. Für die vorliegende Untersuchung bedeuten diese Überlegungen, dass von Maßnahmen zur Ertüchtigung der Lenkungswirkung der Abwasserabgabe Abstand zugunsten der gegenwärtigen Regelung genommen wird, wenn die zu erwartenden Transaktionskosten den zu erwartenden Nutzen der Reform übersteigen.

Die institutionenökonomische Herangehensweise bedeutet, dass anders als in der neoklassischen Tradition nicht die Erfassung der Vermeidungs- und Schadenskosten im Kontext der qualitätsmindernden (Abwassereinleiter) bzw. qualitätssensiblen (konkurrierende Nutzungsinteressenten wie Badegäste, FreizeitsportlerInnen, TrinkwasserproduzentInnen und -KonsumentInnen etc.) Nutzungen und damit die

⁶ Ein Gegenbeispiel bietet das Bescheidprinzip der Abwasserabgabe, in dessen Zuge zur Begrenzung der Transaktionskosten im Zusammenhang mit der Erfassung der Bemessungsgrundlage höhere Schadstofffrachten veranlagt werden als tatsächlich eingeleitet werden (s. Gawel et al. 2014: 180 ff.).

Annäherung an einen optimalen Abgabesatz im Vordergrund stehen (s. hierzu kritisch Gawel / Schindler 2015b). Stattdessen werden Herausforderungen der Abgabenlenkung in der Praxis untersucht, die erst unter institutionenökonomischen Annahmen in den Blick geraten. Die in Abschnitt 1.1 genannten Reformanliegen können dabei wie folgt konkretisiert werden:

- Wie kann die Abwasserabgabe angesichts begrenzter administrativer Ressourcen zur Überwachung von Abwassereinleitungen effiziente Anreize zur Berücksichtigung der Folgen kurzfristiger, etwa wetter- oder unfallbedingter Erhöhungen der Emissionsmenge setzen?
- Wie kann räumlich variierenden Knappheitslagen im Rahmen der Abgabenlenkung Rechnung getragen werden, wenn eine umfassende Erhebung dieser Knappheitslagen bzw. relevanter Einflussfaktoren aufgrund der damit verbundenen Informationsbeschaffungskosten nicht möglich ist?
- In welchem Ausmaß kann und sollte der AdressatInnenkreis der Abgabe auf Indirekteinleiter unter der Gegebenheit ausgeweitet werden, dass das präzise Verhältnis der Effizienzvorteile zu den damit verbundenen zusätzlichen Erfassungskosten nicht zu vertretbaren Kosten zu ermitteln ist?
- Auf welche Weise kann die Akzeptanz für zahlasterhöhende Reformen der Abwasserabgabe mit minimalen allokativen Verzerrungen erhöht bzw. gesichert werden unter der Bedingung begrenzter Informationen zu individuellen Grenzvermeidungskosten, individuellen Emissionsansprüchen oder anderen für die Gestaltung von Subventionsmaßnahmen relevanten Faktoren?

1.2.4 Vorgehensweise

Die Neue Institutionenökonomik führt nicht nur zu veränderten, erweiterten Fragestellungen. Auch der methodische Zugang zur Beantwortung der Fragen kann nicht ohne Weiteres von der Neoklassik übernommen werden. Insbesondere der Rückgriff auf formale Analysemethoden ist angesichts der Komplexität der betrachteten Problemstellungen und der zahlreichen Unsicherheiten (Schadens- und Transaktionskosten) und Intangibilitäten (z. B. politische Akzeptanz) nur in Teilen hilfreich. Zwar ist es grundsätzlich möglich, in formale Modelle eine beliebige Anzahl von Restriktionen zu integrieren (s. exemplarisch die Herangehensweise bei Elnaboulsi 2001 zur Herleitung von Optimierungsbedingungen für die effiziente Preisgestaltung bei öffentlichen Wasser- und Abwasserdienstleistungen). Dabei wird der Geltungsbereich der Theorie des Zweitbesten betreten (Lipsey / Lancaster 1956-57), der zufolge bei Vorliegen mehrerer Restriktionen für den Übergang zu einem optimalen Gleichgewichtszustand auch alle diese Restriktionen adressiert werden müssen (ebd.: 11 f.). Allerdings resultieren aus

solchen Modellen oftmals kaum mehr zu interpretierende Optimierungsbedingungen (Gawel 1996c: 63; Zimmermann et al. 2009).

Gawel (1996c: 63) schlussfolgert daher, dass die Theorie des Zweitbesten zwar auf das Problem aufmerksam mache, dass die herkömmliche neoklassische Optimierungsstrategie in Form der Ableitung und Erfüllung von Optimalitätsbedingungen in der praktischen Umweltpolitik aber nicht zielführend sei. Sie biete keine Handhabe für konkrete Lösungsansätze im Zweitbesten und weise damit „keinerlei wirtschaftspolitische Relevanz“ (ebd.) auf. Auch Blankart (2012) zufolge sind Lösungen gemäß der Theorie des Zweitbesten nicht möglich, da diese „schier unlösbare Probleme aufwirft“ (ebd.: 568).

Selbst wenn aus Gleichgewichtsmodellen interpretierbare Optimierungsbedingungen abgeleitet werden könnten, stellt sich die Frage, welchen Mehrwert diese für die Politikgestaltung haben. Häufig sind weder die maßgeblichen Schattenpreise der Ressourcennutzung oder ihrer Verringerung mit hinreichender Genauigkeit zu vertretbaren Kosten quantifizierbar (s. hierzu unten die Abschnitte 3.4.1 und 3.4.4), noch lassen sich die Kosten institutioneller Restriktionen ohne Weiteres beziffern. Bspw. ist eine Erfassung von Transaktionskosten im Zusammenhang mit umweltpolitischen Instrumenten herausfordernd, weil oftmals eine hohe Anzahl von AkteurInnen betroffen ist, diese ihre entsprechenden Kosten häufig nicht oder nur unzureichend dokumentieren, und zudem eine Abgrenzung zwischen Produktions- und Transaktionskosten nicht in jedem Fall trennscharf möglich ist (Krutilla / Krause 2010: 271 f., 336 ff.).

Roberts (1976) hat diese Hürden bereits vor über vier Jahrzehnten benannt und Implikationen für die ökonomische Methodik formuliert:

„The conventional approach to that difficulty [of reaching efficient outcomes] has been to specify formally the more restricted opportunity set and then to seek the maximizing conditions for such ‚second best‘ situations. Instead I urge that we recognize that fuzzy boundaries do not have partial derivatives. We face a very complex incremental search process. And we have reliable knowledge about both our opportunities and our preferences only for situations that are similar to those which we have already experienced. It is neither possible nor rational to try to consider ‚all‘ options. Instead, a globally rational strategy requires us to use various simplifications and rules of thumb as we make choices among a limited set of alternatives“(ebd.: 164).

In diesem Sinne wird auch in der vorliegenden Untersuchung wird eine heuristische Herangehensweise zur Berücksichtigung gewählt. Das heißt nicht, dass die bisherigen Erkenntnisse der neoklassischen Umweltökonomik pauschal verworfen werden. Vielmehr sollen diese zusammengeführt und, wo möglich, um bislang nicht ausreichend berücksichtigte institutionelle Aspekte erweitert werden. An die Stelle der Identifikation präziser formaler Optimierungsbedingungen in Form marginaler Kostenparameter treten hierbei in vielen Fällen Tendenzaussagen, die auf das Erfordernis eines pragmatischen

Abwägens zwischen empirisch bestenfalls näherungsweise zu bestimmenden Kostengrößen verweisen. Wo weder Effizienzpotenziale i.e.S. noch Transaktionskosten verlässlich quantifiziert werden können, müssen sich Entscheidungen für die Wahl und die Ausgestaltung eines umweltpolitischen Instruments z. B. an Parametern orientieren, die Anhaltspunkte dafür liefern, welche der beiden Größen überwiegt.

So kann im Hinblick auf mögliche Effizienzgewinne geprüft werden, unter welchen Bedingungen diese tendenziell umfangreich ausfallen und ob entsprechende Voraussetzungen im betrachteten Untersuchungsbereich vorliegen. In Richtung von Transaktionskosten wiederum kann eine Beurteilung der Verhältnismäßigkeit in Bezug auf mögliche Effizienzgewinne der Abgabenlenkung zunächst durch das Ausschließen von Instrumentendesigns erfolgen, welche eine Vervielfachung der gegenwärtig für den Vollzug umweltrechtlicher Vorschriften aufgewendeten Ressourcen erwarten lassen. Während das gegenwärtige Niveau an aufgewendeten Transaktionskosten zwar keinen unmittelbaren Aufschluss über das optimale Verhältnis zu Effizienzgewinnen liefert und Reformoptionen nicht allein deshalb ausgeschlossen werden sollten, weil sie in eine Erhöhung des Vollzugsaufwands münden, kann der politische Wille zur Bereitstellung dieser Ressourcen auch als institutionelle Restriktion betrachtet werden. Diese Restriktion kann auf den politischen Stellenwert der Bereitstellung von Umweltgütern und damit zumindest mittelbar auf die diesbzgl. Präferenzen einer Gesellschaft schließen lassen, die wiederum relevant für den absoluten Umfang an Effizienzgewinnen sind. Darüber hinaus können Potenziale zur Reduzierung von Transaktionskosten aufgezeigt und mithilfe des Inverhältnissetzens der Größenordnungen von (1) Schätzungen zu potenziellen Kostensenkungsgraden (z. B. aus der Literatur), sowie (2) der gegenwärtig in Bezug auf die Regulierung der Umweltressource verwendeten Mittel Schlussfolgerungen dahingehend gezogen werden, welche Größenordnung von Transaktionskosten tragfähig erscheint. In der gleichen Weise können Aussagen dazu getroffen werden, bis zu welchem Grad der Reduzierung von Transaktionskosten der Regulierung die in der Folge zu erwartenden Effizienzverluste in Kauf genommen werden sollten.

Als Beispiel lassen sich die von Destandau und Nafi (2010: 355 f. geschätzten prozentualen Effizienzvorteile einer räumlichen Differenzierung der Maßnahmen zur Umsetzung des Qualitätsziels der Wasserrahmenrichtlinie in Bezug auf organische Substanzen im Umfang von 20 % heranziehen. Werden diese in Beziehung gesetzt zu den in Deutschland jährlich anfallenden Vermeidungskosten des Abwassersektors von 8,8 Mrd. € (Horstmeyer et al. 2014: 15), dann ergibt sich als Größenordnung der Effizienzvorteile einer räumlichen Differenzierung der Abwasserabgabe ein Betrag in geringer einstelliger Milliardenhöhe. Selbst wenn von der Überschätzung dieser Vorteile um den Faktor 3 ausgegangen wird, erscheint etwa eine Verdoppelung des gegenwärtigen Vollzugsaufwands der Abwasserabgabe – der auf etwa 13 - 21 % des Aufkommens (Möller-Gulland et al. 2015: 34) im Umfang von ca. 300 Mio. € (Gawel et al. 2014: 279) geschätzt wird und demnach etwa 39 – 63 Mio. € jährlich beträgt – im Zuge einer solchen Differenzierung als vertretbar. Bei einer

Verzehnfachung des Vollzugaufwands hingegen – die bereits aus politischen Gründen kaum realistisch erscheint – nähme diese Kostengröße eine Dimension an, welche zunehmend jener der potenziellen Effizienzvorteile nahe kommt (630 Mio. € Vollzugskosten gegenüber 1,76 Mrd. € Kostensenkungspotenzial).

1.3 Gliederung

Die vorliegende Arbeit ist deduktiv aufgebaut. Als Grundlage der Untersuchung werden zunächst allgemeine Aspekte der Abgabenlenkung erörtert (**Kapitel 2**). Hierzu zählen zunächst eine Darstellung des Umweltproblems aus neoklassischer und institutionenökonomischer Sicht, sowie eine Übersicht über die unterschiedlichen Formen und Wirkungsweisen von Umweltlenkungsabgaben.

In einem zweiten Schritt werden Voraussetzungen und Restriktionen der Abgabenlenkung im Kontext des qualitätsbezogenen Managements von Gewässerressourcen erörtert (**Kapitel 0**). Ausgangspunkt der Darstellung ist das neoklassische Modell der Pigou-Steuer, welches von institutionellen Restriktionen weitgehend abstrahiert und darüber hinaus auf einer Vielzahl ökonomischer und ökologischer Annahmen basiert (Abschnitt 3.2). In den folgenden Abschnitten werden diese Annahmen diskutiert und geprüft, inwieweit diese plausibel sind. Dabei werden zuerst das Vorliegen der Voraussetzungen für den Einsatz marktbasierter Instrumente im Allgemeinen, und von Umweltabgaben im Besonderen geprüft (Abschnitte 3.3.1 und 3.3.2). Im Anschluss an die Diskussion der Voraussetzungen werden die Implikationen verschiedener institutioneller und ökologischer Restriktionen für die Gestaltung von Umweltabgaben dargestellt (Abschnitt 3.4).

Kapitel 4 widmet sich der Frage, inwieweit das deutsche Verfassungsrecht eine institutionelle Barriere für lenkende Umweltabgaben darstellt. Hierzu werden im Anschluss an die Abkehr der neoklassischen Konzeption und damit Begründung dieses Instruments modifizierte ökonomische Begründungsmuster für die Abgabenlenkung vorgestellt und anschließend mit juristischen Begründungsfiguren kontrastiert (Abschnitte 4.2 und 4.3).

Kapitel 5 adressiert ausgewählte, für den Abwassersektor typische Herausforderungen lenkender Umweltabgaben. Als erstes wird der Bedarf einer effizienten Bewältigung kurzfristiger starker Schwankungen der Emissionsmenge adressiert (sog. Spitzenlastproblematik, Abschnitt 5.2). In diesem Zusammenhang werden Erscheinungsformen und Hintergründe kurzfristiger Schwankungen dargelegt und eine Einschätzung der ökologischen und ökonomischen Bedeutung vorgenommen. Darauf aufbauend wird eine Abgabenlenkung zunächst unter neoklassischen Annahmen erörtert.

Anschließend werden relevante institutionelle Restriktionen schrittweise ‚zugeschaltet‘ (Unsicherheit bzgl. der Schadenswirkung, Unsicherheit bzgl. der Emissionsmenge) und untersucht, in welcher Weise die Abgabe unter diesen Bedingungen zielführende Vermeidungsanreize setzen kann.

Als zweite ausgewählte Herausforderung werden die räumliche und (mittelfristige) zeitliche Variation von Knappheitslagen betrachtet (Abschnitt 5.3). Im Anschluss an die Beschreibung der Problematik werden die bestehenden, weitgehend ‚institutionenblinden‘ Ansätze zur Adressierung des Sachverhalts vorgestellt und relevante institutionelle Restriktionen eingeführt. Nach einer kurzen Betrachtung der Auswirkungen räumlich differenzierter Umweltabgaben erfolgt eine Analyse verschiedener Optionen zur Adressierung räumlich variierender Knappheiten durch die Abwasserabgabe unter den Bedingungen von Unsicherheit in Bezug auf raumspezifische Emissionseffekte sowie den Transaktionskosten einer Differenzierung des Abgabesatzes. Hierbei werden sowohl die Rolle von Knappheitsindikatoren beleuchtet, als auch die konkreten Anforderungen an das Design der Abgabe.

Als dritte für den Abwassersektor spezifische Steuerungsherausforderung betrifft den AdressatInnenkreis einer Lenkungsabgabe (Abschnitt 5.4). Die im Hinblick auf die Vollzugskosten vorgenommene Beschränkung auf unmittelbar in Gewässer einleitende kommunale und gewerbliche / industrielle Emittenten (Direkteinleiter) wird in einem ersten Schritt daraufhin untersucht, inwieweit sich hieraus Verzerrungen der Abgabeanreize für unmittelbar nachgelagerte VerursacherInnen (Indirekteinleiter) ergeben. In einem zweiten Schritt werden die Option der Einbeziehung ausgewählter Indirekteinleiter analysiert und in diesem Zuge Kriterien zur Auswahl geeigneter AbgabenadressatInnen aus diesem Kreis herausgearbeitet.

Im vierten Teil des Kapitels werden Maßnahmen zur Verminderung von Kostenwiderständen und damit zur Erhöhung der Akzeptanz zahllast erhöhender Reformschritte vorgestellt (Abschnitt 5.5). Im Rahmen der einführenden Darstellung von Ursachen und Folgen von Kostenwiderständen werden insbesondere die allokativen Implikationen verschiedener zahllastmindernder Gestaltungsoptionen eruiert. Eine Auswahl solcher Optionen wird anschließend vorgestellt und unter den Gesichtspunkten (Kosten-)Effizienz, Effektivität und Praktikabilität einer vergleichenden Bewertung unterzogen.

Kapitel 6 beleuchtet das Querschnittsthema der instrumentellen Mischlösungen. Hierbei werden auf Grundlage der vorhandenen Literatur, sowie im Hinblick auf im Abwassersektor zusätzlich anzutreffende umweltpolitische Steuerungsansätze Implikationen des Einsatzes multipler Instrumente erfasst. Der Einsatz ergänzender Instrumente parallel zur Abgabenlenkung wird sowohl im Hinblick auf die Eingrenzung des Wirkungsbereichs der Abgabe betrachtet, als auch hinsichtlich ihres Potenzials, andere

institutionelle Restriktionen zu lockern und somit die Lenkungswirkung der Abgabe zu verbessern.

In **Kapitel 7** werden die zuvor erarbeiteten konzeptionellen Ansätze zur effizienten und ökologisch effektiven Ausgestaltung einer Abwasserabgabe auf das bundesdeutsche Abgabemodell (Abwasserabgabengesetz, AbwAG) und den spezifischen deutschen Anwendungskontext übertragen. Im Kontext der Spitzenlastproblematik werden dabei die gegenwärtigen Vorkehrungen zur Anpassung der Bemessungsgrundlage in den Blick genommen und auf Abweichungen zu den theoretisch hergeleiteten Empfehlungen hin untersucht. Dabei werden besonders die Rolle der Schmutzwassermenge sowie das Potenzial eines erweiterten, transaktionskostenarmen Kontrollregimes erläutert (Abschnitt 7.2).

In Bezug auf den Aspekt räumlich variierender Knappheiten, der bislang im Abgabedesign keine Berücksichtigung gefunden hat, wird zunächst die Dringlichkeit des Reformbedarfs unter Berücksichtigung von Art. 9 Wasserrahmenrichtlinie geprüft. In diesem Zusammenhang findet auch eine Prüfung des Vorliegens geeigneter Voraussetzung für eine räumliche Differenzierung der Abgabe, sowie eine Sichtung und Einordnung von Hindernissen statt. Dafür werden u.a. Daten zur Situation der räumlichen Knappheitsvariation herangezogen. Basierend auf einer moderaten Anpassung des institutionellen Gefüges (Abschwächung der Verzahnung mit dem Ordnungsrecht) werden dann Reformoptionen erörtert (Abschnitt 7.3).

Auch in Sachen Indirekteinleitung wird als erster Schritt der Reformbedarf unter Hinzuziehung von Kriterien für die Erweiterung des AdressatInnenkreises der Abgabenlenkung herausgearbeitet. Diese Kriterien weisen den Weg für die Auswahl geeigneter AkteurInnen. Darüber hinaus werden Querverbindungen zu anderen Gestaltungselementen der Abgabe geprüft, die im Falle einer Erweiterung des AdressatInnenkreises einer Anpassung bedürfen (Abschnitt 7.4).

Schließlich werden die theoretisch herausgearbeiteten Optionen zur Verringerung von Kostenwiderständen aufgerufen und mit den gegenwärtigen Mechanismen der Abwasserabgabe verglichen, welche diese Funktion aktuell ausüben. In Bezug auf die Frage, ob diese problematischen Mechanismen ersetzt werden können, werden u.a. die Kompetenzverteilung im föderalen System sowie die gegenwärtige Situation der Aufkommensverwendung thematisiert (Abschnitt 7.5).

Ein Ausblick auf weiteren Forschungsbedarf im Zusammenhang mit den angesprochenen Reformfeldern der Abwasserabgabe (Abschnitt 7.6) sowie eine Zusammenfassung der Ergebnisse (**Kapitel 0**) schließen die Untersuchung ab.

2 Abgaben als umweltpolitisches Instrument

2.1 Einleitung

Zur Umsetzung umweltpolitischer Ziele, etwa der Verringerung des Eintrags von Schadstoffemissionen in Gewässer, der Verminderung von Abfallmengen oder der Begrenzung der Versiegelung von Böden, stehen der Politik unterschiedliche Instrumente zur Verfügung (Stehling 1999: 7 f.). Neben ‚weichen‘ Steuerungsformen wie der Kennzeichnung der Umweltwirkung von Produkten (suasorische Instrumente) können umweltschädigende Handlungen auch über ‚harte‘ Instrumente wie Stoffverbote beeinflusst werden (zum Einsatz ordnungsrechtlicher Instrumente in der Umweltpolitik s. Gawel 1999a). Insbesondere in der neoklassischen Umweltökonomik, aber tendenziell auch in institutionenökonomisch geprägten Veröffentlichungen werden oftmals Instrumente empfohlen, die weder auf freiwillige Verhaltensänderungen, noch auf staatlichen Zwang setzen, sondern auf preislich vermittelte Anreize (ökonomische bzw. marktförmige Instrumente). Als wesentlicher Vorteil solcher marktförmiger Instrumente gilt voran ihre Fähigkeit zur effizienten Verringerung des Ausmaßes der (Über-)Nutzung von Umweltressourcen (z. B. Endres 2013: 122-138; Feess / Seeliger 2013: Kap. 4-5; Field / Field 2006: 242; Häder 1997; Heyes / Liston 2006: 256; Kemper 1993: 88; Turner / Opschoor 1994: 11; differenzierter hingegen z. B. Helfand 2002; Russel / Powell 1995).

Ein solches ökonomisches Instrument ist die Umweltabgabe. Indem sie umweltschädigendes Verhalten mit einer Zahlungspflicht belegt, setzt sie Anreize zur Einschränkung der entsprechenden Handlung, beispielsweise des Emittierens von Schadstoffen in die Atmosphäre oder Gewässer. Solche auf Verhaltensänderungen (statt dem Generieren von Finanzmitteln für Umweltschutzmaßnahmen) abzielende lenkende Umweltabgaben werden seit vielen Jahrzehnten diskutiert und für zahlreiche Anwendungsgebiete vorgeschlagen, etwa in den Bereichen Wasser, Energie, Abfall, Verkehr usw. (z. B. Bongaerts et al. 1988: 37 - 48). Ungeachtet der ökonomischen Empfehlungen, Abgabenlösungen und andere marktförmige Instrumente in geeigneten Anwendungsbereichen einzusetzen, dominierte in vielen Politikfeldern lange Zeit die traditionelle ordnungsrechtliche Umweltpolitik (Genehmigungsvorbehalte für Emissionen, Emissionsgrenzwerte, Stoffverbote etc.) (z. B. Häder 1997: VIII, 56 f.; Metcalf / Weisbach 2013: 9; Saleth / Dinar 2004: 9). Inzwischen haben ökonomische Instrumente eine weite Verbreitung gefunden (s. für den Bereich des Gewässerschutzes bspw. EEA 2016: 21 sowie Maestu 2013).

Die in dieser Arbeit vorgenommene Analyse des Abgabeninstruments im Kontext der Regulierung von Abwasseremissionen nimmt Bezug auf grundlegende umwelt- und institutionenökonomische sowie finanzwissenschaftliche Begriffe und Konzepte. Diese

werden im vorliegenden Abschnitt eingeführt. Hierzu zählen die Frage, woraus Umweltprobleme resultieren, zu deren Regulierung Abgaben eingesetzt werden können (Abschnitt 2.2). Darüber hinaus werden Abgaben von anderen Steuerungsinstrumenten abgegrenzt (Abschnitt 2.3) und verschiedene Formen (Abschnitt 2.4 sowie grundlegende Wirkungsprinzipien vorgestellt (Abschnitt 2.5).

2.2 Umweltprobleme aus umwelt- und institutionenökonomischer Sicht

Die Wirtschaftswissenschaft befasst sich mit der optimalen Zuteilung (Allokation) von begrenzten und damit knappen Ressourcen. Dabei wird insbesondere der Frage nachgegangen, wie Ressourcen so eingesetzt werden können, dass sie ausgehend von der gegenwärtigen Wohlfahrtsverteilung und den zur Verfügung stehenden Mitteln den maximalen Nutzen stiften.

Aus dieser knappheitsbezogenen Perspektive wird auch die Umweltproblematik als Allokationsproblem interpretiert. Statt der ökologischen oder politischen Dimension der (Über-)Nutzung natürlicher Ressourcen (einschließlich ökologischer Senken) liegt das vorrangige Erkenntnisinteresse der neoklassischen Umweltökonomik auf der Bedeutung der Umweltverschmutzung für die Wohlfahrt einer Gesellschaft (Feess / Seeliger 2013: 1; Kemper 1993: 1-3). Eingriffe in Ökosysteme werden folglich nicht grundsätzlich als problematisch betrachtet, sondern nur insofern, als sie zu (vermeidbaren) Wohlfahrtseinbußen führen. Unter diesem Blickwinkel werden Kosten der exzessiven Umweltverschmutzung und exzessive Ausgaben für Umweltschutzmaßnahmen als gleichrangig problematisch angesehen (im Kontext des Klimaschutzes Rabl et al. 2014: 4 f.). Insbesondere Forderungen nach Nullemissionen bzw. der Wiederherstellung (vermeintlich) natürlicher Urzustände wird im Hinblick auf die dabei entstehenden exorbitanten Kosten eine Absage erteilt, da die hierfür aufgewendeten Ressourcen an anderer Stelle mit weitaus höherem Nutzen verwendet werden können (Cansier 1996: 49, Rabl et al. 2014: 1).

Ein zentrales Erkenntnisinteresse der neoklassischen Ökonomik in Bezug auf Umweltprobleme sind Bedingungen, welche die optimale Balance zwischen zu viel und zu wenig Umweltschutz kennzeichnen sowie im Weiteren Instrumente, mit denen dieser Zustand angesteuert werden kann. Hinsichtlich dieser Optimalitätsbedingungen kann dabei auf die grundlegenden Erkenntnisse der neoklassischen Theorie zurückgegriffen werden, die Bedingungen für die wohlfahrtsoptimale Ressourcenallokation auf Märkten formuliert. Ausgehend von der Erkenntnis, dass zur Beschreibung eines allokatorentheoretisch optimalen Zustands Grenzwert- bzw. Marginalbetrachtungen hilfreich sind, werden diese Optimalitätsbedingungen als Marginalbedingungen formuliert

(z. B. Gawel 2009: 525 – 535; Kleinewefers 2008: 64-75). So ist das gesamtwirtschaftliche Optimum der Güterallokation etwa definiert als ein Zustand, in dem u.a. das Verhältnis des Grenznutzens eines Konsumenten zwischen zwei beliebigen Gütern dem Verhältnis der Preise dieser Güter entspricht, sowie das Verhältnis der Grenzkosten zwischen zwei beliebigen Produktionsfaktoren in der Produktion dem Preisverhältnis dieser Faktoren. Diese Marginalbedingungen verweisen darauf, dass im wohlfahrtsoptimalen Zustand alle Ressourcen (Produktionsfaktoren und Konsumgüter) räumlich und zeitlich so auf alle AkteurInnen verteilt sind, dass kein Wohlfahrtsgewinn mehr durch die Umschichtung von Ressourcen hin zu einem anderen Akteur bzw. Verwendungszweck möglich ist, ohne dass dabei an anderer Stelle ein Wohlfahrtsverlust eintritt (Pareto-Effizienz).

Das Erreichen bzw. die Annäherung an einen solchen effizienten Zustand ist jedoch an zahlreiche Voraussetzungen geknüpft. Im Kontext von Umweltproblemen ist aus neoklassischer Perspektive vor allem die Voraussetzung relevant, dass die Nutzung einer Ressource an die Zahlung des Preises gebunden ist, der die Knappheit dieser Ressource vollständig widerspiegelt. Auf diese Weise wird die NutzerIn mit den Verdrängungseffekten bzw. Kosten der Ressourcennutzung konfrontiert, die darin bestehen, dass die Ressource nunmehr nicht mehr für andere Produktions- oder Konsumzwecke zur Verfügung steht (Endres 2000: 22). Die Zahlung des Knappheitspreises verbindet somit die NutzerIn einer Ressource mit allen (ebenfalls daran interessierten) Nicht-NutzerInnen und ist damit Voraussetzung für eine Allokation von Ressourcen, in der alle Nutzungsinteressen in einer Gesellschaft berücksichtigt werden. Preise garantieren dabei auf vollkommenen Märkten zudem, dass die Beziehung zwischen NutzerInnen und Nicht-NutzerInnen eine besondere Qualität aufweist: Die Diskriminierung zwischen Nutzungsinteressenten, welche den Preis für die Ressource zu zahlen bereit sind, und solchen, die es nicht sind, führt dazu, dass jene AkteurInnen die Ressource nutzen, die daraus den höchsten Nutzen ziehen.⁷ Der Preismechanismus ermöglicht es also, knappe Güter in einer komplexen Gesellschaft an die nutzenbringendsten Stellen zu verteilen, ohne dafür eine (damit überforderte) Planungsinstanz aufbieten zu müssen (Coase 1946: 171 f.; Hayek 1945).

Aus neoklassischer Sicht hängen Fehlallokationen im Allgemeinen sowie die Übernutzung natürlicher Ressourcen im Besonderen somit mit einer Unvollkommenheit des Preismechanismus⁷ zusammen (Pigou 1932). Pigou beobachtete im Kontext von Landnutzungen, dass unter gewissen Bedingungen die Zahlung für die Inanspruchnahme einer Ressource nicht der Knappheit der Ressource und damit den gesellschaftlichen Kosten ihrer Nutzung entsprach (ebd.: 174 f.). Für die Differenz zwischen Preis (private Kosten) und den gesellschaftlichen (sozialen) Kosten **hat sich der Begriff „externe Effekte“** eingebürgert, da diese außerhalb des Preismechanismus anfallen. Externe Effekte können sowohl ein negatives (Kosten) als auch positives (Nutzen) Vorzeichen aufweisen, und

⁷ Dass dieser Umstand an die Voraussetzung vergleichbarer Zahlungsfähigkeit gebunden ist, wird im Weiteren noch zu thematisieren sein.

entfallen auf – an der entsprechenden Transaktion (z. B. der landwirtschaftlichen Nutzung und dem Verkauf der dabei anfallenden Güter) unbeteiligte – Dritte (z. B. Cansier 1996: 24 f.; Sturm / Vogt 2011: 16 ff.; für eine ausführliche Diskussion zum Konzept externer Effekte s. z. B. Buchanan 1969; Buchanan / Stubblebine 1962; Demsetz 1996; Vatn / Bromley 1997). Unter derart verzerrten Preisen können Märkte keine Güterallokation hervorbringen, welche den Marginalbedingungen des Pareto-Optimums entsprechen.

Auch eine übermäßige, d.h. wohlfahrtsmindernde Umweltverschmutzung wird aus dieser Sicht auf (negative) externe Effekte zurückgeführt. Eine wohlfahrtsoptimale Nutzung natürlicher Ressourcen würde bedeuten, dass diese Nutzung so weit ausgeweitet würde, dass die zuletzt genutzte Umweltressourceneinheit gerade noch so viel Nutzen wie Kosten verursacht, mithin also der gesamte Bereich der Ressourcennutzung mit einem positiven marginalen Kosten-Nutzen-Verhältnis ausgeschöpft wird. Im Falle durch externe Effekte verzerrter Preise erhalten aus individueller Sicht (vermittelt durch die Informationsfunktion der Marktpreise) jedoch auch Ressourcennutzungen eine positive Kosten-Nutzen-Bilanz, bei denen sie gesamtgesellschaftlich negativ ist. Mit anderen Worten werden aufgrund externer Effekte Umweltressourcen so weit genutzt, dass der dabei entstehende Nutzen durch gleichzeitig entstehende Kosten überkompensiert wird.

Die **Pigou'sche Analyse** von Umweltproblemen stellt den Ausgangs- bzw. Referenzpunkt der weiteren Diskussion dar. Hierbei wird der Auffassung gefolgt, dass die Pigou-Tradition dem institutionenökonomischen Ansatz nicht diametral entgegensteht, wie von Coase behauptet (s. hierzu Abschnitt 1.2.2). Stattdessen dient er in der vorliegenden Arbeit als idealtypischer Referenzpunkt für die schrittweise Entfaltung einer wirklichkeitsnahen, d.h. insbesondere institutionensensiblen Analyse.

Die Mängel des idealtypischen Pigou-Ansatzes seien hier bereits überblicksartig angerissen (s. ausführlich Abschnitt 0): Zum einen wird die analytische Tiefe als ungenügend und das Konzept externer Effekte als überwiegend deskriptiv betrachtet (Reichmann 1994: 11), **bisweilen sogar als wenig hilfreiche „Ansammlung von Definitionen (Axiomen) und Ableitungen aus diesen Definitionen in Form einer Beschreibung“** (Bruns 1995: 37, H.i.O.) beurteilt. Allerdings blieb Pigou keineswegs bei der Benennung von externen Effekten als Ursachenkomplex stehen, sondern bemühte sich durchaus, die dahinter liegenden Ursachen für das Auftreten externer Effekte aufzudecken.⁸ Zudem kann die Theorie öffentlicher Güter herangezogen werden, um der Theorie externer Effekte zusätzliche analytische Tiefe zu verleihen: Zwar wird die Theorie öffentlicher Güter häufig lediglich als Spezialfall der Theorie externer Effekte betrachtet (Hansjürgens 1992: 26 FN 12; Kemper 1993: 6) und daher z.T. als irrelevant zur Analyse von Umweltproblemen eingestuft (Feess / Seeliger 2013: 39). Allerdings kann sie auch als analytische Zuspitzung des

⁸ U.a. vermutete er deren Ursprünge im unvollständigen Wettbewerb und ungünstiger Aufteilung von Verfügungsrechten an Ressourcen (1932: 174 f., 198-203).

Phänomens der externen Effekte aufgefasst werden, wodurch sich diese auf besondere Gütereigenschaften zurückführen lassen: In ihrer erweiterten Form (Erlei et al. 2007: 344-350) erklärt sie das Auftreten externer Effekte mit der Besonderheit von Quasikollektivgütern, die wie private Güter nur in begrenztem Maße zur Verfügung stehen (Rivalität im Konsum) und daher knapp sind, von deren Nutzung im Gegensatz zu diesen aber niemand (zu vertretbaren Kosten) ausgeschlossen werden kann (fehlende Exklusivität). Können Nutzungsinteressenten aber nicht vom Konsum eines knappen Gutes ausgeschlossen werden, werden sie es konsumieren, ohne den entsprechenden Knappheitspreis zu zahlen. Aus neoklassischer Sicht ist die Folge dieses „Organisationsfehlers des Marktes“ (Hartwig 2007: 205) ebenjenes Auseinanderfallen von privaten und sozialen Kosten der Güternutzung, welche externe Effekte definiert.

Aus institutionenökonomischer Sicht wird hingegen der Verfügungsrechteansatz herangezogen, um das Auftreten exzessiver Ressourcennutzung zu erklären und dabei die Ansicht eines Marktversagens durch die Diagnose eines Politikversagens zu ersetzen. Der Verfügungsrechteansatz wurde ausdrücklich in Abgrenzung zum Konzept externer Effekte bzw. zum Güteransatz entwickelt (Bonus 1996: 33-37). Bisweilen wird er aber auch durchaus als alternatives bzw. ergänzendes Muster zur Erklärung des Auftretens externer Effekte verstanden (Baumol / Oates 1988: 26). Aus diesem Blickwinkel heraus treten Umweltprobleme nicht deshalb auf, weil niemand von der Nutzung einer Ressource ausgeschlossen werden kann, sondern weil er nicht – mithilfe der Definition und Vergabe von Verfügungsrechten – ausgeschlossen wird. Sobald Verfügungsrechte an einer Ressource etabliert worden sind, wird diese Ressource (unter geeigneten Bedingungen, insbesondere vertretbaren Transaktionskosten) wie jedes andere private Gut aufgrund des Eigeninteresses des Besitzers an der Erhaltung seines Besitzes effizient genutzt, ganz gleich, wem diese Rechte zugeteilt werden (Coase 1960). Die Ursache exzessiver Umweltverschmutzung ist demnach nicht in der besonderen Eigenschaft von Umweltgütern per se zu sehen, sondern, gewissermaßen abermals eine (Institutionen-)analytische Ebene darunter (Williamson 2010: 597 ff.), in Institutionen bzw. unzureichend definierten Eigentumsrechten, welche die Exklusivität dieser Güter nicht gewährleisten (Karl 2000: 80 f.). Wird der institutionenbezogene Ansatz nicht als Ergänzung sondern als Gegensatz zur neoklassischen Analyse der Pigou-Tradition gesehen, in der Institutionen nicht nur vernachlässigt, sondern von vornherein als irrelevant eingestuft werden, stellen sich die Theorie externer Effekte und der Verfügungsrechteansatz als miteinander unvereinbare Herangehensweisen zur Erklärung der Umweltproblematik dar (Cansier 1996: 33-37). In der vorliegenden Arbeit wird der Verfügungsrechteansatz hingegen als ergänzende Hilfestellung zur analytischen Strukturierung und folglich effizienten Bewältigung von Umweltproblemen betrachtet (s. hierzu Abschnitt 1.2.3).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Übernutzung natürlicher Ressourcen sowohl aus umwelt- als auch institutionenökonomischer Perspektive unter Allokations- und Effizienzgesichtspunkten erfasst und problematisiert wird. Umweltpolitischen

Eingriffen des Staates kommt demnach die Aufgabe zu, Allokationsverbesserungen zu gewährleisten. Im Folgenden wird erörtert, wie Abgaben in dieser Hinsicht wirken und sich von anderen Steuerungsformen abgrenzen.

2.3 Abgaben als umweltpolitisches Instrument

Unter dem Begriff Abgabe wird in der (umwelt-)ökonomischen Literatur eine Vielzahl unterschiedlicher Steuerungsformen zusammengefasst. Gleichzeitig existiert eine breite Palette an Begriffen, mit denen z. T. identische Abgabeformen bezeichnet werden (Milne / Andersen 2012: 20 f.). Für die Behandlung konkreter Fragestellungen wie hier der Rechtfertigung von Umweltabgaben ist eine genaue Eingrenzung des Phänomens Umweltabgabe hilfreich, da verschiedene Abgabeformen mit unterschiedlichen Begründungsmustern, Zielen und Gestaltungsherausforderungen verbunden sind. Daher wird in diesem Abschnitt eine Eingrenzung des Abgabekonzepts vorgenommen.

Eine erste und weitestgehend unstrittige Annäherung an Umweltabgaben ist möglich über die Abgrenzung zu anderen Steuerungsansätzen: Umweltabgaben gehören zu marktförmigen bzw. marktnahen Instrumenten, die eine mittlere Position zwischen stärker verhaltens einschränkenden ordnungsrechtlichen Instrumenten einerseits (z. B. Emissionsnormen, Genehmigungspflichten, s. Gawel 1999a), sowie freiwilligen, auf Information und Überzeugung setzenden suasorischen Instrumenten andererseits (z. B. Bereitstellung von Informationen, freiwillige Selbstregulierung, Hilfe zur Selbsthilfe, s. z. B. Gouldson et al. 2008) einnehmen.

Im Gegensatz zu ordnungsrechtlichen Ansätzen, die zulässige Handlungsbereiche definieren, in denen umweltschädigendes Verhalten für vertretbar gehalten wird (Gawel 1995: 205 f.), überlassen Abgaben und andere marktförmige Instrumente die Entscheidung über den Umfang der Nutzung einer Ressource bzw. Senke dem direkten und ausschließlichen wirtschaftlichen Kalkül des betroffenen Akteurs.⁹ Ein weiterer wesentlicher Unterschied zwischen marktförmigen und ordnungsrechtlichen Steuerungsansätzen kann zudem darin gesehen werden, dass die Ressourcennutzung im ersten Fall stets mit der Zahlung eines (Ressourcen-)Preises verbunden ist (den Grenzfall

⁹ Dieser Unterschied zwischen ordnungsrechtlichen Instrumenten und Abgaben kann gleichwohl in vielen Fällen als graduell aufgefasst werden, nämlich dort, wo die ordnungsrechtliche Sanktion ausschließlich aus einer Strafzahlung besteht, moralische Erwägungen bzw. Gesetzestreue keine Rolle spielen sowie keine andersartigen negativen Folgen wie etwa Reputationsschäden infolge des Rechtsbruchs auftreten. In diesem Fall kann argumentiert werden, dass hierbei ebenso wirtschaftliches Kalkül über das Ausmaß der Ressourcennutzung entscheidet und die Handlungsrationalität des Ressourcennutzers sich mithin nicht wesentlich von einer vergleichbaren Situation unterscheidet, in denen eine Abgabensteuerung vorliegt. Siehe hierzu auch Gawel (1995: 21 f.).

der Nullemission ausgenommen), während im letzteren Fall Schadstoffemissionen im zulässigen Bereich kostenfrei sind.

Innerhalb des Kreises marktförmiger Instrumente werden Abgaben zum einen üblicherweise unterschieden von Ansätzen, bei denen sich der Preis für die Nutzung einer Umweltressource indirekt über die Festlegung einer zulässigen Nutzungsmenge ergibt (handelbare Zertifikate). Demgegenüber legen Abgaben den Ressourcenpreis direkt fest, woraufhin sich die zulässige Nutzungsmenge indirekt über Marktprozesse ergibt (Preissteuerung; zum Vergleich von Preis- und Mengensteuerung s. z. B. die einführenden Darstellungen bei Cansier 1996: Kap. 7 oder Endres 2013: Teil III). Im Rahmen der preissteuernden marktförmigen Instrumente kann schließlich die Abgabe von Subventionen unterschieden werden. Anstelle einer Verhaltenssanktionierung belohnen diese umweltfreundliches Verhalten finanziell (z. B. Baumol / Oates 1988: Kap. 14; Engel et al. 2008; Parry 1998).

An dieser Stelle lässt sich also bereits festhalten, dass Umweltabgaben preislich vermittelte, sanktionierende Verhaltensanreize setzen, die sich zwischen den Extremen staatlicher Zwang und Überzeugung bzw. Freiwilligkeit bewegen. Unter diese Definition lassen sich jedoch immer noch recht diverse Instrumente fassen, die sich in ihrer Wirkungsweise, den Gestaltungskriterien und Rechtfertigungsmustern unterscheiden. Im Folgenden Abschnitt werden daher verschiedene Formen von Umweltabgaben kurz vorgestellt.

2.4 Formen

Für die Frage nach einer möglichen Begründung des Einsatzes von Umweltabgaben, aber auch im Hinblick auf die zweckmäßige Ausgestaltung, ist die betrachtete Abgabenform von Bedeutung. Eine Differenzierung zwischen verschiedenen Abgaben ist dabei nach mehreren Kriterien möglich.

Ein für die Rechtfertigung einer Umweltabgabe maßgebliches Kriterium ist die verwendete Bemessungsgrundlage. Aus diesem Blickwinkel kann zwischen Pigou-Steuern, Emissionsabgaben, Verfahrensabgaben, Produktabgaben und Input- bzw. Ressourcenabgaben unterschieden werden kann (Bongaerts et al. 1988: 18 – 22; Ewringmann / Schafhausen 1985: 29 ff.). Während sich Verhaltensanreize einer Pigou-Steuer unmittelbar an (Schadens-)Kosten orientieren, wird die Bemessung der anderen genannten Abgaben entweder am Umfang der gemessenen Emissionen, dem verwendeten Produktionsverfahren, der Menge oder dem Umsatz der hergestellten Produkte oder an der Menge bzw. den Kosten der für die Produktion verwendeten Ressourcen vorgenommen. Alle diese Abgabevarianten können gleichermaßen auf die Verringerung der

Umweltverschmutzung bzw. der damit verbundenen externen Effekte abzielen, ziehen zur Bemessung des Ausmaßes der Umweltverschmutzung aber einen unterschiedlichen Indikator heran.

Je weiter sich die Bemessungsgrundlage der Umweltabgabe von der unterstellten umweltpolitischen Zielgröße (z. B. Schadenskosten oder chemische Gewässerqualität) entfernt, desto unsicherer wird der Lenkungserfolg (Ewringmann / Schafhausen 1985: 43 f.). Zudem schränken indirekte Bemessungsgrundlagen die Handlungsalternativen der Emittenten ein und schließen hierdurch potenziell kostengünstige Emissionsminderungsoptionen aus. Um beispielsweise die finanzielle Belastung durch eine Abgabe auf Produktionsinputs zu vermindern, kann die Ressourcennutzerin bzw. Emittentin lediglich auf die Optionen der Verringerung der Produktion oder ggf. der Substituierung der Inputs durch umweltfreundlichere Produktionsmittel zurückgreifen. Die möglicherweise kostengünstigere Option des Einsatzes eines umweltschonenderen Produktionsverfahrens hingegen bietet ihm, anders als im Falle einer Emissionsabgabe, keine finanzielle Entlastung und würde daher nicht in Betracht gezogen.

Die Wahl indirekter Bemessungsgrundlagen hat allerdings häufig den Vorteil besserer Beobachtbarkeit und damit geringerer Transaktionskosten etwa für Messungen und behördliche Kontrollen (Giordana / Willinger 2013; Hamilton / Requate 2012). So lässt sich die Anzahl produzierter Pkws mit einem erheblich geringeren Aufwand erfassen als die aus der Pkw-Produktion resultierenden Gewässer- oder Luftemissionen. Da eine präzisere Bemessungsgrundlage tendenziell eine verursachergerechtere Lenkungswirkung ermöglicht, liegt ein Dilemma zwischen Effizienzgewinnen i.e.S. und den hierfür aufzuwendenden Transaktionskosten vor. Im Extremfall können Transaktionskosten Effizienzgewinne von Umweltabgaben sogar vollständig aufzehren (Häder 1997: 159 f.; Rousseau / Proost 2005).

Aus finanzwissenschaftlicher Sicht können Umweltabgaben danach unterschieden werden, inwieweit sie dem Äquivalenzprinzip entsprechen. Dieses auch Entgelt-, Vorteils- oder Nutzenprinzip genannte Kriterium verweist auf den Aspekt des Empfangs eines bestimmten Vorteils – etwa aus der Nutzung von Umweltressourcen –, nach dem Abgaben bemessen werden können (Zimmermann et al. 2009: 109 f.). Das Äquivalenzprinzip weist also Parallelen zum ökonomischen Kerngedanken auf, dass eine effiziente Ressourcennutzung die Zahlung des Knappheitspreises voraussetzt (ebd.). Aus Sicht des Staates können zusätzlich, aber auch alternativ zum Effizienzaspekt auch Erwägungen im Hinblick auf die Deckung der Kosten der Bereitstellung öffentlicher Leistungen („kostenmäßige Äquivalenz“ anstelle „marktmäßiger Äquivalenz“) oder die Überwindung von Steuerwiderständen von Bedeutung sein (ebd.: 110, 112 f.).

Die Differenzierung von Abgaben nach dem Äquivalenzkriterium mündet in die Untergliederung in Steuern, Gebühren, Beiträge und Sonderabgaben (Ewringmann /

Schafhausen 1985: 25 - 29; Stehling 1999: 18 f.; Zimmermann et al. 2009: 475). Während Steuern ohne Gegenleistungsbezug erhoben werden, entsprechen Gebühren dem Äquivalenzprinzip am stärksten, da sie unmittelbar am Umfang der staatlich erbrachten Leistung bemessen werden (Ewringmann / Schafhausen 1985: 29). Mit der Ausnahme von Beiträgen können alle diese Abgabenformen zu umweltpolitischen Zwecken eingesetzt werden (Erbguth / Schlacke 2014: 112 ff.). Die finanzwissenschaftliche Kategorisierung lehnt sich dabei nicht zufällig eng an die juristische Formenlehre an (s. unten Abschnitt 4.3.1), wengleich der Abgabenbegriff selbst in der Rechtswissenschaft anders definiert wird (Ewringmann / Schafhausen 1985: 9 f.). Hierdurch wird ein wesentlicher institutioneller Aspekt der Abgabenlenkung adressiert, nämlich die (verfassungs-)rechtliche Konformität ökologisch motivierter und anderweitiger Abgaben. Diese wird in der neoklassisch geprägten Umweltökonomik nicht beachtet:

„Die Umweltökonomie [...] hat im Grunde keine genaue Vorstellung davon, in welchem Rechtskleid und unter welchen institutionellen Bedingungen eine Geldleistungspflicht mit allokativer Funktion zu erheben ist“ (Gawel 1999b: 13).

Die Abstraktion von Anforderungen des Rechtssystems an den Einsatz von Umweltabgaben kann zur mangelnden institutionellen Passfähigkeit und somit zum Verzicht auf diese Instrumentenkategorie führen. Ein Beispiel ist das staatsrechtliche Nonaffektationsprinzip, das in der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgericht entwickelt wurde (Zimmermann et al. 2009: 475). Diesem Prinzip zufolge ist eine Erhebung umweltpolitisch und anderweitig motivierter Abgaben unzulässig, wenn ihr Aufkommen zweckgebunden verwendet wird. Grund hierfür ist das andernfalls bestehende Risiko, dass die im Grundgesetz vorgesehene Verteilung der Ertragshoheit der Steuern auf Bund, Länder und Kommunen verändert werden kann (ebd.). Umweltabgaben, die sich an sozialen Kosten anstelle von staatlichen Bereitstellungskosten orientieren, können somit in der Bundesrepublik lediglich in der Form von Lenkungssteuern etabliert werden, die keine Zweckbindung aufweisen, oder aber als Sonderabgaben (Zimmermann et al. 2009: 475), für die eine Ausnahme vom Nonaffektationsprinzip gilt (hierzu näher Abschnitt 4.3.4.3).

Eine dritte, ebenfalls in der Finanzwissenschaft gebräuchliche Unterscheidung von Umweltabgaben ist im Hinblick auf die Gewichtung der verschiedenen Abgabenfunktionen und die damit verbundene Zwecksetzung möglich (Ewringmann / Schafhausen 1985: 32 ff.; Stehling 1999: 18 f.). Dabei kann unterschieden werden zwischen fiskalisch motivierten Instrumenten, die vorrangig der Aufkommensgenerierung dienen und Lenkungsabgaben, die primär zur Setzung von Anreizen geschaffen werden und bei denen das Aufkommen nachrangig oder irrelevant für das verfolgte Umweltziel ist. In aller Regel üben Abgaben

sowohl eine Lenkungs- als auch eine Finanzierungsfunktion aus,¹⁰ von denen aber stets eine im Vordergrund steht (zum Verhältnis beider Funktionen s. Ewringmann 1988).

Mit Blick auf die Aufkommensverwendung einer Abgabe ist zum einen von ökonomischem Interesse, ob und in welchem Maße die Bemessungsgrundlage auf den Umfang der Nutzung einer ökologischen Ressource abstellt. Im weitesten Sinne könnten auch Abgaben als Umweltabgaben bezeichnet werden, wenn deren Bemessungsgrundlage keinen solchen Bezug aufweist, das Aufkommen aber zumindest teilweise für Umweltschutzzwecke verwendet wird. Unter einen solchen Umweltabgabenbegriff könnten dann etwa auch Einkommens- oder Verbrauchsteuern fallen, da diese das allgemeine Steueraufkommen speisen, aus dem heraus potenziell Umweltschutzmaßnahmen finanziert werden. Eine so weit gefasste Definition erscheint jedoch nicht zweckmäßig im Sinne der Eingrenzung des Forschungsgegenstands und ist auch in der ökonomischen Literatur nicht üblich (Milne / Andersen 2012: 21 f.).

Zum anderen ist für die Klassifizierung von Abgaben relevant, ob das Aufkommen für ein umweltpolitisches Ziel zweckgebunden ist oder in den allgemeinen Haushalt der zuständigen Körperschaft eingestellt wird und keinen Bezug zum Erhebungszusammenhang aufweist. Dominiert der Finanzierungszweck und fließen die Mittel in den allgemeinen Haushalt, handelt es sich um Steuern. Auch bei Gebühren und Beiträgen dominiert das Finanzierungsmotiv, wobei das Aufkommen zweckgebunden für erbrachte Leistungen des Staates ist. Liegt der Zweckbindung hingegen ein ökologisches Motiv zugrunde und ist die Höhe der Zahllast unabhängig von einer staatlichen Gegenleistung, handelt es sich um eine Verwendungszweckabgabe (Ewringmann / Schafhausen 1985: 32 ff.).

Im ökonomischen sowie politischen Sprachgebrauch werden unter Umweltabgaben hingegen überwiegend Lenkungs- bzw. Wirkungszweckabgaben verstanden (ebd.: 45; Milne / Andersen 2012: 20 ff.). Die Finanzierungsfunktion steht hierbei klar hinter dem Motiv der ökologisch motivierten Verhaltenslenkung zurück. Bestrebungen, den Finanzierungsaspekt von Umweltabgaben stärker in den Vordergrund zu rücken, sind vereinzelt erkennbar, haben den ökonomischen Diskurs aber nicht entscheidend beeinflussen können (s. hierzu Abschnitt 4.2.6).

Abgaben können somit (u.a.) nach den Aspekten Bemessungsgrundlage, Äquivalenz und Funktion differenziert werden. Während die Kategorisierung von Abgaben anhand ihrer Bemessungsgrundlage auf die Bedeutung von Transaktionskosten für die Ausgestaltung, Effektivität und Effizienzeigenschaften des Instruments verweist, die Unterscheidung

¹⁰ Eine Ausnahme bilden sogenannte „Erdrosselungsabgaben“, deren Lenkungswirkung so stark ist, dass sie faktisch einem Verbot der betreffenden Aktivität gleichkommen, womit dann auch kein Aufkommen mehr entsteht. Diese sind jedoch in Deutschland verfassungsrechtlich nicht zulässig (BVerfGE 98, 106).

anhand des Äquivalenzprinzips wiederum auf den Aspekt der Vereinbarkeit mit verfassungsrechtlichen Anforderungen, kann die funktionsbezogene Unterscheidung im Lichte politischer Restriktionen interpretiert werden. So wird Finanzierungszwecken in der Praxis oftmals der Vorrang gegenüber einer starken Lenkungswirkung gegeben (Andersen 1994: 49; Ciocirlan 2003; Ewringmann / Schafhausen 1985: 363; Hartmann 2005: 119 f.; Lago et al. 2015: 6). Dazu trägt neben dem Interesse der Politik an der Generierung von Finanzmitteln u.U. auch bei, dass die öffentliche Akzeptanz von Umweltabgaben durch die Zweckbindung des Aufkommens für Umweltschutzmaßnahmen gesteigert werden kann (Baranzini / Carattini 2017). Dass aufgrund dessen die Finanzierungsfunktion von Abgaben stets in den Vordergrund gestellt werden sollte, wie bisweilen vorgeschlagen wird (Andersen 1994), kann jedoch nicht überzeugen (s. hierzu ausführlich Abschnitt 4.2.6).

2.5 Wirkungsweise

Für die Analyse und Gestaltung von Umweltabgaben ist neben den unterschiedlichen Abgabeformen auch die Wirkungsweise relevant. Hierbei sind vor allem die Vielfalt der für die Entstehung von Umwelteffekten relevanten AkteurInnen, sowie deren Handlungsoptionen im Hinblick auf die kostengünstige Verringerung dieser Effekte von Interesse. Die Wirkungsweise einer Abgabe variiert zwischen den unterschiedlichen oben dargelegten Varianten, und wird im Folgenden am Beispiel der Emissionsabgabe erläutert. Diese wirkt sich etwa im Vergleich zu Produkt- oder Inputabgaben umfassender auf die Vermeidungsentscheidungen der AbgabeadressatInnen aus. Die Darstellung folgt dabei der Systematisierung von Reichmann (1994: 53 - 58).

Ein abgabepflichtiger Akteur wägt ab zwischen den Kosten der Abgabezahlung und den Kosten zur Reduzierung der Bemessungsgrundlage (im Falle von Emissionsabgaben also der Emissionsmenge). Geeignete Maßnahmen zur Verringerung der Zahllast einer Emissionsabgabe umfassen sind neben der Verringerung der Produktion die Substitution schadstoffintensiver Produktionstechniken oder -inputs. Auch technische Rückhaltemaßnahmen wie die Installation von Filteranlagen, die Veränderung der Produktpalette und die Umwandlung oder Rückführung von Schadstoffen zur weiteren Verwendung im Produktionsprozess fallen in die Kategorie von Substitutionseffekten (Ewringmann / Schafhausen 1985: 48 ff.; Stehling 1999: 17, 22; Zimmermann et al. 2009: 473). Neben dem Rückgang der Emissionen bewirkt eine solche Verhaltensänderung auch die Ausweitung der Nachfrage nach Substitutionsgütern.

Sowohl Ausweich- oder Substitutionsreaktionen als auch die Zahlung der Abgabe auf nicht vermiedene Emissionen haben zusätzlich den Entzug von Einkommen zur Folge (Einkommenseffekte). Daraus resultieren Rentabilitätseinbußen der von der Abgabe mittels der Bemessungsgrundlage erfassten umweltbelastenden Produktionsaktivitäten, sowie

erhöhte Preise der dabei produzierten Güter und Dienstleistungen gegenüber anderen, weniger emissionsintensiven Produkten. Die Konsequenz sind eine reduzierte Nachfrage nach entsprechenden Investitions- und Konsumgütern, was neben den substitutionsbezogenen Emissionsminderungen einen weiteren Rückgang umweltbelastender Verhaltensweisen zur Folge hat. In Grenzbereichen kann nicht nur eine Reskalierung individuellen Verhaltens, sondern der Austritt eines Unternehmens (Grenzanbieter) vom Markt erfolgen, was sozialpolitisch in der Regel unerwünscht ist, im Hinblick auf das Umweltziel aber konsequent ist.

Der Einkommensentzug durch Umweltabgaben verändert jedoch nicht nur Variablen wie relative Preise und Marktstrukturen. Zusätzlich entstehen auch Anreize zur Entwicklung von kostengünstigeren Technologien zur Emissionsvermeidung, um die mit der Erhebung von Umweltabgaben dauerhaft verbundene Zahllast zu verringern. Darüber hinaus lassen sich durch technische Innovationen temporäre Wettbewerbsvorteile gegenüber Konkurrenten erlangen (Reichmann 1994.: 56 f.).

Bei der Bewertung des Lenkungspotenzials einer Umweltabgabe anhand von Einkommens- und Substitutionseffekten ist zu beachten, dass unter ökonomischen wie ökologischen Gesichtspunkten Substitutionseffekte verlässlichere Zielbeiträge liefern (Zimmermann et al. 2009: 473). So wird die Umstellung auf ein ressourcenschonenderes Produktionsverfahren mit hoher Sicherheit zu einer Emissionsreduktion führen, wohingegen Preiserhöhungen bei Produkten mit geringer Preiselastizität kaum ökologische Entlastungen bewirken. Substitutionseffekten wird daher oftmals eine zentrale Rolle hinsichtlich der Wirksamkeit von Umweltabgaben zugeschrieben (Bongaerts et al. 1988: 20 Ewringmann / Schafhausen 1985: 32 ff.; Reichmann 1994: 66). Auf der anderen Seite ist die Blockade von Substitutionseffekten bspw. aufgrund fehlender technologischer Vermeidungsoptionen oder strikter ordnungsrechtlicher Auflagen nicht zwingend gleichbedeutend mit der Wirkungslosigkeit einer Umweltabgabe (Gawel 2011a: 227 f.; 230 f.). Dies würde nur gelten, wenn es zu Schrägabwälzungen, also zu Preiserhöhungen anderer, nicht umweltschädlicher Güter in der Produktpalette des Emittenten kommt, oder wenn Einkommenseffekte gänzlich durch sehr geringe Preiselastizitäten von Angebot oder Nachfrage nach den von der Abgabe direkt oder indirekt betroffenen Gütern unterbunden werden (Ewringmann / Schafhausen 1985: 50 ff.; Stehling 1999: 23).

Zusätzlich zu den Substitutions- und Einkommenseffekten der Lenkungsfunktion von Umweltabgaben sind auch Effekte der Finanzierungsfunktion zu beachten. Da auch Umweltabgaben mit vorrangigem Lenkungsauftrag üblicherweise Aufkommen generieren, kann dieses unter geeigneten Voraussetzungen zur Steigerung der ökologischen Effektivität durch Verwendung der Mittel für den Umweltschutz oder aber zur Steigerung der ökonomischen Effizienz verwendet werden (z. B. SRU 1974). Letzteres ist möglich über die Vergabe aufkommensbasierter Subventionen an Emittenten mit relativ geringen Vermeidungskosten. Da in der Praxis aber kaum bekannt sein dürfte, welcher Emittent

vergleichsweise kostengünstige Schadstoffreduktionen realisieren kann, dürfte diese Möglichkeit in den meisten Fällen theoretischer Natur bleiben (Gawel et al. 2014: 376; Karl / Ranné 1995: 31 f.).

Über die hier in Bezug auf den isolierten Einsatz von Umweltabgaben genannten Wirkungen bzw. Funktionen hinaus können preissteuernde Instrumente unterstützende Funktionen im Zusammenhang mit weiteren Steuerungsformen einnehmen. Somit tragen sie nicht unmittelbar, sondern vermittelt über andere Instrumente zu einer effizienten oder effektiven Umsetzung umweltpolitischer Ziele bei. So können Umweltabgaben etwa ergänzend zu Auflagen (bspw. Emissions-bezogenen Grenzwerten) eingesetzt werden, um Vollzugsdefizite des Ordnungsrechts zu verringern (Gawel 1996c: 87 f.; Gawel 1999c: 302; Scholl 1998: 63; Zimmermann et al. 2009: 472). In dieser Hinsicht wirken Abgaben weniger mittels der Initiierung von Emissionsreduktionen durch Substitutions- und Einkommenseffekte, als durch die Effektivierung des ordnungsrechtlichen Sanktionsmechanismus (Verstärkung ordnungsrechtlicher Sanktionen bei Regelverstößen durch zusätzliche abgabenrechtliche Zahllasten). Im Verbund mit handelbaren Umweltnutzungsrechten können Abgaben zudem Effizienzverluste infolge der Unsicherheit der Reguliererin in Bezug auf die genaue Ausprägung von Grenzvermeidungskosten verringern, indem sie Preisunter- oder Obergrenzen für die Übertragung der Nutzungsrechte etablieren (s. hierzu Abschnitt 3.4.1). Darüber hinaus sind Abgaben zur Unterstützung der Effektivität umweltpolitisch motivierter Informationsinstrumente vorgeschlagen worden, da sie zusätzliche Anreize zur Berücksichtigung der zur Verfügung gestellten Informationen bieten (Braathen 2007: 220). Insgesamt bieten Umweltabgaben also ein Wirkungsspektrum, das über das Setzen von Anreizen zur Installation von Vermeidungstechnologie hinausreicht.

3 Voraussetzungen und Restriktionen für Umweltlenkungsabgaben im Gewässerschutz

3.1 Einleitung

Obwohl in der Ökonomik Umweltabgaben und andere preisstuernde Instrumente bei der Bewältigung vieler Umweltprobleme nicht selten alternativen Lösungen insbesondere unter Effizienzgesichtspunkten als überlegen angesehen werden,¹¹ ist ihre Anwendung bislang begrenzt und häufig mit einem zu geringem Anreizniveau verbunden. So fordert in Deutschland der Sachverständigenrat für Umweltfragen die Stärkung bestehender und Etablierung zahlreicher weiterer Umweltabgaben (SRU 2004: 114, 268 ff.; 219 ff., 232; SRU 2013: 85 ff., 118 f., 354). Neben historischen und politischen Ursachen („Staatsversagen“) wird auch der umweltökonomischen Theorie eine Mitschuld an dieser Situation gegeben („Theorieversagen“) (Bonus 1996: 32 f.; Bruns 1995; Gawel 1996b: 12 ff.; Häder 1997: VII, 1, 15 f.). Im Vordergrund steht hierbei das Zugrundelegen unrealistischer Annahmen über die gesellschaftliche und ökologische Wirklichkeit beim Entwurf von Umweltlenkungsabgaben (Michaelis 1996a; Roberts 1976). Unter anderem verfügt der Staat weder über die erforderlichen Informationen zur Bestimmung des aus Sicht der neoklassischen Wohlfahrtstheorie optimalen Abgabesatzes, noch stehen ihm unbegrenzte Ressourcen im Vollzug zur Verfügung, noch agiert er in einem politik- und rechtsfreien Raum, der die Gestaltung einer Abgabe nach rein ökonomischen Kriterien zuließe.

Es wäre unzutreffend zu sagen, die Umweltökonomik hätte die Gesamtheit dieser Herausforderungen nicht frühzeitig reflektiert. Der Vorschlag von Baumol und Oates, die Pigou-Steuer durch den Standard-Preis-Ansatz zu ersetzen, um auch unter Unsicherheit Effizienzgewinne zu ermöglichen, datiert auf das Jahr 1971. Schon 1968 hatten Kneese und Bower eine richtungsweisende anwendungsorientierte Studie zur ökonomischen Bewirtschaftung von Gewässerressourcen veröffentlicht, in der u.a. Informationsprobleme im Zusammenhang mit der Erfassung von Schadenskosten, Verteilungsaspekte oder Schadstoffpersistenzen thematisiert wurden (ebd.: 13 – 37, 109 – 130, 139 f.). Rose-Ackerman (1973) und Roberts (1976) legten frühzeitig eine ganze Reihe von unzulässigen Vereinfachungen in den theoretischen Erörterungen zum Einsatz von Umweltabgaben offen. Allerdings haben diese Vereinfachungen mit der Ausnahme des Aspekts der Schadenskostenerfassung längere Zeit wenig Beachtung gefunden. Bspw. beklagt Ebert noch 1996 die „naive“ (ebd.: 45) Herangehensweise der neoklassischen Umweltökonomik in Bezug auf die Verfügbarkeit von Informationen zu Vermeidungskosten.

¹¹ Z. B. Bárcena-Ruiz / Campo 2017; Ebert / Welsch 2011; Freeman 2007; Goulder / Parry 2008; Holland 2012; Li / Sun 2015; Newell / Stavins 2003; Olmstead / Stavins 2009; Tietenberg 1985: 46, 1990; Tombe / Winter 2015; Yang et al. 2017.

Seit den 1990er Jahren hat das Interesse an den Anwendungsbedingungen marktförmiger Instrumente in der Umweltpolitik jedoch zugenommen. Mittlerweile existiert eine umfangreiche Literatur, welche die Anwendung von ökonomischen Instrumenten unter Abkehr von den vereinfachten Bedingungen des Grundmodells der Internalisierung externer Effekte untersucht.¹² Im Fokus stehen dabei die Herausforderungen asymmetrische Information, Transaktionskosten, Marktmacht und Unsicherheit.

In diesem Kapitel wird untersucht, welche Schlussfolgerungen sich aus dieser überwiegend neoklassisch geprägten Literatur für die Gestaltung einer Umweltlenkungsabgabe ziehen lassen. Zu diesen Zweck werden zunächst das neoklassische Modell zur optimalen Internalisierung externer Effekte nachgezeichnet und anschließend aus institutionenökonomischer Perspektive zugrunde liegende Annahmen bzw. damit verbundene institutionelle Fehlstellen herausgearbeitet (Abschnitt 3.2). Auf dieser Grundlage wird geprüft, welche institutionellen Voraussetzungen für den Einsatz von Umweltabgaben vorliegen müssen und ob diese im Abwassersektor anzutreffen sind (Abschnitt 3.3). Anschließend werden zentraler Restriktionen der umweltpolitischen Regulierung im Abwassersektor aufgerufen (asymmetrische Information, Transaktionskosten, Marktmacht, Unsicherheit, Schadstoffinteraktion). Diese Restriktionen werden daraufhin analysiert, inwieweit sie für die Gestaltung von Abwasserabgaben relevant sind und welche Implikationen sich für den Instrumenteneinsatz ergeben (Abschnitt 3.4). Abschnitt 3.5 fasst die Ergebnisse zusammen.

3.2 Grundmodell einer Umweltlenkungsabgabe: Elemente und Annahmen

Die neoklassische Grundidee der externen Kostenproblematik einschließlich ihrer effizienten Bewältigung durch Lenkungsabgaben wird in einführenden Darstellungen anhand eines einfachen Modells zu marginalen Kostenverhältnissen beschrieben (z. B. Endres 2000: 16 - 21; Hartwig 2007; Mankiw / Taylor 2008: 189 - 193). Als Paradigma bietet das Modell einen in der neoklassischen Umweltökonomik weithin akzeptierten

¹² S. exemplarisch folgende Untersuchungen zur effizienten Regulierung von Umweltressourcen in der Gegenwart von Informationsasymmetrien in Bezug auf den Umfang der aggregierten Grenzermeidungskosten: Ambec / Coria 2013; Antelo / Loureiro 2009; Berglann 2012; Christiansen / Smith 2015; D'Amato / Dijkstra 2015; Dasgupta et al. 1980; Duggan / Roberts 1999; Ferraro 2008; Heuson 2010; Hoel 1998; Hoel / Karp 2001; Huber / Wirl 1998; Jebjerg 1997; Kaplow / Shavell 2002b; Karp / Zhang 2017; Kim / Chang 1993; Kwerel 1977; Laffont 1994; Lewis 1996; Marino 1998; McKittrick 1999; Miyamoto 2014; Montero 2008; Nannerup 1998; Newell / Pizer 2003; Peterson / Boisvert 2004; Pizer 2002; Quirion 2002; Roberts / Spence 1976; Sappington 1983; Stavins 1996; Stranlund 2015; Thomas 1995; Vislie 2000; Watson / Ridker 1984; Weitzman 1974, 1978; Wu 2003; Yates / Cronshaw 2001; Yates 2012.

Ausgangspunkt für spezifischere theoretische und anwendungsorientierte Untersuchungen zur Regulierung externer Effekte.

Die damit verbundene analytische Isolierung der maßgeblichen Variablen zur effizienten Lösung von Umweltproblemen mittels Abgaben ist – im Rahmen eines derartigen Gleichgewichtsmodells – eine wichtige Voraussetzung zur Handhabung der in ihrer Gänze unüberschaubaren Komplexität der Wirklichkeit (Reiss 2013: 119 - 129). Dieses Vorgehen erfolgt idealerweise **nicht in Form eines bloßen** ‚Herausschneidens‘ eines Phänomens aus seinem Kontext, sondern durch die Einbettung in einen hypothetischen Kontext. Dieser sollte in seiner konkreten Gestalt sowohl möglichst realitätsgetreu sein, als auch den im Modell dargestellten Zusammenhang nicht verzerrt abbilden oder unmöglich werden lassen (ebd.: 130 f.). Der hypothetische Kontext besteht aus einer Vielzahl von Annahmen über die Wirklichkeit, die nicht mit allen konkreten Anwendungskontexten übereinstimmen. Das gilt auch für das umweltökonomische Modell der optimalen Lösung von Umweltproblemen mittels marktförmiger Instrumente, das im Folgenden in seine Kernaussage sowie das zugrundeliegende Gerüst an Annahmen zerlegt werden soll.

Der wohlfahrtstheoretischen Fundierung der Mikroökonomik folgend wird eine nicht Pareto-optimale Nutzung von Umweltressourcen als Wohlfahrtsverluste interpretiert. In statischer Hinsicht kann das Optimierungsproblem der Abwägung zwischen externen und Umweltschutzkosten im Weiteren marginaltheoretisch präzisiert werden: Ein gesamtgesellschaftlich optimaler Allokationszustand wird erreicht, wenn die marginalen externen Schadenskosten des Ressourcenverzehr den marginalen Umweltschutzkosten entsprechen (z. B. Helfand et al. 2003: 252 – 254; Young / Loomis 2014: 27). Solange sich die Grenzkosten infolge einer zu umfangreichen Nutzung von Umweltressourcen unterscheiden, kann die gesellschaftliche Wohlfahrt durch eine Annäherung z. B. geringerer Grenzvermeidungskosten an höherer Grenzschaadenskosten erhöht werden.

Da gesellschaftliche AkteurInnen externe Kosten in ihrem individuellen Optimierungskalkül nicht ohne Weiteres berücksichtigen, findet ein Grenzkostenausgleich jedoch nicht zwingend statt. Versagen aufgrund hoher Transaktionskosten und strategischen Verhaltens private Verhandlungslösungen (Coase 1960), können staatliche Institutionen diesen Ausgleich etwa durch Abgaben in Höhe der externen Grenzschaadenskosten im Optimum bewerkstelligen (Endres 2000: 95 ff.). Werden auf diese Weise Marktpreise für externe Kosten simuliert, schränken Abgabepflichtige auf ansonsten vollkommenen Märkten ihre emissionsverursachenden Aktivitäten soweit ein, bis die damit verbundenen Grenzkosten dem Abgabesatz entspricht.

Dieser trade-off zwischen Schadens- und Vermeidungskosten sowie der Abgabeneingriff können mittels absoluter und der daraus abgeleiteten marginaler Kostenfunktionen beschrieben werden. Diese bilden unterschiedliche Handlungsoptionen der Gesellschaft in Bezug auf das Ausmaß der Nutzung von Umweltressourcen ab. Abbildung 1 zeigt eine

grafische Darstellung des konzeptionellen Grundmodells einschließlich der Abgabenlösung:

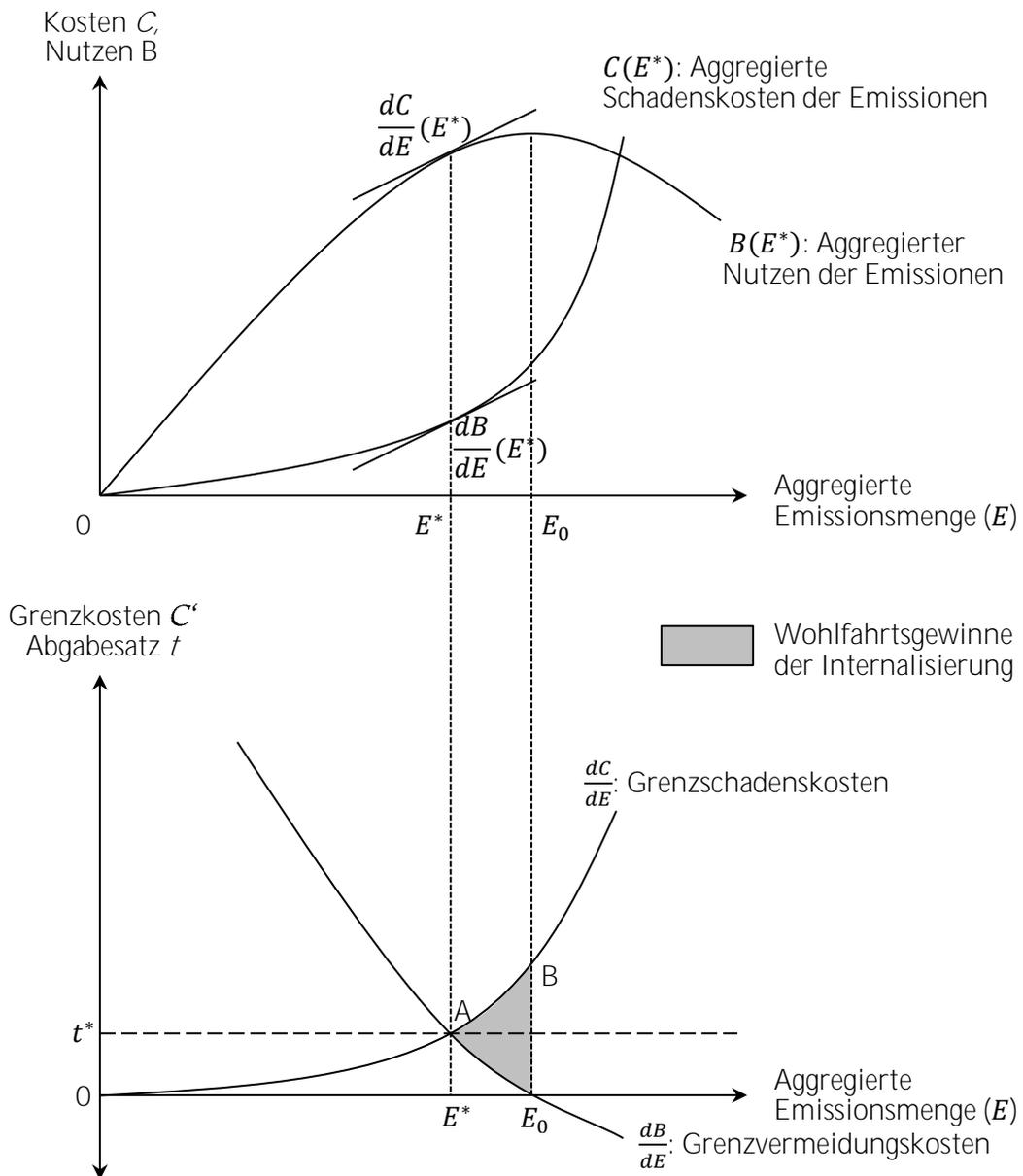


Abbildung 1: Grundmodell einer Umweltlenkungsabgabe (Eigene Darstellung in Anlehnung an Young / Loomis 2014: 29).

Im oberen Teil der Darstellung sind die absoluten Schadenskosten, die durch Emissionen verursacht werden ($C(E)$), dem dabei entstehenden absoluten Nutzen ($B(E)$) gegenübergestellt. Während die Schadenskosten der Umweltverschmutzung bei

Ausweitung der Emissionsmenge E stetig zunehmen, steigt der Nutzen zunächst an, verringert sich aber ab einem bestimmten Emissionsniveau. Hierin kommt zum Ausdruck, dass die Nutzung ökologischer Senken für Produktionsabfälle zwar Kosten für den Einsatz alternativer Produktionsfaktoren bzw. Vermeidungskosten verringert, der Produktionsfaktor Umwelt (Senke) aber wie jeder andere Faktor ein einzelwirtschaftlich optimales Niveau hat, bei dessen Überschreitung die Gesamtkosten der Produktion ansteigen. M.a.W. müssten Emittenten ab einem bestimmten Punkt zusätzliche Produktionsfaktoren über das betriebswirtschaftlich optimale Maß hinaus einsetzen, um die Emissionsmenge weiter zu erhöhen.

Für die Betrachtung des volkswirtschaftlichen trade-offs zwischen Kosten und Nutzen von Emissionen maßgeblich ist allerdings nicht die betriebswirtschaftliche bzw. Emittenten-Sichtweise, die in der Schadenskostenfunktion zum Ausdruck kommt, sondern das Verhältnis der Kostenkurven. In der Differenz spiegeln sich verschiedene potenzielle Grade von Wohlfahrtsgewinnen im Zusammenhang mit der Nutzung der Umwelt als Senke durch Emissionen. Die Wohlfahrtsgewinne sind dort am höchsten, wo die Differenz zwischen den absoluten Kostenkurven maximal ist. Dies ist dort der Fall, wo der Anstieg beider Funktionen identisch ist ($\frac{dC}{dE}(E^*) = \frac{dB}{dE}(E^*)$). In der Marginalbetrachtung im unteren Teil der Darstellung stellt sich dieser Punkt als Schnittpunkt der Grenzkostenkurven dar (A), der zugleich das wohlfahrtsoptimale Ausmaß der Emissionsmenge kennzeichnet (E^*).

Um die externe Kostengröße Umweltschaden in ein für Marktteilnehmer entscheidungsrelevantes Datum zu überführen, kann der Staat eine Abgabe in Höhe von t^* erheben, woraus sich bei konstantem Abgabesatz die Funktion $t(E) = \bar{t}$ ergibt. Gegenüber einer Situation ohne und mit Abgabe verringern sich in der Folge die Emissionen von jenem Niveau, das sich aus den aggregierten betriebswirtschaftlichen Entscheidungen ergibt (E_0), auf das optimale Niveau E^* . Dem Marshallischen Rentenkonzept folgend verringern sich dabei die Schadenkosten um die Fläche E^*E_0BA , während hierfür Vermeidungskosten in Höhe von E^*E_0A aufgewendet werden müssen. Der Wohlfahrtsgewinn entspricht damit der grau schattierten Fläche AE_0B .

Diese Schlussfolgerungen beruhen jedoch auf einer Vielzahl von Annahmen in Bezug auf die soziale und ökologische Wirklichkeit, die sich beim Versuch der Übertragung der oben gezogenen Zusammenhänge auf ein reales Umweltproblem in vielen Anwendungsfeldern als problematisch herausstellen. Diese Annahmen können nach unterschiedlichen analytischen Kategorien bzw. Dimensionen gegliedert werden und betreffen die Kostendimension, die Verhaltensdimension, die institutionelle Dimension, die Dimensionen von Raum und Zeit, sowie die ökologische Dimension.

Eine erste Vereinfachung betrifft die Zusammensetzung der marginalen Kostenfunktionen, ihr Verhältnis zueinander sowie die AkteurInnen, auf deren Vermeidungsmaßnahmen Kosten zurückgehen („**Kostendimension**“):

- Die Darstellung des Optimierungskalküls in Abbildung 1 basiert auf aggregierten Grenzkostenkurven und suggeriert, dass die Zusammensetzung der Aggregate, die Charakteristik der individuellen Kostenfunktionen keine Rolle spielt. Dabei ist das Verhältnis der individuellen Grenzvermeidungskostenfunktionen – konkret: eine substantielle Varianz der Argumente bei gegebenem Emissionsniveau – entscheidend dafür, dass u.a. Umweltabgaben überhaupt Effizienzvorteile im Vergleich zu nicht-marktförmigen Instrumenten erzielen kann (s. Abschnitt 3.3.2.3). In Bezug auf die Selektion von Steuerungsinstrumenten ist das Modell also kaum aussagekräftig.
- Das beschriebene Optimierungsverfahren setzt einen eindeutigen Schnittpunkt (Optimum) beider Kostenfunktionen voraus. In der Realität können hingegen multiple Optima vorliegen, die wohlfahrtstheoretisch nicht unterscheidbar sind (Baumol / Oates 1988: 110 - 131). Weiterhin setzt die Konzeption des Trade-offs voraus, dass Umweltschäden ohne Weiteres bzw. überhaupt auf einer Verhältnisskala erfasst werden können und damit einem marginalen Abwägungsprozess in Bezug auf Vermeidungskosten zugänglich sind.
- Die Darstellung der Schadens- und Vermeidungskosten in Abhängigkeit von der Menge der Emissionen legt nahe, dass zur Ansteuerung des Optimums stets eine Verringerung der Emissionsmenge erforderlich ist. Können jedoch die Geschädigten den Wirkungen der Emissionen zu Kosten ausweichen, die geringer sind als die marginalen Vermeidungskosten des Emittenten – etwa durch den Umzug in eine nicht belastete Region –, kann ein optimales Allokationsergebnis durch die Kombination von Ausweichaktivitäten sowohl des physischen Urhebers des Umweltschadens als auch der von den physischen Veränderungen betroffenen Individuen erreicht werden (Coase 1960; Helfand et al. 2003: 266 f.).

Eine zweite Kategorie problematischer Annahmen betrifft das Verhalten der Individuen, die den Abwägungsprozess zwischen Kosten und Nutzen des Ressourcenverzehr durchzuführen („**Verhaltensdimension**“). **In der Neoklassik werden diese Annahmen in der Figur des homo oeconomicus gebündelt.** Dieses Verhaltensmodell umfasst u.a. Aussagen zu individuellen Bewertungsgrundlagen der Entscheidungsfindung (Ausrichtung an individuellen Präferenzen), zur Zielsetzung (Nutzenmaximierung), sowie zu den äußeren Bedingungen, in die Entscheidungen eingebettet sind (Restriktionen in Form von verfügbarem Einkommen, Preisen, Verhalten anderer Individuen, verfügbarer Informationen etc., Erlei et al. 2007: 51; Kirchgässner 2008: 12 - 27). Während das Modell in jüngerer Zeit weniger restriktiv formuliert wird und sich institutionenökonomischen

Verhaltensannahmen angenähert hat (Kirchgässner 2008: 27 f., 30), liegen ihm unverändert folgende problematische Verhaltensannahmen zugrunde:

- Um eine effiziente Abwägung zwischen marginalen Schadens- und Vermeidungskosten treffen zu können, müssen sowohl die Institution, welche die Abgabe entwirft und umsetzt, als auch die Abgabepflichtigen über alle erforderlichen Informationen verfügen bzw. diese kostenfrei erlangen können. In der Realität sind aber weder Schadens- noch Vermeidungskosten ohne Weiteres kostenfrei beobachtbar. Da Umweltgüter oftmals keine Marktpreise aufweisen, die ihre sozialen Kosten widerspiegeln, ist zur Erfassung der Kosten ihrer (Über-)Nutzung der Einsatz von Bewertungsverfahren erforderlich (s. z. B. die Übersichten bei Rabl et al. 2014 und Young / Loomis 2014). Vermeidungskosten hingegen stellen private Informationen dar, die tendenziell nicht wahrheitsgemäß preisgegeben werden, wenn hiervon bspw. die Intensität einer staatlich administrierten Regulierung abhängt. Oftmals verfügen zudem nicht einmal die für eine Abgabenlenkung in Betracht kommenden AkteurInnen selbst über vollständige Informationen in Bezug auf die ihnen potenziell zur Verfügung stehenden Vermeidungsmaßnahmen und den damit verbundenen Kosten (Reichmann 1994: 75; Roberts 1976: 184; Weitzman 1974: 480).
- Der Übergang in einen optimalen Gleichgewichtszustand setzt voraus, dass alle relevanten AkteurInnen Strategien zur Maximierung von Gewinn bzw. Nutzen verfolgen. Einerseits können aber Unternehmen zumindest mittelfristig andere Ziele anstreben, etwa die Ausweitung ihres Marktanteils. Dabei kann es über größere Zeiträume hinweg zur Inkaufnahme von Abgabezahlungen kommen, die oberhalb der individuellen Grenzvermeidungskosten liegen (Baumol / Oates 1971: 47). Weitere Ursachen für Abweichungen von Maximierungsstrategien können zu komplex gestaltete Steuerungsansätze sein, die NormadressatInnen oder auch die öffentliche Verwaltung überfordern (begrenzte Informationsverarbeitungskapazitäten, Huckestein 1993: 364 f.), sowie Verhaltensanomalien. Verhaltensökonomische Untersuchungen deuten beispielsweise darauf hin, dass optimale Sätze von Umweltabgaben höher ausfallen müssen als der Grenzschaten im Optimum, wenn die im Fokus stehende Externalität vom Konsum statusrelevanter Güter ausgeht oder stark habitualisiert ist (Gsottbauer / Bergh 2011: 285 m.w.N.).

Neben Kosten- und Verhaltensspezifika abstrahiert das Grundmodell der Abgabenlenkung drittens von verschiedenen institutionellen Bedingungen („institutionelle Dimension“):

- Vorausgesetzt wird ein Wettbewerbsmarkt. Liegt hingegen angebotsseitige Marktmacht vor, können strategische Angebotsreduktionen der Unternehmen dazu führen, dass durch die Erhebung einer Abgabe in Höhe des Schnittpunktes der

Grenzkostenkurven zu einer zu weitgehenden (Pareto-ineffizienten) Internalisierung externer Effekte führt (Buchanan 1969; Carraro 1999).

- Im betrachteten Markt liegen annahmegemäß keine weiteren hoheitlichen Eingriffe vor, welche die Abgabenlenkung beeinflussen. Tatsächlich treffen marktförmige Instrumente aber in aller Regel auf bereits bestehende umweltpolitische Regulierungen, etwa in Form ordnungsrechtlicher Anforderungen, die parallel bestehen bleiben (Andersen 1994: 2; Bennear / Stavins 2007: 112; Braathen 2007: 191 – 216; Gawel 1996c: 2; Gunningham / Sinclair 1999: 49 f.; Roberts 1976: 178). Darüber hinaus können rechtliche Vorgaben auf verschiedenen politischen Ebenen (Europarecht, Verfassungsrecht, einfachgesetzliches Bundes-, Landes- und kommunales Recht) den möglichen Anwendungsbereich bzw. die Lenkungswirkung von Abgaben einschränken (Huckestein 1993: 356 – 363; Michaelis 1996b: 138 - 146).
- Unbeachtet bleiben Kostenwiderstände von Abgabepflichtigen. Diese können dazu führen, dass die Etablierung des erforderlichen Anreizniveaus scheitert (s. Abschnitt 5.5.1), oder dass wohlfahrtsmindernde Aktivitäten zur Sicherung individueller Renten etwa durch das Erwirken von Ausnahmen oder die Verschleierung abgabenrelevanter Tatbestände unternommen werden, was zudem die Effektivität der Abgabe untergraben kann (Cohen 1998: 29; Krutilla / Krause 2010: 292 f.; Lee 1984: 29; MacKenzie / Ohndorf 2012: 51).
- Generell wird von Transaktionskosten der Abgabenerhebung abstrahiert. Hierzu zählen die Kosten der Planung und des legislativen Prozessierens der gesetzlichen Grundlagen, die Kosten des Vollzugs, aber auch Anpassungskosten auf Seiten der Abgabepflichtigen infolge der Spezifität ihrer Investitionen (s. Abschnitt 3.4.2)

Viertens führt die Beschränkung der Analyse auf einen einzelnen Zeitpunkt zur Ausblendung dynamischer Effekte von Lenkungsabgaben. Da Abgaben und andere marktförmige Instrumente im Vergleich zu ordnungsrechtlichen Steuerungsformen vergleichsweise hohe Anreize zur Entwicklung kostengünstigerer Vermeidungstechnologien setzen (Endres 2000: 133 - 138; Häder 1997: 53 f.) und entsprechende Fortschritte die Kosten des Umweltschutzes dauerhaft senken, bleiben hierdurch maßgebliche Wohlfahrtseffekte einer effizienzorientierten Regulierung außer Acht.

Fünftens sind räumliche und zeitliche Bedingungen der Entstehung von Umweltschäden nicht abgebildet (Raum- und Zeitdimensionen). Die aus dem Modell abgeleiteten Optimierungsbedingungen gelten nur für geographische Regionen und Zeitperioden, in denen die zugrunde gelegten Kosten gelten. Bei Schadstoffen, die eine räumlich begrenzte und somit raumspezifische Wirkung entfalten, aber auch bei einer zeitlichen Variation der Nutzungsintensität können andere Kosten entstehen, was eine Verschiebung des Optimums bedeutet. Der Einsatz marktförmiger Instrumente wird hierdurch erschwert, da

die Kosten der Erfassung der Kostenparameter steigen und zudem ein komplexeres Instrumentendesign erforderlich ist (s. die Abschnitte 5.2 und 5.3).

In der Abstraktion von Raum und Zeit spiegelt sich bereits die allgemeine Vernachlässigung der ökologischen Komplexität von Umweltproblemen. Streng genommen ist die natürliche Umwelt mit ihren ökologischen Bestandsgrößen und Prozessen im Grundmodell der Abgabenlenkung gar nicht vorhanden. Sie ist lediglich indirekt abgebildet, zum einen anhand der Grenzschadenskostenfunktion, welche den Nutzen- bzw. Gewinnverlust von UmweltnutzerInnen infolge einer Umweltveränderung (Verknappung) repräsentiert, zum anderen anhand der auf der Abszisse abgetragenen Emissionsmenge, also dem Ausmaß umweltwirksamer Substanzen. Das Modell stellt somit lediglich dar, wie die Folgen anthropogener Eingriffe in die Umwelt durch den Menschen interpretiert werden, ohne dabei die physikalischen, chemischen und biologischen Grundlagen und Folgen dieser Eingriffe unmittelbar zu thematisieren. Da die Ökonomik soziale und nicht naturwissenschaftliche Zusammenhänge betrachtet, ist diese Vorgehensweise konsequent. Gleichwohl ist eine vollständige Abstraktion von naturwissenschaftlichen Aspekten problematisch, da diese hier der Gegenstand der sozialen Interpretation sind, die wiederum eine maßgebliche Modellgröße darstellt (Schadenskosten).

Im Modell enthalten sind daher zwangsläufig auch Annahmen zu den naturwissenschaftlichen Charakteristika der Emissionen und ihren Auswirkungen in der Umwelt. U.a. bleiben dabei Schadstoffinteraktionen außer Betracht: Sofern der Emissionsvorgang nicht nur einen einzelnen Schadstoff betrifft oder das aufnehmende Umweltmedium bereits Schadstoffbelastungen aufweist, können unterschiedliche Arten von Interaktionen zwischen diesen Stoffen auftreten (Altenburger et al. 2015; Beavis / Walker 1979: 276 – 278; Duffus et al. 2009: 18 f.; Welch et al. 2004: 380 f.). Auch unter dieser Bedingung kann ein wohlfahrtsoptimierender Abgabesatz vom Grenschaden im Optimum abweichen (Endres 2013: 183-912; s. auch Abschnitt 3.4.5).

Die hier nur kurz angerissenen Vereinfachungen im Grundmodell einer Umweltlenkungsabgabe deuten auf die Komplexität der Aufgabe einer effizienten, vor allem aber optimalen Begrenzung externer Effekte. Eine Reaktion hierauf, insbesondere auf Informationsprobleme und Transaktionskosten, ist die Hinwendung zum Kosteneffizienzziel gegenüber Optimierungsansätzen (s. Abschnitt 4). Damit verändert sich der Stellenwert des vorgestellten Modells: Anstelle der Abwägung von Kosten und Nutzen des Umweltschutzes zielen Kosteneffizienzlösungen auf die Beseitigung oder zumindest Minimierung von Ressourcenverschwendung im Zuge der Ansteuerung eines politisch definierten Umweltziels. Ohne die – nunmehr an die Politik ausgelagerte – Abwägung zwischen Schadens- und Vermeidungskosten ist das Modell aber konzeptionell entkernt. Aus Sicht von Kritikern der neoklassischen Umweltökonomik ist ihre Herangehensweise

an Umweltprobleme daher „ungeeignet, überflüssig und irreführend; sie hindert mehr als dass sie hilft“ (Bruns 1995: 88).

Selbst wenn man darüber hinaus Bruns' Ansicht teilt, dass Umweltlenkungsabgaben etwa im Sinne des Standard-Preis-Ansatzes auch ohne die neoklassische Analyse entwickelt und angewendet worden wären (ebd.: 84), sind die hierauf bezogenen Modellerweiterungen dennoch nicht gänzlich ohne Erkenntniswert: Auch auf Kosteneffizienz abzielende Steuerungsansätze müssen sich sämtlichen Herausforderungen mit Ausnahme der Unsicherheit in Bezug auf Schadenskosten stellen. In welchem Umfang sich hierauf bezogene Analyseergebnisse auf Kosteneffizienzansätze übertragen lassen, ist dabei unterschiedlich. Bspw. erfordern lokal wirkende Schadstoffe im Kontext eines politisch formulierten Qualitätsziels ebenso die Anpassung einer Umweltabgabe an räumlich variierende Knappheitsbedingungen wie das Anstreben eines Allokationsoptimums mittels einer Internalisierungsabgabe. Da hierbei nur noch die Variation der angebotsseitigen Knappheit (politisch zulässiger Ressourcenverzehr), nicht aber zusätzlich der nachfrageseitigen Knappheit (Schadenskosten) beachtet werden muss, verringern sich aber die informationsbezogenen Herausforderungen der Abgabenlenkung (s. Abschnitt 5.3.5.2). Im Falle von Schadstoffinteraktionen hingegen können zwar im neoklassischen Modell unter Annahme vollständiger Informationen theoretisch zusätzliche Effizienzgewinne durch die Berücksichtigung der Substitutionsraten der Schadstoffwirkung sowie der schadstoffspezifischen Grenzvermeidungskosten erzielt werden (Endres 2013: 188 - 192). Die Anwendung einer auf dem Standard-Preis-Verfahren beruhenden Abgabenlösung gestaltet sich demgegenüber deutlich schwieriger, da ohne Kenntnis der Schadens- und Vermeidungskosten kein effizientes Verhältnis der stoffspezifischen Abgabebesätze abgeleitet werden kann (ebd.: 189 f., 191 f.).

Zusammenfassend kann im Hinblick auf das Grundmodell der effizienten Bewältigung negativer Umweltexternalitäten festgehalten werden, dass sich aus der analytischen Zuspitzung kaum konkrete Anhaltspunkte für den Einsatz von Umweltabgaben ergeben. Insbesondere die Aufgabe der Annahme vollständiger Information führt zu einer weitgehenden Entwertung der Aussagekraft des Modells. Wesentliche ökonomische, ökologische und institutionelle Aspekte sind hier ausgeblendet, die für die Gestaltung des Abgabendesigns maßgeblich sein können. Im Folgenden werden die genannten Fehlstellen erneut aufgerufen und dahingehend beleuchtet, welche Rolle sie für die Potenziale der Abgabenlenkung spielen. Dabei wird erstens danach gefragt, in welchen Bereichen Abgabenlösungen zweckmäßig sein können (Anwendungsvoraussetzungen, Abschnitt 3.3. Zweitens wird diskutiert, welche Konsequenzen sich aus den veränderten, realitätsnäheren Annahmen für die Gestaltung des Instruments ergeben.

3.3 Anwendungsbedingungen der Abgabenlenkung

In Bezug auf die Voraussetzungen für Effizienzvorteile der Abgabenlenkung gegenüber ordnungsrechtlichen Regulierungsansätzen kann zwischen zwei Kategorien von Voraussetzungen unterschieden werden. Die grundlegendere Voraussetzung für den Einsatz besteht darin, dass ein Umweltproblem überhaupt staatliches Handeln erforderlich macht, sowie, dass staatliche Eingriffe in das Marktgeschehen die gewünschte Wirkung entfalten können (allgemeine Handlungsvoraussetzungen, Abschnitt 3.3.1). Darüber hinaus müssen Voraussetzungen erfüllt sein, die den Einsatz von Abgaben gegenüber herkömmlichen ordnungsrechtlichen Steuerungsinstrumenten empfehlen (abgabenspezifische Voraussetzungen, Abschnitt 3.3.2).

3.3.1 Allgemeine Handlungsvoraussetzungen

3.3.1.1 Mangelnde Eignung einer Verhandlungslösung

In der umweltökonomischen Debatte war lange Zeit umstritten, ob das Umweltproblem überhaupt eines staatlichen Eingriffs in Form von Instrumenten bedarf. Während eine auf Pigou zurückgehende Argumentationslinie solche Eingriffe mit dem Verweis auf Marktversagen befürwortete, wurde dies unter Berufung auf das Coase-Theorem vielfach abgelehnt (s. für eine Übersicht hierzu Medema 2014). Hierbei wurde argumentiert, dass über das Optimum hinausgehende externe Effekte nur dort aufträten, wo entweder keine Eigentumsrechte an den entsprechenden Umweltgütern definiert seien oder wo Transaktionskosten die Effizienzgewinne einer optimalen Internalisierung auf dem Wege privater Verhandlungen zwischen (physischen) VerursacherInnen und Geschädigten überkompensierten. Im ersten Falle sei das Umweltproblem durch die Zuweisung von Eigentumsrechten (an eine beliebige Seite der Beteiligten) zu lösen. Diese Zuweisung wurde nicht als instrumenteller Markteingriff darstellt, sondern lediglich als das Setzen von äußeren Rahmenbedingungen für das ansonsten eigenständige Funktionieren des Marktes interpretiert. Überkompensierten hingegen die Transaktionskosten die möglichen Effizienzgewinne, sei wohlfahrtssteigerndes Handeln nicht möglich und daher staatliches Eingreifen ebenfalls nicht erforderlich.

Dagegen kann eingewendet werden, dass bei einer größeren Anzahl von Urhebern und / oder Betroffenen des Umweltschadens hohe Transaktionskosten als auch Trittbrettfahrerverhalten innerhalb der Interessengruppen Verhandlungslösungen verhindern können (Endres 2000: 54 f.). Bei einer Abgabenlösung hingegen entfällt zum einen das Trittbrettfahrerproblem, da der hoheitliche Zwang des Staates private Verhandlungen ersetzt, zum anderen ist eine Begrenzung von externen Effekten aus dem gleichen Grund tendenziell mit geringeren Transaktionskosten verbunden (Endres 2000: 47, 54; Vatn 2005: 373 f.). Gleichwohl lassen sich freiwillige Verhandlungslösungen durchaus

beobachten (Porter 1988). So wird etwa im Rahmen von freiwilligen Kompensationszahlungen für Ökosystemdienstleistungen (Payments for Ecosystem Services, PES) unmittelbar auf Coases Gedankengut Bezug genommen (Wunder 2015). Damit kann als erste Voraussetzung für den Einsatz von Umweltabgaben festgehalten werden, dass eine Verhandlungslösung von Coase mittels Zuweisung von Eigentumsrechten infolge von zu hohen Transaktionskosten oder anderen Friktionen nicht in Frage kommt. Im Bereich des qualitativen Managements von Gewässerressourcen ist das tendenziell der Fall, wenn eine Vielzahl von Gewässerkörpern mit einer hohen Anzahl von NutzerInnen betroffen ist. Dass etwa in der Bundesrepublik freiwillige Verhandlungslösungen zwischen einer fünfstelligen Zahl von Emittenten (Statistisches Bundesamt 2013b: 23; Statistisches Bundesamt 2013a: 73; Gawel et al. 2014: 155) einerseits und Millionen privaten Haushalten sowie gewerblichen qualitätssensiblen GewässernutzerInnen andererseits entstehen, ist wenig wahrscheinlich.

3.3.1.2 Vorliegen einer substantiellen Externalität

Bei umweltpolitischen Eingriffen des Staates in das Marktgeschehen stehen potenziellen Nutzenzuwachsen infolge der Verringerung von Umweltschäden Kosten der Vermeidung gegenüber. Eine am Ausgleich der marginalen Kosten der Umweltnutzung mit den marginalen Vermeidungskosten orientierte Verminderung ökologischer Belastungen stellt sicher, dass der Nutzen des Umweltschutzes nicht durch die dabei entstehenden Kosten überkompensiert wird. Unabhängig vom Verhältnis der marginalen Schadenskosten zu den Grenzkosten technischer Vermeidungsmaßnahmen sind bereits umweltpolitische Eingriffe des Staates mit Kosten verbunden. Diese nicht produktionsbezogenen Transaktionskosten wurden in Abschnitt 1.2.1 definiert als Kosten der Übertragung von Gütern bzw. Leistungen oder aber von Verfügungsrechten hieran zwischen Wirtschaftssubjekten (Erlei et al. 2007: 1999; Richter / Furubotn 2010: 55). Im Hinblick auf staatliche Eingriffe in Märkte zu umweltpolitischen Zwecken umfasst der Transaktionskostenbegriff darüber hinaus auch Übertragungskosten zwischen staatlichen und privaten AkteurInnen (Häder 1997: 92 - 102; McCann et al. 2005: 530; Krutilla / Krause 2010: 237 – 236). Er bezieht sich dabei also (ggf. ergänzend zu Kosten privater Transaktionen) auf Kosten der Planung und Gesetzgebung sowie des Vollzugs umweltpolitischer Instrumente, aber auch Anpassungskosten infolge der Spezifität von Investitionen (s. hierzu ausführlicher Abschnitt 3.4.2).

In Abhängigkeit von verschiedenen Einflussfaktoren wie bspw. den Eigenschaften der regulierten Schadstoffe (lokale oder globale Wirkung), der räumlichen Dimension des Regulierungsanspruchs, der Anzahl der betroffenen AkteurInnen (für eine Übersicht dieser Faktoren s. McCann 2013: 254 - 260) können Transaktionskosten nicht nur die Kosten des Umweltschutzes beträchtlich erhöhen (Garrick et al. 2013a: 1999; McCann et al. 2005: 538). Potenziell wird hierdurch die marginale **Vermeidungskostenkurve so stark ‚nach oben‘** verschoben (s. Abbildung 1), **dass selbst die Schadenskosten der ‚ersten Einheit‘** (z. B. Emissionseinheit) überkompensiert werden. In diesem Fall wäre jeglicher umweltpolitische

Eingriff mit Wohlfahrtsverlusten verbunden, solange seine dynamischen Effekte keine ausreichende Minderung der Vermeidungskosten bewirkt (Andersen 1994: 37; Lehmann 2008: 21).

Ist das umweltpolitische Handeln des Staates mit substanziellen Transaktionskosten verbunden, ergibt sich als Voraussetzung für seine ökonomische Vorteilhaftigkeit somit das Vorliegen umfangreicher externer Effekte jenseits des optimalen Ausmaßes, oder zumindest, bei Unkenntnis der Höhe Schadenskosten, ein substanzielles Risiko in Bezug auf eine ausreichende Funktionsfähigkeit der natürlichen Lebensgrundlagen (Vorsorgeprinzip, s. Hansjürgens 1992: 48 – 50; Hansmeyer / Schneider 1992: 10). Sind hingegen durch umweltpolitische Maßnahmen nur geringe Nutzenzuwächse aus dem erhöhten Angebot von Umweltgütern zu erwarten, ist der Einsatz entsprechender staatlicher Maßnahmen umso weniger ökonomisch gerechtfertigt je umfangreicher die damit verbundenen Transaktionskosten ausfallen.

Im Hinblick auf den qualitativen Schutz von Gewässerressourcen übersteigen in Abwesenheit jeglicher staatlichen Regulierung sowohl in Entwicklungs- und Schwellenländern als auch in industrialisierten Volkswirtschaften mit noch umfangreicheren qualitätsmindernden Nutzungsansprüchen die marginalen Schadenskosten zweifelsohne die Grenzvermeidungskosten (Olmstead 2010: 45). Dies ist unmittelbar einsichtig im Hinblick auf die grundlegende Bedeutung der Gewässerqualität für die menschliche Gesundheit (Hutton / Haller 2004; Collier et al. 2012; Prüss-Üstün et al. 2008). Mit Blick auf die hohe gesellschaftliche Bedeutung werden Wasserbereitstellungs- und Abwasserentsorgungsdienstleistungen als „**Dienstleistungen von allgemeinem wirtschaftlichen Interesse**“ („**Services of General Economic Interest**“, SGEI) herausgehoben (François et al. 2010: 138; Marques / Simões 2010: 2 f.; Massarutto 2007: 610). Zweifel im Hinblick auf die Angemessenheit der Kosten der Abwasserbehandlung bestehen allenfalls in Staaten mit bereits hoch entwickelter Behandlungsinfrastruktur und auch nur in Bezug auf zusätzliche Kosten einer weiteren Erhöhung des Behandlungsniveaus (s. die Diskussion bei Olmstead 2010: 49 f. mit Bezug zu den USA).

Die grundsätzliche ökonomische Vorteilhaftigkeit eines hoheitlichen qualitätsbezogenen Managements aquatischer Ökosysteme bleibt hiervon unberührt. Hohe Transaktionskosten aufgrund der ungünstigen Voraussetzungen für die Regulierung dieser Ressource – lokal wirkende Schadstoffe, hohe Anzahl an NutzerInnen einschließlich potenzieller RegulierungsadressatInnen, stochastische Emissionsvorgänge (s. Abschnitt 3.1) – können demnach keinen staatlichen Handlungsverzicht begründen. Das bedeutet freilich nicht, dass dem Ausmaß von Transaktionskosten keine Beachtung zu schenken ist, schon allein weil die für den Vollzug von Umweltgesetzen vorhandenen bzw. zur Verfügung gestellten Ressourcen begrenzt sind und eine Überforderung administrativer AkteurInnen das Risiko von Vollzugsdefiziten erhöht (Winter 1975).

3.3.1.3 Vermeidung ohne Verlagerung des Schadens

Eine weitere Voraussetzung für die ökonomische Vorteilhaftigkeit staatlicher Umweltschutzmaßnahmen besteht darin, dass diese zur Verringerung von Umweltschäden anstatt zur Verlagerung von Emissionen in andere Umweltmedien führen. Das Risiko einer Verlagerung besteht vor allem im Zusammenhang mit Vermeidungstechnologien, die bereits entstandene Emissionen lediglich am Eintritt in ein einzelnes Umweltmedium **hindern** („end-of-pipe“-Maßnahmen). Werden die abgeschiedenen Schadstofffrachten anschließend in andere Umweltmedien verlagert, können dort in ungünstigen Fällen ebenso hohe oder sogar höhere Schäden auftreten als im Zielmedium der Schutzmaßnahme.

Das hierauf bezugnehmende Ziel einer **Vermeidung von „Rohemissionen“** (Hansjürgens 1992: 54), also die Einschränkung des Entstehens von Emissionen, kann gegenüber einer bloßen Rückhaltung über integrierte Vermeidungsmaßnahmen erreicht werden. Hierzu zählen Inputsubstitutionen, der Einsatz effizienterer Produktionstechnologien, die Kreislaufführung von Substanzen innerhalb der Produktion oder die Verwendung von Produktionsabfällen in anderen Produktionsprozessen (Feess / Seeliger 2013: 297 f.; Reichmann 1994: 58). Neben der Anwendung integrierter Maßnahmen können auch die Verringerung der Produktion sowie Markt- und Preiswirkungen umweltpolitischer Regulierungen zur Reduktion von Rohemissionen beitragen (Verringerung von Angebot oder Nachfrage nach umweltschädlichen Gütern und Dienstleistungen, Entwicklung schadstoffärmerer Produktionsverfahren).

Bei Abwassereinleitungen ist die Verlagerungsproblematik durchaus relevant: End-of-pipe-Vermeidungsmaßnahmen sind hier weit zum einen verbreitet, nicht zuletzt bei kommunalen Kläranlagen, die mangels eigener Produktion keine integrierten Maßnahmen einsetzen können. Zum anderen werden die in Form von Klärschlamm zurückgehaltenen Schadstofffrachten zu großen Teilen im Landbau oder in der Landwirtschaft stofflich verwertet oder aber verbrannt (z. B. Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen 2013). Im ersten Fall (stoffliche Verwertung) findet eine potenzielle Verlagerung in Böden (und langfristig ggf. wieder in den Wasserkreislauf), im zweiten Fall u.a. in die Luft statt.

Hieraus kann gleichwohl nicht auf eine völlige oder auch nur weitreichende Unwirksamkeit von staatlichen Maßnahmen zum qualitativen Schutz von Gewässern geschlossen werden. Erstens existiert zumindest im gewerblichen bzw. industriellen Sektor eine Vielzahl an integrierten Vermeidungsmaßnahmen (z. B. Bartz 1995, 1997; Möbius 2010: 83 ff.; Sarkar et al. 2006; Umweltbundesamt 2003), die, geringere Grenzkosten vorausgesetzt, anstelle von end-of-pipe-Maßnahmen eingesetzt werden. Selbst dort wo integrierte Maßnahmen aus Kostengründen nicht zum Einsatz kommen, kann die technische Entwicklung die Verhältnisse zugunsten integrierter Maßnahmen ändern. Zweitens können staatliche Maßnahmen zu einer Verringerung von Produktion und Konsum umweltschädlicher Güter und entsprechend von Rohemissionen führen. Drittens

ist bei einer Verlagerung von Schadstoffen in ein anderes Umweltmedium nicht das physikalische Ergebnis entscheidend, sondern der daraus resultierende Schaden. Dieser kann aber in anderen Umweltmedien bei gleicher Schadstoffmenge unterschiedlich ausfallen, etwa weil die Bioverfügbarkeit des Schadstoffes dort höher oder geringer ist. So dürfte etwa der Schaden von weitgehend inerten Klärschlammverbrennungsrückständen, die deponiert oder im Straßenbau eingesetzt werden, weitaus geringer ausfallen als die darin zurückgehaltenen Substanzen im Medium Wasser. Zudem können Gewässerschadstoffe in anderen Kontexten sogar einen positiven Nutzen entfalten, etwa im Fall von Phosphor und Nitrat bei landwirtschaftlicher Klärschlammverwertung.

Selbst wenn die Verlagerungsproblematik zu einer Erhöhung der Schadenskosten durch Schadstoffe aus Abwässern führen würde, sollte deshalb nicht auf das Setzen von Anreizen zur Abwasserbehandlung verzichtet werden. Stattdessen sollte der Verlagerung durch die Etablierung eines vergleichbaren Schutzniveaus in Bezug auf andere Umweltmedien entgegengewirkt werden. Hierdurch würden Verlagerungseffekte auf ein effizientes Ausmaß reduziert und im Idealfall nur soweit stattfinden, dass sich der Grenzschaten bzw. die Grenzvermeidungskosten einer emittierten Substanz in allen Umweltmedien angleichen. Mit Blick auf die oben angeführten Überlegungen kann aber auch bei Abwesenheit eines solchen medienübergreifenden Umweltschutzrechts die Gefahr einer Verlagerung nicht als hinreichender Grund für die Untätigkeit des Staates in Belangen des Gewässerschutzes gelten.

3.3.2 Abgabenspezifische Voraussetzungen

3.3.2.1 Informationsvoraussetzungen

In der einfachen¹³ neoklassischen Modellwelt besitzt jeder Akteur Informationen über alle relevanten Entscheidungsvariablen in ihrer aktuellen und zukünftigen Ausprägung bzw. sie oder er kann diese Informationen kostenfrei beschaffen. Zudem sind Individuen annahmegemäß in der Lage, diese Fülle an Informationen optimal zu verarbeiten. Auch von Transaktionskosten wird in diesem Grundmodell des homo oeconomicus abstrahiert (Voigt 2009: 29 ff.). In einem solchen Zustand ließen sich keine externen Kosten jenseits des Optimums beobachten, da Urheber und Betroffene diese spontan über Verhandlungen auf das optimale Maß reduzieren würden, wie von Coase (1960) dargelegt (Karl 2000). Genau genommen wären noch nicht einmal entsprechende Verhandlungen erforderlich, da jedes Individuum bereits das Ergebnis vorhersehen und sich entsprechend verhalten würde.

¹³ Die neoklassische Theorie verweist auf ein Kontinuum in Bezug auf den Grad der Vereinfachung der Annahmen. Der heute übliche erweiterte neoklassische Modellrahmen erfasst auch die hier angesprochenen Informationsdefizite bzw. die private Natur von Informationen, Transaktionskosten oder die begrenzte Rationalität von Individuen umfassen (Häder 1997: 37 f.; Kirchgässner 2008: 17f, 27 f., 30 f.; Mankiw / Taylor 2008: 454 - 458; Richter / Furubotn 1999: V).

In der Realität hingegen liegen verschiedene Restriktionen vor, die einerseits in Abweichungen vom sozialen Optimum münden können, andererseits auch eine unterschiedliche Leistungsfähigkeit verschiedener Politikinstrumente begründen können. Eine solche Restriktion besteht in Form der privaten Natur von Informationen. Diese führt einerseits dazu, dass freiwillige Verhandlungslösungen in suboptimale Gleichgewichtszustände münden können, da je Verhandlungspartei bemüht ist, die Kosten der Einschränkung ihrer Aktivität zu übertreiben, um so ein für sie vorteilhafteres Ergebnis zu erzielen (Endres 2000: 46). Andererseits können private Informationen eine höhere Effizienz von Umweltabgaben gegenüber ordnungsrechtlichen Steuerungsformen begründen: So bleiben bei der Setzung einheitlicher Emissionsgrenzwerte die Vermeidungskosten der unterschiedlichen Emittenten verborgen, da Grenzwerte durch jeden Emittenten unabhängig von seinen Kosten einzuhalten sind (Endres 2000: 125). Der Staat kann somit lediglich die Einhaltung der Grenzwerte beobachten, daraus aber keine Rückschlüsse auf die dahinterstehenden Bemühungen (Kosten) der Emittenten ziehen, um somit ein differenziertes und damit effizientes Grenzwertsystem zu errichten.

Demgegenüber enthüllen und nutzen Umweltabgaben (und andere, marktförmige Instrumente) diese Kosteninformationen, da Emittenten hier zwischen den individuellen Grenzkosten der Vermeidung und den Grenzkosten der Abgabenzahlung (Abgabesatz) abwägen können. Abgaben veranlassen den Emittenten dadurch dazu, seine Emissionen ‚freiwillig‘ (d. h. ohne staatlichen Zwang) und wahrheitsgemäß nach Maßgabe seiner Grenzvermeidungskosten zu begrenzen, da auf diese Weise die Summe aus Zahllast und Vermeidungsausgaben minimiert werden kann. Die hiermit verbundene Zuteilung **unterschiedlich großer** ‚Vermeidungskontingente‘ an die einzelnen Emittenten nach Maßgabe ihrer individuellen Grenzvermeidungskosten begründet die Effizienz **marktförmiger Instrumente, bzw. „macht gerade das Wesen des Kostenminimums aus“** (Endres 2000: 125 f.).

Verfügte der Staat über ausreichende Informationen zu den individuellen Grenzvermeidungskosten, könnte er eine solche Lösung mit Hilfe differenzierter Grenzwerte etablieren (s. exemplarisch für den Abwassersektor die Untersuchung von Malmaeus et al. 2015). Eine solche Konstellation ist nicht vollkommen abwegig: Beispielsweise hätte der Staat im kommunalen Sektor Zugriff auf alle relevanten vermeidungsbezogenen Kosteninformationen, würde er die dortigen Kläranlagen unter zentrale Verwaltung stellen (Aufheben der föderalen Struktur einschließlich der kommunalen Selbstverwaltung). Alternativ ist es nicht ausgeschlossen, dass der betreffenden Gesamtheit der Emittenten zahlenmäßig sehr begrenzte und mit vergleichbaren Kosten verbundene Vermeidungsmaßnahmen zur Verfügung stehen. Die hiermit verbundene einfache Kostenstruktur könnte durch den Staat mit relativ hoher Genauigkeit ermittelt und durch (ggf. geringfügig differenzierte) Grenzwerte auf effiziente Weise abgebildet werden (Huckestein 1993: 352; Michaelis 1996b: 114).

Nach Roberts (1976: 182) ist gerade die kommunale Abwasserbehandlung ein Beispiel für eine derartige homogene Kostenstruktur und damit ein Abgabeneingriff im Abwassersektor nicht mit Effizienzvorteilen gegenüber einer ordnungsrechtlichen Lösung verbunden. Tatsächlich variieren die individuellen Vermeidungskosten aber trotz der hohen Bedeutung weitgehend standardisierter end-of-pipe Behandlungsverfahren erheblich. Hernández-Sancho und Sala-Garrido (2009) zeigen etwa in einer empirischen Analyse spanischer Kläranlagen, dass die spezifischen Behandlungskosten bei einigen Betreibern doppelt so hoch ausfallen wie bei den günstigsten Anlagen (ebd.: 233). Auch für den deutschen Kontext mit überwiegend tertiärer Behandlung bestehen Hinweise auf substantielle Effizienzunterschiede in der Abwasserbehandlung. Einer Umfrage unter öffentlichen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz von 2006 zufolge schwanken die spezifischen Behandlungskosten nach Ausschluss von Extremwerten etwa um den Faktor 3 (DWA 2007: 31; s. auch Sander 2003: 77). Ein weiteres Indiz für die Heterogenität der (Grenz-)Vermeidungskosten liefert die hohe Streuung der kommunalen Abwasserentsorgungsentgelte (Holländer et al. 2013). Zu den Ursachen für die Kostenvarianz zählen Skaleneffekte, unterschiedliche Organisationsstrukturen, sowie siedlungsstrukturelle (Länge des Kanalsystems), topographische (Umfang von Versickerungsflächen) und klimatische Bedingungen (z. B. Niederschlagswahrscheinlichkeit) (ebd., 31 f; Sander 2003: 76; Bundeskartellamt 2016: 52-58; BMUB / Umweltbundesamt 2017: 172).

Diese Einflussfaktoren zeigen, dass nicht allein, wie bei Roberts (1976) angenommen, die eingesetzte Rückhalte-Technologie entscheidend für das Ausmaß der individuellen Vermeidungskosten ist. Selbst wenn zwei Kläranlagen gleicher Größe identische Technologien zur Schadstoffabscheidung verwenden, können u.a. aus der lokalspezifischen Betriebsweise sowie der unterschiedlichen Belastung der Anlage durch Niederschlagswasser unterschiedlichen Kosten resultieren. Hinzu kommt, dass der hohe Standardisierungsgrad dieser Technologien sich nur auf den Aspekt der Schadstoffelimination bezieht, nicht aber auf den Transport des Abwassers zur eigentlichen Behandlungsanlage. Das Kanalnetz öffentlicher Kläranlagen muss aber ebenso als integraler Bestandteil der end-of-pipe-Technologie verstanden werden, da ohne dieses keine zentrale Behandlung möglich ist. Im Gegensatz zu Klärbecken und dem Einsatz von Fällmitteln kann das Netz jedoch kaum standardisiert werden, da es der jeweiligen Siedlungsstruktur einer Kommune angepasst werden muss.

Die Beschaffenheit des kommunalspezifischen Kanalsystems sowie die lokalen Versickerungs- und Wetterbedingungen stellen zwar zu weiten Teilen keine privaten Informationen dar. Gleichwohl dürften sich die konkreten Auswirkungen dieser Bedingungen auf die Behandlungskosten kaum zu vertretbaren Kosten mit hinreichender Genauigkeit ermitteln lassen. So gehen bspw. Malmaeus et al. (2015) in ihrer vergleichenden Studie zu den Kosten marktförmiger und ordnungsrechtlicher Steuerung auch nicht von solchermaßen geschätzten, sondern mittels Fragebögen von den Emittenten erhobenen

Kosten aus. Wahrheitsgemäße Angaben sind aber gegenüber der Reguliererin, wie bereits erwähnt, nicht zu erwarten. Abgaben, die sich diese privaten Kosteninformationen zunutze machen, sind somit **tendenziell im Vorteil gegenüber ‚kostenblinden‘ ordnungsrechtlichen Instrumenten.**

3.3.2.2 Verhältnismäßige Transaktionskosten

Für die Wahl eines geeigneten Instruments zur Verringerung von Umweltschäden ist neben der Informationslage der Umfang der damit verbundenen Transaktionskosten vielfach von maßgeblicher Bedeutung. Im Falle von Umweltabgaben fallen Transaktionskosten beim Erwerb von Nutzungsrechten durch Zahlung des Abgabesatzes auf nicht vermiedene Emissionen an (Häder 1997: 95). Diese betreffen den Aufwand zur Etablierung der Eigentumsrechte (Planungs- und Gesetzgebungsprozess), sowie die ex-post Kosten im Zuge der Durchsetzung dieser Rechte (administrativer Vollzug einschließlich der Überwachung und Ahndung von Regelverstößen, Krutilla / Krause 2010: 266 ff.). Darüber hinaus sind auch auf privater Seite, d.h. bei Emittenten anfallende Transaktionskosten zu beachten (administrativer Aufwand zur Kalkulation der Abgabenschuld).

Neben dem Aufwand zur Planung der optimalen betriebswirtschaftlichen Anpassung an die per Abgabe veränderte Anreizstruktur, der Übermittlung von Seiten der Vollzugsbehörden eingeforderten Daten oder der Beantragung von Ausnahmen u. Ä. ist auch an Anpassungskosten im Zusammenhang mit der Spezifität von Investitionen zu denken (Häder 1997: 73 ff., 109 - 118). Führen veränderte Anreize etwa dazu, dass bestehende Produktionsverfahren ersetzt werden müssen, entstehen Kosten im Umfang der Differenz zwischen dem Wert der gegenwärtigen erstbesten und einer anschließenden zweitbesten Verwendung (versunkene Kosten). Roberts (1976) veranschaulicht dies bildhaft mit den folgenden Worten:

„Real capital goods are not composed of a homogeneous and malleable ‚jelly‘, but rather of poured concrete and welded pipe. Once in place, equipment cannot be costlessly transformed to other uses if changes in effluent fees were to make previous plans no longer optimal” (ebd.: 188).

Ein Beispiel hierfür aus dem Abwassersektor stellen Überkapazitäten auf kommunalen Kläranlagen dar, die sich ergeben können, wenn infolge der Einbeziehung von Indirekteinleitern in das Abgabenregime diese eigene Behandlungskapazitäten errichten (s. Abschnitt 5.4).

Transaktionskosten können im Kontext von Umweltabgaben leicht bedeutende Ausmaße annehmen, die den Nutzengewinn der Verringerung des Umweltschadens aufzehren oder zumindest soweit verringern, dass andere Instrumente vergleichbare oder sogar kostengünstigere Ergebnisse herbeiführen (Krutilla / Alexeev 2014: 300; Rousseau / Proost 2005). Bereits die Informationsbeschaffungs- (und -verarbeitungs-)kosten werden umso

eher prohibitive Ausmaße annehmen, je weiter der Anspruch auf eine bestmögliche Annäherung an ein Pareto-optimales Ergebnis eingelöst werden soll. Der integrale Stellenwert des Versuch-und-Irrtum-Verfahrens im Standard-Preis-Ansatz von Baumol und Oates (1971) verweist darauf, dass bereits die Herausforderung der präzisen Ermittlung der Vermeidungskosten im Vorfeld der Festlegung des Abgabesatzes unzumutbare Kosten verursachen kann, sobald eine größere Zahl an EmittentInnen bzw. VerursacherInnen erfasst werden soll. Die in Abschnitt 3.3.2.1 andiskutierte Vielzahl von Faktoren, welche diese Kosten bestimmen, lassen dieses Problem anschaulich werden.

Darüber hinaus nehmen auch Anpassungskosten oftmals relevante Ausmaße an. Nicht nur muss eine Umweltabgabe das aufwändige Prozedere der demokratischen Gesetzgebung ausgehend von der initialen Abstimmung der betroffenen Ressorts, der Integration (oder Abwehr) der Anliegen von Interessengruppen, der Einigung der beauftragten MitarbeiterInnen im federführenden Ressort, der Erstellung eines ReferentInnenentwurfs bis hin zu den mehrfachen Debatten in den Plenen sowie den Fachausschüssen durchlaufen. Dieses aufwändige Prozedere muss bei Umweltabgaben in regelmäßigen Abständen wiederholt werden, um den Abgabesatz an Inflation, technologischen und Strukturwandel sowie sich verändernde Präferenzen (z. B. Umweltbewusstsein) anzupassen. Es ist leicht ersichtlich, dass diese Transaktionskosten prohibitive Ausmaße annehmen, sofern diese Aktualisierung in sehr engen Zeitabständen vorgenommen werden soll.

Schließlich sind auch die ökonomischen Reibungsverluste im Zuge der Umsetzung einer Abgabe potenziell grenzenlos. Hierzu zählen etwa die beim Staat anfallenden Kosten für die Messung bzw. Kontrolle der Emissionen, die Ermittlung der Abgabenschuld, die Ausstellung von Abgabebescheiden sowie das Bestreiten möglicher Rechtsverfahren in diesen Angelegenheiten (Häder 1997: 101). Aber auch auf Seiten der Abgabepflichtigen fallen Umsetzungskosten an, sei es im Rahmen der zur Optimierung der Abgabenschuld erforderlichen Eigenüberwachung (Arbeitskosten, Schulung des Personals, Anschaffung von Messtechnik und Analysechemikalien etc.) oder bei der Auseinandersetzung mit der oftmals komplexen Rechtslage (Ausnahmetatbestände, Sanktionen, Ermäßigungen etc.). Zusätzlich können bei einer Aktualisierung der Abgabe hohe Kosten im Zuge der Umrüstung der Vermeidungstechnik inklusive versunkener Kosten infolge der Spezifität der Anlagen und des damit verbundenen Wissens anfallen (Bongaerts / Kraemer 1989: 145; Ewringmann et al. 1981: 50; Massarutto 2007: 596). Im ungünstigsten Fall entstehen bei einer periodisch erforderlichen Umrüstung effizienzmindernde Quasirenten: Nachfrager von hochspezifischer Vermeidungstechnik können das damit verbundene Risiko versunkener Kosten auf Seiten des Anbieters der Technik strategisch nutzen, indem sie den ursprünglich vereinbarten Kaufpreis nachträglich senken. Da der Anbieter im Falle eines Verkaufs der individualisierten Anlage an einen anderen Interessenten mit einem noch geringeren Erlös rechnen muss, kann er sich gezwungen sehen, diese Preissenkung hinzunehmen (Häder 1997: 73 - 75).

Selbstverständlich sind auch Emissionsstandards mit nicht unerheblichen Transaktionskosten verbunden. Häufig werden Umweltabgaben jedoch höhere Transaktionskosten zugesprochen, v.a. da anders als bei Emissionsstandards nicht nur stichprobenhaft Schadstoffkonzentrationen in der Nähe des Standards messtechnisch erfasst werden müssen, sondern kontinuierlich alle wahrscheinlichen Konzentrationsbereiche (Hansmeyer / Schneider 1992: 34, 65; Michaelis 1996b: 47; umfassend Häder 1997: 159 – 166; a. A. ist z. B. Helm 2005: 4). Dies gilt auch für Abgaben in Bezug auf die Einleitung von Abwasser. Die Vielzahl von Abwasserschadstoffen und -produzentInnen (inklusive aller privaten Haushalte) sowohl die Informationsbeschaffung im Vorfeld als auch die Umsetzung kann eine Abgabenslösung unverhältnismäßig aufwändig werden lassen. Allerdings würde auch der Versuch der Etablierung eines Emissionsstandards scheitern, der auf jeden individuellen Haushalt und jeden Schadstoff differenziert Bezug nimmt.

Angesichts derartiger Gegebenheiten müssen umweltpolitische Eingriffe jeglicher Art oftmals vom theoretischen Ideal abweichen und transaktionskostensparende Umgestaltungen hinnehmen. Solche Umgestaltungen gehen häufig zu Lasten der Effizienzgewinne i.e.S. Es besteht also ein – instrumentenspezifischer – trade-off zwischen Transaktionskosten und (davon abstrahierenden) Effizienzgewinnen. Im Hinblick auf die Voraussetzung der Überlegenheit einer Abgabenslösung ist die entscheidende Frage demnach, ob dieser trade-off durch eine wohlüberlegte Ausgestaltung des Instruments höhere Nettoeffizienzgewinne (d.h. einschließlich Transaktionskosten) ermöglicht als ein unter den gleichen Informations-, Verhaltens- und institutionellen Rahmenbedingungen agierendes alternatives Instrument (relative bzw. institutionelle Effizienz, s. Abschnitt 1.2.2).

Diese Frage kann nicht pauschal und selbst im Einzelfall nicht leicht beantwortet werden. Im Allgemeinen ist das Verhältnis der Nettoeffizienzgewinne beispielsweise vom fallspezifischen Ausmaß der Varianz der individuellen (Grenz-)Vermeidungskosten abhängig: Je stärker diese Kosten variieren, desto größer sind die möglichen Effizienzgewinne durch den Einsatz von Umweltabgaben gegenüber einheitlichen Emissionsstandards (s. Abschnitt 3.3.2.3) und desto eher können abgabenbedingt höhere Transaktionskosten kompensiert werden. Allerdings ist eine Quantifizierung von Transaktionskosten und Effizienzgewinnen häufig nicht in zufriedenstellender Weise möglich, u.a. da sie oftmals nicht ausreichend dokumentiert werden (Krutilla / Krause 2010: 336 - 340). Auch ist eine genaue Abgrenzung zu Produktionskosten im Detail bisweilen problematisch (ebd.: 271 f.). Die Prüfung, ob die hier geschilderte transaktionskostenspezifische Voraussetzung für den Einsatz von Umweltabgaben vorliegt, wird aus diesen beiden Gründen fallspezifisch und vielfach heuristisch, etwa plausibilitätsbasiert auf Grundlage grober Kostenschätzungen, erfolgen müssen.

Wie der weitere Verlauf der Arbeit zeigen wird, berührt ein großer Teil der institutionellen Friktionen, die bei der Gestaltung von Umweltabgaben zu bewältigen sind, die hier angesprochene Kernproblematik des trade-offs zwischen Effizienz und Transaktionskosten. Das gilt auch für einige Friktionen, die infolge von Informationsrestriktionen entstehen, da fehlende Informationen häufig (wenn auch nicht immer) zu entsprechenden Kosten vom Staat beschafft werden könnten. Bei jeder dieser Herausforderungen ist dabei einzeln zu prüfen, inwieweit Transaktionskosten effizienzschonend verringert werden können. Ist es nicht möglich, Transaktionskosten präzise zu erfassen, resultiert aus der Voraussetzung der Verhältnismäßigkeit der Transaktionskosten die Aufgabe, Umweltabgaben so transaktionskostenarm wie möglich zu gestalten, ohne dass dabei so hohe Effizienzverluste hingenommen werden müssen, dass der Vorteil des Abgabeneinsatzes gegenüber alternativen Steuerungsformen infrage gestellt wird.

3.3.2.3 Heterogenität der individuellen Vermeidungskosten

Es ist bereits angesprochen worden, dass die statischen Effizienzvorteile von Umweltabgaben (und anderen ökonomischen Instrumenten) gegenüber einheitlichen Emissionsstandards auf ihrer Fähigkeit zur Berücksichtigung der Varianz individueller Vermeidungskosten beruhen (Abschnitt 3.3.2.1). Die dem einzelnen Emittenten in einem Abgabenregime gegebene Möglichkeit, den Umfang seiner Vermeidungsanstrengungen nach Maßgabe der individuellen Kostenstruktur selbst zu wählen, führt unter geeigneten Bedingungen zur kostenminimalen Aufteilung der Gesamtmenge zu vermeidender Emissionen auf alle VerursacherInnen bzw. Abgabepflichtige.

In der grafischen Darstellung wird der hierdurch realisierte Kostenvorteil ersichtlich (Abbildung 2). Die Reduzierung der Emissionen mittels eines einheitlichen Emissionsstandards e^S bewirkt bei den hier dargestellten Emittenten mit vergleichbaren Emissionsansprüchen eine identische individuelle Emissionsminderung auf das vom Standard vorgeschriebene Niveau. Hierbei entstehen Vermeidungskosten im Umfang von $e^S e^{max} A$ und $e^S e^{max} B$. Die Abgabenlösung führt hingegen zu einer überdurchschnittlichen bzw. unterdurchschnittlichen Vermeidungsleistung des Emittenten mit den geringeren bzw. höheren Grenzvermeidungskosten (GVK₂ bzw. GVK₁). Dabei werden die Mehrkosten des Emittenten mit den geringeren Grenzvermeidungskosten (Fläche $e_2^t e^S AC$) aufgrund der flacher verlaufenden Kostenkurve mehr als aufgewogen durch die Ersparnisse des anderen Emittenten (Fläche $e^S e_1^t DB$). Die Differenz beider Flächen entspricht dem Kostensenkungspotenzial der Abgabenlösung gegenüber einem uniformen Emissionsstandard.

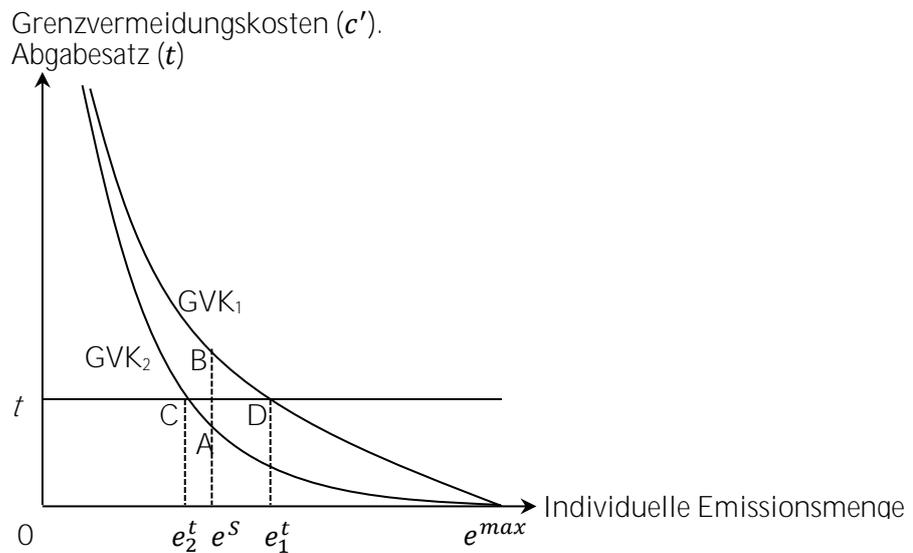


Abbildung 2: Vergleich der Vermeidungskosten bei uniformem Emissionsstandard und Abgabe (Quelle: Eigene Darstellung).

Das hypothetische Beispiel illustriert, dass der Kostenvorteil umso höher ausfällt, je stärker die individuellen Grenzkostenkurven voneinander abweichen. Die Varianz der Grenzvermeidungskosten ist der Ursprung und daher auch ein zentraler Parameter potenzieller statischer Effizienzgewinne durch Umweltabgaben (Michaelis 1996b: 114). Diese Varianz ist dabei nicht nur von den individuellen Eigenschaften des Emittenten (Produktionskosten) abhängig, sondern insbesondere auch vom umweltpolitischen Zielniveau. Liegen etwa, wie in Abbildung 2 dargestellt, konvexe Grenzkostenkurven vor, nähern sich die Funktionsargumente umso stärker an, je weiter sich das Zielniveau der Nullemissionsmarke nähert. Umgekehrt gilt, dass ein zu wenig anspruchsvolles ökologisches Ziel ebenfalls nur geringe Kostendifferenzen und damit Einsparpotenziale für marktförmige Instrumente bedeutet (Kolstad 1987; Destandau 2013).

Weisen die VerursacherInnen im durch die umweltpolitische Regulierung derart definierten Bereich eine ähnliche Kostenstruktur auf, können sich statische Effizienzvorteile von Abgaben nur aus im Vergleich zu Auflagenlösungen geringen Transaktionskosten ergeben, was allerdings fraglich ist (s. Abschnitt 3.3.2.3). In diesem Fall verbleiben jedoch immer noch dynamische Effizienzvorteile, da im Gegensatz zu Emissionsstandards bei Abgaben auch die Restemissionen Kosten verursachen und demnach ein permanenter Anreiz für weitere emissionsmindernde Handlungen bestehen bleibt. Obwohl dynamische Anreize vereinzelt als vorrangiger Effizienzaspekt eingestuft worden sind (Russel / Powell 1995: vii; Ring 1997: 239), sollte der Stellenwert statischer Effizienzvorteile nicht unterschätzt werden. Nicht zuletzt in der politischen Debatte könnte vagen, weil von der unvorhersehbaren technologischen Entwicklung abhängenden

sowie erst in der Zukunft (ggf. in künftigen Legislaturperioden) anfallenden Wohlfahrtsgewinnen weitaus weniger Gewicht beigemessen werden als den greifbareren weil unmittelbar anfallenden und damit leichter quantifizierbaren Vermeidungskostensparnissen infolge des Ausgleichs der individuellen Grenzvermeidungskosten. Wie bereits aufgezeigt (Abschnitt 3.3.2.1), liegen im Anwendungsfeld Abwasser substantiell variierende Grenzvermeidungskosten vor, so dass hier sowohl statische als auch dynamische Effizienzvorteile durch den Einsatz einer Umweltabgabe generiert werden können.

3.3.2.4 Steigende Grenzvermeidungskosten

Dem Grundmodell der Abgabenlenkung liegt die Annahme zugrunde, dass die marginalen Kosten zur Elimination bzw. Abscheidung von Emissionen mit zunehmendem Vermeidungsniveau steigen. Das ist grundsätzlich plausibel, da initiale Vermeidungserfolge häufig schon durch einfache und kostengünstige Maßnahmen (Optimierung der Produktion, Verwendung mechanischer statt biologisch-chemischer Filter etc.) erzielt werden können. Je weitergehender die Emissionsreduktion jedoch betrieben wird, desto eher sind diese einfachen Maßnahmen („low hanging fruits“) ausgeschöpft. Damit ist der Emittent auf effektivere Vermeidungstechniken angewiesen, die in der Regel kostenintensiver sind. Die Vermeidung der letzten Schadstoffeinheit wird, sofern sie überhaupt machbar ist, nur mit technologischen Höchstleistungen oder der vollständigen Einstellung der abwasserverursachenden Produktion möglich sein, was mit entsprechend hohen (Opportunitäts-)Kosten einhergeht.

Michaelis (1996b: 116 - 118) weist allerdings darauf hin, dass diese Plausibilität trügen kann. Wird die Erhöhung der Vermeidungsleistung nicht durch eine neue Technologie, sondern lediglich durch eine Erweiterung der bestehenden Technologie bewirkt, sind damit vielfach nur unterproportional zunehmende Kosten verbunden. Als Beispiel nennt Michaelis SCR-Katalysatoren zur Reduzierung von Stickoxiden in Verbrennungsanlagen, deren Vermeidungsleistung durch eine Ausweitung des Volumens erhöht werden kann. Dieser Fall illustriert, dass viele Vermeidungstechnologien hohe Anfangsinvestitionen erfordern und die investitionsspezifischen marginalen Vermeidungskosten dementsprechend zunächst sehr hoch ausfallen und anschließend stark absinken. Hierdurch, aber auch durch Skaleneffekte kann die Tendenz zu steigenden Grenzvermeidungskosten zumindest für einen bestimmten Emissionsmengenbereich gebrochen werden.

Unterproportional zunehmende Gesamtkosten implizieren jedoch sinkende Grenzkostenfunktionen. Diese bedeuten im Beispiel des Katalysators, dass Emittenten unter einem Abgabenregime das Katalysatorvolumen stets voll ausschöpfen, da die marginale Abgabenersparnis immer höher ausfällt als die zusätzlichen marginalen Kosten der Volumenausnutzung. Folglich kommt es nicht zu einer Angleichung der Grenzkosten mit dem Abgabesatz (s. Abbildung 3).

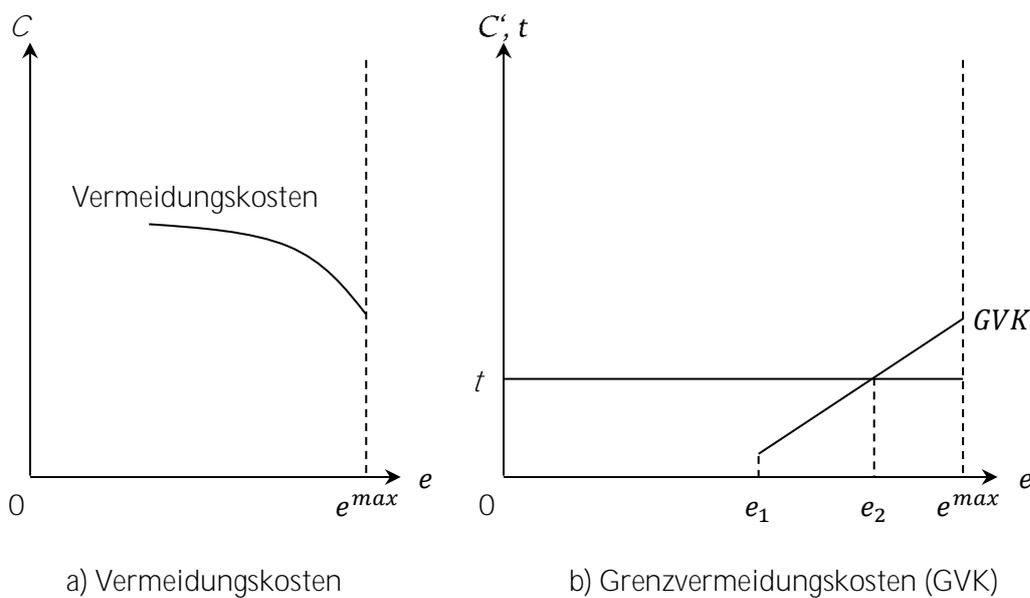


Abbildung 3: Konvexe Vermeidungskostenkurve (a) und entsprechendes Marginalkalkül (b) (Quelle: Eigene Darstellung).

Emittenten mit sinkenden Grenzvermeidungskosten werden stets den durch die eingesetzte Technologie ermöglichten maximalen Vermeidungsumfang ausnutzen (Emissionsniveau e_1 Abbildung 3b), da bei jeder bis dahin vermiedenen Emissionseinheit die Abgabesparsnis höher ausfällt als die marginalen Vermeidungskosten. Zwar findet auch hier eine Aufteilung des Vermeidungsbudgets zwischen Emittenten mit hohen und geringen Grenzvermeidungskosten statt. Diese Aufteilung ist somit nicht kostenminimal, da das die Angleichung aller individuellen Grenzvermeidungskosten, z.B. nach Maßgabe der Abgabenanreize voraussetzt (hier: Emissionsniveau e_2). Effizienzvorteile von Lenkungsabgaben wären in diesem Fall auf Verhaltensanpassungen in Bezug auf Einkommenseffekte beschränkt, wohingegen eine effiziente Aufteilung von Substitutionsmaßnahmen ausbliebe. Auf letztere bezogene Effizienzpotenziale drohen in diesem Fall aufgrund der besonderen Kostenstruktur verschlossen zu bleiben.

Im Kontext der Abwasserbehandlung sind diese problematischen Kostenstrukturen jedoch nicht vorhanden, auch wenn Michaelis (1996b: 117) davon ausgeht, dass fallende Grenzkosten in der Gegenwart hoher Fixkosten eher die Ausnahme als die Regel sind. Das trifft im Abwassersektor zwar auf die Kostenstruktur in Abhängigkeit von der zu behandelnden Menge zu, zumindest in gewissen Mengenbereichen (Byatt et al. 2006: 374-376; Horstmeyer et al. 2014: 100-108). Im Kontext einer Emissionsabgabe maßgeblich sind aber die Kostenfunktionen in Bezug auf den Anteil der vermiedenen Schadstofffracht, da der Emittent hierauf Einfluss nehmen kann, wohingegen der Umfang der behandelten und

eingeleiteten Abwassermenge exogen gegeben ist.¹⁴ Hierzu finden sich in der Literatur nur vereinzelt Kostenfunktionen. Die auffindbaren Beispiele weisen aber eine kontinuierlich steigende, konvexe Form auf, sowohl was die Gesamt- als auch die Grenzkosten betrifft (s. die Beispiele in den Abbildung 4a und b sowie Goldar et al. 2001: 118; Jiang et al. 2004; Rincke 1977: 106). Somit kann davon ausgegangen werden, dass auf individueller Ebene die kostenstrukturellen Voraussetzungen für ein kontinuierliches Abwägen zwischen Vermeidungskosten und Abgabebzahlungen vorliegen.

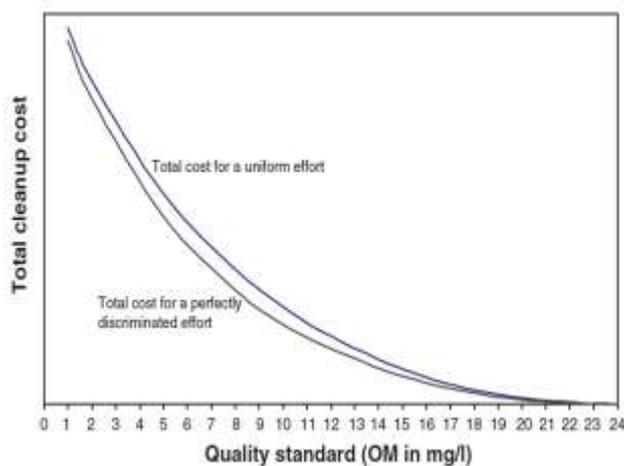


Abbildung 4a: Vermeidungskosten für die Verringerung organischer Substanzen in Abhängigkeit vom Reinigungsgrad
(Quelle: Destandau / Nafi 2010: 355)

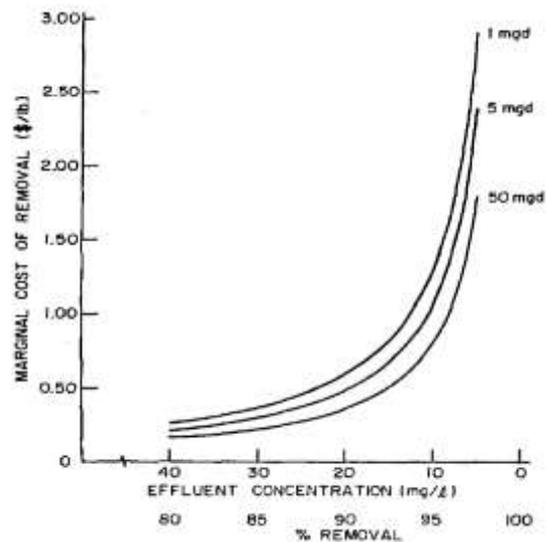


Abbildung 4b: Grenzvermeidungskosten für die Verringerung des BSB 5 in Abhängigkeit vom Reinigungsgrad
(Quelle: Fraas / Munley 1984: 36)

3.3.2.5 Keine prohibitiven Schadenskosten

Neben Besonderheiten der Grenzvermeidungskostenfunktion kann auch der Verlauf der Grenzschadensfunktion Effizienzvorteile des Abgabeinstruments infrage stellen. Sind etwa bereits die Schadenskosten der ersten Emissionseinheit gesellschaftlich nicht tragbar, etwa weil damit nicht akzeptable Gesundheitsrisiken einhergehen, sind ordnungsrechtliche Maßnahmen wie ein Verbot des betreffenden Schadstoffs vorzuziehen (Roberts 1976: 181 f.). Die Anwendung einer Abgabe würde in einer derart bewerteten Situation im günstigsten

¹⁴ Eine Ausnahme in Bezug auf den Umfang der zu behandelnden Abwassermenge bilden Mischwasserabschläge etwa anlässlich starker Regenfälle.

Fall zu einem vergleichbaren Ergebnis (sofortige Nullemission) führen. Effizienzvorteile sind hierbei nicht zu erwarten, da jeder Emittent, unabhängig von seinen individuellen Grenzvermeidungskosten, zur vollständigen Vermeidung angehalten wird.

Wenig zielführend sind Abgaben auch beim Vorliegen (relativ) sprunghafter Anstiege des Grenzschadens, die im Ergebnis ebenfalls zu unvermeidbaren Kosten führen. Beispiele hierfür sind an die Unterschreitung der bestandserhaltenen Populationszahl einer Tierart oder an anderweitige ökologische Kippunkte wie dem Schmelzen von Gletschern. Im Fall von Abgaben kann dies ebenfalls eine – Effizienzvorteile gegenüber Verboten ausschließende – Anhebung des Abgabesatzes auf ein prohibitives Niveau nahelegen (Michaelis 1996b: 132 f.).

Weiterhin ist zu bedenken, dass Umweltabgaben oftmals nur eine geringe ökologische Treffsicherheit aufweisen (Endres 2000: 144). Im Falle des Risikos gesellschaftlich inakzeptabler Umweltschäden, bspw. im Zusammenhang mit hoch persistenten Schadstoffen, ist der (ausschließliche) Einsatz von Abgaben daher selbst dann nicht zu empfehlen, wenn die individuellen Grenzvermeidungskosten im vertretbaren Emissionsbereich die Grenzschäden durchaus übersteigen und somit Effizienzgewinne möglich sind.

Auch im Gewässerbereich können einige Substanzen bereits in geringen Mengen prohibitiv hohe Grenzschäden hervorrufen. Beispiele sind persistente Schadstoffe wie das Insektizid Dichlordiphenyltrichlorethan (DDT) oder polychlorierte Biphenyle (PCBs), da ihre mangelnde Abbaubarkeit zu einer dauerhaften Schadensakkumulation und somit zu sich über die Zeitdauer langfristig aufsummierenden Schadensbeiträgen führt (Michaelis 1996b: 132 - 134). In Bezug auf diese Stoffe ist eine Abgabenlenkung daher nicht sinnvoll.

3.3.2.6 Mangel an kostengünstigen Vermeidungstechnologien

Ein in der Debatte um Umweltabgaben bisweilen gegen dieses Instrument vorgebrachtes Argument ist das Fehlen kostengünstiger Vermeidungstechnologien. So gibt bspw. Huckestein (1993: 353) zu bedenken, dass Emittenten unter dieser Bedingung das Preissignal der Abgabe auf andere MarktakteurInnen weiterwälzen, dabei aber der Bezug zum Emissionsminderungsziel verloren gehen kann. So ist etwa denkbar, dass ein Unternehmen die mit der Abgabe verbundenen zusätzlichen Kosten nicht auf den Preis des die Emission verursachenden Produkts, sondern auf den eines anderen Produkts aufschlagen (sog. Schrägabwälzung, s. ebd.). Ist dessen Herstellung oder Verbrauch mit geringeren oder gar keinen Emissionen verbunden, kommt es zu einer relativen Verteuerung dieses umweltfreundlicheren Produkts (Reichmann 1994: 65 f.). Auf diese Weise kann eine Abgabenlenkung im Vergleich zur Situation ohne staatliche Regulierung sogar zu höheren Emissionen führen. Selbst wenn die Abwälzung den Preis des emissionsbehafteten

Produkts und damit die ‚Nachfrage nach Emissionen‘ trifft, können geringe Preiselastizitäten eine Nachfrage- und damit Emissionsminderung einschränken (ebd.).

Die hieraus gezogene Schlussfolgerung, bei Emissionsabgaben seien Einkommenseffekte gegenüber Substitutionseffekten *per se* „in wesentlich geringerem Maße“ (ebd., 66) relevant, kann jedoch aus vielerlei Gründen nicht überzeugen. Reichmann (1994: 66) selbst verweist darauf, dass bei einer hohen Bedeutung von Einkommenseffekten im Vorfeld der Instrumentenwahl eine Analyse der zu erwartenden Überwälzungsvorgänge vorzunehmen ist. Damit wird indirekt zugestanden, dass es durchaus günstige Überwälzungsstrukturen geben kann, welche die mit Schrägabwälzung verbundenen Unsicherheiten in Bezug auf die Lenkungswirkung begrenzen oder ausschließen (beispielsweise in Unternehmen mit lediglich einem Produkt oder einer homogenen Produktpalette, die alle ähnlich emissionsintensiv sind).

Zweitens erleiden Unternehmen auch im Falle von Querabwälzungen Rentabilitätseinbußen (abgesehen vom Sonderfall einer vollkommen preisunelastischen Nachfrage). Hierdurch wird ihre Wettbewerbsposition beeinträchtigt, was Marktaustritte von Grenzanbietern mit entsprechenden Emissionsrückgängen zur Folge haben kann.

Drittens steht den meisten Emittenten immer mindestens eine ‚Vermeidungstechnik‘ zur Verfügung, nämlich die Verringerung des Produktionsumfangs. Hiervon ausgenommen sind lediglich Unternehmen, die sich ausschließlich auf die Dienstleistung der Emissionsvermeidung spezialisiert haben und insofern keine eigene Produktion aufweisen (z. B. zentrale Kläranlagen).

Viertens wird der Erfolg der Lenkungswirkung einer Abgabe durch das Fehlen kostengünstiger Vermeidungsoptionen nur in statischer Hinsicht beeinträchtigt. In dynamischer Hinsicht ist es unerheblich, ob es zu Schrägabwälzungen kommt, da auch hier die Entwicklung emissionsarmer bzw. -mindernder Technologien zu Kostensenkungen führt und insofern Vermeidungsanreize fortbestehen. Im Grunde empfiehlt gerade das Fehlen kostengünstiger Vermeidungsoptionen den Einsatz von Umweltlenkungsabgaben, da die hiervon ausgehenden dynamischen Anreize ebenjene Optionen zu entwickeln helfen, während demgegenüber der technologische *status quo* durch den Einsatz von ordnungsrechtlichen Instrumenten gerade zementiert wird (Endres 2000: 133 - 136). Lediglich in den seltenen Fällen, in denen kostengünstige Substitutionsoptionen fehlen, die Produktionsmenge nicht (zu geringen Grenzkosten als dem Abgabesatz) verringert werden kann und geringe Preiselastizitäten der Nachfrage vorliegen, sollte daher auf den Einsatz von Umweltabgaben verzichtet werden.

In Bezug auf Abwasser liegen diese restriktiven Bedingungen nicht vor. Für alle relevanten Gewässerschadstoffe existiert eine Vielzahl kostengünstiger Vermeidungsoptionen (für eine Übersicht s. Imhoff und Imhoff 2018: 158 - 272). Selbst in Bezug auf die relativ neue Herausforderung der Mikroverunreinigungen, die praktisch alle Stoffe umfassen, sind

Vermeidungstechnologien zu begrenzten Kosten verfügbar (Barjenbruch et al. 2014; Kümmerer 2009: 2361 f.), so dass Abgaben hier grundsätzlich wirksam werden können.¹⁵

3.3.2.7 Nicht-stetige Grenzvermeidungskostenfunktion

Sprünge in der Grenzschadensfunktion sind unter gewissen Voraussetzungen bereits als Hindernis für den Einsatz von Umweltabgaben identifiziert worden (Abschnitt 3.3.2.5). Auch in Bezug auf die Grenzvermeidungskostenfunktion wird bisweilen ein stetiger Verlauf als Anwendungsvoraussetzung genannt: Michaelis (1996b: 115 f.) betont, dass häufig übersehen werde, dass verfügbare Vermeidungstechnologien oftmals einen unveränderlichen Wirkungsgrad aufweisen. Als Beispiel führt er stickoxidarme Heizölbrennkessel an, die gegenüber konventionellen Verbrennungsanlagen Emissionen um einen festen Prozentsatz verringern. Die Vermeidungskostenfunktion besteht in diesem Fall aus einem einzigen Punkt, was eine marginale Abwägung mit den Kosten einer Abgabe ausschließe (s. Abbildung 5).

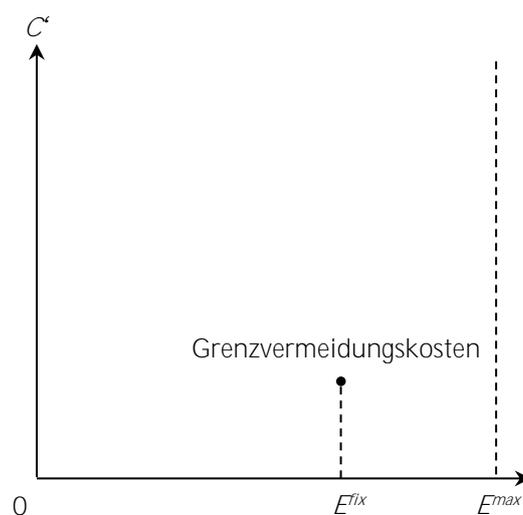


Abbildung 5: Vermeidungstechnologie mit nicht-kalibrierbarem Wirkungsgrad (Eigene Darstellung).

Dieser Einwand stellt jedoch lediglich eine abgeschwächte Form der These dar, Umweltabgaben seien beim Fehlen kostengünstiger Vermeidungsoptionen gänzlich ungeeignet. Dementsprechend sind die dort aufgeführten Gegenargumente übertragbar.

¹⁵ Gleichwohl bestehen in dieser Hinsicht erhebliche institutionelle Barrieren, beispielsweise in Bezug auf die verfügbaren Messtechniken, welche die für eine Abgabenlenkung erforderliche Definition von Schadeinheiten zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht zulassen (s. Gawel et al. 2015).

Angewendet auf das Beispiel des Heizölbrennkessels lauten diese, 1) dass der marginale Ausgleich von Vermeidungs- und Schadenskosten nur teilweise in Form von Substitutionseffekten (Einsatz von oder Verzicht auf schadstoffarme Brennkessel) erfolgt, und sich ansonsten über Einkommenseffekte Bahn bricht, also etwa die marginale Abwägung von Abnehmern der mit Hilfe der Brennkessel erzeugten Produkte zwischen dem betreffenden Preis und ihrem Nutzen; 2) dass sich die Wettbewerbssituation von BrennkesselnutzerInnen verschlechtert; 3) dass die mit dem Einsatz des Brennkessels verbundene Emissionsmenge über die Betriebsdauer durchaus marginal variiert werden kann; sowie 4) dass Abgaben permanente Anreize setzen, kalibrierfähige Vermeidungstechniken für Brennkessel zu entwickeln. In Bezug auf die Vermeidung von Gewässerschadstoffen kann dieser Einwand ohnehin als nicht zutreffend eingestuft werden, da der Wirkungsgrad von Kläranlagen über zahlreiche Parameter wie die Behandlungsdauer, die Betriebstemperatur oder die Menge der eingesetzten Betriebsmittel (z. B. Fällmittel) kontinuierlich verändert werden kann, wie die in Abschnitt 3.3.2.4 abgebildeten, empirisch ermittelten Kostenkurven belegen. Diskontinuierliche Kostenfunktionen sind im Bereich der Abwasserbehandlung zwar ebenfalls anzutreffen, allerdings im Hinblick auf die zu behandelnde Abwassermenge (Massarutto 2007: 597 f.).

3.4 Restriktionen der Abgabenlenkung im Abwassersektor

Werden die in Abschnitt 3.2 genannten Annahmen gelockert, auf denen das neoklassische Grundmodell der Abgabenlenkung basiert (u.a. vollständiger Wettbewerb, vollständige Information aller Beteiligten, Abwesenheit von Transaktionskosten, lediglich ein zu regulierender Schadstoff bzw. keine Schadstoffinteraktionen bei mehreren Schadstoffen), können Abgaben nicht in der dort implizierten Weise gestaltet bzw. umgesetzt werden. Das Setzen von Vermeidungsanreizen in Höhe der Grenzkosten am Schnittpunkt der beiden marginalen Schadens- und Vermeidungskostenkurven führt entweder nicht zu einem optimalen Ergebnis, weil sich das Optimum jenseits des Schnittpunkts verschiebt (z. B. bei Marktmacht oder Schadstoffinteraktionen), oder es ist aufgrund von Informationsdefiziten nicht auffindbar (Informationsasymmetrien, Unsicherheit). Darüber hinaus lassen sich dem Modell in seiner einfachen Form keine Hinweise darauf entnehmen, wie sich die tendenziell hohen Transaktionskosten effizienzorientierter Maßnahmen zum Management der Gewässerqualität begrenzen lassen. Diese Aspekte werden in den folgenden Abschnitten 3.4.1 - 3.4.5 noch einmal näher betrachtet und darauf hin untersucht, welche Konsequenzen sich für die Abgabenlenkung ergeben.

3.4.1 Asymmetrische Information

3.4.1.1 Problemstellung

Als wesentlicher Vorteil von Umweltabgaben gegenüber Standards gilt die Fähigkeit, sich die privaten, das heißt für den Staat nicht ohne Weiteres zugänglichen Informationen der Emittenten in Bezug auf ihre Vermeidungskosten zunutze zu machen: Konfrontiert mit einer Abgabe, wird der Emittent unter Berücksichtigung seiner individuellen Kostensituation dezentral den optimalen Vermeidungsumfang wählen. Die Reguliererin wird auf diese Weise von der kostenintensiven Aufgabe befreit, diese Informationen zu erheben, um zentral gesteuert eine vergleichbar effiziente (individuell-differenzierte Auflagen-)Lösung zu kreieren (s. Abschnitt 3.3.2.1). Die Sammlung von Informationen ist dabei nicht nur kostspielig. Rechnen die Emittenten damit, dass die Eingriffsintensität und damit die Kosten infolge der umweltpolitischen Regulierung hiervon abhängen, werden sie dahingehend keine wahrheitsgemäßen Angaben machen. Unter diesen Voraussetzungen ist die Ermittlung der aggregierten Grenzvermeidungskosten mit dem Risiko erheblicher Schätzfehler verbunden. Bspw. zeigt Harrington (2003) anhand des nachträglich beobachteten Verhaltens von Unternehmen der Geflügelindustrie auf, dass die im Vorfeld geschätzten Abwasserbehandlungskosten um 72 % (Fixkosten) bzw. 117 % (variable Kosten) zu hoch angesetzt wurden (ebd.: 15). Noch gravierender erwiesen sich die Fehleinschätzungen hinsichtlich der Grenzvermeidungskosten von Deponie-Dienstleistern in Großbritannien: Die auf dieser Grundlage erhobene Deponie-Steuer musste aufgrund der Verfehlung der politisch gesetzten Ziele von ursprünglich 7 £/t wenig später auf 35 £/t angehoben werden (Braathen 2007: 192) und liegt mittlerweile um eine ganze Größenordnung höher (86,10 £/t¹⁶).

Bei näherer Betrachtung fällt jedoch auf, dass das hier angesprochene Informationsproblem auch bei der Anwendung von Abgaben an einer anderen Stelle im Regulierungsprozess erneut auftaucht: Bei der Festlegung des kosteneffizienten Abgabesatzes werden ebenfalls Informationen zu den Grenzvermeidungskosten benötigt, zumindest wenn ein ökologisches Punktziel angesteuert werden soll. Die Abgabenlösung weist also einen konzeptionellen Widerspruch auf: Der Vorteil der kostengünstigen Nutzung dezentraler Kosteninformationen ist im Grunde ohne Weiteres nur dann abrufbar, wenn diese Informationen im Vorfeld der zentralen PlanerIn bekannt sind.

Allerdings lastet die Informationsasymmetrie zwischen Emittent und Reguliererin auf der Herausforderung der Festlegung des optimalen Abgabesatzes weniger schwer als auf der Herausforderung der Angleichung der individuellen Grenzvermeidungskosten an diesen Abgabesatz. Im ersten Fall sind nicht die individuellen Kosteninformationen an sich

¹⁶ <https://www.gov.uk/government/publications/rates-and-allowances-landfill-tax/landfill-tax-rates-from-1-april-2013>; abgerufen am 08.05.2018.

relevant, sondern allein ihr Aggregat, das sich auch über einen Durchschnittswert ermitteln lässt. Bei einer hohen Anzahl an Emittenten steht der Reguliererin daher neben einer dezentralen Lösung auch die Möglichkeit offen, die Informationsbeschaffungskosten mittels schließender Statistik erheblich zu reduzieren, also die repräsentativen Kosteninformationen einer kleinen Gruppe von Emittenten zu erfassen und auf dieser Grundlage Rückschlüsse auf die Grundgesamtheit zu ziehen.

Diese Lösung führt aber lediglich zu einer Transformation der aus der Informationsasymmetrie resultierenden Problematik: Je weiter der Staat die Anzahl der Emittenten reduziert, deren Kosteninformation er erheben möchte, desto größer werden Anreize auf Seiten der Emittenten, durch die Untertreibung ihrer Vermeidungskosten den Abgabesatz nach unten zu verzerren und damit ihre spätere Abgabenlast zu reduzieren.

Diese Gefahr strategischen Verhaltens im Rahmen von principal-agent-Beziehungen ist auch auf den Kontext der Regulierungsbemühungen des Staates angewendet worden (Baron / Myerson 1982; Baron / Besanko 1984; Hammond 1979; Loeb / Magat 1979; Sappington 1983). In diesem Feld liegt das Augenmerk insbesondere auf der Regulierung von Monopolen oder Oligopolen, da in Wettbewerbsmärkten mit vielen AkteurInnen der Einfluss einer einzelnen Firma zu gering ist, um mit fehlerhaften Kostenangaben die staatliche Regulierungsstruktur zu beeinflussen (Hammond 1979). Allerdings können auch Wettbewerbsmärkte strategisches Verhalten hervorrufen, etwa wenn die zu regulierenden AkteurInnen gleich gelagerte Interessen aufweisen und sich über Verbände zusammenschließen, oder wenn sich der Staat zur Verringerung der Informationsbeschaffungskosten auf die Befragung einer kleinen Gruppe beschränkt (Kwerel 1977: 600). Die grundlegenden Erkenntnisse der Regulierungstheorie zu den Herausforderungen asymmetrischer Information sind darüber hinaus allgemeiner Natur und somit auch auf umweltökonomische Fragestellungen anwendbar. Daneben hat die Umweltökonomie selbst ebenfalls Vorschläge zum Umgang mit dieser Problemdimension entwickelt (Baumol / Oates 1971; Dasgupta et al. 1980; Kwerel 1977; Roberts / Spence 1976; Weitzman 1978).

3.4.1.2 Lösungsansätze

Insgesamt lassen sich drei grundlegende konzeptionelle Ansätze zur Emissionsregulierung unter der Bedingung einer vermeidungskostenbezogenen Informationsasymmetrie unterscheiden: Dem dynamischen Lösungsansatz, der auf eine schrittweise Verringerung der Unsicherheit im Zeitablauf durch institutionelles Lernen setzt (1), stehen zwei statische Strategieklassen gegenüber, von denen eine auf die Flexibilisierung der Anreizfunktion setzt (2), die andere auf die Vereinigung des einzel- und gesamtwirtschaftlichen Kalküls (3).

(1) Die Position der schrittweisen Enthüllung von Kosteninformationen kann auf Baumol / Oates (1971) zurückgeführt werden. In ihrer Entwicklung des Standard-Preis-Ansatzes, der in erster Linie Informationsprobleme in Bezug auf den Grenzscha-den der Umweltnutzung thematisiert (s. Abschnitt 4.2.4), werden zusätzlich die Schwierigkeiten bei der Bestimmung der Grenzvermeidungskosten adressiert. Baumol und Oates verweisen in dieser Hinsicht darauf, dass Informationsprobleme in der Wirtschaftspolitik allgegenwärtig sind, etwa in der Geld- oder Fiskalpolitik (Inflationssteuerung, Staatsverschuldung etc.), was aber niemanden von entsprechenden Steuerungsversuchen abhielte. Stattdessen würden die politisch direkt beeinflussbaren ökonomischen Größen in einem Versuchs- und Irrtums-Prozess so lange variiert, bis sich das gewünschte Ergebnis einstellt. Dieser somit aus Sicht der Autoren bereits als praxistauglich erwiesene Ansatz erscheint diesen auch in Sachen Emissionsregulierung als vielversprechend (ebd.: 50). Gleichwohl ist in Abschnitt 4.2.4 bereits darauf hingewiesen worden, dass in der Literatur erhebliche Zweifel daran bestehen, ob diese Strategie im Rahmen dynamischer ökonomischer, institutioneller und ökologischer Bedingungen u.a. angesichts hoher politischer Transaktionskosten zielführend ist.

2) Die statischen Lösungsansätze der Umweltökonomie haben ihren Ausgangspunkt in diesen Zweifeln: Im Zuge einer iterativen Abgabepolitik werden nicht nur massive Vollzugsprobleme befürchtet, da Emittenten bei sich stetig ändernden Rahmenbedingungen Investitionsentscheidungen so weit wie möglich hinauszuzögern versuchen würden (Weitzman 1978: 684). Vor allem ließen sich die oftmals hochspezifischen Vermeidungstechnologien nicht beliebig an neue Abgabebesätze anpassen. Stattdessen wäre eine solche Anpassung mit erheblichen versunkenen Kosten verbunden:

„Whatever its form, such investment takes time and it is largely irreversible. Once made, it cannot be easily or costlessly taken back, nor can the knowledge gained be effortlessly transferred to other situations. This means that there are costs to adjusting regulations, and they are likely to be substantial” (ebd.; ähnlich Roberts / Spence 1976: 193; Kwerel 1977: 600).

Aufgrund dessen wurden Wege zur Optimierung der Emissionsregulierung in einem statischen Betrachtungszusammenhang gesucht. Zunächst identifizierte Weitzman (1974) Regeln, nach denen die Auswirkungen der Informationsasymmetrie durch die Wahl des geeigneten Instruments (Preis- oder Mengensteuerung) begrenzt werden konnte. Diese Regeln besagen, dass Preislösungen eine geringere Abweichung vom first-best Optimum aufweisen, wenn der Betrag des Anstiegs der Grenznutzenkurve geringer ist als der Betrag des Anstiegs der Grenzvermeidungskostenkurve. Andernfalls sind Mengelösungen effizienter. Allerdings hat sich dieses Ergebnis als wenig robust erwiesen, da eine Veränderung der zahlreichen zugrunde liegende Annahmen zu weitaus komplexeren oder sogar gegensätzlichen Handlungsempfehlungen führen kann (Ambec / Coria 2013; Haoqi et al. 2017; Heuson 2010; Miyamoto 2014; Stavins 1996). Zudem bieten diese Regeln keinen

Anhaltspunkt zur Verbesserung der Leistungsfähigkeit von Umweltabgaben, wenn diese – etwa aufgrund der damit verbundenen fiskalischen Vorteile gegenüber häufig kostenlos zugeteilten Zertifikaten – politisch bereits gesetzt sind.

In späteren Publikationen wurden daher Instrumentenkombinationen vorgeschlagen, um unabhängig vom Verlauf der Grenzsadenskurve Effizienzverluste infolge der Unkenntnis der Vermeidungskosten auf Seiten der Reguliererin zu verringern. Die in der Literatur am häufigsten diskutierte Lösung beinhaltet die Kombination von handelbaren Verschmutzungszertifikaten mit Abgaben oder Subventionen (Roberts / Spence 1976; Weitzman 1978). Werden diese Preis- und Mengeninstrumente kombiniert, wird in der Folge dasjenige Instrument wirksam, dessen Ergebnis dem Kostenminimum am nächsten kommt. Die Kernidee des hierbei wirkenden Anreizmechanismus‘ besteht darin, die Konsequenzen einer fehlerhaft eingeschätzten Grenzvermeidungskostenkurve mittels einer Annäherung der Anreizfunktion an die Grenzsadenskostenfunktion einzugrenzen (s. Abbildung 6):

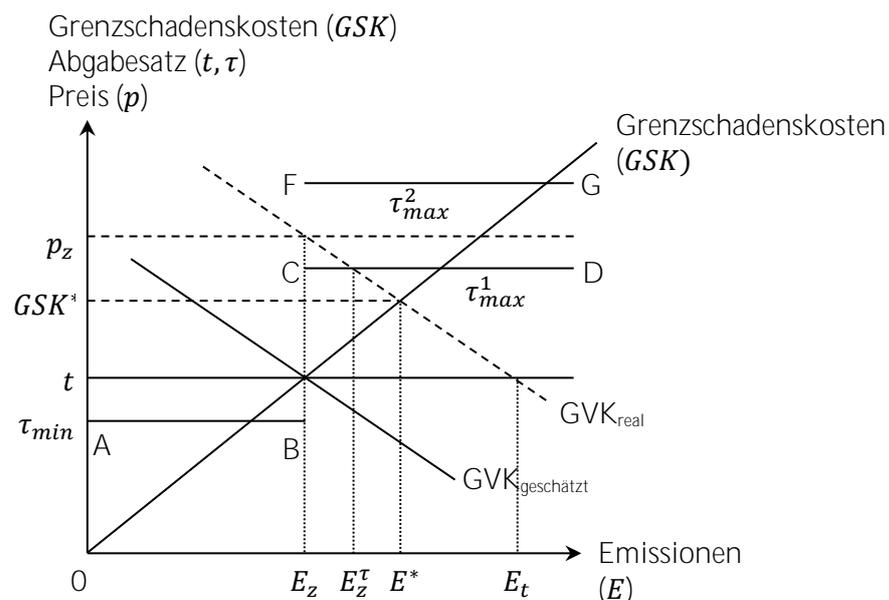


Abbildung 6: Anreizmechanismus nach Roberts / Spence 1976 (Eigene Darstellung).

Werden wie im hier gewählten Beispiel die Grenzvermeidungskosten unterschätzt ($GVK_{geschätzt}$), führt eine isolierte Abgabe t gegenüber dem Optimum (E^*) zu einem zu geringen (E_t), ein isoliertes Zertifikatensystem zu einem zu hohem Emissionsniveau (E_z). Wird es den Emittenten hingegen freigestellt, Emissionsrechte entweder durch den Kauf von Zertifikaten oder durch die Zahlung einer Abgabe $\tau(E) = \tau_{min}$ für alle $E <$

E_z, τ_{max} für alle $E > E_z$ zu erwerben, ergibt sich eine treppenförmige Anreizfunktion (z. B. \overline{ABCD} bzw. \overline{ABFG}), welche u.U. eine bessere Repräsentation der steigenden Grenzschadensfunktion darstellt als die konstante Anreizfunktion eines isolierten Instruments (t oder p_z). Liegt der Abgabesatz τ des Instrumentenmixes näher an den Grenzschadenskosten im Optimum als der sich nach Maßgabe der realen Grenzvermeidungskosten am Markt einstellende Zertifikatepreis (z. B. $p_z > \tau_{max}^1 > GSK^*$), so wird der Vermeidungsanreiz hierdurch auf dem Niveau der Abgabe gedeckelt. Dadurch verringern sich die Auswirkungen der Fehleinschätzung bzgl. der Grenzvermeidungskosten ($E^* - E_z^\tau < E^* - E_z$). Wird der Abgabesatz hingegen zu hoch angesetzt ($\tau_{max}^2 > p_z > GSK^*$), so werden die Emittenten ihre Vermeidungsstrategie an den dann geringeren Zertifikatepreis anpassen.

Die von Roberts und Spence sowie Weitzman vorgeschlagenen Mechanismen weisen noch einige Schwächen in der Umsetzung auf, die allerdings in neueren Veröffentlichungen adressiert wurden (Berglann 2012). Zu berücksichtigen ist jedoch weiterhin, dass diese Lösung in Kontexten wenig hilfreich ist, in denen gerade deshalb auf Umweltabgaben zurückgegriffen werden soll, weil ein Zertifikatehandel zu aufwändig oder aufgrund der geringen Anzahl der Emittenten nicht durchführbar ist oder aus anderen Gründen nicht in Erwägung gezogen wird. Für diesen Fall schlagen Christiansen und Smith (2015) die Kombination von Abgabe und Subvention in gleicher Höhe vor: Beide setzen einen vergleichbaren Vermeidungsanreiz, haben aber unterschiedliche Auswirkungen auf den aggregierten Output im Markt (Markteintritte und Marktaustritte). Wird die Subvention entweder als prozentualer Anteil an den Grenzvermeidungskosten oder aber gestaffelt nach dem Vermeidungsumfang gezahlt, ist der Instrumentenmix der isolierten Abgabe in jedem Fall überlegen. Es sei hier noch einmal darauf hingewiesen, dass dieses Ergebnis ebenso wie jenes des Instrumentenmixes nach Roberts und Spence lediglich zweitbesten Natur ist und die potenziell gravierenden Effizienzverluste infolge von Informationsasymmetrien nur verringert, nicht aber völlig beseitigt.

Derartige instrumentelle Mischlösungen beruhen allesamt auf der Annahme, dass der Regulierer lediglich Abgaben mit konstantem Abgabesatz zur Verfügung stehen, die Grenzschadensfunktion hingegen einen stetig steigenden Verlauf aufweist. Ihre Effizienzvorteile resultieren dann daraus, dass im Zuge der Anwendung eines primären Instruments dieses durch ein ergänzendes Instrument korrigiert wird, sobald sich die Anreize des ersteren angesichts der im Markt tatsächlich bestehenden Grenzvermeidungskosten als suboptimal herausstellen. Effektiv wird hierdurch die konstante Anreizfunktion aufgebrochen und der steigenden Grenzschadensfunktion angenähert. Einige Autoren bezweifeln jedoch die Unfähigkeit der Regulierer, eine ebenfalls steigende Anreizfunktion – etwa in Form eines für unterschiedliche Segmente der individuellen Emissionsmenge zunehmenden Abgabesatzes – zu kreieren:

*„All that the state has to do is announce its nonlinear tax schedule, and all that the firm has to do is to compute its taxes from the schedule (or read its taxes from a table, as taxpayers actually do with our **nonlinear personal income tax**)”* (Kaplow / Shavell 2002a: 5; ähnlich Kim / Chang 1993).

Verfügt die Reguliererin über ausreichende Informationen zum Verlauf der Grenzschadenskurve, ist es durchaus vorstellbar, dass die hiermit verbundenen Transaktionskosten geringer ausfallen als etwa im Rahmen eines Policy-Mixes inklusive eines aufwändigen Handels mit Emissionsrechten. Eine Mittelposition zwischen der Kombination von Mengen- und Preisinstrument und einer variierenden Abgabesatzfunktion bieten Roberts / Spence 1976, Anhang): Indem statt einem mehrere Typen handelbarer Zertifikate zu unterschiedlichen Preisen je nach Umfang der Emissionsreduktion angeboten werden, nähert sich die Anreizfunktion immer stärker der Grenzschadensfunktion an. Hierbei dürften jedoch, wie Roberts und Spence selber vermerken, die Transaktionskosten erheblich zunehmen.

(3) Ist die Grenzschadenskurve nicht bekannt oder der Einsatz einer variablen Abgabe oder einer der hier beschriebenen Instrumentenkombinationen aus anderen Gründen nicht möglich, kann auf eine dritte Strategie zur Regulierung von Emissionen unter der Bedingung asymmetrischer Information zurückgegriffen werden: Der grundlegende Ansatz ist von Loeb und Magat (1979) im Rahmen der Theorie der Regulierung von Monopolen entworfen und auch auf den Kontext der Externalitäten-Problematik angewendet worden (z. B. Krutilla / Alexeev 2014). Anstelle der Begrenzung der Effizienzverluste infolge einer Fehleinschätzung der Produktionskosten durch den Staat übergibt dieser die Aufgabe der Regulierung an die Emittenten. Diese verfügen über bessere Kosteninformationen und können dementsprechend ein effizienteres Produktionsniveau festlegen. Damit sie hieran ein Interesse haben, überträgt der Staat zusätzlich zum Regulierungsauftrag auch die Effizienzgewinne in Form von Subventionen. Diese fallen gerade dann maximal aus, wenn sich der Monopolist selbst optimal reguliert.

Bereits zwei Jahre zuvor hat Kwerel (1977) ein ähnliches Modell für die Regulierung von Externalitäten in einem Wettbewerbsmarkt entworfen: Zusätzlich zur Versteigerung handelbarer Emissionsrechte bietet der Staat an, ungenutzte Zertifikate zum gleichen Preis zurückzukaufen. Der Anreize der Emittenten zur Übertreibung ihrer Kosten zur Senkung des Zertifikatepreises werden auf diese Weise vollständig neutralisiert durch die gegengelagerten Anreize zur Übertreibung der Kosten zur Maximierung der Rückkaufertlöse. Auch hier erweist sich die wahrheitsgemäße Angabe der Vermeidungskosten als dominante Strategie. Eine Kombination von Abgabe und Subvention ist in gleicher Weise vorstellbar: Im Gegensatz zum Modell von Christiansen und Smith (2015), das ebenfalls diesen Mix vorsieht, erhält der Emittent die Subvention hierbei nicht für die gesamte reduzierte Emissionsmenge, sondern nur für jene, die über

sein – nach Maßgabe der von ihm bereitgestellten Kosteninformationen – individuell optimales Emissionsniveau hinausgeht.

Kritisch zu sehen ist bei diesen Ansätzen, dass subventionsgestützte Anreizmechanismen zur Enthüllung privater Kosteninformationen Wohlfahrtsgewinne der Regulierung einseitig tendenziell der ProduzentInnenseite zuschreiben (Baron / Myerson 1982: 912) bzw. dass der Staat dauerhaft Subventionen aufbringen müsste, deren Refinanzierung wiederum mit verzerrenden Steuern einhergehe (Duggan / Roberts 1999: 1071). Im Falle von Umweltabgaben oder Zertifikaten, die nicht kostenlos zugeteilt werden, können die Subventionsmittel allerdings hieraus finanziert werden. Für die Akzeptanz der umweltpolitischen Steuerung wäre dies von Vorteil. Was die Verteilung der Wohlfahrtsgewinne betrifft, so zeigen Loeb und Magat, dass sich die erforderlichen Subventionen anreizkompatibel minimieren und damit die Wohlfahrtsgewinne auf die Konsumenten transferieren lassen, indem das Recht auf Ausbeutung des Monopols mittels einer Versteigerung vergeben wird. Im Falle eines Wettbewerbsmarktes ist diese Aufgabe jedoch herausfordernder (Burns et al. 2006): Die Reguliererin muss die Höhe der Subventionszahlungen derart individualisieren, dass Emittenten mit relativ hohen Grenzvermeidungskosten geringere Subventionen erhalten als Emittenten mit geringen Grenzvermeidungskosten. Gerade diese Informationen zu individuellen Grenzkosten sind jedoch auf Seiten des Staates nicht vorhanden.

Über die Finanzierungs- und Verteilungsproblematik hinaus ist schließlich zu bedenken, dass eine Regulierung mittels Subventionen in dynamischer Perspektive nicht optimal ist, da sie zusätzliche Markteintritte belohnt und somit zu einer Erhöhung der Gesamtemissionen führt (Baumol / Oates 1988: 211-234). Will man diesen Effekt korrigieren, müssen die Instrumente sukzessive an diese Entwicklung angepasst werden – etwa durch Erhöhung der Abgabe- und Subventionssätze analog zur Ausweitung der Emissionen bzw. des korrespondierenden Schadens (s. hierzu ausführlicher Abschnitt 5.5.3). Dieses Vorgehen bringt aber wiederum jene Transaktionskosten mit sich, die durch den Einsatz von Subventionen gerade vermieden werden sollten. Deshalb könnte auch gleich auf das Versuchs-und-Irrtum Verfahren nach Baumol und Oates zurückgegriffen werden.

Ob diese Option, die Kombination der Abgabe mit handelbaren Zertifikaten oder mit Subventionen oder aber die Implementierung variabler Abgabesätze zur Imitierung der Grenzschadensfunktion die effizientere Lösung ist, muss letztlich im Einzelfall entschieden werden. Entscheidend sind dabei zum einen die Frage, wieweit der jeweilige Mechanismus die Folgen der Informationsasymmetrie zu reduzieren in der Lage ist, sowie andererseits der Umfang der Transaktionskosten der jeweiligen Strategie: Im Versuchs-und-Irrtum Verfahren schlagen insbesondere die politischen Verhandlungen sowie versunkene Kosten im Zusammenhang mit spezifischen Investitionen in Vermeidungstechnologien zu Buche, wobei aber die informationsbedingten Effizienzverluste ex-post weitgehend eliminiert werden können, sofern sich die Dynamik der ökonomischen Variablen in Grenzen hält

(skeptisch Roberts 1976: 188). Beim Instrumentenmix nach Roberts und Spence besteht hingegen ein trade-off zwischen der Minimierung der Distanz zum erstbesten Allokationsergebnis (mittels einer Preis- und damit Marktdifferenzierung für unterschiedliche Segmente der Grenzschadensfunktion) und den dadurch verursachten Transaktionskosten.

Da kleinere Emittenten mit einem komplizierten System aus mehreren Zertifikatmärkten mit jeweils eigenen Anreizwirkungen durch Abgaben und Subventionen überfordert sein könnten, liegt es nahe, in der Realität das Basismodell anzuwenden. In diesem Falle empfiehlt sich dieser Ansatz gegenüber der Versuchs-und-Irrtum Strategie besonders dann, wenn die Grenzschäden erheblich variieren, da hierdurch die Transaktionskosten einer nachträglichen Anpassung der Abgabe besonders hoch ausfallen. Die Anwendung eines variierenden Abgabesatzes wiederum ist mit dem gleichen trade-off behaftet, da auch hier die Verringerung der Distanz zum erstbesten Optimum mit steigenden Transaktionskosten einhergeht, diesmal in Form von Informationsbeschaffungskosten zur präzisen Ermittlung der Grenzschadenskurve. Je höher der Umfang der zu regulierenden AkteurInnen und Nutzungsarten und je weniger kostengünstige Bewertungsmethoden anwendbar sind, etwa weil Marktpreise nicht vorhanden sind und intangible Nutzen betroffen sind, desto umfangreicher sind die Transaktionskosten dieser Option.

In der Praxis zeigt sich bislang, dass die hier aufgezeigten Optionen zum Umgang mit asymmetrischer Information hinsichtlich der Vermeidungskosten z.T. durchaus Anwendung finden. So findet sich etwa bei Rose (2013: 237) die Beschreibung der iterativen Ansteuerung eines Immissionsziels in Connecticut, USA, über den Zeitraum von 14 Jahren mithilfe handelbarer Emissionszertifikate. Auch für instrumentelle Mischlösungen in der Tradition von Roberts und Spence (1976) lassen sich Anwendungsbeispiele finden, allerdings eher in Form der Ergänzung eines Emissionshandels durch Abgaben zur Etablierung einer Preisuntergrenze (Brauneis et al. 2013: 191), als andersherum. Tatsächlich dürfte das Hinzufügen einer Abgabe zu einem bereits bestehenden Emissionshandelssystem kaum zusätzliche Transaktionskosten verursachen, da im Grunde nur eine Preisuntergrenze festgeschrieben werden muss, wohingegen die Ergänzung einer Abgabe durch ein System handelbarer Nutzungsrechte potenziell hohe Zusatzkosten im Vollzug bedeutet, da ggf. umfangreiche Handelstransaktionen hinzukommen. Im Kontext von Abgaben zum qualitätsbezogenen Management von Gewässerressourcen kann daher am ehesten die dynamische Kontrollstrategie überzeugen. Der zentrale Einwand in Form hoher Transaktionskosten kann hierbei insofern zurückgewiesen werden, als dass die Dynamik der ökonomischen, ökologischen und institutionellen Rahmenbedingungen in jedem Fall regelmäßige Anpassungen des gewählten Steuerungsmechanismus unabhängig von seiner Herangehensweise erfordert. So halten etwa Garrick et al. (2013b) im Hinblick auf handelbare Nutzungsrechte für Wasserressourcen fest:

„Watermarkets are unlikely to fulfil theoretical expectations to become a ‘self-maintaining (allocation) system’ with a single set-up period followed by a period with ‘very little future need for government involvement’” (ebd.: 196 mit Bezugnahme auf Challen 2000).

3.4.2 Transaktionskosten

3.4.2.1 Problemstellung

Nach Ansicht mancher Autoren haben Transaktionskosten in der umweltökonomischen Instrumentenliteratur lange Zeit keine ausreichende Beachtung gefunden (McCann 2013: 253, Paavola 2007: 94, Vatn 2005: 370), insbesondere was die Kosten der Planung und Gesetzgebung betrifft (Krutilla / Krause 2010: 304). Dieses Urteil dürfte allerdings auf einen in der Umweltökonomik lange Zeit eng geführten Transaktionskostenbegriff zurückzuführen sein, der im Einklang mit der Neuen Institutionenökonomik (Richter / Furubotn 2010: 55 f.; Williamson 1979; North 1990: 27 - 33) lediglich die Kosten von Transaktionen zwischen MarktakteurInnen in den Blick nahm (Häder 1997: 92 f.; Krutilla / Krause 2010: 262 f.). Aus dem Blick geraten dabei bspw. die Kosten der Überwachung von Emittenten bzw. der Erfassung der Bemessungsgrundlage von Abgaben. Deren Folgen für den Einsatz marktförmiger Instrumente sind in der Umweltökonomik durchaus thematisiert worden, etwa im Zusammenhang mit der Erfassung diffuser Eintragspfade von Schadstoffen in Gewässer¹⁷ oder der effizienten Sanktionierung normwidrigen Verhaltens¹⁸.

Im umweltökonomischen Kontext sollte der enge Transaktionskostenbegriff erweitert werden, um auch diese Aspekte mit einzuschließen (McCann et al. 2005; Krutilla / Krause 2010): Zusätzlich zu den Kosten von Transaktionen zwischen MarktakteurInnen sind auch die Kosten der Beschaffung von Informationen (etwa zur Höhe der Schadens- oder Vermeidungskosten), die Kosten des Gesetzgebungsprozesses einschließlich des Lobbyings von Interessengruppen, Kosten der administrativen Umsetzung einer gesetzlichen Grundlage eines Instruments (etwa die Erhebung der Abgabebzahlungen), Kosten für die Überwachung der Emittenten, Kosten im Zuge der Ahndung von Regelverstößen, sowie Friktionskosten infolge der Anpassung von Emittenten an eine veränderte Rechtslage zur Kategorie umweltpolitischer Transaktionskosten zu zählen (Häder 1997: 96 - 102; McCann et al. 2005: 533). Krutilla und Krause (2010) definieren Transaktionskosten der Umweltpolitik wie folgt:

„In this [environmental policy, der Verf.] context, ‘transaction costs’ are the ex ante costs of establishing the use or quasi-ownership rights, and the ex post costs of

¹⁷ S. die Übersichten bei Giordana / Willinger 2013 und Shortle / Horan 2001.

¹⁸ S. die Übersichten bei Cohen 1998; Gray / Shimshack 2011; Heyes 2000; Shimshack 2014.

administering, monitoring, and enforcing the new rights arrangement. In contrast, production costs are the costs of carrying out the economic activity the rights establishment incentivizes”(ebd.: 267).

Seit der Jahrtausendwende sind zunehmend Bestrebungen in Richtung einer systematischeren Betrachtung der Rolle von Transaktionskosten für die Wahl und das Design umweltpolitischer Instrumente zu beobachten (Challen 2000; McCann et al. 2005; Krutilla / Krause 2010; Marshall 2013). Neben grundsätzlichen Aspekten wie einer geeigneten Typologisierung (Marshall 2013) und Fragen der Messung (McCann et al. 2005) liegt der Fokus der empirischen Forschung auf Transaktionskosten im Zusammenhang mit dem Handel von Umweltnutzungsrechten (für den Wassersektor s. z. B. Challen 2000; Easter / McCann 2010; Erfani et al. 2014; Garrick et al. 2013a). Dem ‚traditionelleren‘ preisstuernden Instrument der Umweltabgabe wird dagegen bislang wenig Aufmerksamkeit geschenkt, außer im Zusammenhang mit diffusen Schadstoffeinträgen (Hansen 1998; Horan et al. 1998; Segerson 1988; Willinger et al. 2014; Xepapadeas 1991).

In den Abschnitten 3.3.1.2 und 3.3.2.2 wurde bereits dargelegt, dass Transaktionskosten sowohl für die ökonomische Vorteilhaftigkeit umweltpolitischer Eingriffe insgesamt, als auch für Effizienzgewinne von Abgaben gegenüber ordnungsrechtlichen Instrumenten von Bedeutung sind. Darüber hinaus sind Transaktionskosten ein zentraler Aspekt im Hinblick auf die konkrete Gestaltung von Lenkungsabgaben, selbst wenn diese politisch bereits gesetzt sind. So können sie einerseits die Kosten umweltpolitischer Maßnahmen stark erhöhen (Garrick et al. 2013a: 199; McCann et al. 2005: 538) und somit die damit verbundenen Effizienzgewinne aufzehren. Andererseits erschweren Transaktionskosten die optimale Anpassung des Abgabendesigns an andere institutionelle Restriktionen und damit die Verbesserung der Effizienzeigenschaften oder der ökologischen Effektivität. Ein Beispiel hierfür sind die tendenziell prohibitiven Transaktionskosten von Emissionshandelssystemen im Gewässerbereich, da hier aufgrund der lokal unterschiedlichen Schadenswirkungen jeder Emittent entweder Zertifikate für jeden Ort (Messstelle) erwerben muss, an dem seine Emissionen Wirkung entfalten, oder alternativ der Staat individuelle Preise für den Rechtstransfer zwischen Emittenten kalkulieren müsste (Hung / Shaw 2005: 84 f.; Tietenberg 1974: 464). Hierin kann ein maßgeblicher Grund für den geringen Erfolg solcher Handelssysteme in Bezug auf das qualitative Gewässermanagement gesehen werden (Shortle 2013: 58).¹⁹

Auch Abwasserabgaben sehen sich Herausforderungen durch Transaktionskosten gegenüber. Das gilt zum einen in Bezug auf die potenziell hohe Anzahl von Emittenten bzw. nachgelagerten VerursacherInnen. Je größer der Kreis dieser AkteurInnen, die in das Abgabenregime einbezogen werden, desto höher sind die möglichen Kostenersparnisse in

¹⁹ Nach Ansicht von Rose (2013: 236 f.) spielt aber auch die unzulängliche rechtliche Absicherung von Handelstransaktionen eine Rolle.

Bezug auf die ökologische Zielerreichung. Auf der anderen Seite erhöhen sich hierdurch die Kosten des Vollzugs, der die Notwendigkeit der Erfassung der individuellen Emissionsmengen mit sich bringt (s. hierzu Abschnitt 5.4). Zum anderen impliziert, ergänzend hierzu, die stochastische Natur der Emissionen hohe Kosten der behördlichen Überwachung, da eine hohe Dichte von Kontrollmessungen erforderlich ist, um ein präzises Abbild der Emissionsmenge zu ermöglichen (z. B. Horan 2001, s. hierzu ausführlicher Abschnitt 5.2). Darüber hinaus ist, wie bereits erwähnt, auch die Erfassung diffuser Schadstoffeinträge in Gewässer, etwa ausgehend von landwirtschaftlichen Flächen, kaum zu vertretbaren Kosten möglich. Der Einsatz marktförmiger Instrumente zur Regulierung der Gewässerqualität ist daher in besonderer Weise auf die Anwendung transaktionskostensparender Regulierungsstrategien angewiesen.

3.4.2.2 Lösungsansätze

Die systematische empirische Analyse dieser vor allem zwischen dem Staat und den Regulierungssubjekten anfallenden Unterformen eines erweiterten Transaktionskostenbegriffes hat erst in den letzten zwei Jahrzehnten begonnen. Probleme bei der empirischen Erfassung dieser Kosten (Abgrenzungsprobleme zu Produktions- bzw. Vermeidungskosten, häufig mangelnde Dokumentation, Intangibilität bzw. fehlende Marktpreise, Unsicherheit bzgl. der Auswirkungen von Pfadabhängigkeiten etc., s. McCann et al. 2005; Marshall 2013), legen dabei eine pragmatische bzw. heuristische Herangehensweise nahe.

Krutilla / Krause (2010: 277 - 282) und McCann (2013) geben einen Überblick über Einflussfaktoren auf Transaktionskosten. Ein Großteil hiervon ist jedoch nicht oder nur begrenzt beeinflussbar. Dazu zählen physikalische Gegebenheiten wie die lokale oder globale Wirkung von Schadstoffen oder Aspekte der institutionellen Umgebung der Instrumente (einfaches und konstitutionelles Recht, Justizwesen, politische Strukturen, kulturelle Normen etc.). Am ehesten relevant für das Design einer Umweltabgabe – da hierüber adressierbar – sind:

- der Umfang der Kosten der hierdurch angereizten Verhaltensänderungen (genauer: der Summe aus Vermeidungs- und Transaktionskosten) sowie die Verteilung dieser Kosten. Beide Aspekte beeinflussen die Intensität des Lobbyings betroffener Interessengruppen, deren Aufwendungen hierfür einen Teil der mit dem Gesetzgebungsprozess verbundenen Transaktionskosten darstellen (Krutilla / Krause 2010: 292 - 300).²⁰ Prozesskosten politischer Widerstände können hohe Ausmaße annehmen und die durch ein Instrument induzierten Vermeidungskosten unter Umständen in den Schatten stellen (Krutilla / Alexeev 2014). Gerade umweltpolitische Maßnahmen sind hiervon häufig betroffen. So war beispielsweise die 1994

²⁰ Hiervon ausgenommen sind Bestechungszahlungen, die lediglich Verteilungseffekte bewirken und somit keine Kosten im Sinne eines Ressourcenverzehr darstellen (Krutilla / Krause 2010: 307).

verabschiedete Europäische Verpackungsrichtlinie (RL 94/62/EG) das zu diesem **Zeitpunkt** „most heavily lobbied dossier in the history of the European institutions“ (Golub 1996: 314). Eine mögliche Strategie zur Verringerung politischer Transaktionskosten besteht in der Umverteilung des Abgabenaufkommens bzw. der Wohlfahrtsgewinne der Regulierung: So können politische Widerstände prinzipiell durch eine kostenlose Zuteilung von handelbaren Emissionsrechten oder bei Abgaben durch die Rückerstattung des Aufkommens an die Emittenten verringert werden. Kommen derartige Lösungen aus allokativen oder politischen Gründen nicht in Betracht, kann auch über eine Absenkung des umweltpolitischen Zielniveaus nachgedacht werden: Solange die hiermit verbundenen Wohlfahrtsverluste infolge der Abweichung vom ursprünglich angedachten Zielniveau geringer ausfallen als die dadurch eingesparten Transaktionskosten durch verringertes Lobbying, kann dies als institutionell effiziente Lösung betrachtet werden.

- die Wahl der Bemessungsgrundlage: Sofern verlässliche Proxys für die politische Zielgröße (Schadenskosten, ökologische Effekte, Emissionen) verfügbar sind (Emissionen, verwendete Produktionstechnologie, Inputs, Umsatz etc.), kann die Verwendung dieser leichter zu beobachtenden Indikatoren Mess- und Kontrollkosten stark verringern (Krutilla / Krause 2010: 320 - 322). Dabei ist der trade-off zwischen Transaktionskosten und Effizienzverlusten zu beachten, die aus einer transaktionskostenarmen aber u.U. weniger validen Indizierung des Steuerungsgegenstands durch die gewählte Bemessungsgrundlage ergeben (Ewringmann / Schafhausen 1985: 43 f.).
- die Flexibilität des Instruments: Diese Eigenschaft kann zum einen im Sinne des Detailgrades der Regulierung verstanden werden, da hiervon die Häufigkeit und somit Kosten von Anpassungen an veränderte Rahmenbedingungen abhängen. Lässt das Instrumentendesign Raum für die Gestaltung wichtiger Bestimmungen auf untergeordneter administrativer Ebene, können Nachjustierungen dort häufig mit geringerem Aufwand vollzogen werden als auf einer übergeordneten Regelungsebene (Krutilla / Krause 2010: 309 - 311). Zum anderen kann Flexibilität aber auch als Fähigkeit eines Instrumentes verstanden werden, unter variierenden Bedingungen gewünschte Ergebnisse zu liefern. In diesem Fall entfällt das Erfordernis einer kostenintensiven Nachjustierung. So könnte beispielsweise im Design einer Umweltabgabe ein Mechanismus zur Anpassung des Abgabesatzes an inflationäre Preisentwicklungen ergänzt werden, da andernfalls regelmäßige legislative Aktivitäten zur Erhöhung des Satzes erforderlich werden, um die Anreizwirkung konstant zu halten (Endres 2000: 145).
- der Umfang der dynamischen Anreize: Da technologischer Fortschritt etwa die Kosten von Mess- und Überwachungstechnik verringern kann (z. B. Capodaglio et al. 2016 für den Abwassersektor), erhalten Innovationsanreize unter dem Gesichtspunkt von

Transaktionskosten ein besonderes Gewicht (McCann 2013: 257). Das Instrumentendesign kann hierauf auf unterschiedlichem Wege Einfluss nehmen, etwa über die Bewahrung von Einkommenseffekten gegenüber verteilungspolitisch motivierten Zahllastreduzierungen (im Falle von Umweltabgaben: vollständige Anlastung der Restverschmutzung) oder aber auch über die Subventionierung von Innovationen. Bei letzterer Option sind allerdings immer Wechselwirkungen mit den statischen Effizienzeigenschaften zu beachten (Verzerrung des Preissignals durch Subventionen, s. Abschnitt 5.5).

- die Anreizstruktur in Bezug auf die Technologiewahl: Spezifischere (integrierte) Technologien verursachen oftmals höhere Anpassungskosten im Zuge einer Aktualisierung des Instruments als standardisierte end-of-pipe Technologien (McCann 2013: 257). Dementsprechend können Transaktionskosten aufgrund von Anlagenspezifität verringert werden, wenn das Instrumentendesign den Einsatz von end-of-pipe Technologien fördert oder zumindest nicht behindert (etwa durch die Wahl der Bemessungsgrundlage). Im Falle einer gezielten Förderung von end-of-pipe Technologien ist eine damit bewirkte Verringerung der Transaktionskosten allerdings den Effizienzverlusten gegenüberzustellen, die aus der Verzerrung der Technologiewahl resultieren (Karl / Ranné 1995: 38; Kneese / Bower 1968: 177).

Ergänzen lässt sich darüber hinaus in Bezug auf Umweltabgaben, dass auch die Wahl des Abgabentyps bzw. der Zielsetzung Auswirkungen auf die Transaktionskosten hat: Internalisierungsabgaben sind gegenüber Standard-Preis-, Demeritorisierungs- oder Finanzierungsabgaben mit höheren Informationsbeschaffungskosten verbunden, da hier die Notwendigkeit zur Erhebung der Schadenskosten besteht.

Transaktionskosten lassen sich also über die Art der Zielsetzung, die Wahl der Bemessungsgrundlage und die Gestaltung der technologiebezogenen Anreizstruktur sowie ggf. mithilfe von Flexibilisierungsmechanismen begrenzen. Inwieweit hierbei Kostensenkungspotenziale erschlossen werden können, hängt von ökologischen, ökonomischen und institutionellen Charakteristika des individuellen Anwendungsfalles einschließlich des gegebenen politischen Handlungsspielraums ab. Erschwert werden transaktionskostenarme Instrumentendesigns dadurch, dass die empirische Erfassung von Transaktionskosten mit hohen Unsicherheiten verbunden ist (Krutilla / Krause 2010: 366; McCann et al. 2005). Das gilt insbesondere für Transaktionskosten infolge der Spezifität von Investitionen sowie infolge institutioneller Pfadabhängigkeiten, deren Umfang vielfach ex ante kaum abzuschätzen ist (Marshall 2013: 191). Darüber hinaus wurden trade-offs zwischen Transaktions- und Vermeidungskosten (bzw. Wohlfahrtsgewinnen), sowie zwischen unterschiedlichen Teilbereichen von Transaktionskosten angesprochen, die es für ein kohärentes Design zu berücksichtigen gilt. Ein Beispiel für den ersten Typus von trade-offs ist die Wahl einer leicht erfassbaren Bemessungsgrundlage, die zu umso höheren Wohlfahrtsverlusten führt, je weniger exakt der Proxy die tatsächliche Schadenslage

abbildet. Ein Beispiel für trade-offs zwischen unterschiedlichen Transaktionskosten ist die Erhöhung der Flexibilität einer Regelung zur Verringerung zukünftiger Anpassungskosten, die mit höheren Handelstransaktionskosten einhergeht, weil die Flexibilität Unternehmen zu Absicherungsmaßnahmen etwa in Bezug auf Preisschwankungen zwingt (Garrick et al. 2013b: 200 - 202; Pannell et al. 2013).

Auch bei der Anwendung von Umweltabgaben im Abwassersektor ist die Berücksichtigung von Transaktionskosten erforderlich. Bisherige empirische Schätzungen zum Umfang von Transaktionskosten von handelbaren Emissionsrechten belaufen sich auf 3 - 29 % der Gesamtkosten, teilweise sogar auf bis zu 70 % (Garrick et al. 2013b). Diese Zahlen erfassen jedoch bislang nur einzelne Teilbereiche der Transaktionskostendimension, so dass die Gesamtkosten noch höher liegen dürften (ebd.). Pannell et al. (2013) dokumentieren die umfangreichen Reibungsverluste eines australischen Subventionsprogramms zur Verbesserung der Gewässerqualität, die sich auf mehr als zwei Drittel der Gesamtkosten des Programms belaufen. In Bezug auf die Abwasserabgabe in Deutschland wurden die durchschnittlichen Transaktionskosten im Zeitraum von 2006 - 2009 auf 13 – 21 % des Abgabenaufkommens geschätzt (Möller-Gulland et al. 2015: 34). Der mit Abstand größte Teil der Transaktionskosten entfällt dabei auf Informationsbeschaffungsmaßnahmen (Messung der Emissionsmenge, Schulze 2009: 38 f.). Auf der Liste der (Transaktions-)kostenträchtigsten staatlichen Informationspflichten belegte das Abwasserabgabengesetz 2014 den 74. Platz (Statistisches Bundesamt 2014: 99).

3.4.3 Marktmacht

3.4.3.1 Problemstellung

Im Standardmodell der Pigou-Steuer wird angenommen, dass Umweltexternalitäten die einzige Quelle von Marktverzerrungen sind. In der Realität treffen Regulierungsabsichten jedoch fast immer auf Märkte mit multiplen Beeinträchtigungen, nicht zuletzt aufgrund von Marktmacht. Die neoklassische Umweltökonomik hat die Herausforderung von Marktmacht für ihre Handlungsempfehlungen frühzeitig im Zusammenhang mit Internalisierungsabgaben reflektiert. Buchanan wies bereits 1969 darauf hin, dass die Erhebung einer Abgabe in Höhe des Grenzschadens im Optimum selbiges verfehlen wird, wenn die Angebotsmenge im Gleichgewicht monopolbedingt zu gering ausfällt. In ungünstigen Fällen – wenn die Abweichung vom Optimum aufgrund des Monopoleffekts (suboptimale Nachfrage nach Umweltgütern als Produktionsressource) größer ausfällt als die gegenläufige Abweichung vom Optimum infolge negativer Externalitäten (überoptimale Nachfrage) – führt eine vollständige Internalisierung externer Effekte sogar zu Wohlfahrtsverlusten gegenüber dem status quo. Grafisch stellt sich das Problem wie folgt dar (Abbildung 7):

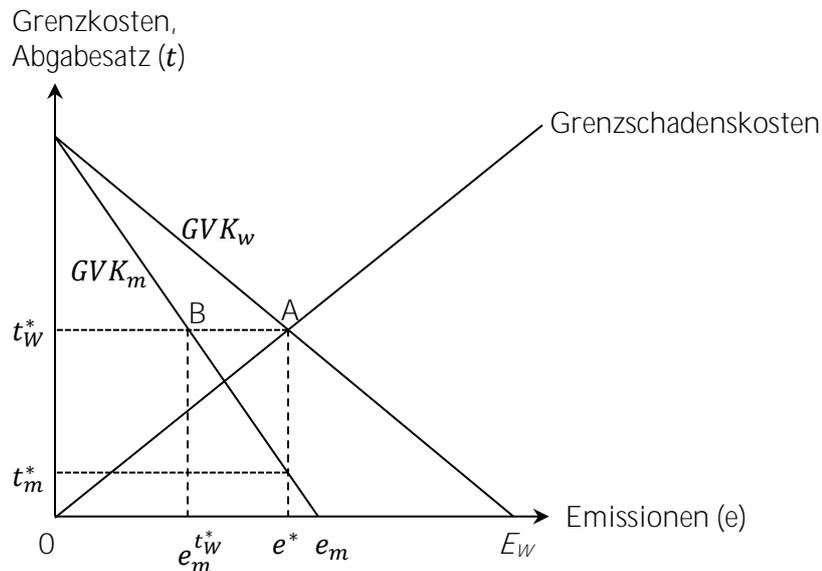


Abbildung 7: „Buchanan-Effekt“
(Eigene Darstellung).

Ausgangspunkt der Überlegung ist die Verringerung der Angebotsmenge zur Maximierung der Monopolrente durch den Monopolisten. In dieser Darstellung ist die Produktionsfunktion zum Zwecke der Vereinfachung in einem ersten Schritt reduziert um private Kosten auf die Grenzerlösfunktion (s. Endres 2013: 193 - 195; für eine Darstellung einschließlich privater Grenzkosten s. Baumol / Oates 1988: 81). Letztere kann wiederum vereinfacht als Grenzvermeidungskostenfunktion interpretiert werden kann, da jede Verringerung des Outputs und damit der Emissionen zu einer Verringerung des Gewinns führt (zu Zwecken der Vereinfachung werden technische Optionen zur Verringerung der Emissionsmenge nicht berücksichtigt). Gegenüber einem unregulierten Wettbewerbsmarkt verringert sich die mit dem Erlösmaximum korrespondierende Emissionsmenge e_w im Monopolmarkt auf das Niveau e_m . Wird nun eine Abgabe in Höhe des Grenzsadens im Optimum (des Wettbewerbsmarktes, e^*) erhoben (t_w^* entsprechend des Schnittpunktes der Grenzsadens- und Grenzvermeidungskostenkurven, A), verringert sich der Output des Monopolisten auf das Niveau $e_m^{t_w^*}$. Die Distanz des Optimums zum Allokationsergebnisses ist (im hier gewählten hypothetischen Beispiel) größer als die zum nichtregulierten Ausgangszustand ($\overline{e_m^{t_w^*} e^*} > \overline{e^* e_m}$). Dieses Resultat ergibt sich aus dem Umstand, dass mit der Verringerung der Angebotsmenge auch die externen Effekte zurückgehen, weshalb eine zusätzliche Eindämmung der Produktion per Umweltabgabe gewissermaßen ‚über das Ziel hinauschießt‘. Bei Oligopolen ist die

Problematik komplexer, u.a. aufgrund der Möglichkeit strategischer Interaktionen zwischen den Marktteilnehmern, aber im Grunde ähnlicher Natur (Carraro 1999).

3.4.3.2 Lösungsansätze

Selbst wenn das – ohne Rücksicht auf Marktmacht – korrigierte Allokationsergebnis näher am Optimum liegt als der Ausgangszustand, liegt es bei Internalisierungsabgaben nahe, den Marktmachteeffekt bei der Festlegung des Abgabesatzes zu berücksichtigen. Das kann auf zweierlei Weise geschehen: **Gemäß der „Tinbergen-Regel“ kann ein first-best Optimum nur dann erreicht werden, wenn jedes Politikziel mit einem separaten Instrument adressiert wird (Tinbergen 1952).** Im vorliegenden Fall bedeutet dies, die Abgabe ohne Rücksicht auf den Monopol- bzw. Oligopoleffekt zu erheben und diesen durch anderweitige Instrumente zu korrigieren (Subvention zum Ausgleich der verringerten Produktion sowie pauschale Steuer zur Abschöpfung der Monopolrente, s. Laffont 1994). Die Realisierung einer solchen Strategie (Subventionierung von Monopolen oder Oligopolen) ist jedoch politisch kaum aussichtsreich (Baumol / Oates 1988: 82 ff., Endres 2013: 198). Dieses Hindernis könnte über die Verrechnung der Subvention mit der Abgabe umgangen werden (Ebert 1991-92: 157), zumindest solange der Subventionsatz den Abgabesatz nicht übersteigt.

Der zweite Lösungsansatz stellt eine integrierte Version des Vorschlags von Ebert (1991-92) dar: Demnach sollte auf die Ergänzung der Abgabe durch zusätzliche Instrumente verzichtet, der Abgabesatz aber im Hinblick auf das zusätzliche Marktversagen infolge von Marktmacht angepasst werden. Konkret muss der Abgabesatz dem Grenzscha-den im Optimum abzüglich der Differenz zwischen den Erlöskurven auf Wettbewerbs- und Monopol- bzw. Oligopolmarkt entsprechen (Endres 2013: 195). Sofern Emissionen nicht nur durch Produktionseinschränkung, sondern auch durch Vermeidungstechnologien verringert werden können, führt dieser Mechanismus aber zu einer verzerrten Gewichtung zwischen beiden Optionen, womit das hiermit erzielte Allokationsergebnis nur zweitbesten Natur ist (ebd.: 199).

Die Anpassung des Abgabesatzes gestaltet sich umso herausfordernder, je weiter die vereinfachten Annahmen der Analyse aufgegeben werden. So demonstriert Barnett (1980), dass die Preiselastizität der Nachfrage nach den umweltschädlichen Gütern eines Monopolisten berücksichtigt werden muss. Bei Oligopolen kommt eine ganze Reihe zusätzlicher Variablen wie Produkt- und ProduzentInnenheterogenität, Marktein- und Austritte oder strategisches Verhalten zwischen Marktteilnehmern hinzu (Carraro 1999). Bedacht werden muss auch, dass mit zunehmender Marktmacht die Fähigkeit zur Manipulation des Abgabesatzes zunimmt: In dieser Situation kann es rational sein, die Emissionen auszuweiten, um somit Ausweichreaktionen auf Seiten der Betroffenen auszulösen, wodurch sich der Schaden und damit auch der Abgabesatz verringert (sofern letzterer tatsächlich an ersteren gekoppelt ist) (Baumol / Oates 1988: 88 f.). Schließlich ist

zu berücksichtigen, dass ein Großteil der Analysen zur Modifizierung von Umweltabgaben auf Oligopolmärkten vom einfachen Fall eines Cournot-Oligopols ausgehen und andere Modelle durchaus andere Ergebnisse hervorbringen können (Ebert 1991-92: 154).

Der Vollständigkeit halber soll ergänzt werden, dass Marktmacht außerdem zu einer freiwilligen (Teil-)Internalisierung externer Effekte führen kann. Der Einsatz von Umweltabgaben würde dabei obsolet bzw. weniger dringlich. Voraussetzung ist, dass externe Kosten vollständig auf ihre physischen VerursacherInnen zurückfallen. Parry (2013: 162) führt als Beispiel Fluglinien mit Marktmacht an, die aus eigenem Interesse Maßnahmen zur Verhinderung der Überlastung von Drehkreuzen ergreifen, die auch von anderen Anbietern genutzt werden. Auch ressourcenökonomische Modelle kommen zum Schluss, dass monopolistische Ressourcenbesitzer die Abbaurate der Ressource gegenüber einer Wettbewerbssituation verringern und somit gewissermaßen „Freund[e] des Umweltschützers“ (Feess / Seeliger 2013: 342) sind. Die praktische Bedeutung solcher Szenarien dürfte im umweltökonomischen Kontext indes begrenzt sein, da in vielen Fällen externe Effekte auf Dritte zurückfallen (im hier untersuchten Fall der Gewässerverschmutzung etwa auf TouristInnen, WassersportlerInnen, Badegäste etc.). Allenfalls bei der Beeinträchtigung der kommunalen Trinkwasserversorgung durch ebenfalls kommunale Kläranlagen könnte ein Eigeninteresse an der Reduzierung externer Effekte ausgelöst werden.

Was Abgaben mit einem Kosteneffizienzziel betrifft, so ist in Abschnitt 3.2 bereits angedeutet worden, dass Marktmacht hier für die Festlegung des Abgabesatzes keine unmittelbare Rolle spielt. Ursächlich hierfür ist, dass bei der hier angesprochenen politischen Zielfestlegung kein optimaler Allokationszustand angestrebt wird, womit Abweichungen hiervon infolge von Externalitäten oder Marktmacht nicht von Belang sind.

Die Folge der ‚Exogenisierung‘ des Modellelements ‚Emissionsmengenziel‘ unter Monopolbedingungen für die Bestimmung des Abgabesatzes kann wie folgt veranschaulicht werden: In Abbildung 8a sind zunächst erneut die Konsequenzen eines monopolistischen Marktes für die Gestaltung einer Internalisierungsabgabe abgebildet (Barnett 1980; Endres 2013: 193 - 195): Im Wettbewerbsmarkt entstehen ohne staatliche Regulierung maximale Emissionen im Umfang von E_w^{max} . Die optimale Emissionsmenge beträgt E^* (Identität der Grenzvermeidungskosten unter Wettbewerbsbedingungen, GVK_w , und Grenzschadenskosten, GSK), der optimale Abgabesatz liegt bei t^* . Wählt ein Monopolist zur Maximierung seiner ProduzentInnenrente eine geringere Angebotsmenge als im Wettbewerbsfall (hier repräsentiert durch die verringerte maximale Emissionsmenge E_w^{max}), verschiebt sich die Grenzvermeidungskostenkurve zum Ursprung. Wird unter diesen veränderten Bedingungen entsprechend des Grenzkostenausgleichsprinzips der Abgabesatz gewählt, bei dem die Grenzschadensfunktion die veränderte Grenzvermeidungskostenfunktion schneidet (t_m), ergibt sich die suboptimale Emissionsmenge E_m . Um diesen Effekt zu verhindern und das optimale Emissionsniveau

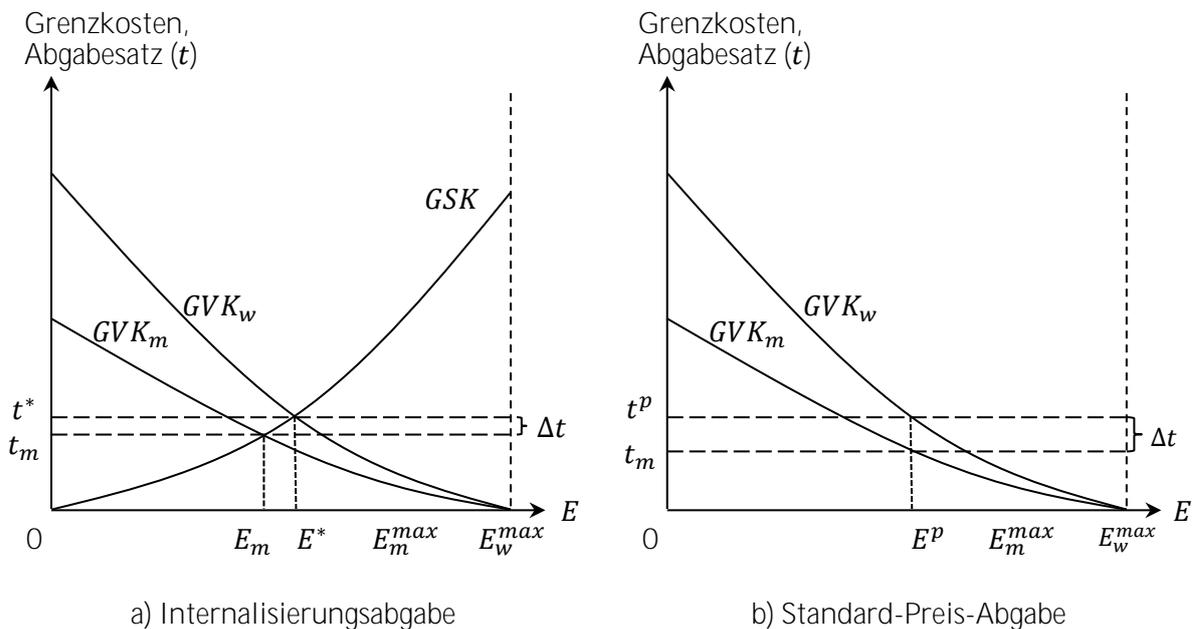


Abbildung 8: Auswirkung eines Monopols auf Internalisierungs- und Standard-Preis-Abgaben (Eigene Darstellung).

E^* zu erreichen, muss der Abgabesatz geringer ausfallen als die tatsächlichen Grenzschiiden im Optimum – n\u00e4mlich in H\u00f6he der Grenzschiiden im Optimum eines Wettbewerbsmarktes (t^*).

Im Falle einer Standard-Preis-Abgabe hingegen (Abbildung 8b) bemisst sich der Abgabesatz nach der H\u00f6he der Grenzvermeidungskosten, die zum Erreichen des politischen Emissionsziels E^p aufgewendet werden m\u00fcssen. Zu Vergleichszwecken sei hier angenommen, das politische Emissionsziel entspreche dem Umfang der optimalen Emissionsmenge im Fall Abbildung 8a. Gegen\u00fcber der Situation eines Wettbewerbsmarktes, in der nun entsprechend der Grenzvermeidungskostenfunktion eine Abgabe in H\u00f6he von t^p erhoben werden muss, muss der Abgabesatz im Monopolmarkt zwar auch geringer angesetzt werden. Im hier gew\u00e4hlten Beispiel f\u00e4llt die Differenz zum f\u00fcr einen Wettbewerbsmarkt erforderlichen Abgabesatz h\u00f6her aus als im Falle der Internalisierungsabgabe (Δt in Abbildung 7a und b).

Der Grund hierf\u00fcr zeigt sich in der grafischen Darstellung: W\u00e4hrend Internalisierungsabgaben in der Gegenwart von Marktmacht auf die Verschiebung sowohl des Preis- als auch des Mengendatums reagieren m\u00fcssen, werden die Konsequenzen f\u00fcr Standard-Preis-Abgaben allein durch die Verschiebung der Grenzvermeidungskostenkurve bestimmt, da das (Emissions-)Mengenziel politisch fixiert ist. Eine zweite Ursache f\u00fcr die

unterschiedlichen Konsequenzen der Modellerweiterung für beide Abgabentypen ist, dass der Internalisierungsansatz auf ein Allokationsergebnis zielt, das nicht nur die optimale Verringerung der Externalität, sondern gleichzeitig die Korrektur eines zusätzlichen Marktversagens einschließt. Der Kosteneffizienzansatz (Standard-Preis-Abgabe) muss zwar den Monopoleffekt ebenfalls berücksichtigen, um das politische Emissionsziel zu erreichen. Darüber hinaus wird aber keine Korrektur der Angebotsmenge angestrebt, da deren optimaler Umfang unter den zugrunde gelegten Annahmen (asymmetrische Information bzgl. der Produktionskosten) nicht bekannt ist.

Noch bedeutsamer als die Feststellung, dass die Differenz des optimalen Abgabesatzes auf Wettbewerbs- und Monopolmärkten für beide Abgabentypen unterschiedlich hoch ausfällt, ist der Umstand, dass diese Differenz bei Standard-Preis-Abgaben keiner besonderen planerischen Beachtung bedarf: Während der Monopoleffekt beim Internalisierungsansatz impliziert, dass auf Basis der empirisch vorgefundenen Grenzvermeidungskostenfunktion ermittelte Abgabesatz im Hinblick auf das theoretische Optimum angepasst werden muss, stellt der per Versuch-und-Irrtums-Verfahren ermittelte Abgabesatz beim Standard-Preis-Ansatz bereits das kosteneffiziente Ergebnis im Hinblick auf den politisch erwünschten Emissionsumfang dar. Im Zuge der Implementation von Standard-Preis-Abgaben oder anderer Abgaben mit politischer Zielsetzung kann die Wettbewerbsform des Marktes also außer Acht gelassen werden, während sie bei Internalisierungsabgaben komplizierte Abgabesatzanpassungen nahelegt, deren Wohlfahrtseffekte zudem unsicher sind.

Für die qualitätsorientierte Regulierung von Gewässerressourcen ist das Vorliegen (lokaler) natürlicher Monopole im öffentlichen Entwässerungsbereich somit – zumindest in Bezug auf die Höhe des effektiven Abgabesatzes – unerheblich. Die Existenz dieser Monopole lässt sich auf hohe Fixkosten (Kanäle, Behandlungsanlagen) und den daraus resultierenden starken Skaleneffekten zurückführen (economies of scale). Auch teils erhebliche Kostensynergien bei der Behandlung mehrerer Schadstoffe in ein und derselben Anlage tragen hierzu bei (economies of scope) (Marques / Simões 2010: 1). Zwar kann eingewendet werden, dass lediglich die infrastrukturelle Dimension als natürliches Monopol einzustufen ist, wohingegen in den Bereichen Vertrieb und Kundenmanagement durchaus Wettbewerb etabliert werden kann (Byatt et al. 2006: 378). In Deutschland sind in dieser Hinsicht getrennte Strukturen jedoch nicht anzutreffen. Vielmehr werden öffentliche Entsorgungsleistungen, die grundsätzlich den Gemeinden obliegen (kommunale Selbstverwaltung nach Art. 28 Abs. 2 S. 1 GG sowie den meisten Landesverfassungen) in aller Regel gebündelt durch diese selbst wahrgenommen (ATT et al. 2015: 32). Selbst in den wenigen Fällen, in denen die Entsorgungsaufgabe ganz oder teilweise auf private AkteurInnen übertragen wird, geschieht dies lediglich in Form einer Versteigerung des natürlichen Monopols (zu den verschiedenen Rechtsformen s. Sander 2003: 7-23).

Eine Modifizierung des Abgabesatzes mit Blick auf Monopolstrukturen im Abwassersektor wäre aber auch bei einer Internalisierungsabgabe insofern nicht erforderlich, als zumindest in Bezug auf öffentliche Kläranlagen die Kommunalabgabengesetze der Länder für die Entgeltfestsetzung das Kostendeckungsprinzip vorschreiben. Zumindest eine öffentliche Kläranlage kann somit aus einer Manipulation (Verringerung) der Angebotsmenge (Umfang des zur Behandlung akzeptierten Abwassers bzw. Schadstofffracht) keinen zusätzlichen Profit schöpfen.²¹

Aus institutionenökonomischer Sicht ist das Vorliegen öffentlicher Monopole im Kontext der Abgabenlenkung allerdings aus einem anderen Grund von Interesse: Da Abwasserentsorgungsentgelte öffentlicher Kläranlagen durch die Kommunen festgelegt werden, besteht das Risiko einer politisch motivierten Einflussnahme auf die Preisgestaltung. Insbesondere bestehen Anreize, Entgelte unterhalb eines kostendeckenden Niveaus festzulegen (Kauffmann 2011: 89; Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) 2012: 83-91), oder gewerbliche und industrielle Einleiter gegenüber privaten Haushalten entgeltstrukturell zu bevorzugen, um sich auf diese Weise Vorteile im kommunalen Standortwettbewerb zu sichern (Bhansali et al. 1992). Während ein solches Vorgehen für das Vermeidungsverhalten zentraler Kläranlagen unerheblich ist, impliziert es die Verzerrung des Preissignals in Bezug auf die Nutzung knapper Gewässerressourcen an nachgelagerte VerursacherInnen. Hierauf wird in der Betrachtung von Optionen zur Einbeziehung von Indirekteinleitern in ein Abgabenregime (Abschnitt 5.4) näher eingegangen.

3.4.4 Unsicherheit

3.4.4.1 Problemstellung

Im Hinblick auf die Operation mit (Grenz-)Schadenskosten weist das Grundmodell der Abgabenlenkung aus Abschnitt 3.2 eine der zentralen Schwachstellen auf. Im Abschnitt 4 wurde im Zusammenhang mit der Diskussion verschiedener Abgabekonzepte bereits angesprochen, dass der ReguliererIn keine ausreichenden Informationen hinsichtlich der aggregierten Grenzsadenskostenfunktion vorliegen, und diese Informationen in aller Regel auch nicht zu vertretbaren Kosten zu beschaffen sind. Unsicherheiten können sowohl hinsichtlich des exakten Umfangs der Umweltveränderung, der daraus resultierenden Einschränkungen von Nutzungsansprüchen, sowie insbesondere in Bezug auf den monetären Wert der resultierenden Nutzeneinbußen bestehen. Zusätzlich ist das soziale Optimum nicht über den gegenwärtigen Grenzsadens, sondern den Grenzsadens im

²¹ Gewinne sind lediglich in nomineller Hinsicht möglich, insofern das eingesetzte Kapital gemäß der Kommunalabgabengesetze der Länder „angemessen“ zu verzinsen ist, um einen inflationsbedingten Wertverlust zu vermeiden (ATT et al. 2015: 24).

Optimum selbst definiert, also in einem gegenwärtig nicht beobachtbaren Zustand (Kemper 1993: 12).

Somit liegen verschiedene Grade und Arten von Unsicherheit vor. Bereits hinsichtlich verschiedener Grade existiert eine Vielzahl theoretischer Klassifizierungen, die zwischen den Extremen einfaches Risiko mit bekannten Handlungsfolgen und ihren Eintrittswahrscheinlichkeiten und radikaler Unsicherheit changieren, wo die Art und Anzahl zukünftiger potenzieller Zustände und folglich auch ihre Eintrittswahrscheinlichkeiten unbekannt sind (z. B. Riesch 2013; Vatn 2005: 246; Walker et al. 2013). Zusätzlich zu den Graden der Unsicherheit können andere Unterscheidungen gesetzt werden, etwa dahingehend, ob (Handlungs-)Unsicherheit aus fehlenden Informationen resultiert, oder aus den begrenzten kognitiven Kapazitäten des Individuums zur Verarbeitung von Informationen (hierzu, sowie zu weiteren Unterscheidungen s. Dequech 2006: 112 ff.).

Verschiedene Aspekte von Unsicherheit implizieren verschiedene Herausforderungen der Abgabenlenkung und Reaktionsmöglichkeiten darauf. So werden bspw. in der neoklassischen Literatur oftmals Unsicherheiten thematisiert, die sich auf prinzipiell vorhandenes Wissen bzw. Informationen beziehen, die der Reguliererin lediglich (noch) nicht zugänglich sind und mit den entsprechenden Methoden zugänglich gemacht werden können. Das betrifft zum einen die potenzielle Informationsasymmetrie hinsichtlich der individuellen Emissionsmengen, die zwar prinzipiell beobachtbar sind, allerdings nur unter Aufwendung administrativer Ressourcen (Überwachung der Emittenten durch die Vollzugsbehörden). Angesichts der Begrenztheit dieser Ressourcen stellt die präzise Erfassung der Emissionsmengen insbesondere in Anwendungsfällen mit einer hohen Anzahl an Emittenten und/oder hohem Erfassungsaufwand pro Emissionseinheit eine maßgebliche Restriktion dar. Das trifft auch und besonders für Schadstoffemissionen in Gewässer zu. In der Bundesrepublik sind allein im öffentlichen Sektor ca. 9.300 Direkteinleiter verzeichnet (Statistisches Bundesamt 2013b: 23). Hinzu kommen gewerbliche und industrielle Indirekteinleiter, deren Zahl sich allein in Nordrhein-Westfalen auf 22.000 beläuft (MKULNV 2016: 140 ff.). Hiervon wird nur ein Teil behördlich überwacht, und dies oft im Abstand von mehreren Wochen oder gar Monaten (z. B. ebd.: 151). Eine präzise Erfassung wochentagsbezogen oder gar stündlich schwankender Emissionsmengen (Young / Loomis 2014: 6; Imhoff et al. 2009: 123; Quevauviller et al. 2006: 24) ist somit praktisch ausgeschlossen, zumal im Idealfall zusätzlich die Emissionen von Millionen privater Haushalte erfasst werden müssten.

Je nach Sachlage können in derartigen Fällen unterschiedliche Regulierungsstrategien angemessen sein. Hierzu zählen der Wechsel hin zu kostengünstiger beobachtbaren Bemessungsgrundlagen (bspw. Düngemiteleinsetz in der Landwirtschaft; zur allgemeinen Strategie s. z. B. Smulders / Vollebergh 2001 und Smulders / Vollebergh 2015), das Setzen von Anreizen zur wahrheitsgemäßen Offenlegung privater Informationen (sog. „self-

reporting' Strategie, z. B. Innes 2000, 2001; Pfaff / Sanchirico 2004; Stafford 2006) oder spezielle Überwachungs- und Sanktionsmechanismen (z. B. Harrington 1988; s. hierzu ausführlicher Abschnitt 5.2.7). Auch die Wahl von Bagatellgrenzen bzw. die Beschränkung auf eine Auswahl weniger, im Hinblick auf den Anteil an der Gesamtemissionsmenge aber maßgeblicher Emittenten kann eine zweckmäßige Antwort auf hohe Informationsbeschaffungskosten hinsichtlich der Emissionsmenge darstellen (Cara et al. 2018; Doyle et al. 2014: 7234; Farrow et al. 2005: 198; Sado et al. 2010: 9 f.).

Neben der Erfassung der Emissionsvorgänge stellt die Bewertung der von den Emissionsmengen ausgehenden Umweltschäden durch die Betroffenen eine maßgebliche Quelle von Unsicherheit dar. Zwar existiert hierfür eine Vielzahl vorhandener Methoden (z. B. Hanley et al. 2006; Kramer / Eisen-Hecht 2002; Lienhoop et al. 2014; Martin-Ortega / Berbel 2010; Meyerhoff et al. 2014; Nelson et al. 2015; Reddy / Behera 2006; Tait et al. 2012; van Houtven et al. 2007, 2014; Young / Loomis 2014). Insbesondere bei räumlich und zeitlich variierenden Knappheiten wird die Erfassung der Schadenskosten über größere Distanzen und Zeiträume hinweg jedoch derart aufwändig, dass auf schließende Verfahren, Indikatoren und Modelle zurückgegriffen werden muss, die ihrerseits wieder mit verschiedenen, teils andersartigen Unsicherheiten behaftet sind. So werden im Rahmen der Erfassung der Schadenskosten von Qualitätsverschlechterungen von Gewässerressourcen u.a. Zahlungsbereitschaftsanalysen durchgeführt, die aufgrund der hohen Anzahl potenziell Betroffener und somit prohibitiver Kosten der direkten Anwendung kontingenter Bewertungsverfahren auf Verfahren der Übertragung von Ergebnissen auf andere Untersuchungsbereiche zurückgreifen („benefits transfer“ bzw. „value transfer“, s. Hirschfeld et al. 2005; Hyytiäinen et al. 2015; Jørgensen et al. 2013; Meyerhoff et al. 2014; Young / Loomis 2014). Die Güte des Verfahrens bzw. der hieraus gewonnenen Daten ist jedoch von einer Vielzahl von Einflussfaktoren abhängig, etwa was die Auswahl der Untersuchungsgebiete betrifft, die Festlegung der Anzahl der Betroffenen, die Rolle des Einkommens oder kulturelle Aspekte (Rosenberger / Johnston 2009; Martin-Ortega et al. 2012). Die hiervon ausgehenden Schätzfehler in Bezug auf Schadenskosten sind erheblich (Martin-Ortega et al. 2012: 23) und führen zudem zur Potenzierung von Ungenauigkeiten bei der ursprünglichen Erfassung der Zahlungsbereitschaften.

Wird am Internalisierungskonzept festgehalten, erscheinen Unsicherheiten somit v.a. als Kosten- und Modellierungsproblem, das für die Abgabengestaltung nur insoweit relevant ist, als dass im Vorfeld ggf. umfangreiche Bewertungsstudien und Modellrechnungen durchgeführt werden müssen. Dabei bleiben allerdings andere Unsicherheiten höherer Grade bzw. anderer Kategorien hinsichtlich der Grenzschadenskosten im Optimum unberücksichtigt. Hierzu zählen die Tatsache, dass die relevante Kostengröße sich auf den Schaden im Optimum bezieht und sich somit einer empirischen Erfassung grundsätzlich entzieht, sowie Probleme bei der ökonomischen Bewertung von Umweltgütern etwa infolge begrenzter Rationalität der Befragten oder der Intangibilität von Teilen des Gegenstands (Wegner / Pascual 2011: 493 – 496). Hinsichtlich der Bewertung von

Gewässerressourcen zeigte sich bspw. in einer Untersuchung von Hanley et al. (2006), dass Befragte nicht in der Lage waren, separate Zahlungsbereitschaften für eine Verbesserung der verschiedenen, von der Wasserrahmenrichtlinie als maßgeblich eingestuften Qualitätsaspekte ökologischer Zustand (v.a. Vielfalt der Flora und Fauna), Ästhetik (sichtbarer Verschmutzungsgrad) sowie Zustand des Uferbereichs (Vegetation, Erosionserscheinungen) anzugeben. Dies legt nahe, dass die Ressource bzw. die damit verbundenen Dienstleitungen in ihrer Vielschichtigkeit nicht systematisch erfasst werden, womit u.a. die Ableitung einer widerspruchsfreien Präferenzordnung für verschiedene Zustandskombinationen der jeweiligen Qualitätsdimensionen fraglich erscheint. Weiterhin zu nennen sind diverse ungelöste methodische Fragen wie bspw. der Umgang mit unterschiedlichen Ergebnissen von Zahlungs- gegenüber Akzeptanzbereitschaften (Brown / Gregory 1999; Del Saz-Salazar et al. 2009; Young / Loomis 2014: 28) bis hin zu grundsätzlichen wohlfahrtstheoretischen Inkonsistenzen in Bezug auf die monetäre Bewertung von Umweltgütern (z. B. mangelnde Vergleichbarkeit verschiedener Nutzenkategorien, s. Kleinewefers 2008: 47-57).

3.4.4.2 Lösungsansätze

Insgesamt müssen die Unsicherheiten in Bezug auf eine zu vertretbaren Kosten hinreichend verlässliche Ermittlung von Schadenskosten daher als beachtlich gelten. Ob unter diesen Voraussetzungen am Internalisierungsansatz, und sei es nur als Orientierungsgröße (s. Endres 2000: 3 f.) festgehalten werden kann, ist stark umstritten (s. Kapitel 4). Die Umweltökonomik hat hierauf durch den Übergang zum Kosteneffizienzparadigma, bzw. den Entwurf alternativer Abgabekonzepte reagiert (Standard-Preis-Ansatz, Demeritorisierungsansatz). Diese sind in den Abschnitten 4.2.4 - 4.2.5 bereits ausführlich dargestellt worden, weshalb an dieser Stelle der Verweis auf diese Ausführungen genügen soll.

3.4.5 Multiple Schadstoffe

3.4.5.1 Problemstellung

Neben der potenziellen Interaktion von Emissionsvorgängen über den Zeitverlauf hinweg besteht eine weitere Herausforderung in Bezug auf das Risiko von Interaktionen verschiedener Schadstoffe, welche zu einer veränderten Wirkung gegenüber dem Fall isoliert wirkender Stoffe führen können. Gerade hinsichtlich der Regulierung der chemischen Qualität von Gewässerkörpern ist eine Vielzahl unterschiedlichster Substanzen relevant (Nährstoffe, sauerstoffzehrendes organisches Material, Metalle). Das in Abschnitt 3.2 diskutierte Grundmodell der Abgabenlenkung impliziert eine einfache additive Wirkungsbeziehung zwischen diesen Stoffen, demzufolge der Schaden unabhängig von anderen Substanzen ist und der Gesamtschaden sich aus der einfachen Addition der

Schadensbeiträge aller Stoffe ergibt (Beavis / Walker 1979: 276). Daneben sind allerdings auch weitere Interaktionsbeziehungen denkbar, etwa eine gegenseitige Abschwächung oder Verstärkung der Wirkung (Antagonismus bzw. Neutralisierung und Potenzierung bzw. Synergismus, s. Beavis / Walker 1979; Duffus et al. 2009: 18 f.).

Während derartigen Phänomenen bisweilen nur eine begrenzte Praxisrelevanz zugeschrieben wird und pauschal einfach-additive Beziehungen unterstellt werden (z. B. Kortenkamp et al. 2009: 6-8), ist diese Annahme im Hinblick auf die Nutzung von Gewässerressourcen zu hinterfragen. So weisen Beavis und Walker (1979: 278 ff.) auf Untersuchungen hin, denen zufolge die toxische Wirkung diverser Metalle und Phenole maßgeblich vom Sauerstoffgehalt des aufnehmenden Wassers und somit von parallel emittierten sauerstoffzehrenden Substanzen abhängt. Rand (1995: 28) fest, dass in der aquatischen Toxikologie zwar kaum antagonistische, dafür aber potenzierende Effekte bekannt sind. Altenburger et al. (2015) sehen in dieser Hinsicht eine relevante Forschungs- bzw. Regulierungslücke und kritisieren dabei auch den auf Einzelstoffe abstellenden Ansatz der Wasserrahmenrichtlinie.

3.4.5.2 Lösungsansätze

Schadstoffinteraktionen haben Implikationen sowohl für das Instrumentendesign, als auch für die Formulierung umweltpolitischer Ziele. Letztere können nicht mehr als separate Emissions- bzw. Immissionsgrenzen formuliert werden, sondern sollten die Form von Kombinationszielen annehmen (Endres 2013: 184). Ein solches Ziel kann mit beliebig vielen Kombinationen der betreffenden Stoffmengen erreicht werden. Im Hinblick auf das Ziel eines effizienten Ressourcenmanagements ist dabei jene Kombination interessant, bei der die Summe der Vermeidungskosten aller Substanzen minimiert wird (ebd.: 184 f.).

Im Hinblick auf Implikationen für das Design einer Umweltabgabe gelten abermals unterschiedliche Schlussfolgerungen für unterschiedliche Annahmen bzgl. der Verfügbarkeit von Informationen (in diesem Fall zu den emittierten Schadstoffmengen, ihrem Wirkverhältnis und ihrem Vermeidungskostenverhältnis). Im Kontext vollständiger Information und zweier Schadstoffe entspricht bei einem einfachen additiven Wirkungsverhältnis das effiziente Verhältnis der stoffspezifischen Abgabesätze dem Wirkverhältnis der Schadstoffe, sofern die Vermeidungskosten identisch sind (Michaelis 1996b: 135). Bei unterschiedlichen Vermeidungskosten pro Schadstoff muss der stoffspezifische Abgabesatz zusätzlich das Verhältnis der Vermeidungskosten berücksichtigen, wobei im Optimum die Grenzrate der Schadstoffsubstitution (Wirkungsrelation) der Grenzrate der Schadstofftransformation (Vermeidungskostenverhältnis) entspricht (Endres 2013: 187). Bei antagonistischen oder synergistischen Wirkbeziehungen können hingegen Randlösungen optimal sein, d.h. die Reguliererin kann sich hier auf den Schadstoff beschränken, der den relativ knapperen Faktor im Wirkungsgefüge darstellt (Kuosmanen / Laukkanen 2011; Michaelis 1996b: 136 f.).

Ist aufgrund unvollständiger oder asymmetrischer Information eine derartige Lösung nicht möglich und wird dann etwa auf das Standard-Preis-Verfahren zurückgegriffen, bedeuten Schadstoffinteraktionen eine weitere Verkomplizierung der Abgabenlenkung: Da nunmehr der in Bezug auf die Ansteuerung eines politisch gesetzten ökologischen Ziels erforderliche Abgabesatz für Emissionen eines bestimmten Schadstoffs nicht nur von den (unbekannten) Grenzvermeidungskosten abhängt, sondern auch von den (ebenfalls unbekannt)en Wirkungsbeziehungen zu anderen Schadstoffen, muss nicht nur das allgemeine Niveau der Abgabesätze für eine kostenminimale Zielerreichung variiert werden, sondern auch das Verhältnis der Abgabesätze untereinander (Endres 2013: 189 f.). Die praktische Anwendbarkeit einer Standard-Preis-Abgabe wird hierdurch mit zunehmender Anzahl interagierender Stoffe stark verringert (ebd.).

Die hier genannten Schlussfolgerungen basieren allerdings auf dem Zweischadstofffall. Im Hinblick auf Emissionen aus Abwassereinleitungen ist jedoch wie erwähnt eine Vielzahl von Substanzen regulierungsrelevant, die u.U. eine Kombination verschiedener Wirkverhältnisse aufweisen können. Eine kosteneffiziente Regulierung per Abgabe (oder anderen Instrumenten) ist hier kaum möglich (Endres 2013: 192), zumal sich die genauen Interaktionen bereits in ökotoxikologischer Hinsicht kaum bestimmen lassen (Altenburger et al. 2015). Angesichts dieser Herausforderung wird für eine Fokussierung der Regulierung auf eine Auswahl einiger weniger besonders vorrangiger Schadstoffinteraktionen plädiert (ebd.: 547). Im Hinblick auf die von Beavis und Walker (1979) genannte herausgehobene Bedeutung sauerstoffzehrender Substanzen für die Wirkung einer Vielzahl anderer Gewässerschadstoffe könnte etwa erwogen werden, den entsprechenden Steuerungsparameter (CSB: chemischer Sauerstoffbedarf) stärker zu gewichten als bisher. Angesichts der zeitlichen und räumlichen Heterogenität der Schadstoffwirkungen, sowie der lokal unterschiedlichen Zusammensetzung von Abwässern, dürfte die Bemessung eines oder mehrerer konkreter Gewichte jedoch eine besondere Herausforderung darstellen.

3.5 Zusammenfassung

Zur effizienten und ökologisch effektiven Bewältigung von Umweltproblemen schlägt die Umweltökonomik u.a. den Einsatz von Lenkungsabgaben vor. Der konzeptionelle Ausgangspunkt der neoklassischen Theorietradition in Form einer Pigou-Steuer steht dabei mit seiner analytischen Reduktion auf die Aspekte Grenzschadens- und Grenzvermeidungskosten in starkem Kontrast zu den komplexen ökonomischen, institutionellen und ökologischen Herausforderungen der Abgabenlenkung in der umweltpolitischen Praxis. Eine Auswahl wesentlicher Herausforderungen wurde im vorliegenden Kapitel im Hinblick auf die Implikationen für den Einsatz dieses Instrumententyps diskutiert. Zu diesem Zweck erfolgten zunächst eine Darstellung des neoklassischen Modells der Pigou-Steuer und eine Diskussion der zahlreichen, darin

enthaltenen impliziten Annahmen. Dabei zeigte sich, dass die analytische Zuspitzung des Umweltproblems auf das Verhältnis von (marginalen) Schadens- und Vermeidungskosten kaum hilfreiche Schlussfolgerungen für die Bewältigung von Umweltproblemen zulässt. Weder hilft das Kriterium des Ausgleichs von Grenzvermeidungs- und –Schadenskosten bei der Wahl geeigneter Instrumente (**erst recht nicht in der zugrunde gelegten Coase’schen Welt ohne Transaktionskosten**), noch ergeben sich Anhaltspunkte für ein effizientes und wirkungsvolles Design bspw. von Umweltabgaben. Wird das schadenskostenbasierte Internalisierungsziel zugunsten des Kriteriums institutioneller Effizienz (s. Abschnitt 1.2.2) aufgegeben, hängt die Eignung eines Instruments und auch seine optimale Ausgestaltung vielmehr von den Eigenschaften der betroffenen Märkte (Anzahl der AkteurInnen, verwendete Technologien), den verfügbaren Informationen, dem Ausmaß von Transaktionskosten und den ökologischen Eigenschaften der Schadstoffe bzw. der betroffenen Umweltmedien ab. Die exakten Ausmaße marginaler Kosten spielen hierbei praktisch keine Rolle mehr. Relevant ist stattdessen die Fähigkeit des Instruments, unter bestimmten institutionellen Bedingungen kosteneffiziente Beiträge zur Umsetzung eines politisch formulierten Umweltziels zu liefern. Das schließt die Nutzbarmachung privater Kosteninformationen, aber auch ein günstiges Verhältnis zwischen ökologischen Zielbeiträgen und Transaktionskosten ein. Insofern als sich ein Allokationsoptimum nicht zuverlässig lokalisieren lässt, ist auch die Einschätzung von Endres und Martiensen (2007: 898 f.) zurückzuweisen, das Kriterium des sozialen Optimums biete trotz seiner Schwächen immerhin eine Orientierungsfunktion in dem Sinne, dass sich verschiedene **Politikoptionen „nach dem Grad ihrer Unvollkommenheit ordnen“ lassen (ebd.: 899)**.

Gleichwohl kann die umfangreiche Literatur zur Pigou-Steuer – insbesondere die Bemühungen zur Modifizierung des Modells – Orientierung bieten im Hinblick auf die zu beachtenden Herausforderungen, die sich auch bei anderen, praxisnäheren Instrumenten ergeben. Hier zu nennen sind zum Ersten grundlegende ökonomische und institutionelle **Voraussetzungen**, die vorliegen müssen, damit Umweltlenkungsabgaben überhaupt Effizienzvorteile gegenüber anderen staatlichen Handlungsoptionen bzw. gegenüber dem *status quo* generieren können. Hierzu zählt die Verhältnismäßigkeit von Transaktionskosten im Hinblick auf die zu erwartenden Effizienzvorteile, womit auch das Vorliegen substantieller externer Effekte vorausgesetzt ist. Auch darf der Einsatz des Abgabainstruments nicht nur zu einer Verlagerung des Schadens in andere Umweltmedien führen. Eine dritte wichtige Voraussetzung betrifft die Vermeidungskostenstruktur des regulierten Sektors, die ein Mindestmaß an Heterogenität aufweisen muss, da ansonsten die Effizienzvorteile marktförmiger Steuerung gegenüber ordnungsrechtlichen Ansätzen zwar nicht annulliert werden, aber doch deutlich geringer ausfallen können. Schließlich können fallende Grenzvermeidungskostenfunktionen bei zunehmendem Vermeidungsumfang, sowie das Risiko gesellschaftlich als prohibitiv beurteilter Schadenskosten das Effizienzpotenzial von Umweltabgaben infrage stellen. Demgegenüber unbeachtlich sind die bisweilen gegen Abgaben ins Feld geführte Bedingungen wie das Fehlen kostengünstiger Vermeidungsoptionen sowie nicht-stetige

Grenzvermeidungskostenfunktionen. In Bezug auf den in der vorliegenden Untersuchung betrachteten Abwassersektor ist insgesamt von einem Vorliegen geeigneter Bedingungen auszugehen. Als kritisch ist am ehesten der Aspekt verhältnismäßiger Transaktionskosten zu bewerten, zu dem allerdings keine pauschalen Aussagen getroffen werden können. Stattdessen verweist diese Voraussetzung eher auf das Erfordernis, Transaktionskosten bei der Abgabengestaltung stets im Blick zu behalten.

Hinsichtlich der Berücksichtigung ökonomischer, institutioneller und ökologischer **Anwendungsbedingungen** bzw. Restriktionen wurden sowohl Vermeidungskosten- als auch Schadenskosten-bezogene Aspekte betrachtet. Vermeidungskostenspezifische Restriktionen ergeben sich zunächst aus der **Informationsasymmetrie** zwischen Emittenten und ReguliererIn. Diese Asymmetrie begründet zwar überhaupt erst die potenzielle Überlegenheit marktförmiger Instrumente gegenüber ordnungsrechtlichen Ansätzen, ist aber andererseits ein Grund für die mangelnde Praxistauglichkeit des herkömmlichen Internalisierungsansatzes. Von den drei vorgestellten Strategieklassen zum Umgang mit dieser Art von asymmetrischer Information – schrittweise Anpassung der Abgabe im Versuch-und-Irrtum-Verfahren, instrumentelle Mischlösungen und dezentrale Eigenregulierung durch die Emittenten – erscheint die erste am ehesten praktikabel, die bei Vorliegen punktförmiger Umweltziele auf den Standard-Preis-Ansatz verweist. Das ist letztlich auch damit zu begründen, dass der Haupteinwand hoher Transaktionskosten zwar zutreffend ist, die anderen Strategieklassen aufgrund der Dynamik des Anwendungskontexts hiervon aber ebenfalls betroffen sind, und darüber hinaus zusätzliche Schwachstellen aufweisen. Die mangelnde Verbreitung instrumenteller Mischlösungen nach den theoretischen Vorbildern sowie von Selbstregulierungsmechanismen stellt ein zusätzliches Indiz für deren untergeordnete institutionelle Effizienz dar.

In Bezug auf **Transaktionskosten** lassen sich kaum kontextunabhängige Strategien erkennen, es sei denn, der Verzicht auf eine endogene, schadensbasierte Zielformulierung zugunsten politischer Vorgaben würde unter diesen Begriff gefasst. Die vorhandene Literatur demonstriert allerdings eindrücklich den Stellenwert dieser Restriktion, wie etwa die weitgehende Abwesenheit funktionierender Handelssysteme zu qualitätsbezogenen Nutzungsrechten im Wassersektor illustriert. Im Zusammenhang mit dem Transfer von Eigentumsrechten zwischen Markt und Staat, der im Falle einer Abgabengestaltung im Vordergrund steht, sind allerdings weniger die hiermit angesprochenen privaten Transaktionskosten, sondern vielmehr legislative und administrative Kosten von Bedeutung. Deren Verringerung dürfte in vielen Fällen allerdings mit einer parallelen Verringerung der Kosteneffizienz einer Abgabe i.e.S. einhergehen. Dort wo beide Größen nicht zu vertretbaren Kosten beziffert werden können, kann entsprechend des Akzeptanzaspekts des Kriteriums der institutionellen Effizienz das ebenfalls nur grob abzuschätzende Kriterium der politischen Akzeptanz bspw. zusätzlichen Vollzugsaufwands Orientierung bieten.

Der Aspekt **Marktmacht** nimmt in der neoklassischen Ökonomik einen breiten Raum ein und hat auch bei der Betrachtung externer Effekte Berücksichtigung gefunden. In der Abwasserproblematik könnte dieser Aspekt als relevant erscheinen, da insbesondere der kommunale Bereich stark durch Monopolstrukturen gekennzeichnet ist. Unter den gegebenen institutionellen Bedingungen ist die zentrale Implikation von Marktmacht – Verschiebung des sozialen Optimums jenseits des Schnittpunktes von (verzerrter) Grenzvermeidungskosten- und –Schadenskostenkurve – allerdings hinfällig, da das soziale Optimum nicht bekannt ist. Im Rahmen etwa einer Standard-Preis-Abgabe, d.h. bei politischer Zielsetzung haben Monopoleffekte somit keine herausragende Bedeutung. Relevant erscheinen (öffentliche) Monopolstrukturen in diesem Sektor lediglich im Hinblick auf mögliche politische Einflussnahmen auf die Entgeltgestaltung, die zu einer Verzerrung nachgelagerter Markt- und Preiseffekte führen können.

Im Bereich schadenskostenbezogener Anwendungsprobleme ist als erstes das grundlegende Problem **Unsicherheit** zu nennen. Dieses zerfällt in verschiedene Formen, die wiederum unterschiedliche Konsequenzen für die Abgabenlenkung haben. So besteht erstens radikale Unsicherheit in Bezug auf die Größe des sozialen Optimums, die aufgrund ihres Verweises auf einen zukünftigen Zustand nicht anhand gegenwärtiger Daten ermittelt werden kann. Zusätzlich wird ihr wohlfahrtstheoretisches Fundament durch Unsicherheiten bzgl. der Verarbeitung komplexer Informationen durch begrenzt rationale Menschen infrage gestellt. Zweitens besteht Unsicherheit in Form von asymmetrischer Information hinsichtlich der exakten individuellen Emissionsmenge, die bei einer hohen Anzahl von Emittenten oftmals nicht zu vertretbaren Kosten ermittelt werden kann. Eine dritte Form von Unsicherheit liegt bzgl. der exakten Schadenswirkungen dieser Emissionen vor, insbesondere wenn, wie im Fall von Abwasseremissionen, das aufnehmende Medium Schadstoffe raum- und zeitspezifisch wirksam werden lässt. Konsequenzen dieser Unsicherheiten für die Abgabenlenkung sind abermals der Schwenk hin zu politischen Zielsetzungen. Darüber hinaus können je nach Anwendungskontext Strategien zur Reduzierung der mit Informationsasymmetrien verbundenen Transaktionskosten eingesetzt werden (z. B. Wechsel der Bemessungsgrundlage, self-reporting-Strategien, Anpassung von Überwachungs- und Sanktionsmechanismen, Verwendung von Bagatellgrenzen).

Weitere schadenskostenbezogene Anwendungsprobleme sind **persistente Schadstoffe** und **Interaktionen multipler Schadstoffe**. Die effiziente Bewältigung beider Herausforderungen wird durch Unsicherheit und Transaktionskosten erschwert. Im Fall persistenter Schadstoffe können unter diesen Bedingungen im Extremfall Stoffverbote in Erwägung gezogen werden. Ansonsten erscheint eine pragmatische, transaktionskostenarme Behandlung etwa im Rahmen eines Versuch-und-Irrtum Verfahrens (bei Vorliegen eines Punktziels) denkbar. Nicht-additive Schadstoffinteraktionen legen hingegen die Formulierung von Kombinationszielen nahe und können die Beschränkung der Abgabenlenkung auf bestimmte vorrangige Substanzen

sinnvoll machen. Allerdings beziehen sich diese Aussagen auf den theoretischen Zwei-Schadstoff-Fall. Wie angesichts des komplexen Schadstoffgemisches in Abwassereinleitungen verfahren werden kann, bedarf weiterer Forschung.

Insgesamt zeigt sich, dass die dargestellten ökologischen, ökonomischen und institutionellen Bedingungen der Abgabenlenkung allem voran die grundsätzliche Abgabekonzeption betreffen und auf eine zu modifizierende Zielsetzung gegenüber dem ursprünglichen Internalisierungsansatz verweisen. Schlussfolgerungen für das konkrete Abgabendesign ergeben sich in erster Linie aus den Restriktionen Transaktionskosten und Unsicherheit, wobei geeignete Strategien zum Umgang hiermit stark vom betrachteten Problem, sowie dem jeweiligen institutionellen Kontext abhängen. Im nächsten Kapitel wird daher der Abstraktionsgrad der Untersuchung verringert und eine Auswahl konkreter Anwendungsprobleme der Abgabenlenkung im Abwassersektor betrachtet.

4 Rechtfertigung des Abgabeneingriffs unter Restriktionen

4.1 Einleitung

Die in Kapitel 0 dargelegten Restriktionen für den Einsatz von Umweltlenkungsabgaben stellen nicht nur Herausforderungen hinsichtlich des Abgabendesigns, die im nächsten Kapitel näher erörtert werden. Mit der Abkehr vom Pareto-Optimum als Ziel- oder zumindest Orientierungsgröße stellt sich auch die Frage, wie Abgabeneingriffe zu rechtfertigen sind. Diese Frage ist nicht nur von wohlfahrtstheoretischem Interesse. Sie ist maßgeblich für das politische Gewicht abgabenbasierter Korrekturvorschläge und berührt zudem die verfassungsrechtliche Zulässigkeit dieses Instruments. Da, wie unten näher ausgeführt wird, Abgaben potenzielle Eingriffe in Freiheits- und Gleichheitsrechte des Individuums darstellen, bedürfen sie nachvollziehbarer und theoretisch fundierter Begründungsmuster, die derartige Eingriffe rechtfertigen.

In diesem Kapitel wird zunächst erörtert, zu welchen gesellschaftlichen Zielen Umweltlenkungsabgaben aus ökonomischer Perspektive Beiträge leisten können (Abschnitt 4.2.1). Anschließend werden verschiedene Varianten von Umweltlenkungsabgaben in Bezug auf ihre Beiträge zu diesen Zielen kritisch diskutiert (Abschnitte 4.2.2 - 4.2.6). Ergänzend wird beleuchtet, wie sich diese Zielbeiträge ändern, wenn Abgaben in einen Policy-Mix eingebettet werden (Abschnitt 4.2.7). Abschnitt 4.3 stellt dem aus rechtswissenschaftlicher Perspektive Rechtfertigungsbedarf und daraus abgeleitete Begründungsansätze für den Abgabeneinsatz vor. In Abschnitt 4.4 werden ökonomische und juristische Rechtfertigungsmuster gegenübergestellt und insbesondere gefragt, ob die unterschiedlichen Sichtweisen auf Lenkungsabgaben verfassungsrechtliche Barrieren implizieren, die es beim Einsatz des Instruments zu berücksichtigen gilt.

4.2 Ökonomische Rechtfertigung von Umweltabgaben

4.2.1 Ökonomische Bewertungskriterien

Im Vordergrund einer ökonomischen Betrachtung von Umweltlenkungsabgaben steht das **Effizienzkriterium** (Kemper 1993: 85 f.). In der Volkswirtschaftslehre existieren dabei unterschiedliche Effizienzkonzepte. Das dominierende neoklassische Paradigma orientiert sich auf Grundlage der Wohlfahrtstheorie am Leitbild der Beseitigung oder zumindest Abmilderung ineffizienter Ressourcenallokationszustände (z. B. Kleinewefers 2008: 29 f.). Seit A.C. Pigou geht damit die Einnahme einer Totalanalyse einher, also der Anspruch auf

die Bewertung bzw. Optimierung des Allokationszustands sämtlicher Ressourcen bzw. AkteurInnen einer Volkswirtschaft, anstelle der Betrachtung einzelner Märkte (zur historischen Entwicklung der Wohlfahrtstheorie s. Söllner 2001: 125 ff.). Die neuere, **Paretianische Wohlfahrtsökonomik beschränkt sich dabei auf „die optimale Allokation bei gegebenen Ressourcen und gegebener Ausgangsverteilung“** (Kleinewefers 2008: 43), berücksichtigt also den Ausgangszustand der Ressourcenverteilung und gibt das frühere Ziel der Herstellung des utilitaristisch begründeten Zustands der maximalen sozialen Wohlfahrt aufgrund methodologischer Probleme auf (ebd.: 42 ff.).

Das Kriterium der Allokationseffizienz verweist somit nicht auf den Bentham'schen Zustand des größtmöglichen Glücks der größtmöglichen Zahl von AkteurInnen, sondern auf eine unendliche Anzahl verschiedener Nutzenmaxima, die je nach Ausgangszustand der Allokation variieren können (ebd.: 43). Damit ist ein „Wohlstandsveränderungskriterium“ (ebd.: 45) angesprochen, das wiederum in mehrere Varianten zerfällt (ebd.: 45 ff). Hierzu zählt zunächst das Kriterium der Pareto-Effizienz, welches eine Reallokationsmaßnahme kennzeichnet, bei der mindestens ein Individuum im Vergleich zum Ausgangszustand besser gestellt wird, ohne dass ein anderes Individuum Nutzeneinbußen erleidet (z. B. Gawel 2009: 494). Da hierbei allerdings Verteilungsfragen ausgeklammert werden und seine Anwendung für die praktische kurz- und mittelfristige Politik schon deshalb nicht in Frage kommt (Söllner 2001: 131 f.), kann in dieser Beziehung auf Kriterien Bezug genommen werden, bei denen auch Zustände als effizient bewertet werden, die lediglich die hypothetische Möglichkeit der Herstellung eines Pareto-Optimums mittels Umverteilungsmaßnahmen ermöglichen (sog. Kompensationskriterien, s. ebd.: 140 oder auch Kleinewefers 2008: 45 f.): Ein solches Kriterium ist das Kaldor-Hicks-Kriterium, demzufolge ein verschwendungsfreier Zustand vorliegt, wenn Gewinner einer allokativen Maßnahme die Verlierer potenziell kompensieren können und selbst in diesem Fall gegenüber dem Ausgangszustand besser gestellt bleiben. Nach Ansicht von Posner (2007: 15) ist dieses das in der Ökonomik am häufigsten verwendete Beurteilungskriterium, ungeachtet der Tatsache, dass oftmals weiterhin der Begriff der Pareto-Optimalität verwendet wird.

Das Erreichen eines Pareto- oder Kaldor-Hicks-effizienten Zustands ist allerdings an hohe informationelle Voraussetzungen gebunden, die in der Realität selten vorliegen (s. hierzu ausführlicher die Abschnitte 3.4.1, 3.4.4 sowie im Weiteren 4.2.2.2 und 4.2.3.2). Aus diesem Grund wird der Umweltökonomik, insbesondere in anwendungsbezogenen Untersuchungen, häufig das konzeptionell und in Bezug auf den Informationsbeschaffungsaufwand weniger herausfordernde Kriterium der Kosteneffizienz verwendet (z. B. Endres 2000: 125 f.; Häder 1997: 1997: 51; Kemper 1993: 1993: 88). Hiermit wird im Kontext der Umweltpolitik auf die Fähigkeit eines Instruments verwiesen, ein politisch gesetztes Ziel zu minimalen Kosten zu erreichen.

Die Verwendung des Kosteneffizienzkriteriums in der Umweltökonomik geht auf eine Studie von Baumol und Oates (1971) zurück, die aufgrund von Informationsrestriktionen **für umweltpolitische Ansätze plädierten, die dem Leitbild einer „efficiency without optimality“** entsprechen (so die spätere Formulierung in Baumol / Oates 1988: Kap. 11). Der Anspruch auf eine Totalanalyse, d.h. die vollständige Erfassung sämtlicher Auswirkungen einer Maßnahme auf alle Märkte einschließlich deren Rückwirkungen, wird dabei oftmals implizit oder explizit als überkomplex zurückgewiesen und stattdessen eine Fokussierung auf gesellschaftlich relevante Teilbereiche der Ökonomie empfohlen (explizit bei Davies / Winston 1967; Gawel 1996c: 63 f.).

Das Kriterium der Allokationseffizienz wird oftmals unterteilt in die Aspekte statische Effizienz, bei der es um Kostenminimierung unter den zu einem bestimmten Zeitpunkt gegebenen Bedingungen geht, sowie dynamische Effizienz, welche die Eignung eines Instruments zur Förderung des technischen Fortschritts und damit auf mittel- und langfristige Beiträge Kostensenkung bezeichnet (Endres 2000: 133 - 138; Häder 1997: 52). Während in vielen (umwelt-)ökonomischen Untersuchungen statische Effizienzeigenschaften im Vordergrund stehen, wird den dynamischen Effizienzwirkungen vereinzelt auch vorrangiges Gewicht zugeschrieben (Ring 1997: 239; Russel / Powell 1995: vii). In jedem Fall sind stets beide Dimensionen zu betrachten, wenn es um die Beurteilung der Effizienzeigenschaften eines umweltpolitischen Instruments geht.

Insbesondere aus institutionenökonomischer Sicht ist hervorzuheben, dass eine Beurteilung der Kosteneffizienz nicht allein anhand einer Betrachtung von Produktions- und Vertriebskosten erfolgen kann. Stattdessen sind im Rahmen des Kriteriums der **„institutionellen Effizienz“** (s. Abschnitt 1.2.2) zum einen Transaktionskosten (Informationsbeschaffungs-kosten, Anpassungskosten, Überwachungs- und Kontrollkosten) zu berücksichtigen (Häder 1997: 183 f.; Kemper 1993: 86 f.). Zum anderen werden oftmals Effektivitätsaspekte insoweit mit einbezogen, als dass nur eine vergleichende Bewertung von solchen Politikoptionen als lohnenswert erachtet wird, die Aussichten auf ihre Umsetzung in der politischen Praxis haben. In Betracht kommen dabei eine (ausreichende) Akzeptanz bei Unternehmen, Administration und Bevölkerung (Kemper 1993: 94 – 102; Stehling 1999: 9), die praktische Handhabbarkeit der Maßnahme durch Administration und MaßnahmeadressatInnen (ebd.), aber auch das Ausmaß zu erwartender Vollzugsdefizite (Hansmeyer / Schneider 1992: 22 f.; 40). Damit kann ein Instrument als institutionenökonomisch effizient gelten, wenn ein politisch gesetztes ökologisches Ziel zu minimalen Produktions- und Transaktionskosten auf den betrachteten Märkten unter den gegebenen institutionellen Rahmenbedingungen erreicht wird. Unter Bedingungen, die das Ansteuern eines Kostenminimums unwahrscheinlich werden lassen (v.a. Informationsrestriktionen), kann zudem eine Lösung als institutionell effizient gelten, wenn sie ein politisches Ziel zu geringeren Kosten realisiert als alternative Steuerungsoptionen.

Zusätzlich zum Effizienzkriterium können weitere Zielaspekte zur ganzheitlichen Beurteilung der Eignung eines Instruments zur Lösung eines bestimmten umweltpolitischen Auftrags angeführt werden. Hervorzuheben ist hier insbesondere die **ökologische Effektivität** einer Maßnahme. Diese kann unterschiedliche Formen annehmen. Oftmals wird hierbei auf die Genauigkeit Bezug genommen, mit der das Instrument das ökologische Ziel anzusteuern in der Lage ist (z. B. Endres 2000: 144 – 152; Häder 1997: 1997: 47 – 49; Stehling 1999: 8). Wird allerdings aus politischen Gründen kein präzises ökologisches Ziel definiert (Gawel 2011a: 220), oder kann ein solches Ziel infolge von Unsicherheit über Wirkungszusammenhänge nicht präzise definiert werden (Cansier 1996: 46 - 52) und wird deshalb eine vorsorgende bzw. präventive Umweltpolitik betrieben, rückt die Fähigkeit eines Instruments in den Vordergrund, maximale ökologische Fortschritte zu erzielen (ebd.: 56; Hansjürgens 1992: 48 ff.; Hansmeyer / Schneider 1992: 39). Relevant ist hierbei das Setzen möglichst dauerhafter Anreize zur Suche nach kostengünstigen Vermeidungsmaßnahmen, die Initiierung ressourcenschonender Produktions- und Konsummuster, sowie die Vermeidung einer Schadstoffverlagerung in andere Umweltmedien (Cansier 1996: 56; Hansjürgens 1992: 49 f.). Im Grunde wird dabei auf Facetten der dynamischen Effizienz abgestellt, allerdings mit dem Unterschied, dass nunmehr nicht die Einsparung von Kosten, sondern die Verminderung der Umweltbelastung als eigenständiges Ziel in den Blick gerät. Das ist insbesondere dort sinnvoll, wo aus dem Effizienzkriterium keine eindeutigen Schlussfolgerungen abzuleiten sind, etwa aufgrund zu hoher Unsicherheiten hinsichtlich des Umfangs von Transaktionskosten oder zu erwartenden Vollzugsdefiziten.

Darüber hinaus lassen sich der umweltökonomischen Literatur eine Vielzahl weiterer Kriterien zur Bewertung der Leistungsfähigkeit eines Instruments entnehmen. Diese können oftmals dem Effizienz- oder Effektivitätszielen im weiteren (insbesondere institutionenökonomischen) Sinne zugeordnet werden. Hierzu zählen etwa

- der Zeitaufwand einer Anpassung von Instrumenten an veränderte Rahmenbedingungen (Endres 2000: 148);
- **die Fähigkeit eines Instruments zur ‚Konservierung‘ von Emissionsrückgängen**, die nicht auf die umweltpolitische Maßnahme selbst zurückgehen (ebd.: 150 f.);
- wettbewerbs- und strukturpolitische Wirkungen: Auswirkungen auf Machtpositionen in Märkten, bspw. Monopolbildungseffekte, Wettbewerbsverzerrungen zwischen Alt- und Neuemittenten, internationalen Wettbewerbsfähigkeit, Erschwerung von Markteintritten, Anreize für einen strukturellen Wandel hin zu umweltfreundlicheren Produktions- und Konsummustern, s. Kemper 1993: 93 f.; Stehling 1999: 9);
- die Sicherung der ökologischen Stabilität (Kemper 1993: 86);

- die Konformität mit bestehendem Recht (Stehling 1999: 8 f.);
- die Übereinstimmung mit zentralen umweltpolitischen Prinzipien (Vorsorgeprinzip, Verursacherprinzip, Kooperationsprinzip) (Hansjürgens 1992: 47);
- die Flexibilität eines Instruments bzgl. neuerer Entwicklungen (Stehling 1999: 9 f.), oder
- die Unterstützung des Vollzugs weiterer umweltpolitischer Instrumente im Rahmen eines Instrumentenmixes (Hansmeyer / Schneider 1992: 65).

Schließlich lassen sich umweltpolitische Instrumente auch anhand von Kriterien bewerten, die auf Ziele jenseits des Feldes der Umweltpolitik verweisen, etwa die Förderung des allgemeinen Wirtschaftswachstums oder Beiträge zur Erfüllung politischer Beschäftigungsziele (Stehling 1999: 9 f.). Aus ökonomischer Sicht werden hierauf basierende Beurteilungen nicht immer zielführend erscheinen, insbesondere wenn dies zulasten der Effizienzwirkungen und ökologischen Beiträge einer politischen Strategie geht. Gleichwohl illustriert die Debatte um die doppelte Dividende von Umweltsteuern, bei der u.a. positive Effekte auf den Grad der Verzerrung des allgemeinen Steuersystems oder die Verringerung der Arbeitslosigkeit thematisiert werden (Endres 2000: 183-196; Jaeger 2012), dass ein Herantragen solcher erweiterter Zielstellungen keineswegs abwegig sein muss. In der vorliegenden Arbeit werden diese weiterführenden Gesichtspunkte allerdings ausgeklammert, auch da zur Begrenzung des Gegenstands eine überwiegend partialanalytische Herangehensweise gewählt wird. Im Vordergrund stehen daher die erweiterten Effizienzwirkungen der Abgabenlenkung im institutionellen Kontext, sowie ergänzend Beiträge von Umweltabgaben zur Verbesserung des ökologischen Zustands von Gewässern.

4.2.2 Pigou-Steuer

4.2.2.1 Rechtfertigungsmuster

Allokationseffizienz

Wie bereits beschrieben, werden Umweltabgaben des Typs Pigou-Steuer mit einer optimalen, d. h. Kaldor-Hicks-effizienten Internalisierung externer Effekte in Verbindung gebracht. In diesem Sinne ist das Ziel und das zentrale Rechtfertigungsmuster der Pigou-Steuer eine optimale Ressourcenallokation im Rahmen der gegebenen Verteilung von Verfügungsrechten. Hierbei können mehrere Teilaspekte hervorgehoben werden: Erstens bedeutet eine optimale Ressourcenallokation die Beseitigung jeglicher

Ressourcenverschwendung²² im gegenwärtigen Zustand (statische Perspektive) und damit die Möglichkeit, den gesellschaftlichen Wohlstand zu vergrößern, ohne dafür die wissenschaftlich kaum lösbare Frage der optimalen Einkommens- und Vermögensverteilung adressieren zu müssen (Söllner 2001: 131 f). Zweitens setzt der Einsatz marktförmiger Instrumente gegenüber ordnungsrechtlichen Alternativen stärkere Anreize für technologische Innovationen und damit langfristige Effizienzgewinne in dynamischer Perspektive: Während Auflagen nach ihrer Erfüllung keine Anreize mehr zur Entwicklung kostengünstigerer Vermeidungsmaßnahmen setzen, initiiert der permanente Einkommensentzug einer Abgabe dauerhafte Suchprozesse nach effizienteren Umweltschutzmaßnahmen (Endres 2000: 148-155). Drittens stellt das Kriterium der optimalen Ressourcenallokation überhaupt eine gesellschaftlich vergleichsweise konsensfähige Zielmarke zur Verfügung, wohingegen eine naturwissenschaftliche bzw. ökologische Zieldefinition auf erhebliche theoretische und praktische Probleme stößt (Cansier 1996: 50-60). Viertens verankert das Zielkriterium die gesellschaftliche Entscheidung über das gewünschte Maß des Umweltschutzes (bzw. spiegelbildlich das akzeptable Maß der Umweltzerstörung) in den individuellen Präferenzen und schützt auf diese Weise vor einer paternalistischen Willkürentscheidung (Larrue 1995: 40; Rabl et al. 2014: 3). Auf diese Weise soll nicht nur eine Übernutzung natürlicher Ressourcen verhindert werden, sondern auch der übermäßige Einsatz von Ressourcen zu Umweltschutzzwecken, die an anderer Stelle einen höheren Nutzen erzielen könnten.

Weitere Begründungsmuster

Das Motiv einer optimalen Ressourcenallokation ist das dominierende theoretische Begründungsmuster im Kontext der Pigou-Steuer. Darüber hinaus können jedoch auch wettbewerbspolitische Beweggründe ins Feld geführt werden: Unter der Bedingung durch externe Effekte verzerrter Preise erhalten ressourcenintensiv produzierende Unternehmen einen Wettbewerbsvorteil gegenüber AkteurInnen, die für ihre Produktionsfaktoren den vollständigen Knappheitspreis entrichten müssen (Reichmann 1994: 31). Während die hieraus resultierenden Wohlfahrtsgewinne Teil des effizienzorientierten Begründungsmusters der optimalen Ressourcenallokation sind, ist eine wettbewerbspolitisch motivierte Argumentation für eine Pigou-Steuer gleichwohl auch als eigenständiges Begründungsmuster denkbar. Zusätzlich zu Effizienz- und Wettbewerbs-Aspekten kann schließlich die Verringerung von Umweltschäden bzw. die Vermeidung der vollständigen Degradation einer natürlichen Ressource und damit ein ökologisches Rechtfertigungsmuster zugunsten der Pigou-Steuer genannt werden. Obwohl dieses

²² Hierbei ausgeblendet werden X-Ineffizienzen i.S. des ineffizienten Einsatzes von Produktionsinputs im Anschluss an den Allokationsprozess (Leibenstein 1966). Diese spielen in der Diskussion um Umweltabgaben jedoch keine nennenswerte Rolle und werden daher in dieser Arbeit nicht weiter betrachtet.

bisweilen als primäres Ziel ökonomisch fundierter Umweltpolitik klassifiziert wird (Heyes / Liston: 256), steht es üblicherweise hinter dem Effizienzmotiv zurück.

4.2.2.2 Kritik

Insbesondere aus institutionenökonomischer Sicht wird infrage gestellt, ob die Rechtfertigung von Umweltabgaben über das Motiv einer optimalen Ressourcenallokation möglich oder auch nur sinnvoll ist (Häder 1997: 32; Hansmeyer / Schneider 1992: 21 f.; Kemper 1993: 12; Weigel 2003: 95; Richter / Furubotn 2010: 117 f.). Die seit den 1960ern intensiv geführte Auseinandersetzung zu Pigou-Steuern soll hier in aller Kürze noch einmal zusammengefasst werden.

Erstens führen unter den Modellannahmen vollständiger Information, der Abwesenheit von Transaktionskosten sowie eines von externen Effekten abgesehen vollkommenen Marktes nicht nur Abgaben sondern auch andere Instrumente zu einem optimalen Allokationsergebnis. So könnte eine Regulierungsinstanz, welche Kenntnis über die Schadensbeiträge jedes Emittenten hat, auch über die Zuweisung individueller Emissionsnormen eine optimale Internalisierung externer Effekte realisieren (Roberts 1976: 184). Lediglich das Argument der überlegenen dynamischen Effizienz und damit von zusätzlichen Wohlfahrtsgewinnen in langfristiger Perspektive bleibt dabei unberührt. Noch weiterführender ist die Kritik, dass externe Effekte unter den angenommenen Bedingungen gar nicht auftreten würden, da sie bei Abwesenheit von Transaktionskosten im Zuge freiwilliger Verhandlungen zwischen Nutznießern und Geschädigten der Umweltzerstörung ebenfalls optimal internalisiert würden (Bonus 1996: 28; Coase 1960). In einer Welt, in der eine Pigou-Steuer möglich wäre, wäre sie also gleichzeitig nicht erforderlich.

Sobald jedoch die restriktiven Modellannahmen gelockert und die Existenz von Transaktionskosten, die Problematik unvollständige Information und zusätzliche Marktverzerrungen eingeräumt werden, ist das Begründungsmuster der Herbeiführung einer optimalen Ressourcenallokation nicht mehr haltbar. Hierfür spricht eine ganze Reihe von Erwägungen:

Erstens ist die marginalanalytische Bestimmung des optimalen Steuersatzes anhand des Grenzschatens, der dem Grenznutzen der zuletzt genutzten Ressourceneinheit entspricht, in der Praxis nicht möglich, da hierfür erforderliche Informationen über den Verlauf der aggregierten Grenzschatens- und Grenznutzenkurven bzw. über den Umweltschaden im Optimum fehlen (Fees 2013: 75).

Zweitens entspräche ein derart bewerteter Emissionsumfang nicht dem tatsächlichen Optimum, wenn zusätzliche Marktverzerrungen oder Wechselwirkungen mit anderen Märkten (z. B. dem Arbeitsmarkt) vorliegen. In der Praxis ist dies der Normalfall, etwa infolge weiterer externer Effekte im Zusammenhang mit Ressourcen, die nicht von der

Steuer erfasst werden, in Fällen von Marktmacht (Monopole, Oligopole), bei staatlichen Eingriffen in den betreffenden Markt durch zusätzliche Instrumente wie etwa Einkommensteuern, sowie durch die Existenz von Transaktionskosten (z. B. Parry 2013 anhand des Beispiels einer Benzinsteuern; in Bezug auf den Wassersektor s. Massarutto 2007: 607).

Drittens können die im Modell vernachlässigten Transaktionskosten derart umfangreich ausfallen, dass sie den gesamten Nutzengewinn der Pigou-Steuer überkompensieren und der Einsatz des Instruments daher zusätzliche Wohlfahrtseinbußen gegenüber einem Szenario mit unbeschränkten externen Effekten zur Folge hat (Andersen 1994: 37; Lehmann 2008: 21). Hierbei ist insbesondere an die Herausforderung räumlich und zeitlich variierender Schäden zu denken, bei deren Vorliegen eine optimale Internalisierung externer Effekte individuelle Steuersätze erforderlich werden lässt, um dem von Emittent zu Emittent variierenden Grenzscha-den im Optimum zu entsprechen (Tietenberg 2006: 32 ff; s. auch Abschnitt 5.3; anschaulich am Beispiel des Klimaschutzes Hartmann 2005: 164-173). Substanzielle Transaktionskosten träten darüber hinaus auch bei der permanent erforderlichen Anpassung der Steuersätze an das mit Inflation und Wirtschaftswachstum variierende Optimum auf, sowie bereits im Zusammenhang mit der Beschaffung der hierfür erforderlichen Informationen.

Viertens besteht im Zusammenhang mit der Nutzung natürlicher Ressourcen u.U. die Problematik, dass aufgrund oftmals nicht-konvexer Grenzscha-densfunktionen gar kein eindeutiges Allokationsoptimum existiert (Endres 1976: 170 - 172): Im Gegensatz zum Fall einer stetig steigenden (konvexen) Grenzscha-densfunktion, die lediglich einen Schnittpunkt mit der korrespondierenden Grenznutzenfunktion aufweist, können etwa bei glockenförmigen Schadenskurven durchaus zwei Schnittpunkte und damit zwei Optima auftreten. Hierbei ist etwa an Kippunkte in ökologischen Systemen zu denken, bei deren Überschreitung der Grenzscha-den zusätzlicher Emissionen abnimmt und im Extremfall auf null sinken kann (abgestorbenes Ökosystem). Aber auch die Standortverlagerung eines Emittenten infolge einer zu hohen regionalspezifischen Steuerbelastung kann den Grenzscha-den ab einem gewissen Emissionsniveau stark fallen lassen. In der Folge ist es beispielsweise denkbar, dass eine steuerliche Emissionsregulierung oder aber die Umsiedlung von Betroffenen, deren Betroffenheit Voraussetzung für die Entstehung von Schadenskosten bilden, gleichermaßen effizient erscheinen, allerdings bei unterschiedlich hohen Emissionsniveaus bzw. unterschiedlichen Steuersätzen (Helfand et al. 2003: 272 f).

Die Möglichkeit einer Rechtfertigung von Umweltabgaben über die theoretische Leistungsfähigkeit des Modells der Pigou-Steuer entfällt jedoch nicht nur aufgrund der unrealistischen Modellannahmen. Das Pigou-Konzept weist zusätzlich erhebliche theoretische Schwachstellen auf. Solche finden sich etwa im Hinblick den Widerspruch der Steuerlösung mit der Verankerung der modernen Wohlfahrtsökonomik in der ordinalen Nutzentheorie. Diese lehnt eine kardinale Messung und damit eine exakte Quantifizierung

individueller Nutzengewinne etwa in Form von Zahlungsbereitschaften ab, da eine solche Vorgehensweise stets nur einen Ausschnitt des Nutzens eines Gutes abzubilden vermag (Kleinewefers 2008: 277). Diese Prämisse leuchtet insbesondere bei Entscheidungen im Zusammenhang mit der Nutzung von Umweltgütern ein: So ist beispielsweise nicht anzunehmen, dass Individuen in der Lage sind, den Nutzen aus einem Waldspaziergang, einem Baderlebnis oder dem Atmen sauberer Luft vollständig in Geldeinheiten anzugeben. Vor allem ästhetische und psychische Nutzenaspekte entziehen sich einer validen und reliablen kardinalen Erfassung (Reichmann 1994: 39 f.; Wegner / Pascual 2011: 496). Gleichwohl ist der Pigou-Steuersatz kardinal definiert und auch nur auf diese Weise (theoretisch) operationalisierbar, nämlich über die Erfassung des marginalen Umweltschadens in dem Zustand, in dem er mit dem marginalen Nutzen der Umweltnutzung übereinstimmt. Schon allein aus diesem Grund wird eine optimale Pigou-Steuer immer Fiktion bleiben.

Weitere theoretische Probleme der Pigou Steuer betreffen zum einen den Umstand, dass zur Bestimmung des optimalen Steuersatzes die Aggregation der individuellen Nutzenbeiträge bzw. Nutzeneinbußen erforderlich ist, welche das betreffende Umweltgut bzw. dessen Degradation den NutzerInnen stiftet bzw. zumutet. Die Aggregation individueller Nutzenfunktionen wird in der Wohlfahrtsökonomik jedoch ebenfalls kritisch gesehen. So ist es fraglich, inwieweit eine solch subjektive Größe überhaupt vergleichbar und damit mathematischen Operationen wie einer Addition zugänglich ist (Helfand et al. 2003: 62). Zum anderen ergibt sich als weiteres Problem, dass eine Aggregation nur dann zulässig ist, wenn die individuellen Nutzenfunktionen voneinander unabhängig sind und keine Wechselwirkungen aufweisen. Da aber gerade Wertvorstellungen stark kulturell geprägt sind und somit beispielsweise die individuelle Bewertung des Nutzens eines Waldspaziergangs kaum unabhängig davon erlernt und erfahren wird, welchen Nutzen dieser Aktivität durch die Gesellschaft bzw. das eigene Umwelt zugeschrieben wird, ist auch die Gültigkeit dieser Annahme zweifelhaft (Wegner / Pascual 2011: 498).

Zusätzlich zur Diskussion um Praktikabilität und theoretische Konsistenz mit wohlfahrtsökonomischen Prämissen sieht sich die Pigou-Steuer mit starker normativer Kritik konfrontiert, also der Frage, ob dieser umweltpolitische Ansatz überhaupt wünschenswert ist. So lässt sich allem voran bezweifeln, ob eine ausschließlich oder zumindest vorrangig am Kriterium der Allokationseffizienz ausgerichtete Umweltpolitik überhaupt die Stabilität der natürlichen Lebensgrundlagen der Menschheit gewährleisten kann (Bonus 1996: 32 f.; Kemper 1993: 86; Rogall 2012: 109-119). Schon allein, weil die komplexe Bedeutung funktionierender Ökosysteme für das menschliche Wohlergehen nicht ohne Weiteres für jeden vollumfänglich ersichtlich ist, kann nicht davon ausgegangen werden, dass eine gesellschaftliche Entscheidung über das optimale Ausmaß der Umweltnutzung auf Basis individueller Nutzenerwägungen bzw. Präferenzen ökologische Stabilitätskriterien ausreichend berücksichtigt. So entscheiden sich etwa Kommunen im Kontext hoher Arbeitslosigkeit selbst dann häufig für Umweltbelastungen im Zuge der

Ansiedelung neuer, emissionsintensiver Arbeitgeber, wenn ökologische Belastungsgrenzen bereits überschritten sind bzw. inakzeptable Gesundheitsrisiken sichtbar werden (Bullard 1990).

Weitere fragwürdige Konsequenzen präferenzbasierter umweltpolitischer Entscheidungen ergeben sich auch im Hinblick auf zukünftige Generationen, die ihre Interessen hinsichtlich der gewünschten Umweltqualität nicht äußern können. Eine in intergenerationaler Hinsicht optimale Ressourcenallokation erfordert jedoch die Berücksichtigung der Präferenzen kommender Generationen, was eine enorme Herausforderung darstellt (z. B. Arrow et al. 2014; Paque 2008; kritisch Bithas 2011: 1705 f.; Newell / Pizer 2004 sowie Wegner / Pascual 2011: 499 f.): Hierbei wird der Nutzen von in der Zukunft verwendeten Gütern diskontiert, um die positive Zeitpräferenzrate der Individuen abzubilden, also die Tendenz, Gegenwartskonsum einen höheren Wert zuzuschreiben als zukünftigem Konsum. Im Kontext der Nutzung von Umweltgütern über lange Zeiträume, insbesondere bei nicht erneuerbaren Ressourcen, kann die Diskontierung zukünftigen Nutzens jedoch zu Allokationsentscheidungen führen, die eine weitgehende Aufzehrung des Naturkapitals im Zeitraum der jetzt lebenden Generationen bedeuten. Unter Berücksichtigung der begrenzten Substituierbarkeit natürlicher Ressourcen, die als Lebensgrundlage unverzichtbar sind (Drupp 2018), kann somit keine intergenerationell optimale Allokation erreicht werden. Da die Diskontierung theoretisch u.a. mit dem zunehmenden Sterblichkeitsrisiko des Individuums im Zeitverlauf begründet wird, die intergenerationale Perspektive aber die Betrachtung einer gewissermaßen ewig lebenden Gesellschaft nahe legt, wird die Diskontierung in diesem Kontext teilweise grundlegend infrage gestellt (z. B. Schwerd 2008: 48). Andererseits führt der völlige Verzicht auf eine Diskontierung zukünftiger Nutzen bei Umweltressourcen zu einer weitgehenden Blockade der gegenwärtigen Wirtschaft, da etwa die Nutzung nicht erneuerbarer Ressourcen unter dieser Prämisse unendlich hohe Kosten verursachen und diese somit als Produktionsfaktoren ausscheiden. Eine mögliche Lösung sind nichtlineare, über den Zeitverlauf absinkende Diskontraten, deren Gestaltung und Begründung im Detail kompliziert und letztlich kaum objektiv begründbar ist (Bithas 2011: 1705; für eine ausführlichere Diskussion s. Arrow et al. 2014; Beckerman / Hepburn 2007 sowie Paque 2008). Der Anspruch einer optimalen Ressourcenallokation ist damit also insbesondere in intergenerationaler Hinsicht praktisch nicht einlösbar.

4.2.2.3 Bedeutung für die praktische Umweltpolitik

Vor dem Hintergrund der aufgezeigten Probleme des Konzepts der Pigou-Steuer mag es verwundern, dass dieses Konzept in umweltökonomischen Darstellungen immer noch einen häufig selbstverständlichen Platz einnimmt. Dabei ist es weitgehend unstrittig, dass es eine idealtypische Pigou-Steuer niemals geben wird und der Anspruch der Allokationseffizienz nicht vollständig einzulösen ist. Schon Pigou war sich vieler der genannten Restriktionen bewusst und hatte bei der Einführung dieses Vorschlags weit

weniger rigorose Vorstellungen als heute unter seinem Namen überliefert wird (Andersen 1994: 35-38). Die neoklassische Umweltökonomie verweist jedoch darauf, dass die wesentliche Leistung des Modells in der Bereitstellung einer Zielkoordinate bzw. eines Maßstabs zur Beurteilung des Einsatzes umweltpolitischer Instrumente liegt: „Um Alternativen nach dem Grad ihrer Unvollkommenheit ordnen zu können, benötigen wir eine Vorstellung von Vollkommenheit“ (Endres 2007: 899, ähnlich Fees 2013: 3). Dieser Sichtweise zufolge kann der Einsatz von Umweltabgaben zwar nicht mit der Herstellung einer optimalen Allokation begründet werden, wohl aber – was im folgenden Abschnitt zu prüfen sein wird – mit der Fähigkeit, diesen Ideal näher zu kommen als es mit anderen Instrumenten der Fall ist. Dabei soll zuerst untersucht werden, wie sich die Rechtfertigungsmuster für den Einsatz von Umweltabgaben verändern, wenn die Pigou-Steuer Aspekte wie Transaktionskosten, unvollkommene Märkte etc. berücksichtigt, und welche Plausibilität diese veränderten Begründungen für sich in Anspruch nehmen können.

4.2.3 Second-best Internalisierungsabgaben

4.2.3.1 Rechtfertigungsmuster

Effizienz

Ungeachtet des Konsenses, dass eine Pigou-Steuer im idealtypischen Sinne nicht realisierbar ist, hat in vielen neoklassischen Analysen zu Umweltabgaben das Leitbild einer optimalen Ressourcenallokation weiterhin Bestand (z. B. Jensen / Traeger 2014; Gahvari 2014; Kampas / Horan 2016; Ng 2004; Ren et al. 2011; Sandmo 1975; van der Ploeg 2015). Hierbei wird unter Rückgriff auf die Theorie des Zweitbesten (Lipsey / Lancaster 1956-57) versucht, aus den in der Realität anzutreffenden Restriktionen Implikationen für die optimale Höhe des Abgabesatzes abzuleiten. Im Vordergrund stehen dabei Aspekte wie eigennütziges Verhalten auch politischer und administrativer AkteurInnen, Verteilungseffekte und Transaktionskosten (s. die Übersicht bei Kampas / Horan 2016). Der Theorie des Zweitbesten zufolge führen derartige Restriktionen dazu, dass einzelne oder mehrere Bedingungen für ein optimales Allokationsergebnis im erstbesten Sinn nicht erfüllt werden. Die Erfüllung anderer Optimalitätsbedingungen führt dann nicht nur zu einer Verfehlung des first-best Optimums, sondern kann sogar zu Wohlfahrtseinbußen gegenüber des status quo führen (Lipsey / Lancaster 1956-57: 11 f.). Während eine Schlussfolgerung aus dieser Tatsache ist, zusätzliche Instrumente zur Adressierung der Restriktionen einzusetzen (s. Abschnitt 0), wird in der Literatur zu Abgabenlösungen im Zweitbesten oftmals die Notwendigkeit einer Modifikation des Abgabesatzes gesehen und diese auch als hinreichend betrachtet. Beispielsweise fällt aus dieser Sicht der optimale Abgabesatz im Zweitbesten bei Berücksichtigung der Existenz eines verzerrenden Steuersystems je nach Ausprägung der Preiselastizität der Nachfrage nach den betrachteten

Umweltgütern höher oder geringer aus als der (erstbeste) Pigou-Steuersatz (Kampas / Horan 2016: 579 f.).

Der Anspruch einer optimalen Ressourcenallokation wird also angesichts der Unvollkommenheit von Märkten bzw. institutioneller Restriktionen nicht aufgegeben, sondern modifiziert. Optimalität im erstbesten Sinne wird dabei nicht mehr als zu erreichende Zielgröße verstanden, sondern wandelt sich in einen Bewertungsmaßstab, also Kriterium zur vergleichenden Beurteilung unterschiedlicher umweltpolitischer Optionen in einer Welt, in der es lediglich zweitbeste Lösungen geben kann. Die Entscheidung, ob eine Umweltabgabe oder ein ordnungsrechtliches Instrument zur Verringerung von Umweltschäden eingesetzt werden soll, richtet sich m.a.W. nicht danach, welches Instrument das erstbeste Allokationsoptimum realisiert, sondern welches diesem Ideal am nächsten kommt. Das Kriterium der optimalen Ressourcenallokation ist aus diesem **Blickwinkel Voraussetzung dafür, überhaupt umweltpolitische „Alternativen nach dem Grad ihrer Unvollkommenheit ordnen zu können“** (Endres / Martiensen 2007: 899).

Die Herausforderungen der bestmöglichen Annäherung an ein Allokationsoptimum sind jedoch enorm und oftmals sehr kontextspezifisch. An dieser Stelle sollen drei Aspekte kurz skizziert werden, die in der theoretischen und empirischen Debatte einen prominenten Stellenwert einnehmen und den Umfang dieser Herausforderung besonders illustrieren.

Eine erste Herausforderung bei der Annäherung an ein Allokationsoptimum mithilfe von Umweltabgaben besteht im Hinblick auf die Unsicherheit in Bezug auf die Höhe des erforderlichen Abgabesatzes. Dieser bemisst sich am Umfang der externen Kosten im Optimum. Es ist bereits ausgeführt worden, dass diese Größe empirisch nicht exakt ermittelt werden kann, da dies u.a. die vollständige Kenntnis über die aggregierten Grenzschadens- und Grenzvermeidungskostenfunktionen voraussetzt. Das bedeutet konkret, dass die Gesetzgeberin nicht nur Informationen zu aktuellen Grenzschäden und Grenzvermeidungskosten benötigt, sondern die Ausprägung dieser Variablen auch in hypothetischen Zuständen der Wirtschaft bzw. Gesellschaft kennen müsste, um die exakte Höhe der Externalität im Optimum bestimmen zu können. In der Praxis kann der Umfang externer Effekte lediglich – näherungsweise – anhand des Grenzschadens in der Gegenwart bestimmt werden. Hierzu existieren unterschiedliche Methoden: So können etwa (Grenz-)Vermeidungskosten als Indikator für den aktuellen Grenzschaden angesehen werden (Feess / Seeliger 2013: 296-302), aber auch Gewinneinbußen und andere Folgekosten der Umweltverschmutzung (z. B. Behandlungskosten umweltbasierter Gesundheitsschäden, s. z. B. Muller / Mendelsohn 2009). Alternativ kann die direkte Ermittlung von Präferenzen der von Umweltschäden betroffenen Personen Aufschlüsse über die Schadenskosten liefern (z. B. Bockstael / Freeman 2003).

Die Erfassung von Vermeidungs- oder Schadenskosten bedeutet jedoch einen mit der Größe des zu untersuchenden Gebiets (z. B. einzelnes Gewässer, Flussgebietseinheit,

Gesamtheit aller Gewässer in einem Staat) einen oftmals erheblichen Aufwand: So erfassen etwa Muller und Mendelsohn (2009) im Rahmen der Ermittlung des Grenzschadens von sechs Luftschadstoffen in den USA die Emissionen von 10.000 Emittenten, und ermitteln anhand einer zu diesem Zweck entwickelten Software ihre Wirkung u.a. auf die Gesundheit der Bevölkerung, die Produktivität verschiedener landwirtschaftlicher Sektoren oder den touristischen Erholungswert einzelner Regionen. Diese Aspekte werden in monetäre Größen übersetzt – etwa im Falle der Beeinträchtigung der Gesundheit anhand von Behandlungskosten oder den Kosten für ein erhöhtes Sterberisiko –, und zu einem globalen Grenzschadenswert zusammengefasst. Dass die Kosten von Gesundheitsbeeinträchtigungen den Gesamtschaden zu 95 % dominieren (ebd.: 1725), gleichzeitig aber etwa im Hinblick auf die Kosten von Sterbefällen nicht einmal in ihrer Größenordnung verlässlich zu beziffern sind (Aldred 2010: Kap. 6), lässt den betriebenen Aufwand fraglich erscheinen. Dennoch werden derartige Hindernisse vielfach nicht als hinreichender Grund für einen Verzicht auf die Quantifizierung von Umweltschäden betrachtet, was die hohe Anzahl von Bewertungsstudien im Kontext von Umweltgütern zeigt (s. bspw. die Übersicht zur Bewertung der Folgeschäden des Klimawandels bei Tol 2018; s. auch Rabl et al. 2014: 6).

Eine weitere Herausforderung bei der Gestaltung einer näherungsweise optimalen Umweltabgabe ergibt sich aus den zahlreichen Marktverzerrungen in der Praxis (z. B. Parry 2013). Bspw. impliziert Marktmacht, dass eine erstbeste Pigou-Abgabe nicht zwingend zum Allokationsoptimum führt. Zusätzliche Verzerrungen können in Form weiterer Umweltexternalitäten vorliegen, aber auch anderweitiger, z. B. technologischer Externalitäten, oder aus staatlichen Eingriffen wie Steuern oder anderen umweltpolitischen Instrumenten resultieren. Die Existenz von Monopolen kann als anschauliches Beispiel für diese Problematik angeführt werden (Baumol / Oates 1988: 80 – 83; Buchanan 1969): Da Monopole im Gleichgewicht einen suboptimalen Output generieren, führt die Internalisierung externer Effekte nicht zum Optimum, wenn die Bemessung des Grenzschadens den Monopoleffekt nicht berücksichtigt. Der optimale Steuersatz muss in diesem Fall geringer ausfallen als in einem Markt ohne Monopol. Dies setzt eine Quantifizierung des Monopoleffekts voraus, die aufgrund von Informationsasymmetrien zwangsläufig Unschärfen mit sich bringt. Dass in der Realität zudem Märkte häufig auf vielfache Weise verzerrt sind und manche Verzerrungen mehrere, u.U. gegenläufige Implikationen für die optimale Höhe einer Internalisierungsabgabe haben, erschwert die Aufgabe der Konstruktion eines solchen Instruments weiter. So beschreibt Parry (2013), dass etwa im Zuge der optimalen Besteuerung der externen Effekte von Benzinemissionen vier verschiedene (negative und positive) externe Effekte berücksichtigt werden müssen (CO₂-Emissionen, lokal wirksame Abgasemissionen, Staukosten und Kosten durch Verkehrsunfälle). Darüber hinaus sind weitere Politikinstrumente im Verkehrssektor wie Mautgebühren, Oligopolstrukturen (etwa im Luftverkehrssektor) sowie schließlich auch technologische Externalitäten (etwa im

Zusammenhang mit der kostspieligen Entwicklung schadstoffarmer Katalysatoren) in die Analyse zu integrieren.

Eine dritte Herausforderung bei der Gestaltung einer optimalen Internalisierungsabgabe unter second-best-Bedingungen sind Wechselwirkungen jenes Marktes, auf dem die Abgabe eine Externalität adressiert, mit anderen Märkten. Im Zusammenhang mit Umweltabgaben ist etwa deren Auswirkung auf den Arbeitsmarkt ein umfassend diskutiertes Thema (eine Übersicht bietet Jaeger 2012). Inwieweit hier belastbare Aussagen bzw. quantifizierbare Schlussfolgerungen im Hinblick auf einen optimalen Abgabesatz möglich sind, ist stark umstritten (Endres 2000: 194 - 196; Helfand et al. 2003: 287; Jaeger 2012: 215 f.). Wie komplex allein diese auf hohem Abstraktionsniveau geführte Debatte ist, veranschaulicht die Diskussion um den sogenannten ‚tax-interaction‘-Effekt: In verschiedenen Aufsätzen hatten u.a. Bovenberg u. Mooij (1994), Bovenberg und Goulder (1996) und Parry (1995) die viel beachtete These aufgestellt, dass ungeachtet der potenziellen positiven Auswirkungen der Verwendung des Aufkommens von Umweltabgaben (v.a. zur Verringerung der Verzerrungen des Steuersystems, aber auch zur Senkung der Arbeitslosigkeit) die Summe aller Allokationseffekte negativ im Hinblick auf die Effizienzeigenschaften des Instruments ausfallen könne. Wie sich jedoch nach jahrelangen Diskussionen in zahlreichen Artikeln²³ herausstellte, ist der ‚tax-interaction‘-Effekt ein theoretisches Artefakt, welches auf mathematische und theoretische Fehler, sowie auf fehlerhafte empirische Annahmen zurückgeht (Jaeger 2012: 217 - 221).

Diese genannten drei Aspekte illustrieren exemplarisch die Herkulesaufgabe der Gestaltung einer Internalisierungsabgabe in einer institutionell komplexen Umgebung. Ob der Anspruch auf eine (zweitbeste) optimale Internalisierung externer Effekte dabei aufrechterhalten werden kann, erscheint fraglich. Selbst in diesem Fall verändern sich jedoch die Leistungsfähigkeit und damit die Rechtfertigungsmuster von Umweltabgaben:

Erstens entfällt die Begründung der Herstellung eines optimalen Allokationszustandes im erstbesten Sinne. Stattdessen kann der Einsatz von Internalisierungsabgaben, wenn überhaupt, anhand ihrer Fähigkeit rechtfertigt werden, diesem Zustand näher zu kommen als etwa im Zuge des Einsatzes ordnungsrechtlicher Instrumente. Diese Fähigkeit besteht allerdings nicht generell, da unter bestimmten Bedingungen ordnungsrechtliche Instrumente höhere Effizienzbeiträge leisten können als ökonomische Steuerungsansätze (z. B. Boyd 2003: 17; Russel / Powell 1995; Tietenberg 1995).

Als weitere Teilaspekte des Rechtfertigungsmusters der optimalen Ressourcenallokation wurden im Zusammenhang mit der idealtypischen Pigou-Steuer eine im Vergleich zum Ordnungsrecht höhere dynamische Effizienz, die Orientierungsfunktion sowie der Schutz

²³ Allein der erste Aufsatz von Bovenberg / Mooij 1994 weist bei Web of Science mehr als 300 Zitationen auf, bei Google Scholar sind es weit mehr als 1.000.

vor paternalistischen Willkürentscheidungen im Hinblick auf die Festlegung des Umfangs von Umweltschutzmaßnahmen genannt. Diese drei Begründungsmuster bleiben im second-best-Setting unverändert bestehen, bzw. erhalten eine gegenüber dem Aspekt der Vermeidung von Ressourcenverschwendung eine Aufwertung: Während im second-best-Modell der Internalisierungsabgabe das Begründungsmuster der Verschwendungsfreiheit nicht vollständig gewährleistet werden kann und damit angreifbar wird, bleibt etwa die wohlfahrtstheoretische Fundierung der Zielsetzung selbst unverändert. Der Blick auf die Zielmarke mag demnach durch die Unkenntnis über den wahren bzw. optimalen Umfang der externen Effekte getrübt sein, ihre wohlfahrtstheoretische Legitimation infolge ihrer Ableitung aus individuellen Präferenzen gilt jedoch unverändert. Das trifft freilich nur insoweit zu, wie angenommen werden kann, dass zur Lokalisierung des Optimums unter diesen Bedingungen keine Annahmen getroffen werden müssen, deren Formulierung anfällig für Werturteile ist. Hierauf wird im Rahmen der Bewertung des second-best-Ansatzes noch zurückzukommen sein.

Weitere Begründungsmuster

Die Rechtfertigungsmuster der Beseitigung von Wettbewerbsverzerrungen sowie das ökologische Argument der Begrenzung des Umweltschadens bleiben ebenfalls im Kern erhalten. Das wettbewerbsspolitische Argument wird dabei aber analog zum Rechtfertigungsmuster der optimalen Ressourcenallokation abgeschwächt, was bedeutet, dass es nicht mehr um die vollständige Beseitigung verzerrter Wettbewerbsbedingungen, sondern um deren Minimierung geht. Die wettbewerbsspolitische Überlegenheit von Umweltabgaben bezieht sich im second-best-Setting zudem nicht mehr nur auf den Vergleich zwischen den Situationen mit und ohne Internalisierung externer Effekte. Auch im Vergleich zwischen Abgabe und (einheitlichen) Emissionsgrenzwerten stellen sich Wettbewerbsvorteile der Abgabenslösung ein, da infolge der höheren Freiheitsgrade des Abgaberegimes AkteurInnen mit überdurchschnittlich hohen Grenzvermeidungskosten keinen Malus mehr erhalten. Dieser ist ohne Weiteres ersichtlich, da unter einem uniformen Emissionsstandard diese AkteurInnen deutlich höhere Vermeidungskosten tragen als vergleichbare Wettbewerber, die ihre identische Vermeidungsaufgabe zu geringeren Kosten erfüllen können.

Der Aspekt der Allokationseffizienz bleibt weiterhin das dominierende Rechtfertigungsmuster für den Einsatz von Umweltabgaben. Geht man dabei davon aus, dass die Unsicherheit sowie weitere second-best Restriktionen beim Ansteuern dieser Zielmarke beherrschbar bzw. die daraus resultierenden Kosten vernachlässigbar gering sind, kann in der politischen Argumentation der Einsatz von Umweltabgaben durchaus weiterhin mit der Herstellung eines optimalen Allokationsergebnisses begründet werden. Daran, dass in einer second-best Welt eine überzeugende Annäherung an das theoretische Ideal möglich ist, ist jedoch zu zweifeln. Im Weiteren werden entsprechende Kritikpunkte

vorgestellt und anschließend ein Blick auf die in der Literatur zu dieser Frage vertretenen Meinungen geworfen.

4.2.3.2 Kritik

Obwohl bei Berücksichtigung von Unsicherheit, Marktverzerrungen und Wechselwirkungen mit anderen Märkten eine Internalisierungsabgabe deutlich realitätsgerechter gestaltet werden kann und damit einige zentrale Kritikpunkte entfallen, bleiben andere Schwächen erhalten, die das Rechtfertigungsmuster der nunmehr näherungsweise optimalen Internalisierung untergraben.

So bleiben die genannten theoretischen und normativen Probleme bestehen: Die erforderliche kardinale Erfassung und Aggregation individueller Präferenzen lässt Umweltabgaben dieses Typus als schwerlich vereinbar mit den Axiomen der modernen Wohlfahrtsökonomik erscheinen. Auch an der Angreifbarkeit einer präferenzbasierten Zielsetzung ändert sich nichts, die Sicherung ökologischer Stabilitätsminima bleibt zudem fraglich.

Hinzu kommt, dass die Behauptung der Möglichkeit einer weitestgehenden Annäherung an das Ziel der optimalen Allokation kaum belegt werden kann. Die mit dem Versuch der Annäherung an ein optimales Internalisierungsinstrument verbundenen Probleme und Unsicherheiten sind vielfältig und gravierend: Eine erste, unüberwindbare Unsicherheit ergibt sich bereits aus der kardinalen Erfassung individueller Nutzen. Hierbei handelt es sich nicht nur um Bewertungsnuancen in dem Sinne, dass etwa der monetäre Wert der ästhetischen Komponente eines Umweltgutes leicht um einen vermeintlich wahren Wert schwankt. Vielmehr läuft die übliche monetäre Nutzenbewertung Gefahr, lediglich einen Teilbereich der vielschichtigen Präferenzordnung eines Individuums zu erfassen und andere weitgehend auszublenden. Beispielsweise äußern AkteurInnen in ihrer Rolle als KonsumentInnen andere Präferenzen als wenn sie in ihrer Rolle als StaatsbürgerInnen angesprochen werden (Nyborg 2000; s. auch Buchanan / Musgrave 1999: 95). Es ist fraglich, ob diese unterschiedlichen und potenziell widersprüchlichen Präferenzen überhaupt mittels einer einheitlichen Skala erfasst und wenn ja, inwieweit sie selbst dann aggregiert werden könne (ebd.).

Selbst wenn sich für dieses Problem theoretisch bzw. methodisch zufriedenstellende Lösungen fänden, bleibt die Frage, inwieweit sich die hierbei erforderlichen aufwändigen deliberativen Methoden in Zusammenhängen mit einer großen Zahl betroffener AkteurInnen praktikabel sind. In der Praxis werden daher ohnehin häufig Ersatzmethoden zur Nutzenermittlung herangezogen wie etwa der Vermeidungskostenansatz. Solche Alternativen führen nicht nur zur völligen Abstraktion von den beschriebenen Präferenzunschärfen. Sie bringen vielmehr weitere Unschärfen mit sich, wie sich am Vermeidungskostenansatz anschaulich zeigen lässt: Die Erfassung der Kosten von

Vermeidungsmaßnahmen sind zum einen im Detail äußerst schwierig und mit hohem Aufwand sowie unvermeidbarer Restunsicherheit verbunden, etwa was die Erfassung makroökonomischer Nebeneffekte wie Auswirkungen der Umweltabgabe bzw. der dadurch initiierten Maßnahmen auf den Arbeitsmarkt betrifft (Feess / Seeliger 2013: 297-302). Darüber hinaus sind vielen Unternehmen die genauen Vermeidungskosten häufig nicht bekannt bzw. wird oft aufgrund mangelnder Information über alle Vermeidungsoptionen und deren Kosten gar nicht die optimale Vermeidungsstrategie gewählt (Reichmann 1994: 75). Noch schwerwiegender sind die Unschärfen die daraus resultieren, dass nicht nur die Vermeidungskosten der regulierten Emittenten, sondern auch die Kosten der Anpassungsreaktionen nachgelagerter AkteureInnen (etwa Konsumenten) berücksichtigt werden müssten (Helfand et al. 2003: 266 f.), sowie die Tatsache, dass eigentlich die Vermeidungskosten im optimalen Allokationszustand erfasst werden müssten anstatt im Ausgangszustand.

Das letztgenannte Problem beschreibt eine besondere Unschärfe, die allen Ansätzen zur Erfassung der externen Effekte und damit zur Festlegung eines optimalen Abgabesatzes zu eigen ist: Richtet sich der Abgabesatz nach aktuellen Präferenzäußerungen, Vermeidungskosten oder Schadenskosten, fällt er in den ersten beiden Fällen zu hoch, im Falle der Schadenskosten zu gering aus, da eine optimale Internalisierung die Orientierung an Größen im Zustand des Optimums erfordert. Maier-Rigaud (1994) bemerkt hierzu:

„Da alle Marktpreise [infolge von externen Effekten, der Verf.] falsch sind, müssen auch alle Analysen, die diese Preise als Argument aufnehmen, zu falschen Ergebnissen führen“ (zit. nach Bruns 1995: 88).

Für viele stellt bereits dieser eine Aspekt ein unüberbrückbares Hindernis auf dem Weg zu einer am Ziel der optimalen Allokation orientierten Umweltpolitik dar:

„If there is little hope of estimating the damage that is currently generated, how much less likely it is that we can evaluate the damage that would occur in an optimal world which we have never experienced or even described in quantitative terms“ (Baumol / Oates 1971: 43).

Tatsächlich stellt sich die Frage, wie der bisweilen betriebene enorme Aufwand zur Abschätzung der externen Kosten (s. exemplarisch Hyytiäinen et al. 2015; Meyerhoff et al. 2014; Muller / Mendelsohn 2009) gerechtfertigt werden kann, wenn die dabei erfasste Größe ohnehin potenziell weit abseits des Optimums liegt.

Eine dritte, kaum leichter zu überwindende Hürde bei der Annäherung an einen optimalen Abgabesatz besteht im Hinblick auf die erforderliche Berücksichtigung weiterer Marktverzerrungen im second-best-Setting. Wie bereits erwähnt, erfordert etwa eine monopolistische Marktstruktur eine Anpassung des Abgabesatzes, um den verminderten Marktoutput und damit den verringerten Umfang externer Effekte zu berücksichtigen.

Hierzu ist eine exakte Quantifizierung der Monopoleffekte erforderlich, die in der Praxis kaum zu leisten sein wird, zumal mehrere Monopoleffekte auftreten können, die unabhängig voneinander betrachtet werden müssen. So kann zusätzlich zum verringerten Output auch der Umstand einen geringeren Abgabesatz erfordern, dass Monopole aus eigenem Interesse eine Teilinternalisierung externer Effekte betreiben, wenn ein großer Teil der daraus resultierenden Kosten auf sie zurückfällt und sie gleichzeitig auch eine ausreichende Marktmacht zur Internalisierung besitzen (Parry 2013: 165).

Selbst wenn es möglich wäre, zu vertretbaren Kosten die exakten Kostengrößen zu ermitteln, würden diese nur eine scheinbare Genauigkeit besitzen, da Analysen zur Anpassung des optimalen Abgabesatzes an eine second-best-Restriktion an anderer Stelle stets auf idealisierten (first-best) Annahmen beruhen dürften. So wird etwa die optimale Anpassung des Abgabesatzes an eine Monopolstruktur im Umfang unterschiedlich ausfallen, je nachdem ob die dabei anfallen Transaktionskosten oder weitere Marktverzerrungen etwa infolge der Unternehmensbesteuerung mitberücksichtigt werden oder nicht. Das Problem der Unschärfe durch Abstraktion von second-best-Bedingungen kann daher immer nur an der Oberfläche beseitigt werden, kaum aber vollständig im gesamten Modell. Wird zusätzlich berücksichtigt, dass Märkte in aller Regel nicht nur durch eine einzelne Abweichung vom Idealmodell verzerrt sind, sondern neben Vermachtungsproblemen wie Monopolen auch Verzerrungen bestehen durch das allgemeine Steuersystem, durch weitere externe Effekte etwa im Zusammenhang mit anderen Umweltmedien und nicht selten auch noch durch zusätzliche umweltpolitische Steuerungsinstrumente (bspw. Emissionsgrenzwerte), sowie dass diese Verzerrungen sich jeweils gegenseitig beeinflussen, erweist sich spätestens hier der Anspruch einer optimalen Lösung im second-best Setting als unüberwindbare Sisyphos-Aufgabe (Blankart 2012: 568; Tresch 2015: 53; s. auch bereits Roberts 1976).

Eine vierte gravierende Unschärfe ergibt sich im Hinblick auf die Anforderung einer intertemporal, d.h. langfristig und insbesondere generationenübergreifend optimalen Allokation. Im Zusammenhang mit der Kritik an der Pigou-Steuer ist auf die hieraus resultierende Problematik der Diskontierung bereits eingegangen worden. Die Berücksichtigung des zukünftigen Nutzens von Umweltressourcen ist insbesondere bei langfristigen Umweltproblemen wie dem Klimawandel von Bedeutung, bei denen sich Kosten und Nutzen einer umweltpolitischen Regelung auf verschiedene Generationen verteilen (z. B. Davidson 2015; Newell / Pizer 2004). Im Grunde erfordert aber jeder Ansatz mit dem Ziel einer (näherungsweise) optimalen Ressourcenallokation die Beantwortung der Frage nach dem langfristig optimalen Nutzungspfad. Die Unmöglichkeit, die effiziente Diskontrate aus den Präferenzen aller (zukünftig) betroffenen Individuen abzuleiten, bzw. überhaupt die theoretische Fragwürdigkeit einer Diskontierung im intergenerationalen Zusammenhang bedeuten aber nichts anderes, als dass eine objektive, werturteilsfreie Entscheidung in dieser Sache kaum möglich ist (Davidson 2015; Paque 2008). Dieses Urteil wiegt umso schwerer, als die Wahl der Diskontrate abermals keine Frage des Verfehlens des

Ziels der optimalen Allokation um wenige Prozentpunkte ist, sondern darüber entscheiden kann, ob überhaupt in der Gegenwart Umweltschutzmaßnahmen getroffen werden sollten oder nicht (Paque 2008; Schwerd 2008: 48).

Als fünftes Problem im Kontext von second-best Ansätzen ist schließlich zu nennen, dass der formale Modellierungsansatz die Ableitung von Optimalitätsbedingungen im Zweitbesten (d.h. unter zusätzlichen Restriktionen) erfordert, diese Bedingungen aber oftmals kaum mehr sinnvoll (d.h. handlungsanleitend) interpretierbar sind (Gawel 1996c: 63; s. auch Roberts 1976: 164 f.). Im Hinblick auf die komplexe Wirklichkeit mit einer Vielzahl an Restriktionen stößt der Ansatz des Zweitbesten somit bereits in methodischer Hinsicht an seine Grenzen.

4.2.3.3 Positionen in der Literatur

Ungeachtet der genannten Probleme im Zusammenhang mit der Annäherung an das Ziel der optimalen Ressourcennutzung im second-best-Setting wird dieser Anspruch weiterhin vielfach aufrechterhalten (z. B. Jensen / Traeger 2014; Gahvari 2014; Kampas / Horan 2016; Ng 2004; Ren et al. 2011; Sandmo 1975; van der Ploeg 2015). Tatsächlich sind Optimierungsbestrebungen in der Literatur zu Umweltabgaben und anderen ökonomischen Instrumenten weit verbreitet (wenn auch nicht dominant, so die Einschätzung bei Horan 2001: 373). Ein Übersichtsartikel von Tol (2013) zu Vorschlägen für den optimalen Abgabesatz einer CO₂-Steuer etwa verweist auf 75 Studien mit insgesamt 588 entsprechenden Empfehlungen (ebd.: 913). Obwohl anerkannt wird, dass die Ergebnisse stark variieren, je nachdem welche Annahmen getroffen werden u.a. hinsichtlich des Diskontsatzes, der zukünftigen Entwicklung der Emissionen, der physikalischen Diffusionsprozesse, den verwendeten ökonomischen Modellen und Aggregationsmethoden, wird die daraus resultierende Unsicherheit weiterhin als überwindbar bzw. ihre Beherrschung lediglich als eine Frage der Zeit angesehen (ebd., 922). Einigen AutorInnen wie Holland und Yates (2015), Muller und Mendelsohn (2009) oder Rabl et al. (2014: 2) sehen sogar die Zeit bereits gekommen, in der die ökonomischen Methoden soweit ausgereift sind, dass von pragmatischeren Abgabeformen (siehe hierzu die folgenden Abschnitte) abgesehen und die Gestaltung second-best-optimaler Steuerungsinstrumente mittlerweile auf überzeugende Weise möglich ist. Während dabei einige Formulierungen durchaus noch Vorsicht erkennen lassen, etwa wenn Tol (2013: 922) einräumt, dass von einem optimalen Allokationsergebnis im Grunde nur unter Abstraktion von zusätzlichen Marktverzerrungen gesprochen werden kann, herrscht gleichzeitig die klare Überzeugung der Überlegenheit dieses Ansatzes unter Effizienzgesichtspunkten vor: Alle Alternativen – konkret: die politische Festlegung eines Abgabesatzes –, hätten demnach potenziell enorme Wohlfahrtsverluste zur Folge und seien daher wahrscheinlich wesentlich ineffizienter und damit teurer als Optimierungsansätze (Rabl et al. 2014: 2 f.; Tol 2013: 915, 922). Empirische Belege für diese Aussagen finden sich freilich nicht und können

aufgrund der geschilderten Probleme bei der Bestimmung eines first-best-optimalen Abgabesatzes als Vergleichsmaßstab auch nicht gefunden werden.

Neben der Position, dass second-best-optimale Umweltabgaben aktuell oder zumindest zukünftig (mit verbesserter Informationsverarbeitungstechnologie) realisierbar sind, existiert auch die Ansicht, dass solche Abgaben zwar nicht überall, aber doch in geeigneten Kontexten anwendbar sind (Preiss 2012: 152). Welche Kontexte dies sein sollen, bleibt dabei jedoch offen. Field und Field (2006: 181) sowie Segerson (2013: 188) weisen ebenfalls darauf hin, dass der Umfang externer Effekte „oftmals“ **nicht genau bezifferbar sei und** unterstellen dementsprechend für Einzelfälle auch das Gegenteil, ohne jedoch hierfür weiterführende Belege anzuführen. Hartmann (2005: 67 FN 146, 175 FN 354) sowie Turner und Opschoor (1994: 35) scheinen das Kriterium für einen geeigneten Umsetzungskontext in der Komplexität makroökonomischer Wechselwirkungen und den damit verbundenen Erfassungsaufwand bzw. die entsprechenden Unschärfen zu sehen, die je nach Fall variieren würden. Wie schon bei Tol (2013) wird also die Anwendbarkeit des Ansatzes der second-best-Optimalität von der Komplexität der Situation und dem damit verbundenen Modellierungs- und Datenerfassungsaufwand abhängig gemacht (so explizit bei Hartmann 2005: 131 FN 280).

Ordnet man die unterschiedlichen Positionen auf einer Skala der zunehmenden Skepsis gegenüber einer second-best-optimalen Umweltabgabe, so folgt nach den Überzeugungen der aktuellen bzw. baldigen Machbarkeit sowie der Kontextabhängigkeit als dritte Ansicht, dass eine second-best-optimale **Umweltpolitik zumindest „auf lange Zeit“ nicht absehbar** ist (z. B. Zimmermann et al. 2009: 467). Diese vorsichtige Formulierung legt nahe, dass man trotz Kenntnisnahme der schwerwiegenden Probleme des präferenzbasierten Ansatzes nicht ganz ausschließen möchte, dass zukünftig verbesserte ökonomische Methoden, Datengrundlagen und Datenverarbeitungssysteme eine überzeugende quantitative Bestimmung der externen Kosten im theoretischen Optimum möglich werden lassen.

Die am weitesten skeptische Position betont schließlich, dass selbst unter höchstem Aufwand ein rechnerisch ermittelter second-best-optimaler Steuersatz derart stark von den dabei gewählten Methoden bzw. den zu treffenden Annahmen abhängt, dass sich die auf diese Weise kein objektives, präferenzbasiertes Ergebnis formulieren lässt (z. B. Baumol / Oates 1971; Gawel 2014b; Hansmeyer / Schneider 1992: 21 f.; Metcalf / Weisbach 2013: 10; Söllner 2001: 139). **Stattdessen erlange man auf diese Weise lediglich eine „scheingenaue“** (Gawel 2014b: 40) Größe, die aufgrund des Wissens aller beteiligten AkteurInnen um diese Scheingenaugigkeit auch keine politisch überzeugende Wirkung entfalten könne (ebd.: 42 f.).

4.2.3.4 Bewertung

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass ein großer Teil der (neoklassischen) UmweltökonomInnen ungeachtet der bekannten Schwächen an einer präferenzbasierten Begründung von Abgabesätzen festhält. Dabei kann als vorsichtige These formuliert werden, dass mit zunehmender Befassung mit umweltpolitischen Herausforderungen in der Praxis eher Abstand vom Optimalitäts-Konzept genommen wird. Allerdings finden sich auch immer wieder Beiträge, die im höchsten Maße von der Realität abstrahieren, um dann durch Hinzufügen einer weiteren Verfeinerung im Modell dessen Praxistauglichkeit zu behaupten. Beispielsweise nennen Conrad und Wang (1994) als Ziel ihrer Untersuchung, „to derive [...] some simple instruments which could be implemented in environmental policy“ (ebd., 69), nur um dann in ihrer auf die Bestimmung des optimalen Anreizinstruments gerichteten Analyse die Betrachtung von Transaktionskosten, die räumliche Variation von Schäden sowie intertemporale Aspekte auszuschließen und zusätzlich auch noch die vollständige Kenntnis der Grenzschadens- bzw. Grenzvermeidungskostenfunktionen auf Seiten der Umweltbehörde bzw. des Emittenten anzunehmen.

Es ist jedoch zweifelhaft, inwieweit die Unsicherheiten bei der Bestimmung des second-best-optimalen Abgabesatzes jemals überwunden werden können. Die hohe Komplexität eines realistischen second-best-Settings, die umfangreichen methodischen Probleme im Zusammenhang mit der Ermittlung individueller Präferenzen, die Unkenntnis des theoretischen Optimums sowie die kaum zufriedenstellend lösbare Aufgabe einer intergenerationalen Nutzenmaximierung lassen dies auch in ferner Zukunft wenig realistisch erscheinen, selbst wenn man den dabei anfallenden Umsetzungsaufwand außer Betracht ließe. Dabei ist bisweilen zu beobachten, dass das Festhalten an präferenzbasierten Ansätzen in der neoklassischen Umweltökonomik vor allem der Sorge vor einem Abgleiten hin zu Null-Emissionsstrategien mit unverhältnismäßigen Kosten entspringt (so etwa bei Hanley et al. 2007: 83; Rabl et al. 2014).

Am Ende bleibt die Frage, ob die genannten Unsicherheiten im Zuge des Anstrebens eines Allokationsoptimums in ihrer Summe derart gravierend sind, dass das Risiko theoretisch vermeidbarer Wohlfahrtsverluste genauso hoch oder gar höher ist als bei einer politischen Festlegung des Abgabesatzes. Aus institutionenökonomischer Perspektive ist zusätzlich zu fragen, inwieweit die Transaktionskosten einer solchen Vorgehensweise im Vergleich zu den dadurch realisierten Effizienzgewinnen vertretbar sind. Im Hinblick auf die letztlich nicht wegzudiskutierenden gravierenden Unsicherheiten bzw. kontingenten Entscheidungen im Zusammenhang mit den zahlreichen zu treffenden Annahmen empfehlen Rabl et al. (2014: 483), dass diese Aspekte den politischen EntscheidungsträgerInnen eben entsprechend kommuniziert werden müssten. Hierin kann das Eingeständnis gesehen werden, trotz umfangreicher Analysen auf Grundlage stetig verbesserter Datengrundlagen letztlich doch auf eine politische Entscheidung

hinsichtlich des Zielniveaus angewiesen zu sein. Angesichts des hohen Umfangs der Unsicherheit über optimale Abgabesätze – die Vorschläge im Kontext von CO₂-Steuern schwanken um Größenordnungen (Metcalf / Weisbach 2013: 10; Tol 2018; van den Bergh / Botzen 2015) – lässt sich dabei kaum ein verengender Entscheidungskorridor erkennen, welcher vor einer immer wieder heraufbeschworenen politischen Willkür-entscheidung zugunsten exzessiver Umweltmaßnahmen Schutz bieten könnte. Wenn aber second-best-optimale Politikempfehlungen derart unsicher und angreifbar sind, ist nicht ersichtlich, wie sich der damit verbundene hohe Aufwand in Form von Modellierung und Datenerfassung gegenüber einer politischen Zielsetzung rechtfertigen ließe.

4.2.4 Standard-Preis-Ansatz

Ausgehend von den Schwierigkeiten im Zuge der Ermittlung eines optimalen Steuersatzes wurde bereits in den frühen 1970er Jahren ein alternatives Konzept für die Gestaltung von Umweltabgaben entwickelt: In einem wegweisenden Artikel von 1971 schlagen Baumol und Oates einen Ansatz vor, „[that] represents what we consider to be as close an approximation as one can generally achieve in practice to the spirit of the Pigouvian tradition“ (1971: 42). In **Abgrenzung zur Bestimmung des Abgabesatzes anhand einer „fairly esoteric marginal net damage calculation“** (ebd., 44) **schlugen die Autoren vor, Abgaben** sollten so ausgestaltet werden, dass ein zuvor auf politischem Wege definiertes **ökologisches Ziel („Standard“)** realisiert werde. Das **mangelnde Wissen über Grenzvermeidungskosten** würde zwar ebenfalls dazu führen, dass das Ziel verfehlt werde. Da dieses Ziel aber nunmehr bekannt und beobachtbar sei, könne letztlich der Abgabesatz in einem Versuch-und-Irrtum-Prozess so lange angepasst werden, bis sich die gewünschte Umweltqualität eingestellt hätte (ebd., 45). Auch dieser als *Standard-Preis-Ansatz* bekannt gewordene Abgabentyp kann als second-best-optimale Lösung interpretiert werden, im Sinne einer optimalen Lösung unter der Prämisse unauflösbarer Unsicherheit über den Umfang externer Effekte im Optimum. Tatsächlich stellt der Standard-Preis-Ansatz im Verständnis von Baumol und Oates 1971 nicht zwingend eine radikale Abkehr von der Pigou-Steuer dar, da auch hier die prinzipielle Orientierung an den individuellen Präferenzen der Individuen und damit die wohlfahrtstheoretische Verankerung aufrechterhalten bleiben kann. So erwähnen Baumol und Oates, dass das politische Ziel im Falle einer offenkundigen Kluft zum theoretischen Effizienzziel soweit wie möglich daran angepasst werden könnte:

“In this way the pricing and standards approach might be adapted to approximate the Pigouvian ideal. If the standards were revised upward whenever there was reason to believe that the marginal benefits exceeded the marginal costs, and if these judgments were reasonably accurate, the two would arrive at the same end product, at least if the optimal solution were unique” (Baumol / Oates 1971: 45 Fn. 3).

Gleichwohl kann aus dem Einschub „if these judgments were reasonably accurate“ auch eine gewisse Skepsis hinsichtlich der Möglichkeit der Annäherung an die Pigou-Steuer herausgelesen werden. Tatsächlich findet sich der hier (auch nur am Rande) formulierte Gedanke eines Herantastens an das theoretische Optimum in der späteren Literatur kaum wieder. Stattdessen wird der Standard-Preis-Ansatz in aller Regel als Abkehr von (direkt) präferenzbasierten Ansätzen hin zu einer politischen Zielsetzung gesehen. So urteilt bspw. Hansjürgens (2011), der Standard-Preis-Ansatz sei

„bereinigt vom Ballast der Findung von Optimallösungen. Der Internalisierungsansatz wird durch eine politische Meritorisierungsentscheidung ersetzt“ (ebd.: 117).

Hiermit ist der im Hinblick auf die Rechtfertigung von Umweltabgaben wesentliche Aspekt angesprochen: Standard-Preis-Abgaben sind – trotz des Bemühens von Baumol und Oates um eine Verankerung ihres Ansatzes in der neoklassischen Wohlfahrtstheorie und hiermit in den individuellen Präferenzen der Mitglieder einer Gesellschaft (Baumol / Oates 1971: 47 – 50) durch eine politische Zielsetzung gekennzeichnet. Das bedeutet im Extremfall – wie hier die Bezugnahme auf das Konzept der Meritorisierung belegt (s. hierzu Abschnitt 4.2.5) – eine bewusste Absetzung von einer in den Präferenzen der Individuen verankerten Zielbestimmung. Inwieweit unter diesen Voraussetzungen von einer Internalisierung externer Effekte gesprochen werden und somit auch auf entsprechende Rechtfertigungsmuster Bezug genommen werden kann, ist dabei fraglich (ablehnend hierzu Bruns 1995: 84).

4.2.4.1 Rechtfertigungsmuster

Effizienz

Der Einsatz von Standard-Preis-Abgaben kann somit nicht mehr mit der optimalen Internalisierung externer Effekte, nicht einmal mit der bestmöglichen Annäherung an dieses Ziel begründet werden. Gleichwohl bleibt das grundsätzliche Effizienzmotiv erhalten: Anstelle eines Kaldor-Hicks-effizienten Zustandes wird nunmehr nur ein Teilaspekt effizienter Ressourcenallokation adressiert, der als Kosteneffizienz bzw. im **englischsprachigen Raum als „cost-effectiveness“, seltener als „cost-efficiency“ bezeichnet** wird (z. B. Balana et al. 2015; Goulder et al. 1998; Konrad et al. 2014; McSweeney / Shortle 1990). Standard-Preis-Abgaben sind demnach dadurch gekennzeichnet, dass sie ein vorgegebenes politisches Ziel zu minimalen Kosten realisieren. In der umweltökonomischen Literatur stellt das Kosteneffizienzkriterium den am weitesten verbreiteten Untersuchungsmaßstab dar (so Horan 2001: 373).

Der Schwenk vom Optimalitätsanspruch hin zum weniger anspruchsvollen Kosteneffizienzziel bedeutet für die Rechtfertigung von Umweltabgaben vor allem, dass diese Effizienzvorteile gegenüber alternativen Instrumenten wie bspw. Emissionsstandards

aufweisen, wobei diese Vorteile sich unabhängig von der Denkfigur der optimalen Ressourcenallokation begründen lassen (müssen). Während wie bereits erwähnt nicht pauschal davon ausgegangen werden kann, dass Abgaben gegenüber ordnungsrechtlichen Steuerungsansätzen Effizienzvorteile aufweisen, lässt sich die tendenzielle Überlegenheit preissteuernder Instrumente dennoch theoretisch überzeugend begründen: Anders als Emissionsgrenzwerte, die in aller Regel jeden Emittenten in gleichem Umfang zu Emissionsminderungsanstrengungen anhalten und damit keine Rücksicht auf individuelle Vermeidungskostenprofile nehmen, lassen Umweltabgaben dem Emittenten die Wahl zwischen dem Zahlen der Abgabe oder der Investition in Emissionsvermeidungsmaßnahmen. Dieser zusätzliche Handlungsspielraum ist der wesentliche Vorteil marktförmiger Instrumente, da er dazu führt, dass Emissionen in räumlicher (unternehmensspezifische Grenzvermeidungskosten) und sachlicher Dimension (maßnahmenspezifische Grenzvermeidungskosten) kostengünstiger vermieden werden können, als wenn in dieser Hinsicht einschränkende Vorgaben bestehen. Während einheitliche Emissionsgrenzwerte auch jene Emittenten zu u.U. erheblichen Emissionsminderungsanstrengungen zwingen, denen hierbei besonders hohe Kosten entstehen, werden diese AkteurInnen unter einem Abgabenregime die günstigere Alternative der Abgabenzahlung wählen, ohne dass hiermit in der Summe geringere Vermeidungsbeiträge geleistet würden. Vielmehr werden die insgesamt erforderlichen Emissionsminderungen unter Berücksichtigung individueller Grenzvermeidungskosten auf die einzelnen Emittenten verteilt und somit die kostengünstigen Minderungspotenziale ausgeschöpft. Auf diese Weise lassen sich die volkswirtschaftlichen Gesamtkosten der Umweltpolitik erheblich verringern (Endres 2013: 148-155).

Der auf diese Weise realisierte Effizienzvorteil nimmt dabei umso größere Ausmaße an, wie infolge der mit steigendem Einkommen tendenziell steigenden Präferenzen zugunsten einer intakten Umwelt die gesellschaftlichen Umweltziele immer weiter verschärft werden: Da die marginalen Vermeidungskosten mit jeder zusätzlich vermiedenen Emissionseinheit im Allgemeinen zunehmen und dadurch auch die Gesamtkosten des Umweltschutzes stark ansteigen, fallen Effizienzvorteile hierbei umso stärker ins Gewicht (Hansmeyer / Schneider 1992: 39 f.; Zimmermann et al. 2009: 463).

Da im Zuge des Standard-Preis-Ansatzes die Zielsetzung nunmehr politisch getroffen wird, entfällt im Weiteren das Rechtfertigungsmuster einer wohlfahrtstheoretisch fundierten und damit willkürfreien Bestimmung des gesellschaftlich wünschenswerten Umweltschutzniveaus. Ein solcher Anspruch muss zusammen mit dem Optimalitätsanspruch der Pigou-Steuer in seiner ursprünglichen Rigorosität als uneinlösbar betrachtet werden. Die Aufgabe der Zielsetzung fällt stattdessen an die Politik und damit an Institutionen kollektiver Entscheidungsfindung zurück.

Weitere Rechtfertigungsmuster

Ob Standard-Preis-Abgaben eine höhere ökologische Effektivität im Vergleich zu Pigou-Steuern zugeschrieben werden kann, lässt sich nicht pauschal beantworten. U.U. können mit Standard-Preis-Abgaben insofern eher ökologische Fortschritte realisiert werden, als dass im Rahmen einer politischen Zielsetzung gesellschaftliche Widerstände gegen Abgabenlösungen besser berücksichtigt werden können. Während ein Zielniveau, das sich an individuellen Präferenzen orientiert, zum politischen Scheitern einer Abgabenlösung beitragen kann – etwa aufgrund der höheren politischen Organisationsfähigkeit industrieller Interessen gegenüber Anliegen der allgemeinen Öffentlichkeit (z. B. Dal Bo 2006; Kirchgässner / Schneider 2003) – kann eine politische Zielformulierung Umsetzungschancen durch die Wahl eines weniger restriktiven Zielniveaus begrenzen. Andererseits kann die politische Zielsetzung des Standard-Preis-Ansatzes auch dazu führen, dass eben gerade aufgrund der politischen Zielfestlegung geringere ökologische Fortschritte erzielt werden.

Das Rechtfertigungsmuster der Verringerung von Wettbewerbsverzerrungen, die sich aus Kostenvorteilen ergeben, welche Unternehmen aus der kostenfreien bzw. kostengünstigen (Abbaukosten) Nutzung von Umweltressourcen gegenüber Wettbewerbern erhalten, bleibt bestehen, allerdings in leicht veränderter Weise. Anders als ein optimales Internalisierungsinstrument geht mit dem Konzept der Standard-Preis-Abgabe nicht zwingend ein totalanalytischer Ansatz einher: Während der Abgabesatz einer (näherungsweise) optimalen Internalisierungsabgabe im second-best-Setting Effekte auf anderen Märkten berücksichtigt und somit Wettbewerbsverzerrungen (theoretisch) nicht nur innerhalb des Marktes der zu regulierenden Externalität, sondern auch zwischen den Märkten beseitigt, kann eine Standard-Preis-Abgabe einem partialanalytischen Kalkül folgen. Ob im Rahmen der politischen Zielsetzung makroökonomische Effekte mit berücksichtigt werden – beispielsweise Wettbewerbsnachteile von ProduzentInnen eines Marktes mit luftverschmutzungsintensiv hergestellten Konsumgütern, auf dem Externalitäten der Luftverschmutzung durch eine Umweltabgabe adressiert werden, gegenüber ProduzentInnen eines anderen Marktes mit wasserschadstoffintensiven Konsumgütern, auf dem Externalitäten der Wassernutzung nicht reguliert werden –, ist aufgrund der zusammen mit dem Optimalitätsanspruch aufgegebenen Totalperspektive nicht aus dem Konzept der Standard-Preis-Abgabe ableitbar. Innerhalb des betrachteten Marktes hat das Argument der Beseitigung von Wettbewerbsverzerrungen jedoch weiterhin Bestand.

Bis hierhin kann also nochmals festgehalten werden, dass sich die Rechtfertigung des Einsatzes von Umweltabgaben beim Übergang vom präferenzbasierten Konzept der second-best-Optimalität hin zum Standard-Preis-Ansatz mit politischer Zielbestimmung dahingehend ändert, dass das Internalisierungsmotiv entfällt und das Argument der Kosteneffizienz in den Vordergrund rückt. Eine weitere wesentliche Veränderung des

Begründungskomplexes erfährt die Standard-Preis-Abgabe damit aber auch in normativer Hinsicht: Die Abkehr von einer präferenzbasierten Zielbestimmung bedeutet, dass die hiermit verbundenen Widersprüche zum Ziel der Bewahrung der Stabilität von Ökosystemen entfallen können. Eine Berücksichtigung ökologischer Stabilitätskriterien ist im Rahmen der politischen Zielsetzung möglich, ohne dass dies einen konzeptionellen Widerspruch zum Einsatz von Umweltabgaben bedeuten würde.

4.2.4.2 Kritik

Der Standard-Preis-Ansatz wird überwiegend als Abgrenzung zum präferenzbasierten Typus der Pigou-Steuer verstanden. Dabei stehen z.T. normative (ökologische) Erwägungen im Vordergrund, insbesondere aber die mangelnde Praktikabilität einer Internalisierungsabgabe (so schon Baumol / Oates 1971: 42). Die Abrüstung des Standard-Preis-Ansatzes in Sachen Effizienzanspruch (Kosteneffizienz anstelle von näherungsweise Kaldor-Hicks-Effizienz) legitimiert sich konzeptionell denn auch über die verbesserte Praktikabilität und die damit einhergehende erhöhte Chance der Realisierung von Effizienzvorteilen. Eine zentrale Kritik am Standard-Preis-Ansatz setzt an diesem Aspekt an: Vor allem angesichts der hohen Transaktionskosten des politischen Prozesses wird das Versuch-und-Irrtum-Verfahren zur schrittweisen Annäherung des Abgabesatzes an die im Hinblick auf das politisch gesetzte Ziel als wenig realistisch bzw. zu kostspielig betrachtet (Bonus 1996: 40; Kwerel 1977: 600; Roberts / Spence 1976: 193; Segerson 2013: 189). Russel und Powell (1995) sprechen mit Bezug auf das iterative Verfahren des Standard-Preis-Ansatzes gar von einem „**administrative nightmare**“ (ebd.: vii). Hansjürgens (1992: 32 f.) vermerkt hierzu, dass das Problem der Unkenntnis der Grenzvermeidungskosten lediglich von der Wissenschaft auf die Politik verlagert werde. Bereits in den 1970ern wurde von Weitzman (1978: 684) zudem auf das Problem verwiesen, dass der Prozess einer mehrfachen Änderung der Satzhöhe einer Umweltabgabe ein enormes Risiko irreversibler Kosten mit sich bringt: Da Investitionen in Umweltschutzmaßnahmen häufig langfristiger Natur und daher nicht ohne Weiteres kostenfrei revidierbar seien, könnten Unternehmen nicht ohne Weiteres auf eine kurzfristige Veränderung von Abgabesätzen reagieren (s. hierzu auch Häder 1997: 73 - 75). Field und Field (2006: 244 f.) sehen hingegen in Transaktionskosten kein pauschales Argument für eine mangelnde Praktikabilität. Vielmehr schlussfolgern sie daraus, dass sich Standard-Preis-Abgaben durchaus einsetzen lassen, allerdings nur beim Vorliegen steiler Grenzvermeidungskostenkurven, da in diesem Fall Schätzfehler hinsichtlich des geeigneten Abgabesatzes kaum ins Gewicht fallen und demzufolge keine Satzanpassungen erforderlich sind.

Roberts (1976: 188) gibt weiterhin zu bedenken, dass der Versuch-und-Irrtum Prozess strategisches Verhalten der Emittenten hervorrufen kann. Dies bedeutet, dass aus den Verhaltensreaktionen der Emittenten nicht zwingend auf ihre Grenzvermeidungskosten bzw. das Ausmaß der korrekten Abbildung mithilfe des gewählten Abgabesatzes

geschlossen werden kann. Der Anpassungsprozess wird hierdurch noch weiter verkompliziert:

„It would be foolish to assume that they [firms, Anm. d. Verf.] would act as if each price schedule were permanent, when they knew very well it was not. A complex strategic situation would result, which would make it difficult to interpret the response of waste sources to each set of fees in order to specify policy for the next iteration” (ebd.).

In der Realität wird die Anwendung des Standard-Preis-Ansatzes zudem häufig dadurch erschwert, dass sich aus Gründen hoher Transaktionskosten oftmals nicht alle relevanten Emissionsquellen in das Abgabenregime einbinden lassen (s. hierzu Abschnitt 5.4). In diesem Fall gibt die Zielverfehlung keinerlei Aufschluss darüber, ob der Abgabesatz eine kosteneffiziente Höhe aufweist oder nicht, da selbst unter dieser Bedingung eine Zielverfehlung durch nicht erfasste Emissionsquellen herbeigeführt werden kann.

4.2.4.3 Positionen in der Literatur

Die Bewertung des Effizienzbeitrages von Standard-Preis-Abgaben fällt spiegelbildlich zur Bewertung der second-best-optimalen Umweltabgabe aus. Vertreter präferenzbasierter Ansätze sehen in der Wahl von Standard-Preis-Abgaben die unnötige Preisgabe substanzieller Wohlfahrtsgewinne. Die Entscheidung zugunsten eines solchen Abgabentyps wird folglich als Notlösung für Fälle interpretiert, in denen Optimalität aufgrund ungünstiger ökonomischer Rahmenbedingungen nicht ansteuerbar sei, oder aber generell als Politikversagen in dem Sinne, dass das Effizienzziel zugunsten verteilungspolitischer Erwägungen und anderer Kriterien zurückgestellt werde (Hackett 2006: 81; Helfand et al. 2003: 274).

Bonus (1996: 40) und Rabl et al. (2014: 2) sehen den Standard-Preis-Ansatz ebenfalls als in vielen Kontexten nicht anwendbar, da sich für viele Ressourcen keine objektiven Standards definieren ließen. Konkret wird auf die Gesundheitsauswirkungen von Schadstoffen verwiesen, bei denen sich aufgrund stochastischer Wirkungszusammenhänge häufig keine Konzentrationsgrenze bestimmen lassen, unterhalb derer Gesundheitsrisiken mit Sicherheit ausgeschlossen werden könnten.

Noch weitergehende Bedenken finden sich in heterodoxen wirtschaftswissenschaftlichen Ansätzen wie der ökologischen Ökonomik (Russel und Powell 1995: vii; Ring 1997: 239) oder der Komplexitätsökonomik (Arthur 2015; Foxon et al. 2013: 193 f.). Sie heben hervor, dass das Ziel der kosteneffizienten Umsetzung eines Standards den Fokus einseitig auf den Aspekt der statischen Effizienz lege, also die Fähigkeit von Abgaben, unter unveränderten Rahmenbedingungen Effizienzgewinne zu realisieren. In einer dynamischen Welt stetigen technologischen, ökonomischen und ökologischen Wandels verlöre das Ziel der kostenminimalen Umsetzung eines fixen ökologischen Standards jedoch an Bedeutung

gegenüber dynamischen Effizienzbeiträgen. Aufgrund der großen Probleme im Zusammenhang mit der Modellierung dieser Effekte würden dies systematisch vernachlässigt. Infolge dieses falschen Fokus würden die wesentlichen, sprich: dynamischen Effizienzbeiträge bzw. -potenziale von Umweltabgaben verkannt:

„To a large extent economists, in their relation to static efficiency, are in something of the same position as the drunk who looks for his car keys under a street light because only there does he have a chance of seeing them” (Russel / Powell 1996: vii).

4.2.4.4 Bewertung

Die oben aufgeführte Meinungsvielfalt zeigt, dass die Rechtfertigung einer Standard-Preis-Abgabe zum einen Zweifel an der Praktikabilität des Ansatzes ausräumen und zum anderen ihren Effizienzbeitrag plausibilisieren muss gegenüber den Einwänden, es würden ohne Not Effizienzgewinne verschenkt oder aber falsche Akzente auf statische Effizienzbeiträge gesetzt.

Was die Praktikabilität des Standard-Preis-Ansatzes betrifft, ist zunächst der wenig beachtete Hinweis von Baumol und Oates (1971: 50) interessant, dass das Versuch-und-Irrtum-Verfahren derart praxisfern nicht sein könne, da es bereits in einer Vielzahl von Politikfeldern zur Anwendung komme, etwa bei der Steuerung der Inflations- oder Arbeitslosenrate durch Geld- bzw. Fiskalpolitik. Tatsächlich ist diese Analogie nicht völlig von der Hand zu weisen. In Bezug auf Umweltabgaben können Parallelen zu den Beispielen der Geld- und Fiskalpolitik darin gesehen werden, dass es um mittel- und langfristige Steuerungsprozesse in einem komplexen und dynamischen System geht, anstatt um die Aufgabe der schnellstmöglichen Ansteuerung einer Zielmarke unter größtmöglicher Präzision. Zur Abwendung akuter ökologischer Gefahren durch Umweltschäden sowie zur präzisen Absicherung eines kritischen Grenzwertes sind Umweltabgaben ohnehin nicht geeignet, da die Reaktion der Wirtschaftssubjekte auf Preissignale und folglich der Umfang der Einschränkung der Ressourceninanspruchnahme nicht vollständig vorhersehbar sind (Endres 2013: 169-171). Stattdessen bewähren sich Umweltabgaben eher bei der dauerhaften Sicherstellung eines bestimmten ökologischen Niveaus, bei dem eine mäßige Unterschreitung zwar als verbesserungsbedürftig eingestuft wird, aber kurzfristig keine inakzeptablen Kosten etwa durch Gesundheitsschäden verursacht.

Im Fall einer längerfristigen Zielansteuerung können die Transaktionskosten des Anpassungsverfahrens auf einen größeren Zeitraum verteilt und damit tragbar werden. Zudem wurde bereits darauf verwiesen, dass umweltpolitische Instrumente infolge der Dynamik der Rahmenbedingungen ohnehin in regelmäßigen Abständen neu verhandelt werden, um institutionellen (z. B. veränderte Rechtsnormen), ökologischen (neue Schadstoffe), technologischen (neue Vermeidungstechnologien), ökonomischen (Inflation) und gesellschaftlichen (verstärkte Präferenzen für eine intakte Umwelt) Veränderungen

Rechnung zu tragen. Das Erfordernis der regelmäßigen Anpassung und damit das Entstehen nicht unerheblicher Transaktionskosten sind damit ohnehin gegeben und dürften alle Instrumente betreffen, wodurch folglich kein spezifischer Nachteil von Standard-Preis-Abgaben begründet werden kann (s. bspw. Garrick et al. 2013b: 196).²⁴ Auch die von Weitzman (1978) angesprochene Problematik irreversibler Kosten für Umweltschutzmaßnahmen kann bei einer zeitlichen Streckung des Anpassungsprozesses vermindert werden. Insgesamt kann also unter geeigneten Bedingungen durchaus von einer ausreichenden Praktikabilität des Standard-Preis-Ansatzes ausgegangen werden (so auch die Einschätzung durch Gawel 2011a: 220 f.). Tatsächlich lässt sich die Anwendung des Versuch- und Irrtum-Verfahrens auch in der umweltpolitischen Praxis beobachten, etwa im Rahmen der staatlichen Gewässerschutzpolitik einzelner US-Bundesstaaten (Rose 2013: 237).

Im Hinblick auf die Debatte um die Effizienz-Beiträge von Standard-Preis-Abgaben ist erstens festzuhalten, dass die mangelnde Plausibilisierung der Position einer second-best-optimalen Umweltabgabe bedeutet, dass der Standard-Preis-Ansatz hieran nicht gemessen werden kann. Konkret bleiben Vertreter der These, dass infolge einer politischen Zielsetzung gegenüber einer präferenzbasiert abgeleiteten Zielgröße substantielle vermeidbare Wohlfahrtsverluste entstehen, überzeugende Belege hierfür schuldig. So führen zwar beispielsweise Rabl et al. (2014: 443-496) im Kontext der Abschätzung der Schadenskosten von CO₂ an, dass Abweichungen der geschätzten von den tatsächlichen Schadenskosten um den Faktor 3 lediglich zu einer Abweichung von den optimalen Kosten für Klimaschutzmaßnahmen um 15 % führen und damit ein aus der Quantifizierung von Schadenskosten abgeleitetes Ziel einer (willkürlichen) politischen Zielsetzung mit hoher Wahrscheinlichkeit unter Effizienzgesichtspunkten überlegen sei. Dabei beziehen sie sich aber lediglich auf Messschwierigkeiten in Bezug auf den gegenwärtigen Schaden, nicht aber auf den eigentlich relevanten Schaden im Optimum. Zudem zeigen die um ganze Größenordnungen variierenden Schätzungen zu CO₂-Schadenskosten (Metcalf / Weisbach 2013: 10; Tol 2018; van den Bergh / Botzen 2015), dass keineswegs pauschal davon ausgegangen werden kann, dass sich Schätzfehler in dem von Rabl et al. betrachteten Bereich bewegen.

Letztlich wird die Praktikabilität einer Standard-Preis-Abgabe vom jeweiligen Kontext abhängen. Dabei ist vor allem an versunkene Kosten spezifischer Investitionen zu denken. Je umfangreicher diese Kosten ausfallen, desto problematischer ist eine iterative Versuch-

²⁴ Zwar kann argumentiert werden, dass die Neuverhandlung von Umweltabgaben aufwändiger ist als die Anpassung ordnungsrechtlicher Vorgaben, da erstere einer gesetzlichen Verankerung und deren Änderung parlamentarischer Verhandlungsprozesse bedürfen, wohingegen letztere üblicherweise in leichter zu ändernden Verwaltungsvorschriften festgelegt sind (Cansier 1996: 215). Allerdings ist ein Mythos, dass in der Exekutive keine umfangreichen und langwierigen Verhandlungsprozesse stattfinden, wenn es um die Veränderung von Verwaltungsvorschriften mit weitreichender Bedeutung etwa für Unternehmen geht.

und-Irrtum Strategie. Pauschal ist jedoch nicht ersichtlich, weshalb das Erfordernis einer regelmäßigen Anpassung beispielsweise im 5- oder 10- Jahresrhythmus die Politik vor unlösbare Herausforderungen stellen sollte, zumal regelmäßige Anpassungen auch aufgrund der Dynamik der Rahmenbedingungen oftmals erforderlich sein werden.

4.2.5 Demeritorisierungsansatz

Auch in Fällen, in denen sich kein sinnvoller Standard definieren lässt, eine effiziente Begrenzung des Nutzungsumfangs aber gleichwohl erwünscht ist, kann auf Umweltabgaben zurückgegriffen werden. Eine entsprechende, preislich vermittelte Verhaltenslenkung abseits einer standardförmigen Zielformulierung wird von Gawel (2011a: 220 f.) als *Demeritorisierungsabgabe* bezeichnet. Damit wird auf das Konzept meritorischer Güter verwiesen (Musgrave 1957), bei denen ein Allokationsergebnis trotz Erfüllung des Pareto- bzw. Kaldor-Hicks-Kriteriums in klarem Widerspruch zur gesellschaftlich wünschenswerten Angebotsmenge eines bestimmten Gutes steht (Besley 1988). Dahinter steht zum einen die Annahme, dass in besonderen Fällen individuelle Präferenzen etwa durch fehlende oder falsche Informationen, Irrationalität oder andere Ursachen derart verzerrt sind, dass ein staatlicher Eingriff in wirtschaftliche Entscheidungen gerechtfertigt ist (Sandmo 1983). Zum anderen werden meritorische Güter auch dahingehend begründet, individuelle Präferenzen könnten selbst bei vollständiger Information den kulturellen bzw. sozialen Wert gewisser Güter nicht vollständig abbilden, da dieser Wert zusätzlich zu seiner Abbildung in den individuellen Präferenzen direkt in die soziale Wohlfahrtsfunktion eingehe (Pazner 1972; Buchanan / Musgrave 1999: 95). In beiden Fällen bewirkt der Staat entweder eine Meritorisierung, also Maßnahmen zur Förderung von Produktion bzw. Konsum eines Gutes über das aus den individuellen Präferenzen ableitbare optimale Niveau hinaus, oder eine Demeritorisierung, die auf eine diesbzgl. Nutzungseinschränkung zielt.

Das Konzept meritorischer Güter wird im neoklassischen Paradigma der Wirtschaftswissenschaften oftmals mit Skepsis betrachtet, da es dem wohlfahrtstheoretischen Axiom widerspricht, allein das Individuum kenne seine Präferenzen und könne daher individuell nutzenmaximierende Entscheidungen treffen, was wiederum Voraussetzung für eine gesamtwirtschaftlich optimale Ressourcenallokation ist. Jedes Abweichen von diesem Grundsatz wird daher oftmals als wohlfahrtsmindernder Paternalismus gebrandmarkt (kritisch dazu Kleinewefers 2008: 278 f.; s. auch die Diskussion bei Besley 1988: 372 f.). Seit der formalen Analyse meritorischer Güter durch Besley hat dieses Konzept jedoch auch Eingang in finanzwissenschaftliche Analysen gefunden (z. B. Schroyen 2005). Staatliche Eingriffe zum Schutz von Umweltgütern bzw. natürlicher Ressourcen werden allerdings, wie in Abschnitt 2.2 beschrieben, häufig mit institutionellen Defiziten (fehlende Eigentumsrechte an Umweltgütern) bzw. Marktversagen (externe Effekte) und den daraus resultierenden sozialen Dilemmata

(Trittbrettfahrerverhalten) gerechtfertigt. Zweifeln an der Fähigkeit von Individuen, angesichts zeitlicher, räumlicher und sachlicher Komplexität von Umweltgütern bzw. Ökosystemdienstleistungen deren Nutzen vollständig erfassen zu können, sowie die Ablehnung der Idee der (vollständigen) Substituierbarkeit natürlicher Ressourcen im Zusammenhang mit der mangelnden Berücksichtigung der Interessen zukünftiger Generationen durch rationale AkteurInnen haben jedoch zunehmend zu einer Klassifizierung von Umweltressourcen als meritorische Güter geführt (Häder 1997: 32; Opschoor / Turner 1994; Rogall 2012: 105 - 107). Staatliche Eingriffe bzw. ihr konkreter Umfang werden somit nicht mit Politik- oder Marktversagen i.e.S., sondern mit der begrenzten Rationalität des Individuums gerechtfertigt.

Der Meritorisierungsgedanke wird von Hansmeyer und Schneider (1992: 22) sowie von Hansjürgens (1992: 31, 2011: 117) bereits im Standard-Preis-Konzept erkannt, da bereits hier eine Abkehr von einer präferenzbasierten Zielsetzung stattfindet. Wie bereits erwähnt, wurde der Standard-Preis-Ansatz ursprünglich jedoch nicht mit verzerrten Präferenzen oder einem Widerspruch zwischen individueller und kollektiver Rationalität begründet, sondern mit Problemen bei der Ermittlung des optimalen Abgabesatzes (Baumol / Oates 1971). In der Rezeption Ansatzes ist das tatsächlich das Praktikabilitätsmotiv dominant (z. B. Barde / Godard 2012: 35; Baumol / Oates 1988: 165; Field / Field 2006: 181; Turner / Opschoor 1994: 15), wohingegen Meritorisierungserwägungen nur vereinzelt Erwähnung finden.

Im Zusammenhang mit Demeritorisierungsabgaben nimmt Gawel (2011a) zwar begrifflichen Bezug auf das Meritorisierungskonzept von Musgrave, vermeidet es jedoch wie Baumol und Oates, den Einsatz dieses Abgabetyps mit der meritorischen Eigenschaft von Umweltgütern zu begründen. Ihm zufolge gehen derartige Umweltabgaben weniger auf politisch bewusste Meritorisierungsentscheidungen zurück, als vielmehr auf die Weigerung der Politik, sich mit einem klar definierten Punktziel einer politischen Erfolgskontrolle auszusetzen (ebd.: S. 220 f.). Ein weiteres Motiv sieht er in den weiterhin hohen Informationsanforderungen des Standard-Preis-Ansatzes, der – zwecks Begrenzung der Anpassungskosten des iterativen Anpassungsprozesses – eine weitgehende Kenntnis der Grenzvermeidungskosten im zu regulierenden Markt erfordert. Angesichts dessen würden durch die Politik lediglich Richtungsziele definiert, also eine im Ausmaß unbestimmte Einschränkung der Ressourcennutzung bzw. Verbesserung der Umweltqualität. Dementsprechend kann für derartige Abgaben in Analogie zum Standard-Preis-Ansatz, bei dem die kostenminimale Realisierung eines ökologischen Standards bezweckt wird, auch der Begriff des *Richtungs-Preis-Ansatzes* verwendet werden.

4.2.5.1 Rechtfertigungsmuster

Effizienz

Auch bei Demeritorisierungsabgaben bleibt das Ziel einer effizienten Ressourcennutzung bzw. der effizienten Gestaltung des Prozesses der Mindernutzung einer Ressource erhalten: Die Setzung eines einheitlichen Preises zur Nutzung der Ressource führt abermals zur Angleichung der individuellen Grenzvermeidungskosten aller Nutzungsinteressenten. Im Falle einer Emissionsabgabe findet also abermals eine Verteilung der Umweltschutzmaßnahmen in der Art statt, dass Emissionen dort vermieden werden, wo die geringsten Kosten für diese Aktivität anfallen.

Der Unterschied zum Standard-Preis-Ansatz ist lediglich, dass die Höhe des Abgabesatzes nun nicht mehr aus einem Punktziel abgeleitet wird, welches vermittelt über politische Prozesse zumindest indirekt auf Präferenzen der Bevölkerung abstellt. Stattdessen verweist der Abgabesatz auf ein ökologisches Ziel, dem eine paternalistische Meritorisierungsentscheidung zugrunde liegt. Wird ein Punktziel gesetzt, kann abermals das Versuch-und-Irrtum-Verfahren des Standard-Preis-Ansatzes zur Anwendung kommen. In dem Falle, in dem ein Richtungsziel gewählt wird, muss der Abgabesatz – zumindest im Hinblick auf statische Effizienzgewinne durch Substitutionseffekte – so hoch ausfallen, dass die Abgabe in der Lage ist, zusätzliche Vermeidungsaktivitäten anzureizen (Scholl 1998: 24). Konkret muss er mindestens die im Markt anzutreffenden geringsten individuellen Grenzvermeidungskosten übersteigen. Andernfalls werden alle Emittenten die Zahlung der Abgabe vorziehen, womit lediglich unsichere Einkommenseffekte zu verzeichnen sein werden (Ewringmann / Schafhausen 1985: 60 - 63). Im Kontext einer Ressource mit geringer Preiselastizität, deren Verzicht bzw. verminderter Konsum durch die NutzerInnen nur in sehr geringem Maße erwogen wird, erlöschen die allokativen Wirkungen der Abgabe **weitgehend. Eine solchermaßen allokativ unwirksame „opportunistische Abgabe“** (Gawel 1995: 53 - 65) vermag dann lediglich noch das Bedürfnis der Politik nach symbolischem Handeln zu befriedigen. Im Idealfall orientiert sich der Abgabesatz also an den betriebswirtschaftlichen Kosten vorhandener Vermeidungsoptionen in dem Sinne, dass diese eine Untergrenze für die Wirksamkeit der Abgabe ziehen (Bergmann / Werry 1989: 42 f.)

Bei ausreichend hohem Abgabesatz hingegen kann eine Demeritorisierungsabgabe mit Richtungsziel auch insofern als analog zu einer Standard-Preis-Abgabe gesehen werden, dass lediglich das ökologische Ergebnis im Vorfeld nicht bekannt bzw. exakt quantifizierbar ist, aber ex-ante in einem politisch erwünschten *Bereich* („bessere Umweltqualität als gegenwärtig“) **verortet wird. Alternativ** kann darin auch der Übergang vom Kostenminimierungs- zum Effektmaximierungsprinzip gesehen werden: Aufgabe der Umweltabgabe ist demnach nicht mehr die Realisierung eines ökologischen Standards zu minimalen Kosten, sondern die maximale Verbesserung der Umweltqualität auf Grundlage der dafür politisch als akzeptabel erachteten Kosten bzw. Ressourcen.

In beiden Fällen – kostenminimale Umsetzung eines nicht quantifizierbaren Ziels bzw. Maximierung des Nutzens der für den Umweltschutz bereitgestellten Mittel – bedarf die Demeritorisierungsabgabe einer veränderten Rechtfertigung gegenüber dem Standard-Preis-Ansatz. Dabei benötigt weniger das Instrument an sich, als vielmehr sein Ziel eine Rechtfertigung, da es anders als das Kriterium der Pareto- bzw. Kaldor-Hicks-Effizienz oder ein auf der Entscheidung von Wählern beruhendes Politikziel nicht mehr aus den individuellen Präferenzen abgeleitet werden kann. Der anschließende Einsatz der Umweltabgabe selbst rechtfertigt sich hingegen weiterhin durch die kosteneffiziente Durchsetzung des Ziels.

Im ersten Fall des Kostenminimierungsauftrages müssen Kriterien genannt werden, die bei der Festlegung des Richtungsziels bzw. des Zielbereiches angelegt werden (Hansmeyer / Schneider 1992: 39-42). Andernfalls ist die Zielsetzung nicht nur wohlfahrtstheoretisch, sondern auch politisch willkürlich. Ein typischer Anwendungsfall für ein konkretisierungsbedürftiges Richtungsziel ist das Vorsorgeprinzip, welches die Zurückdrängung einer Ressourcennutzung auch in einem Bereich legitimiert, in dem sich keine eindeutigen Schäden (bspw. durch Gesundheitsgefahren) nachweisen lassen (ebd.: 45-48). Das kann sich jedoch als schwierig erweisen: So schlussfolgern etwa Gollier und Treich (2013) aus einer formalen Untersuchung des Vorsorgeprinzips aus Sicht der Optionswerttheorie, dass hieraus keinerlei generelle, also einzelfallübergreifende Handlungsempfehlung abgeleitet werden könne. Die empirische Erfassung von Optionswerten wiederum sei extrem aufwändig und kompliziert. Dementsprechend dürfte sich die Definition eines über den Bereich bekannter und als kritisch bewerteter Umweltschäden hinausgehenden ökologischen Niveaus, auf das die Ressourcennutzung zurückgedrängt werden müsse, schwierig gestalten, und zudem von Fall zu Fall variieren. Wird unter dem pauschalen Verweis auf ein nicht weiter konkretisiertes Vorsorgeprinzip irgendein Abgabesatz festgelegt, wie dies etwa bei der deutschen Abwasserabgabe der Fall ist, leidet die Akzeptanz des Instruments erheblich (s. die entsprechend scharfen Kritiken etwa bei Nisipeanu 2006, 2013 und Bode 2011).

Im zweiten Fall einer umweltschadenminimierenden Demeritorisierungsabgabe besteht die Notwendigkeit der Konkretisierung eines Zielbereichs nicht bzw. nicht in gleichem Maße. Insofern als etwa aus Sicht der ökologischen Ökonomie das Ziel der neueren **Umweltpolitik darin besteht**, “to encourage innovations over a long period of time, heading for the reconciliation of economic activities with ecological principles” (Ring 1997: 244), entfällt auch die Notwendigkeit, das Politikziel über die Richtung hinaus zu konkretisieren. Abgaben dieser Art setzen allerdings voraus, dass die Politik und mithin die Gesellschaft sich auf ein derartiges Richtungsziel einigt.

Als Zwischenfazit lässt sich festhalten, dass wie auch beim Standard-Preis-Ansatz die Rechtfertigung des Einsatzes einer Demeritorisierungsabgabe über das Motiv der Kosteneffizienz erfolgt, wobei hierbei nicht nur der Kostenminimierungs- sondern auch

der Effektmaximierungsaspekt im Vordergrund stehen kann. Das ökologische Ziel und damit der Abgabesatz können hingegen nur außerökonomisch begründet werden. Offen bleibt, inwieweit ökonomische Aspekte wie Zahlungsbereitschaften oder Vermeidungskosten weiterhin Berücksichtigung finden sollten jenseits des Ziehens von Wirkungs- oder Akzeptanzgrenzen. Im Hinblick auf die gesellschaftliche Akzeptanz einer Abgabe kann argumentiert werden, dass auch eine Meritorisierungsentscheidung nicht vollkommen losgelöst von der Ausprägung individueller Präferenzen getroffen werden sollte.

Weitere Begründungsmuster

Hinsichtlich der ökologischen Effektivität des Demeritorisierungsansatzes kann als Vorteil gegenüber dem Standard-Preis-Ansatz gewertet werden, dass eine Abgabe dieses Typs nicht auf Anwendungsfelder beschränkt ist, in denen die Formulierung eines ökologischen Punktziels möglich ist. Ob ansonsten die Umgehung der mit einem Punktziel verbundenen politischen Erfolgskontrolle systematisch zu höheren oder geringeren Anreizwirkungen führt, ist unklar und bedürfte einer empirischen Analyse.

4.2.5.2 Kritik

Ein wesentlicher Unterschied zwischen dem Standard-Preis- sowie dem Demeritorisierungsansatz kann dann ausgemacht werden, wenn auf ein Punktziel zugunsten eines Richtungsziels verzichtet wird. Es ist also naheliegend, den wesentlichen Vorteil einer Demeritorisierungsabgabe darin zu sehen, dass hiermit auch dann noch effizienter Umweltschutz möglich ist, wenn sich kein Standard als Ziel formulieren lässt, oder die Politik eine Festlegung dieser Art zu vermeiden sucht.

Ob hiermit jedoch eine Entlastung der Politik im Hinblick auf die Informationsanforderungen bei der Zielformulierung verbunden ist, ist fraglich: Ebenso wie bei der Formulierung eines Punktziels muss auch ein Richtungsziel konturiert werden, um politisch belastbar zu sein und die Zielsetzung nicht dem Vorwurf der Willkürlichkeit auszusetzen. So sollte bei Verweis auf das Vorsorgeprinzip ein ökologischer Zielkorridor festgelegt werden, in dem der Einsatz gesellschaftlicher Ressourcen zur Verringerung unbekannter Risiken gerechtfertigt erscheint.

Ob dies die politischen AkteurInnen vor eine leichtere Aufgabe stellt als die Formulierung ökologischer Standards erscheint fraglich. Wird lediglich eine in ihrem Ausmaß unbestimmte Mindernutzung der betreffenden ökologischen Ressource als Begründung für die Wahl des Abgabesatzes angeführt, ohne eine solchen Zielkorridor abzustecken, sind Legitimationsprobleme absehbar. Es ist nicht auszuschließen, dass der Anspruch auf eine kontinuierliche Mindernutzung mit dem politisch aussichtslosen und ökonomisch fragwürdigen Ziel eines vollständigen Verzichts auf die Ressource (Nullemissionszustand) assoziiert wird.

Bleibt eine Konkretisierung des Richtungsziels aus, wird es zunehmend herausfordernder, den Vorwurf zu entkräften, das umweltpolitische Ziel der Abgabe sei nur vorgeschoben und verschleierte dahinterliegende Finanzierungsmotive. Aus ökologischer Sicht mag hieraus kurzfristig kein Nachteil erwachsen. Langfristig führt diese Situation aber zur Untergrabung der Legitimität einer Abgabe und somit dem Risiko ihrer Demontage.

4.2.5.3 Positionen in der Literatur

Anders als second-best Pigou-Steuern oder Standard-Preis-Abgaben erfahren Demeritorisierungsabgaben wenig Aufmerksamkeit in der Literatur, obwohl der Meritorisierungsgedanke in der institutionenökonomisch geprägten Umweltökonomik prominent vertreten ist (Häder 1997: 32; Hansmeyer / Schneider 1992: 21 f.; Kemper 1993: 12; Weigel 2003: 95). Zunächst kann aber die Kritik am Standard-Preis-Ansatz übertragen werden, Abgaben mit politischer Zielsetzung bedeuteten vermeidbare Wohlfahrtsverluste und öffneten der Verschwendung öffentlicher Mittel durch exzessiven Umweltschutz Tür und Tor. Darüber hinaus ist die Tendenz erkennbar, Abweichungen von den etablierten Abgabekonzepten als politisch bedingte Deformationen zu interpretieren (Helfand et al. 2003: 270, 274). Insbesondere das Motiv einer ökologisch verbrämten Generierung zusätzlicher Finanzmittel für den Staatshaushalt wird hier erkannt (Larrue 1995: 53; Herrera Molina 2012: 93).

Im deutschen Sprachraum finden sich in den Debatten um Wasserentnahmeentgelte und Abwasserabgabe vereinzelt explizite Meinungen zu effizienzorientierten Umweltabgaben jenseits des Standard-Preis-Ansatzes. Bergmann und Werry (1989: 42 f.) lehnen Demeritorisierungsabgaben pauschal unter dem Hinweis ab, diese liefen Gefahr, zu viele gesellschaftliche Ressourcen zu binden. Benkert (1995: 19) hingegen fordert eine Meritorisierungsentscheidung des Staates im Hinblick auf das Fehlen gesellschaftlich systematisch formulierter Präferenzen. Der Staat könne vor diesem Hintergrund mithin gar nicht anders, als das anzustrebende Maß des Angebots eines (quasi-)öffentlichen Gutes in gewissem Umfang unabhängig vom tatsächlichen Bedarf festzulegen. Gawel (2011a: 220-223) wiederum erkennt in der Formulierung von Richtungszielen eine gleichermaßen effiziente und damit legitime Steuerungsform wie im Falle der Standard-Preis-Abgabe. In einem Kontext, in dem die Politik die Festlegung leicht überprüfbarer Ziele scheue, stelle die so verstandene Demeritorisierungsabgabe durchaus einen probaten Weg zur effizienzorientierten Bewirtschaftung natürlicher Ressourcen dar. Ähnlich urteilt Huckestein (1993), der allerdings weniger politökonomische Gründe als vielmehr Informationsrestriktionen als Legitimationsgrund für die Anwendung von Richtungszielen anerkennt. Demnach seien Grenzwerte im Sinne von ökologischen Mindestqualitätsstandards

„aus Gründen der Vorsorge [...] möglichst weit zu unterschreiten. Diese Sichtweise entbindet die Umweltpolitik von der schwierigen Aufgabe, umweltpolitische

Zielwerte zu konkretisieren, an denen sie sich und ihren Erfolg messen lassen muß. Die anzustrebende Umweltqualität ist nicht Resultat einer rationalen, auf die Erreichung ökologischer Ziele ausgerichteten Umweltpolitik, sondern ergibt sich (nahezu zufällig) aus solchen Sachverhalten, die weitgehend außerhalb der umweltpolitischen Steuerbarkeit liegen. Aufgrund der nur geringen Einflußmöglichkeiten auf die wesentlichen Determinanten der Umweltqualität ist die Umweltpolitik nicht in der Lage, aus sich selbst heraus Umweltziele zu formulieren und durchzusetzen. Vielmehr verkommt die sich ergebende Umweltqualität zu einer Residualgröße, die lediglich punktuell verändert werden kann.“ (ebd.: 355).

4.2.5.4 Bewertung

Werden Demeritorisierungsabgaben als Mittel zur Umsetzung eines nicht exakt quantifizierbaren Umweltziels innerhalb eines definierten Zielkorridors angesehen, sind die Effizienzeigenschaften des Standard-Preis-Ansatzes im Wesentlichen übertragbar: Durch die Freiheit der Abgabepflichtigen, sich zwischen dem Zahlen der Abgabe und der Mindernutzung einer Ressource zu entscheiden, findet eine Angleichung individueller Grenzvermeidungskosten und auf diese Weise eine kosteneffiziente Zielverwirklichung statt. Die zusätzlichen dynamischen Anreizeffekte durch die Anlastung von Kosten zu jeder genutzten Ressourceneinheit vergrößern den tendenziellen Effizienzvorteil gegenüber klassischen ordnungsrechtlichen Steuerungsansätzen nochmals.

Allerdings sind diese Effizienzgewinne – neben den institutionellen Rahmenbedingungen – abhängig vom politischen Konsens im Hinblick auf die ökologische Zielsetzung. Teilen substanzielle Bereiche der Politik bzw. Gesellschaft das formulierte Ziel nicht, führt dies zu konkurrierenden Bewertungen der durch eine Demeritorisierungsabgabe ausgelösten Substitutions- und Einkommenseffekte. Diese erscheinen dann entweder als Effizienzgewinne oder aber als unnötige Verzichtskosten und damit Wohlfahrtsverluste. Schwierigkeiten im Zusammenhang mit der Zielkonturierung einer vorsorgenden Umweltpolitik, sowie die entsprechenden hohen Informationsanforderungen (Gollier / Treich 2013) mindern die politische Attraktivität des Ansatzes, sofern dieser nicht Finanzierungsinteressen verbergen soll, sondern tatsächlich dem Vorsorgegedanken entspringt.

4.2.6 Finanzierungsansatz

Bei den bislang vorgestellten Abgabekonzepten spielt die Finanzierungsfunktion bzw. die Frage der Verwendung des Abgabeaufkommens eine nachgeordnete Rolle, findet aber durchaus Beachtung. Vor allem in der Debatte um eine mögliche doppelte Dividende von

Umweltsteuern existieren etwa Hoffnungen, mit einer gezielten Verwendung des Aufkommens im Sinne der Verringerung anderer Steuern die verzerrende Wirkung des Steuersystems zu verringern, was zusätzliche Effizienzgewinne ermöglicht (Endres 2000: 183 - 196; Jaeger 2012). Im Wesentlichen entscheidet aber die Lenkungsfunktion über die Effizienzerfolge des Abgabeeingriffes, weshalb die Finanzierungsfunktion oft auch als nebensächlich betrachtet wird (z. B. Bongaerts et al. 1988: 27; Ewringmann / Schafhausen 1985: 11).

Empirische Untersuchungen nähren allerdings den Verdacht, dass die Aufkommensgenerierung oftmals primäres Ziel des Einsatzes marktförmiger Instrumente im Umweltschutz ist (Ciocirlan 2003; Hartmann 2005: 119 f.; so auch schon die Einschätzung bei Andersen 1994: 49, Ewringmann / Schafhausen 1985: 363 und Lago et al. 2015: 6). Abgaben, bei denen die Finanzierungsfunktion im Vordergrund steht, also das Generieren von Finanzmitteln für Umweltschutzmaßnahmen, werden aus Sicht der Umweltökonomik jedoch überwiegend als ungeeignet für effizienzorientierter Bewältigung dieser Aufgabe betrachtet (Ewringmann / Schafhausen 1985: 393 ff.). Ursächlich hierfür ist der Funktionskonflikt zwischen Lenkung und Finanzierung (Ewringmann 1988): Verfolgt eine Abgabe vorrangig Finanzierungszwecke und ist auf die Beschaffung eines bestimmten Geldbetrags angelegt, der für bestimmte Umweltschutzmaßnahmen für erforderlich erachtet wird, muss der Abgabesatz auch im Hinblick auf dieses Ziel formuliert werden, womit Lenkungszwecke unweigerlich in den Hintergrund rücken. Verringert sich infolge der Abgabenerhebung die Bemessungsgrundlage, verringert sich auch das Abgabeaufkommen, was bei konstantem Finanzierungsziel die Anhebung des Abgabesatzes erfordert, unabhängig davon, ob dies weitere Effizienzgewinne erwarten lässt oder nicht. Bei Lenkungsabgaben hingegen ist zumindest in den ersten Jahren nach ihrer Einführung und den daraufhin folgenden wirtschaftlichen Anpassungsprozessen kein konstantes, sondern ein sinkendes Aufkommen zu erwarten, da mehr und mehr Abgabepflichtige ihre Bemessungsgrundlage reduzieren, um damit auch die Abgabelast zu verringern. Eine kurz- bis mittelfristig stabile Finanzierungslösung für Umweltschutzmaßnahmen ist also auf diese Weise nicht möglich (ebd.).

In einer Studie zu Lenkungsabgaben im europäischen Abwassersektor hat Andersen (1994) diese dichotome Betrachtungsweise allerdings zurückgewiesen. Weder seien in der Praxis reine Lenkungsabgaben anzutreffen, noch könne Finanzierungsabgaben jeglicher Lenkungseffekt abgesprochen werden (ebd.: 8). Ebenso wie die Vertreter des Standard-Preis- oder Demeritorisierungsansatzes betont Andersen, dass Märkte durch politische Eingriffe derart stark verzerrt seien, dass eine neoklassische Internalisierungsstrategie nicht möglich sei (ebd.). Insbesondere die Weigerung der Politik, für Abgabenlösungen auf ordnungsrechtliche Steuerungsinstrumente zu verzichten, mache Internalisierungsbestrebungen von vornherein zunichte.

Daraus zieht er allerdings nicht den Schluss, alternative Lenkungskonzepte zu entwerfen. Die hieraus resultierenden komplizierten umweltökonomischen Empfehlungen überforderten den Staat und führten regelmäßig dazu, dass die Politik Lenkungsabgaben als nicht praktikabel zurückweise. Um nicht nur das Marktversagen durch externe Effekte, sondern auch das hiermit benannte Staatsversagen bewältigen zu können, müsse stattdessen der umweltökonomische Fokus stärker auf die Finanzierungsfunktion von Umweltabgaben gerichtet werden (ebd.: 3 f., 8). Auf diese Weise ließen sich nicht nur auf effiziente Weise Finanzmittel für Umweltschutzmaßnahmen akquirieren. Vielmehr sei nun **der Weg frei**, „to design effective, yet simple, schemes of pollution control that combine economic and administrative instruments“ (ebd.: 7).

4.2.6.1 Rechtfertigungsmuster

Effizienz

Der Ansatz von Andersen greift das Dilemma der ökologischen Steuerreform auf: Aus herkömmlicher umweltökonomischer Sicht erscheint das Verfolgen von Allokationszielen über fiskalisch motivierte Instrumente als nicht zielführend (Ewringmann 1988). Andersen betont hingegen, dass sich das Paradox zu weiten Teilen auflöse, wenn anerkannt werde, dass die Abgabenkonzepte der neoklassischen Umweltökonomie aufgrund ihrer Praxisferne keinen legitimen Bewertungsmaßstab darstellten und zudem auch mit Finanzierungsabgaben gesellschaftliche Vorteile, sowohl in ökologischer aber auch in ökonomischer Hinsicht realisiert werden könnten. Der Effizienzvorteil resultiere daraus, dass die Finanzierung von Umweltschutzmaßnahmen über Abgaben effizienter sei als eine Finanzierung über allgemeine Steuermittel (Andersen 1994: 206). Hiermit wird auf Substitutions- oder Einkommenseffekte abgestellt, die gezielt die als VerursacherInnen identifizierten Abgabepflichtigen treffen und diese zum Ausweichen auf weniger umweltschädliches Verhalten anreizen. Ein solches Ausweichen ist bei einer Finanzierung aus dem allgemeinen Steueraufkommen nicht möglich, da die Bemessungsgrundlage (Einkommen, allgemeine Wertschöpfung etc.) keinen Bezug zum umweltschädlichen Verhalten aufweist, eine Verhaltensänderung also keine Reduzierung der Steuerlast ermöglicht. Selbst wenn Abgabebesätze zu gering sind, um Substitutionseffekte beim Abgabepflichtigen hervorzurufen, können in nachgelagerten preissensiblen Märkten durchaus Verhaltensänderungen eintreten. Zudem können Einkommenseffekte bei Abgabepflichtigen Rentabilitätsverluste bewirken, welche die Attraktivität der wirtschaftlichen Tätigkeit für Investitionskapital mindert und damit zu einer Produktionsverringerung führt. Letztendlich dürfte es eine empirische Frage sein, ob bereits eine moderate Abgabenbelastung einen nennenswerten Lenkungseffekt bewirkt (z. B. Austritt von Grenzanbietern).

Darüber hinaus schließt Andersen aus seiner Analyse der bestehenden Abwasserabgaben in Europa, dass der Anspruch der Etablierung einer maximal kosteneffizienten

Lenkungsabgabe erhebliche Transaktionskosten bedeute, welche Effizienzvorteile weitgehend zunichtemachen würden. Dagegen ließen sich Finanzierungsabgaben jenseits dieses Anspruches transaktionskostenarm ausgestalten (ebd.: 206). Vor allem in umweltpolitischen Handlungsfeldern, bei denen die Rahmenbedingungen aufwändige Instrumentendesigns erforderlich machen – etwa im Fall regional stark variierender Schadenskosten und der somit für eine kosteneffiziente Lösung erforderlichen aufwändigen Regionalisierung der Abgabe –, könnten somit auf einfache Weise Effizienzgewinne realisiert werden (ebd.).

Weitere Rechtfertigungsmuster

Auch in ökologischer Hinsicht müssten sich Finanzierungsabgaben nicht hinter Lenkungsabgaben verstecken. So sei zwar die ökologische Performance des lenkungsstarken niederländischen Abwasserabgabesystems der Situation in Deutschland und Frankreich, wo deutlich geringere Abgabesätze erhoben werden, durchaus überlegen. Gleichwohl ließen sich in den letztgenannten Staaten und insbesondere in Frankreich trotz sehr geringer Abgabesätze beachtliche ökologische Fortschritte beobachten. Der Zusammenhang mit der durch die Abgabe ermöglichten Finanzierung von Umweltschutzmaßnahmen sei besonders in Frankreich offenkundig, wo diese Fortschritte vor allem in Sektoren erreicht worden seien, in die das Aufkommen gelenkt wurde (Andersen 1994: 204 f.).

Andersens Rechtfertigungsmuster bemüht daneben vor allem die politische Attraktivität des Ansatzes. Die Finanzierungsabgabe widmet sich noch stärker als die Demeritorisierungsabgabe dem Widerspruch zwischen den schwer zu vereinbaren Zielen der Bewältigung des Marktversagens und der gleichzeitigen Bewältigung von Staatsversagen (ebd.: 10 – 29). Dabei wird auf das Problem Bezug genommen, dass die Politik zur Einsetzung von Umweltabgaben umso weniger bereit ist, je stärker diese dem umweltökonomischen Ideal entsprechen, da dies mit tendenziell höheren Abgabesätzen, höheren Informationsanforderungen und transaktionskostenintensiveren Abgabekonstruktionen einhergeht. Eine auf das Generieren von Finanzmitteln für ohnehin beschlossene und damit irgendwie zu finanzierende Umweltmaßnahmen abzielende Abgabe, deren geringe Abgabesätze den Widerstand der Betroffenen begrenzen helfen, die diesen Widerstand unter Zuhilfenahme von gesellschaftlich akzeptierten Umweltschutzmotiven noch weiter abschmelzen lassen, und schließlich ein administrativ leicht handhabbares Instrument bietet, kann somit eine Lösung zum beiderseitigen Vorteil von Politik und Umwelt darstellen (Andersen 1994: 8; ähnlich auch Turner / Opschoor 1994: 12 sowie Massarutto 2007: 604).

4.2.6.2 Positionen in der Literatur

Ungeachtet der durch Andersen (1994) in seiner Studie aufgezeigten ökologischen Erfolge von Finanzierungsabgaben wird dieser Instrumententypus in der Umweltökonomie weitgehend abgelehnt. Allem voran wird bezweifelt, dass sich substantielle Effizienzvorteile realisieren lassen, wenn Umweltschutzmaßnahmen nicht steuer- sondern abgabefinanziert werden. Ewringmann und Schafhausen bemerken hierzu:

"Die Wahrscheinlichkeit, dass der einzelne Emittent an der Finanzierung des öffentlichen Ausgabenprogrammes seiner Schadensverursachung oder auch nur den Kosten seines notwendigen Vermeidungsbeitrages entsprechend beteiligt wird, ist bei den meisten gegenwärtigen Abgabenregelungen nicht größer als bei einer allgemeinen Unternehmensbesteuerung, deren Aufkommen teilweise für umweltpolitische Aufgaben verwendet wird" (1985: 393).

Auch die jüngere theoretische und empirische Literatur bestätigt die Einschätzung, dass Abgaben mit ökologischer Bemessungsgrundlage keine effizientere Finanzierung gewährleisten als Steuern mit anderen Bemessungsgrundlagen, sofern nicht gleichzeitig auch relevante Lenkungseffekte vorliegen (Segerson 2013: 189).

Barde und Godard (2012: 41 f.) geben weiterhin zu bedenken, dass der vermeintliche Vorteil einer Verringerung des Steuerwiderstands durch Anführung ökologischer Zwecke auch zu einer Vergrößerung der Ineffizienz des gesamten Steuersystems führen kann, wenn höhere Steuereinnahmen nicht mit einer adäquaten Zunahme nutzenstiftender Verwendungszwecke einhergehen. Stattdessen könnten durch Umweltabgaben an anderer Stelle eingesparte Steuermittel für Zwecke ausgegeben werden, deren Grenznutzen nicht den Grenzkosten der Besteuerung entspräche. Dieser Vermutung kann freilich die spiegelbildliche Annahme entgegengehalten werden, dass der Steuerwiderstand der Bevölkerung die Präferenzen hinsichtlich des Umfangs staatlicher Leistungen – etwa die Bereitstellung öffentlicher Güter – nur unzureichend widerspiegelt, wenn es möglich ist, diesen Widerstand unter Verweis auf konkrete Sachzwecke wie den Umweltschutz abzubauen.

4.2.6.3 Bewertung

Der Versuch von Andersen (1994), Finanzierungsabgaben als Instrumente effizienzorientierten Umweltschutzes zu präsentieren, ist zwiespältig. Einerseits kann diese Position für sich in Anspruch nehmen, die politökonomische Dimension von Umweltabgaben stärker zu berücksichtigen als die herkömmlichen Ansätze für Lenkungsabgaben. Die in der Umweltökonomie immer wieder beklagte mangelnde Bereitschaft der Politik, die drängenden ökologischen Herausforderungen mittels Lenkungsabgaben effizient zu bewältigen, demonstriert, dass entsprechende Zugeständnisse an den Effizienzanspruch von Abgaben durchaus erwägenswert sind.

Zugespielt ließe sich sagen, dass Finanzierungsabgaben mit minimalen Effizienzvorteilen immer noch besser sind als gar keine Umweltabgaben, also eine rein ordnungsrechtliche Steuerung der Nachfrage nach Umweltgütern oder ein rein steuerfinanziertes staatliches Angebot mittels Umweltschutzmaßnahmen. Unter dem erweiterten Gesichtspunkt der institutionellen Effizienz können sie somit in geeigneten Kontexten (hohe politische Widerstände gegen Umweltabgaben mit spürbarer Lenkungswirkung) also durchaus als zweckmäßig erachtet werden.

Andererseits müssen sich Befürworter des Finanzierungsansatzes fragen lassen, ob damit nicht mittelfristig der politische Druck abgebaut wird, angesichts zunehmender ökologischer Probleme und enger werdenden Spielräumen in den öffentlichen Haushalten stärker auf marktförmige Steuerungsinstrumente zu setzen. Entwicklungen wie die Integration des Grundsatzes der effizienzorientierten Bewirtschaftung von Gewässerressourcen in die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (Art. 9) können als Zeichen gewertet werden, dass dieser Druck durchaus in eine zunehmende Bereitschaft für eine effizienzorientierte Umweltpolitik mündet. Darüber hinaus räumt Andersen im Hinblick auf die niederländische Abgabenlenkung im Abwassersektor indirekt selbst ein, dass ambitionierte Lenkungsabgaben durchaus Chancen auf Verwirklichung haben. Das gilt umso mehr, als auch Lenkungsabgaben widerstandsarm ausgestaltet werden können, indem ihr Aufkommen an die Abgabepflichtigen zurückerstattet wird (s. Abschnitt 5.5).

Eine abschließende Beurteilung ist schwierig, da das Konzept der Finanzierungsabgabe nicht klar umrissen ist. So deutet Andersen (1994: 206) zwar an, dass der Finanzierungsfokus in den Verzicht auf die Anpassung des Instruments an ökonomische, ökologische und institutionelle Restriktionen unter dem Gesichtspunkt der Maximierung der Lenkungswirkung mündet. Gleichwohl ist es nicht ausgeschlossen, im Rahmen eines prioritären Finanzierungsziels auch Lenkungsaspekte mit zu berücksichtigen. Hinzu kommt, dass, anders als in den Fallstudien von Andersen beschrieben, Abgaben mit vorrangigem Finanzierungsmotiv keineswegs zwangsläufig ein geringeres Anreizniveau gegenüber einer Lenkungsabgabe aufweisen müssen. So halten etwa Rákosi et al. (2015) im Zusammenhang mit der ungarischen Abwasserabgabe fest, dass deren Anreizniveau deutlich oberhalb des ursprünglich vom Umweltministerium vorgeschlagenen Niveaus festgelegt wurde, nachdem das Finanzministerium die Planung der Abgabe übernahm und den Zweck der Aufkommensgenerierung in den Vordergrund stellte (ebd.: 48 f.). Es ist nicht auszuschließen, dass eine nach Finanzierungskriterien entworfene, d.h. im Hinblick auf ökologische Effekte nicht präzise (verursachergerecht) ausgestaltete aber im Hinblick auf das Anreizniveau kraftvolle Abgabe einen ökologisch effektiveren Beitrag leistet als eine nach Kostenminimierungserwägungen austarierte Lenkungsabgabe mit einem geringeren Anreizniveau. In Bereichen, in denen politische Widerstände die maßgebliche institutionelle Restriktion darstellen und sich durch das Hervorheben des Finanzierungszwecks entscheidend verringern lassen, könnten Finanzierungsabgaben somit als institutionell effiziente Instrumente angesehen werden.

4.2.7 Modifizierte Begründungsmuster im Policy-Mix

Die bisherigen Betrachtungen erfolgten unter der Annahme, dass die Lenkungswirkung von Umweltabgaben sich frei entfalten kann und nicht durch andere politische Umweltschutzinstrumente eingeschränkt wird. Lediglich der Finanzierungsansatz von Andersen (1994) berücksichtigt diese Restriktion bereits vom Ansatz her (ebd.: 8). In der Praxis ist der isolierte Einsatz von Umweltabgaben allerdings selten: Die historisch gewachsene Umweltpolitik hat seit den 1970er Jahren ein dichtes Geflecht aus ordnungsrechtlichen Regulierungen etabliert, die in der Regel auch im Zuge der Verabschiedung von Umweltabgaben oder anderen marktsteuernden Instrumenten bestehen bleiben (Andersen 1994: 45 ff.; Braathen 2007: 190 ff.; Bennear / Stavins 2007: 112; Fankhauser et al. 2011: 4 f.).

Die im Vordergrund dieser Arbeit stehende Abwasserabgabe stellt ein Beispiel für dieses Phänomen dar: Ungeachtet der 1976 beschlossenen und 1981 in Kraft getretenen Abgabe wurde die bereits im Vorfeld geltenden ordnungsrechtlichen Anforderungen beibehalten (Karl / Ranné 1995: 33-39; Sprenger 1994: 128). Das parallele Bestehen von Abgabe und Emissionsstandard führt dazu, dass eine Angleichung der Grenzvermeidungskosten aller Emittenten verhindert wird: Alle Abwassereinleiter müssen ungeachtet ihrer individuellen Kostensituation ihre Emissionen bis zum ordnungsrechtlich vorgeschriebenen Niveau vermindern, auch wenn dies vergleichsweise hohe Grenzvermeidungskosten impliziert (Gawel 1996c: 90). Damit ist die Fähigkeit der Abwasserabgabe, durch die Aufteilung von Vermeidungsmaßnahmen unter Berücksichtigung der individuellen Grenzvermeidungskosten eine kosteneffiziente Emissionsverringerung durchzusetzen, auf den „Restverschmutzungsbereich“ unterhalb des Emissionsstandards beschränkt.

In der Folge kann die Abgabe nur begrenzt eine kosteneffiziente Umstrukturierung der Ressourcennutzung bewirken, womit dieses Begründungsmuster an Gewicht verliert. Insbesondere im Hinblick auf statische Effizienzbeiträge, also die Kostenminimierung unter gegebenen Kostenstrukturen, sind demnach Abstriche zu machen, wohingegen Innovationsanreize infolge der dauerhaften finanziellen Belastung der Emissionen im Restverschmutzungsbereich bestehen bleiben. Restverschmutzungsabgaben führen somit unter Effizienzgesichtspunkten zu einer Schwerpunktverlagerung von statischen hin zu dynamischen Effizienzbeiträgen (Hansjürgens 1992: 67).

Dem geschwächten, stärker auf dynamische Effizienzbeiträge fußenden Leistungsvermögen der Abgabe können allerdings neue, Policy-Mix spezifische Funktionen gegenüberstehen, die sich als zusätzliche Rechtfertigungsmuster betrachten lassen. Der typische Fall der Kombination von Abgabe und Emissionsstandard etwa führt zu einem „Beschleunigungseffekt“ (Zimmermann et al. 2009: 472) im Sinne einer zügigeren Umsetzung der ordnungsrechtlichen Anforderungen. Gerade im Politikfeld Umweltschutz, das seit seinen Anfängen mit massiven Implementationsdefiziten zu kämpfen hat

(Hansmeyer et al. 1978; Winter 1975; auf Europäischer Ebene s. z. B. Demmke 1994; Engelsberger 1998; Lübbe-Wolff 1996), kann die zusätzliche finanzielle Belastung durch Umweltabgaben oder die mit der Abgabenerhebung einhergehende zusätzliche Aufmerksamkeit, sprich, intensivere behördliche Kontrolle diese Problematik spürbar eindämmen (Berendes / Winters 1995: 141). Das gilt nicht nur in Bezug auf die nachträgliche Einführung einer Umweltabgabe bei bestehenden Emissionsstandards, sondern erweist sich bei der zeitnahen Umsetzung nachträglich verschärfter Standards als hilfreich. Dies gilt umso mehr, wenn die Abgabe die Überschreitung eines Standards mit einer erhöhten Zahllast belegt, wie dies bei der Abwasserabgabe der Fall ist (s. Abschnitt 7.2).

Auch in Kombination mit anderen Instrumenten können Lenkungsabgaben Zusatzfunktionen entfalten: Im Kontext von Zertifikatehandelssystemen verringern Abgaben (auf Emissionen, für die der Emittent keine Zertifikate vorweisen kann) ebenfalls Regelverstöße und können sogar unerwünschte Mitnahmeeffekte im Zusammenhang mit der Ausgabe der Zertifikate abschöpfen helfen (Johnston et al. 2003: 14-19). Roberts und Spence (1976) haben darüber hinaus gezeigt, dass Abgaben (neben Subventionen) die aus der Unsicherheit über den Umfang externer Effekte entstehenden Effizienzverluste von Zertifikatehandelssystemen reduzieren können.

Bislang ist die Praxisrelevanz solch diffiziler Instrumentenverbünde jedoch begrenzt (Holland / Yates 2015: 17). Stattdessen dominieren inkrementelle und in der Folge häufig dysfunktionale Mischlösungen, die mit den ökonomischen Lehrbuchvorschlägen wenig gemein haben (s. z. B. Braathen 2007; auf diesen Punkt wird im Abschnitt 0 näher eingegangen). Insgesamt kann daher insbesondere die vollzugsunterstützende Funktion von Abgaben im Policy-Mix mit Emissionsstandards als bedeutend für die Rechtfertigung von Umweltabgaben angesehen werden. Zwar bedeutet die Kombination mit Emissionsstandards oftmals eine Einschränkung der Lenkungswirkung einer Umweltabgabe. Angesichts der Weigerung des Staates, auf ordnungsrechtliche Steuerungsinstrumente zur Absicherung ökologischer Mindeststandards zu verzichten, können Abgaben oftmals nur entsprechend ihrer Ausgestaltung als ‚Restverschmutzungsabgabe‘ wirken und dementsprechend auch begründet werden. Die Vollzugsunterstützungsfunktion kann in solchen Kontexten ein gewichtiges Argument darstellen, um wenigstens dynamische Effizienzbeiträge zu sichern, wenn diese ansonsten in der politischen Debatte keine ausreichende Überzeugungskraft entfalten.

4.2.8 Zusammenfassung

Die Begründung des Einsatzes von Umweltabgaben ökonomischer Sicht verweist auf verschiedene Zielbeiträge, unter denen das Kriterium der Effizienz herausragt. Je weiter sich der Abgabentyp vom idealen Referenzpunkt einer Kaldor-Hicks-effizienten Internalisierung externer Effekte entfernt, desto stärker rücken ergänzend zusätzliche

Funktionen in den Vordergrund. Bedeutsam können neben ökologischen Zielbeiträgen bzw. der Gewährleistung der Stabilität von Ökosystemen auch weitere Funktionen im Rahmen von instrumentellen Mischlösungen sein, etwa die Beseitigung von Vollzugsdefiziten parallel bestehenden Ordnungsrechts. Die Aufgabe der Zielsetzung eines optimalen Allokationszustands im neoklassischen Sinn wird aus Sicht der neoklassischen Umweltökonomik oftmals als politisch motiviert kritisiert, worin eine leichtfertige Preisgabe von Wohlfahrtsgewinnen gesehen wird. Aus institutionenökonomischer Sicht hingegen stellt die Berücksichtigung politischer Widerstände und weiterer institutioneller Restriktionen (Unsicherheit, Transaktionskosten) einen integralen und unvermeidbaren Bestandteil des erweiterten Zielkriteriums institutioneller Effizienz dar. Hierbei sind kosteneffiziente Steuerungslösungen angesprochen, die sich im Rahmen der gegebenen institutionellen Bedingungen durch überlegene Zielbeiträge (v.a. Effizienz, und ökologische Effektivität) auszeichnen und deren Leistung nicht sinnvoll durch Gegenüberstellung mit idealisierten, in der Realität nicht umsetzbaren Abgabentypen (Pigou-Steuer, second-best optimale Abgaben) beurteilt werden kann.

Im vorliegenden Abschnitt sind die verschiedenen Abgabentypen vorgestellt und eingeordnet worden. Das neoklassische Ausgangsmodell einer Pigou-Steuer betrachtet ökologische Verbesserungen ausschließlich im Hinblick auf ihren Beitrag zur Umsetzung eines Kaldor-Hicks-effizienten Allokationszustands. Dessen exakte Ansteuerung verhindern allerdings Informationsrestriktionen und Transaktionskosten. Als Alternative zur Pigou-Steuer werden in der Literatur vorrangig wahlweise Näherungslösungen empfohlen, die sich der möglichst exakten Bezifferung externer Effekte verschreiben (second-best Instrumente), oder aber Abgaben zur kosteneffizienten Realisierung politisch festgesetzter Umweltziele. Auf Kosteneffizienz abzielende Abgaben lassen sich wiederum danach unterscheiden, ob sie dem Standard-Preis-Ansatz (Baumol / Oates 1971) folgen, der einen ökologischen Standard als Zielmarke setzt, oder aber dem Demeritorisierungsansatz, der auch auf ein Richtungsziel hin angewendet werden kann. Während Näherungslösungen beanspruchen, unter den Bedingungen unvollkommener Information, Transaktionskosten und vielfältiger Marktverzerrungen ein zweitbestes Allokationsoptimum auf Grundlage individueller Präferenzen zu verwirklichen, wird dieses Ziel bei Abgaben mit politischer Zielsetzung oftmals als unrealistisch aufgegeben und ein (lediglich) kosteneffizienter Umweltschutz angestrebt. Finanzierungsabgaben (Andersen 1994) und Restverschmutzungsabgaben im Policy-Mix schließlich gehen noch weitergehende Zugeständnisse an politische Widerstände bzw. institutionelle Gegebenheiten (bestehende Steuerungsinstrumente) ein und rechtfertigen sich maßgeblich über ihren Beitrag zur Finanzierung von Umweltschutzmaßnahmen (ökologische Effektivität) bzw. über ihre Anreize zum technischen Fortschritt (dynamische Effizienz).

Eine eindeutige Mehrheitsmeinung in der umweltbezogenen ökonomischen Literatur hinsichtlich der widerstreitenden Paradigmen eines präferenzbasierten Internalisierungsansatzes gegenüber Abgaben mit politischen Zielsetzungen, die ggf.

Meritorisierungsentscheidungen einschließen, ist nicht erkennbar. Aus der in dieser Arbeit eingenommenen institutionenökonomischen Perspektive kann der Ansatz der Pigou-Steuer, auch in seiner erweiterten zweitbesten Variante, nicht überzeugen. Kritisch ist u.a. zu sehen, dass bei der Berücksichtigung einer bestimmten Restriktion, etwa Unsicherheit über Grenzvermeidungskosten, andere nicht minder wahrscheinliche Restriktionen, etwa Transaktionskosten oder Regelverstöße, ausgeblendet werden müssen, um die Komplexität des Modells beherrschbar zu halten. So entwickelt etwa Berglann (2012) einen Vorschlag zur kombinierten Internalisierung durch Steuer und Zertifikate, der das Problem der Unsicherheit des Staates in Bezug auf die Grenzvermeidungskosten der Emittenten **dadurch ‚löst‘, dass die Steuerkalkulation dezentral durch die Emittenten selbst** vorgenommen wird. Dass die dabei erforderliche Optimierung der kombinierten Zahlungspflicht aus Steuerlast und Zertifikatekosten vor allem kleinere Emittenten überfordern dürfte und zudem in hohem Maße anfällig für Manipulationen der Emittenten zwecks Verringerung ihrer Zahlungspflicht sein dürfte, wird dabei ignoriert. Gleiches gilt für Fragen, inwieweit die betriebswirtschaftlich feststellbaren Grenzvermeidungskosten überhaupt dem Grenzscha-den im Optimum entsprechen, ob im Markt vollständiger Wettbewerb herrscht, zusätzliche Externalitäten vorliegen, verzerrende politische Eingriffe vorliegen usw.

Aus institutionenökonomischer Sicht führt auch noch so umfangreicher Modellierungs- und Datenerfassungsaufwand lediglich dazu, dass eine (im Hinblick auf das Verhältnis von Kosten und Nutzen) potenziell willkürliche politische Zielsetzung durch eine scheingenaue und damit pseudowissenschaftliche Zielsetzung ersetzt wird (Gawel 2014b: 31 f.). Demgegenüber wird die Fähigkeit von Abgaben, ungeachtet der Unsicherheit in Bezug auf die Annäherung an eine optimale Ressourcenallokation den staatlichen Umweltschutz erheblich kostengünstiger zu gestalten, in der vorliegenden Untersuchung im Einklang mit den institutionenökonomischen Paradigma als ausreichende Rechtfertigungsgrundlage angesehen (Häder 1997: 37 - 39; Karl 2000: 84; Richter / Furubotn 2010: 118). Mit der Beschränkung auf das Ziel eines kosteneffizienten Umweltschutzes erhalten Abgaben zudem potenziell eine stärkere ökologische Legitimationsgrundlage, da die Berücksichtigung von Kriterien ökologischer Nachhaltigkeit Rahmenwerte im Rahmen der politischen Zielsetzung als wahrscheinlicher gelten kann als im Zuge einer strikt präferenzbasierten Zielsetzung.

In Überblicks- bzw. Lehrbuchdarstellungen zu Umweltabgaben fällt auf, dass eine klare Positionierung zugunsten eines dieser Paradigmen oftmals vermieden wird. Eine mögliche Ursache hierfür ist, dass beide Sichtweisen häufig nicht als konkurrierend, sondern als Alternativen verstanden werden (z. B. Field / Field 2006: 181; Hackett 2006: 81; Helfand et al. 2003). Dabei bleibt jedoch offen, unter welchen Bedingungen ein präferenzbasierter Ansatz praktikabel ist und wann nicht. Stattdessen muss sich der Leser mit der **sybillinischen Formulierung begnügen, dass diese Entscheidung „kontextspezifisch“** (Preis

2012: 152) zu erfolgen hat. Das Wagnis der Formulierung eines konkreten Kriterienkataloges zur Identifikation geeigneter Kontexte wird dabei anderen überlassen.

Die in diesem Abschnitt angesprochen Unwägbarkeiten und Hindernisse auf dem Weg zur Bestimmung eines auch nur näherungsweise optimalen Abgabesatzes im Sinne Pigous legen nahe, dass Internalisierungsabgaben am ehesten auf solchen Märkten ein vertretbares Steuerungskonzept darstellen, die eine räumlich, zeitlich und stofflich homogene Umweltexternalität, minimale politische Eingriffe bzw. rechtliche Konturierung, geringe Wechselwirkungen mit anderen Märkten, keine anderen substanziellen Externalitäten und auch keine Vermachtungsstrukturen durch Oligopole oder Monopole aufweisen, oder aber in denen zusätzliche Restriktionen effizient durch weitere Instrumente adressiert werden. Zusätzlich sollten leicht zu bewertende (tangible) Umweltgüter betroffen sein, keine sich über mehrere Generationen erstreckende Allokationsproblematik vorliegen, sowie leicht zu erfassende Emissions-Immissions-Beziehungen. In den allermeisten Anwendungsfällen dürften diese Voraussetzungen und damit die Zweckmäßigkeit der präzisen Bestimmung des Umfangs externer Kosten nicht gegeben sein. Stattdessen muss bei komplexen Umweltproblemen, einem stark regulierten Markt mit einer Vielzahl von Steuerungseingriffen, relevanter Interdependenz zu anderen Märkten, multiplen Externalitäten und starker Entfernung vom Ideal eines vollständigen Wettbewerbs, also bei **Abwesenheit einer ‚Pigou’schen grünen Wiese‘**, auf **pragmatischere Abgabekonzepte wie dem Standard-Preis-Ansatz oder der Demeritorisierung** zurückgegriffen werden. Sind starke politische Vorbehalte gegenüber den damit verbundenen finanziellen Belastungen bzw. die mangelnde Bereitschaft zur Gestaltung eines für eine Abgabenlenkung geeigneteren institutionellen Kontextes – vor allem durch Abschaffung oder Modifikation bestehender Steuerungsinstrumente – absehbar, liegt insgesamt der Rückgriff auf das Kriterium der institutionellen Effizienz nahe (Abschnitt 1.2.2).

Das bedeutet, dass beim Entwurf einer Umweltabgabe zur Lösung einer konkreten umweltpolitischen Herausforderung zwischen den Extremen einer idealtypischen Internalisierungsabgabe und einer unter Effizienzgesichtspunkten pragmatischeren Finanzierungs- oder Restverschmutzungsabgabe navigiert werden muss. Neben den herkömmlichen umweltökonomischen Kompetenzen setzt dies zumindest grundlegende naturwissenschaftliche Kenntnisse über die Beschaffenheit des Umweltproblems ebenso voraus wie eine realistische Einschätzung der Form und Veränderbarkeit des institutionellen Rahmens. Empfehlungen für Abgabenlösungen sollten ausgehend von einer entsprechenden Analyse so anspruchsvoll wie möglich, aber auch so realistisch wie nötig sein. Um Abgabelösungen auch bei vermindertem Potenzial für Effizienzbeiträge politisch attraktiv zu machen, kann zudem erwogen werden, neben einer rein effizienzbasierten Argumentation auch eine Rechtfertigung anhand der Kriterien ökologischer Effektivität, Vollzugsunterstützung oder im Hinblick auf Beiträge zur Finanzierung von Umweltschutzmaßnahmen stärker in den Vordergrund zu stellen.

4.3 Juristische Rechtfertigung von Umweltabgaben

Die Darstellung der rechtswissenschaftlichen Rechtfertigung des Einsatzes von Umweltabgaben beginnt mit einer kurzen Einordnung von Umweltabgaben in der juristischen Literatur (4.3.1). Anschließend wird ein Blick auf die grundsätzliche Herangehensweise der rechtswissenschaftlichen Betrachtung von Umweltabgaben geworfen, um ein besseres Verständnis der daraufhin vorgestellten unterschiedlichen Rechtfertigungsansätze zu ermöglichen (4.3.2). Die Erörterung der einzelnen Rechtfertigungsmuster beginnt mit der allgemeinen Begründung des Einsatzes von Umweltabgaben (4.3.3) und nimmt dann Bezug auf spezifische Begründungsmuster einzelner Unterformen (Lenkungssteuern, Gebühren, Sonderabgaben) (4.3.4).

4.3.1 Rechtliche Einordnung von ökologisch motivierten Abgaben

Auch in der Rechtswissenschaft wird zwischen einer Vielzahl unterschiedlicher Abgabevarianten unterschieden, denen verschiedene Begründungsmuster zugeordnet werden können. Die in Abschnitt 2.4 vorgestellte finanzwissenschaftliche Klassifizierung von Umweltabgaben anhand des Äquivalenzprinzips (Steuern, Gebühren, Beiträge, Sonderabgaben) spiegelt bereits die juristische Typologie weitgehend wider. Diese wird **lediglich um die zusätzliche Kategorie der ‚sonstigen Abgaben‘ ergänzt** (Erbguth / Schlacke 2014: 112-116; Kirchhof 2007a, 2007b). Die grundlegende Abgrenzung erfolgt dabei auf der einen Seite zwischen Steuern, welche vorrangig die Funktion der allgemeinen Finanzierung von Staatsaufgaben übernehmen und deshalb nicht-zweckgebunden in den Haushalt eingestellt werden (z. B. Einkommen- oder Umsatzsteuer), sowie nicht-steuerlichen Abgaben auf der anderen Seite (Gebühren, Beiträge, Sonderabgaben, sonstige Abgaben) (ebd.). Letztere können sowohl eine besondere Finanzierungsaufgabe aufweisen, als auch die Lenkungsfunktion in den Vordergrund stellen. Sie werden daher teilweise auch außerhalb öffentlicher Haushalte in gesonderten Fonds verwaltet. Nicht-steuerliche Abgaben können weiter danach gegliedert werden, ob ihre Funktion im gezielten Ausgleich individuell zurechenbarer staatlicher Leistungen oder Kosten besteht (Gebühren, z. B. Abfallentsorgungsgebühren), im gezielten Ausgleich staatlicher Leistungen bzw. Kosten, die nicht individuell zurechenbar sind, sondern die Möglichkeit der Inanspruchnahme durch Gruppen eröffnen (Beiträge, z. B. Studienbeitrag), oder in anderen Finanzierungs- oder Lenkungszwecken, die keiner dieser speziellen Aufgaben zuzuordnen sind (Sonderabgaben, sonstige Abgaben, z. B. Sozialversicherungsbeitrag).

Bis auf Beiträge werden alle diese Abgabeformen als geeignet angesehen, umweltspezifische Lenkungszwecke zu verfolgen (Erbguth / Schlacke 2014: 112 ff.). Selbst Steuern können in Form von Zweck- bzw. Lenkungssteuern sogar vorrangig Lenkungsziele verfolgen, ohne dass sie ihre juristische Klassifizierung als Steuer einbüßen (Wernsmann 2005). Ihrer Funktion bzw. ihrem Zweck entsprechend werden diesen Abgaben

unterschiedliche Legitimations-anforderungen und damit auch unterschiedliche Rechtfertigungsmuster zugeschrieben. Die Erfassung und Systematisierung dieser Begründungsmuster werden dabei nicht nur durch die üblichen disziplinären Kontroversen erschwert. Unübersichtlich werden die Begründungslinien auch, weil die genannten Abgabeformen z.T. selbst wieder unterschiedliche Unterformen mit jeweils eigener Rechtfertigung aufweisen. Hinzu kommt, dass teilweise wenig Einigkeit in Bezug auf Terminologie und Typologie dieser Unterformen besteht, was in einer unübersichtlichen Fülle von Abgabeformen bzw. -begriffen resultiert. Das gilt vor allem für die Kategorie der Sonderabgaben: Während etwa Fischer (2011: 150 f.) unterscheidet zwischen *Finanzierungs-sonderabgaben*, *Ausgleichsabgaben* und *Vorteilsabschöpfungsabgaben*, und Erbguth / Schlacke (2014: 115) diese Trias um einen vierten Typ der *Nutzungs- und Entsorgungs-(Sonder-)Abgaben* ergänzen, spricht Kirchhof (2007b) von *lenkenden Sonderabgaben* und *Verursacherabgaben*, wohingegen Staudacher (2004) *Sonderabgaben mit primärer Antriebs- und Ausgleichsfunktion*, *rechtspflichtbezogene Sonderabgaben*, *marktordnungsbezogene Sonderabgaben*, *wirtschaftsverwaltungsrechtliche Ausgleichsabgaben* sowie *strukturbezogene Sonderabgaben* benennt.

Vor diesem Hintergrund verwundert es nicht, dass die Einordnung konkreter Abgaben aus der Praxis nicht selten Schwierigkeiten bereitet und dementsprechend um ihre Rechtmäßigkeit bzw. ihre Rechtfertigung gerungen wird. Das prominenteste umweltpolitische Beispiel dürfte das Wasserentnahmeentgelt des Landes Baden-Württemberg sein, das in der juristischen Literatur wahlweise als Verbrauchssteuer, Sonderabgabe, Benutzungsgebühr oder Ressourcennutzungs-gebühr eingestuft und je nachdem in seiner Zulässigkeit bzw. Rechtmäßigkeit unterschiedlich beurteilt wurde (Staudacher 2004: 140). Das Urteil von Murswiek (1994) aus den 1990er Jahren, dass „die Durchführung einer im Ansatz einfachen umweltpolitischen Idee – die Realisierung des Verursacherprinzips durch Abgaben – [...] ohne komplizierte verfassungs- und finanzrechtliche Überlegungen nicht aus[kommt]“ (ebd.: 176), kann auch heute noch Gültigkeit beanspruchen.

Es kann im Weiteren nicht der Versuch unternommen werden, alle juristischen Feinheiten der Debatte nachzuzeichnen und die bereits heute schon umfangreichen Abgrenzungs- und Rechtfertigungsdebatten zu erweitern. Stattdessen werden wesentliche Rechtfertigungsstränge freigelegt und nur soweit einer bestimmten juristischen Kategorie von (Umwelt-)Abgabe zugeordnet, wie dies dem Verständnis dienlich ist. Als Grundlage hierfür wird im nächsten Abschnitt zunächst die von der ökonomischen abweichende juristische Methodik grob skizziert, um ein besseres Verständnis der rechtswissenschaftlichen Rechtfertigung von Umweltabgaben zu ermöglichen.

4.3.2 Herangehensweise der juristischen Rechtfertigung

Während die ökonomische Rechtfertigung von Umweltabgaben wohlfahrtstheoretisch fundiert ist bzw. Kosteneffizienz- und ökologische Effektivitätsziele in den Vordergrund stellt (Meritorisierungsansatz), geht die Rechtswissenschaft einen anderen Weg. Dabei werden nicht nur andere Rechtfertigungsmuster bemüht. Schon der Bedarf der Rechtfertigung wird anders gesehen. Aus juristischer Sicht müssen Umweltabgaben vor Gerechtigkeits- und Freiheitsprinzipien sowie übergeordnetem Recht bestehen (kritisch hierzu Aufderheide 2000: 155 ff.). Umweltabgaben sind demnach rechtfertigungsbedürftig, weil sie verfassungsrechtlichen Grundsätzen widersprechen können bzw. in die Freiheitsrechte der Individuen eingreifen und in eine Ungleichbehandlung unterschiedlicher Individuen bzw. Personengruppen münden können (Erbguth / Schlacke 2014: 59 - 62).

Die Idee der Rechtfertigungsbedürftigkeit von Eingriffen des Staates in die individuelle Freiheit ist auch der Ökonomik nicht fremd, leitet sich aber aus wohlfahrtstheoretischen Erwägungen ab: Demnach resultieren Wohlfahrtssteigerungen langfristig vor allem aus freiwilligen Tauschaktivitäten von Individuen nach Maßgabe ihrer jeweiligen Präferenzen. Tauschvorgänge finden dabei mithilfe von Preisen statt, welche auf vollkommenen Märkten die Knappheit des betreffenden Gutes anzeigen. Staatliche Abgabeneingriffe in die Preisbildungsmechanismen des Marktes bergen die Gefahr einer Verzerrung dieser Signalfunktion der Preise und damit einer ineffizienten Ressourcenallokation, schon allein da der Staat keine genaue Kenntnis über die Ausprägung der individuellen Präferenzen hat (Coase 1946: 171 f.; Hayek 1945). Die Unvollkommenheit von Märkten, etwa aufgrund des Vorliegens externer Effekte, kann demgegenüber staatliche Eingriffe rechtfertigen, insoweit als hierdurch ein effizienteres Allokationsergebnis ermöglicht wird.

Im rechtswissenschaftlichen Ansatz hingegen spielen Effizienz- bzw. Wohlfahrtserwägungen keine prominente Rolle (z. B. Gawel 1999c: 257; 267 f). Auch Eingriffe zur Beseitigung externer Effekte sind rechtfertigungsbedürftig, selbst wenn dabei ein Kaldor-Hicks-effizienter Zustand erreicht würde. Stattdessen gilt es, die verfassungsrechtliche Ordnung sowie Freiheit und Gleichheit der BürgerInnen als eigenständige und von Wohlfahrtserwägungen unabhängige Werte zu sichern, insbesondere vor den Eingriffen des (Steuer-)Staates (Kirchhof 2007a: 968 f.). Lediglich an einzelnen Stellen des Rechtssystems lassen sich ansatzweise Effizienzerwägungen ausmachen, etwa im Rechtsgrundsatz der Wirtschaftlichkeit des Staatshandelns (Art. 114 Abs. 2 GG) oder im Verhältnismäßigkeitsprinzip (Wernsmann 2005: 10).

Während üblicherweise in der materiellen rechtswissenschaftlichen Rechtmäßigkeitsprüfung der Aspekt der Freiheitsbeschränkung Vorrang genießt, steht im Steuerrecht der Gleichheitssatz im Vordergrund (Wernsmann 2005: 210 f.). Dieser ist über Art. 3 GG verfassungsrechtlich verankert und gilt als „Magna Charta des Steuerrechts“ (ebd.: 2). Der

Sicherung der Freiheit des Individuums wird gleichwohl ebenfalls hohe Bedeutung im Kontext von Abgaben beigemessen, da sowohl der Geldentzug als auch die Alternative der Verhaltensänderung zur Verringerung der Bemessungsgrundlage als Freiheitseingriffe betrachtet werden (ebd.: 345-393). Häufig erhalten jedoch diese materiellen Kriterien weniger Aufmerksamkeit als die formelle Prüfung auf die Vereinbarkeit eines Abgabeneingriffes mit Rechtsprinzipien (ebd.: 3).

Eine weitere Besonderheit der juristischen Vorgehensweise bei der Rechtfertigung von Umweltabgaben liegt darin, diese im Großen und Ganzen in negativer Form vorzunehmen. Demnach werden Abgaben als gerechtfertigt ausgewiesen, solange sie sich innerhalb eines durch Grundrechte, Kompetenzen und Rechtsprinzipien definierten ‚Rechtfertigungskorridors‘ bewegen, also unter Berücksichtigung dieser Aspekte nicht ungerechtfertigt sind. Warum aber Maßnahmen gerechtfertigt sind, solange sie die Grenzen des Zulässigen nicht überschreiten, wie sie sich also positiv rechtfertigen lassen, wird im Kontext der Prüfung der Rechtfertigung von Umweltabgaben kaum thematisiert (s. dazu den folgenden Abschnitt).

Rechtliche Gründe, warum der Einsatz von Umweltabgaben auch *geboten* sein kann, sind **hingegen schwer zu finden**. Dazu trägt erstens bei, dass der ‚juristische Sensor‘ für marginale Effekte blind ist und mit deutlich gröberen Kategorien wie dem Verhältnismäßigkeitsgrundsatz arbeitet. Dagegen wird aus ökonomischer Perspektive, die sich dem Optimierungsprinzip verschrieben hat, jeder noch so geringe externe Effekt als tendenziell rechtfertigungsbedürftige – da zur Abweichung vom Kaldor-Hicks- oder Kosteneffizienz-Optimum führende – Einwirkung auf Dritte identifiziert. Aus juristischer Sicht wird hingegen trotz des zunehmenden Bewusstseins hinsichtlich der Knappheit von **Umweltressourcen deren „Gemeingebrauch“, also eine im Umfang als „normal“ betrachtete bzw. „in Randbereichen“** (Fehling 2003: 246) stattfindende Ressourcennutzung nicht als erlaubnispflichtig und damit nicht als problematisierungsbedürftig eingestuft, da bzw. solange hier keine relevante Nutzungskonkurrenz zu erkennen sei (ebd.: 247).

Ein zweiter Grund für die fehlende positive Legitimation staatlicher Umweltschutzmaßnahmen kann in der – aus der historischen Entwicklung des modernen Verfassungsrechts als Schutzinstrument der BürgerIn gegenüber dem Staat resultierende – Tatsache gesehen werden, dass der Grundrechtsschutz maßgeblich gegenüber staatlichem Handeln besteht. Umweltverschmutzungen gehen jedoch überwiegend auf privates Handeln zurück und werden insofern nicht als Grundrechtsverletzungen eingestuft, was zu einer weitgehenden Lähmung hinsichtlich der Begrenzung ökologischer Eingriffe in Eigentum oder Gesundheit führt (Bruch 2012: 22 f.; Erbguth / Schlacke 2014: 62 f.). Diese **„Asymmetrie des grundrechtlichen Status“** (Bruch 2012 22) kann auch nicht indirekt durch das Recht bzw. den legitimen Anspruch der BürgerIn auf staatlichen Schutz vor Beeinträchtigung seiner Grundrechte durch Dritte kompensiert werden, da ein solcher Schutzanspruch erst ab einer kritischen Schwelle besteht, etwa bei klar erkennbaren

Gesundheitsgefahren (Erbguth / Schlacke 2014: 64 f.). Dass diese kritische Schwelle durch den gegenwärtigen, in vielen Bereichen bereits bedenklichen Umfang der Ressourcennutzung überschritten und der Staat folglich seiner Pflicht zum „ökologischen Rechtsschutz“ (ebd.) durch den Verzicht auf den Einsatz von Umweltabgaben oder auch andere Instrumente nicht in ausreichendem Maße nachgekommen sei, ist bislang jedenfalls gerichtlich noch nicht festgestellt worden (ebd.).

Insgesamt stellt sich der juristische Rechtfertigungsansatz für Umweltabgaben also als ein stark formalisiertes Prüfraster aus überwiegend negativen Kriterien dar. Diesem Raster zufolge sind Abgaben immer bzw. nur dann gerechtfertigt, solange sie den Korridor rechtlich zulässiger Staatseingriffe in die Grundrechte der BürgerInnen nicht verlassen. Nur vereinzelt und dann wenig systematisch werden auch positive materielle Rechtfertigungsgründe thematisiert. Beide Strategien werden im Folgenden erörtert, zunächst grundlegend im Hinblick auf den allgemeinen staatlichen Abgabeneingriff zu Lenkungszwecken, sowie anschließend anhand besonderer Abgabeformen.

4.3.3 Allgemeine Rechtfertigung von (Umwelt-)Abgaben

4.3.3.1 Rechtfertigungsbedarf

Sowohl (fiskalisch motivierte) Steuern als auch Lenkungsabgaben greifen aus juristischer Sicht in die Grundrechte der BürgerInnen ein. Entscheidet sich der Abgabepflichtige zur Zahlung anstatt zur Reduzierung der Bemessungsgrundlage (sofern möglich), greift der Staat potenziell in die Eigentumsfreiheit des Individuums ein (Art. 14 Abs. 1 GG) (Erbguth / Schlacke 2014: 61). Allerdings ist strittig, ab wann eine steuerliche Zahlungspflicht tatsächlich einen Eingriff in die Eigentumsfreiheit bedeutet, bzw. ob dieser erst dann vorliegt, wenn sich das Individuum genötigt sieht, zur Begleichung der Abgabenschuld Vermögen zu veräußern (Wernsmann 2005: 346 f.). Sofern hier keine Grundrechtsverletzung erkannt wird, kann der staatliche Eingriff auch nach Maßgabe des sog. Auffanggrundrechts nach Art. 2 Abs. 2 GG rechtfertigungsbedürftig sein, weil der Zahlungsbefehl die allgemeine Handlungsfreiheit beschränkt (ebd.). Zusätzlich zur Eigentums- oder allgemeinen Handlungsfreiheit kann auch das Grundrecht auf freie Berufswahl eingeschränkt sein, wenn die Abgabenzahlung die Ausübung einer beruflichen Tätigkeit erschwert oder gar verhindert (Erbguth / Schlacke 2014: 62). Abgaben, die zudem nur eine bestimmte Gruppe betreffen und daher eine Sonderbelastung etablieren, sind weiterhin gegenüber dem Gleichheitsgrundsatz (Art. 3 Abs. 1 GG) insofern rechtfertigungsbedürftig, als dass die Sonderbelastung in eine verfassungswidrige Ungleichbehandlung münden kann (Kirchhof 2007a: 984 f.). Die juristischen Rechtfertigungsansätze nicht-steuerlicher Abgaben stellen insbesondere auf diesen Aspekt der möglichen Ungleichbehandlung ab, wohingegen die Eigentums- und Berufsfreiheit den wesentlichen Rechtfertigungsbedarf von Steuern darstellt.

Neben möglichen Grundrechtseingriffen einer Zahlungspflicht ergibt sich bei nichtsteuerlichen Abgaben zusätzlicher Rechtfertigungsbedarf aus der Tatsache, dass diese Instrumente nicht auf Grundlage der Finanzverfassung (Art. 104a ff. GG), sondern auf Basis von Sachkompetenzen des Bundes oder der Länder (Art. 70 ff. GG) erlassen werden. Da die Regeln der Finanzverfassung die BürgerIn vor willkürlichen fiskalischen Eingriffen und insbesondere vor übermäßiger Besteuerung schützen sollen und die politisch ausgehandelte Kompetenzverteilung zwischen Bund und Ländern reflektieren, müssen außerhalb dieser Rechtsgrundlage erlassene Abgaben zusätzliche Anforderungen erfüllen, um dieses Schutzniveau bzw. diese Kompetenzordnung nicht zu unterlaufen (BVerfGE 93, 319: 342 f.; Fischer 2011: 155; Kirchhof 2007b: 1111 f.).

Vereinzelt wird nicht nur die Abgabebzahlung, sondern auch die ggf. zusätzlich erfolgende Reduzierung der Bemessungsgrundlage als gesonderter rechtfertigungsbedürftiger Aspekt gesehen. Hierbei schwimmt jedoch der Rechtfertigungsbedarf (Wernsmann 2005: 353-357). Auch nicht-zwingende staatliche Eingriffe, hier verstanden als Anreize zur Verhaltensänderung, könnten freiheitsbeschränkend wirken, wobei ein solch weitgefasser Eingriffsbegriff aber juristisch als konturlos betrachtet wird und Rechtfertigungsbedarf erst **bei Überschreitung einer bestimmten „Eingriffsschwelle“** (ebd.: 354) gegeben sei. Diese Schwelle wäre erst bei fiskalischen Anreizen überschritten, deren Intensität zum Verzicht auf die Ausübung von Grundrechten bzw. zu einer diskriminierenden Wirkung hinsichtlich des Grundrechtsgebrauchs führen würde (ebd.: 356 f.).

Die hier eröffnete Unterscheidung zwischen einem Rechtfertigungsbedarf der Zahllast und einem Rechtfertigungsbedarf der Lenkungslast erscheint aus ökonomischer Sicht wenig zielführend, da auch die Verhaltensänderung, also die Reduzierung der Bemessungsgrundlage, mit Kosten einhergeht und somit einen mit der Abgabenzahlung vergleichbaren Grundrechtseingriff impliziert. Im Weiteren wird daher die Differenzierung zwischen Zahllast und Lenkungslast als gesondert zu rechtfertigende Aspekte von Lenkungsabgaben nicht weiter beachtet.

4.3.3.2 Rechtfertigung von Umweltabgaben

Es ist bereits erwähnt worden, dass eine positive Rechtfertigung lenkender Abgaben zu Umweltzwecken rechtlich schwierig ist. Es lässt sich also nach h. M. nicht ohne Weiteres begründen, dass der Staat verpflichtet ist, zum Schutz der individuellen Grundrechte (etwa das Recht auf körperliche Unversehrtheit) Umweltbelastungen über ein Mindestmaß hinaus zu reduzieren (Erbguth / Schlacke 2014: 64 f.). Lediglich die Erhebung von Steuern zu fiskalischen Zwecken wird positiv legitimiert, nämlich über die Sozialpflichtigkeit des Einkommens:

„Allein eine wertvolle [privatwirtschaftliche Leistung] ... führt noch nicht zu einem Einkommen; Einkommen entsteht erst, wenn die Rechtsgemeinschaft eine Leistung

durch Entgelt anerkannt hat. Ebenso begründet allein die Kaufkraft – wenn sie in der Wüste eingesetzt werden sollte – noch keinen Umsatz; erst die Infrastruktur eines umfassenden und allgemeinen Leistungsangebotes des Marktes erlaubt es dem Nachfrager, seine Kaufkraft in Gegenleistungen einzutauschen. Deshalb rechtfertigt sich die ‚voraussetzungslose‘ Steuer als Teilhabe am jeweiligen individuellen Erfolg privatnützigen Wirtschaftens, der sich seinerseits auf die von der Rechtsgemeinschaft bereitgestellte Freiheitsstruktur von Marktordnung, Frieden, Rechtssystem, Schul- und Ausbildungswesen stützt“ (Kirchhof 2007a: 1000).

An dieser Stelle wird darauf Bezug genommen, dass die staatliche Ordnung Eigentum und marktwirtschaftliches Handeln erst möglich macht. Das wird als staatliche Leistung betrachtet, die eine teilweise Abschöpfung des individuell geschaffenen Wohlstands rechtfertigt. Dass staatlicher Umweltschutz eine analoge Leistung im Sinne der Sicherung von Freiheit und wirtschaftlichem Handeln darstellt, weil dadurch natürliche Lebensgrundlagen gesichert und Wettbewerbsverzerrungen sowie Eigentumseingriffe durch externe Effekte minimiert werden, dass also Einkommen nicht nur sozialpflichtig sondern auch „umweltpflichtig“ (Bruch 2012) sei, wird zwar in den Rechtswissenschaften durchaus thematisiert (ebd.), hat sich aber bisher nicht als Begründungsmuster innerhalb der Rechtsprechung zu Umweltabgaben durchsetzen können.

Umweltlenkungsabgaben erbringen demnach keine Leistung, die eine positive Rechtfertigung analog zu (Finanzierungs-)Steuern begründet. Sie werden stattdessen vorrangig über die Einhaltung (verfassungs-)rechtlicher Grundsätze und Prinzipien gerechtfertigt, die einen Korridor legitimer Grundrechtseingriffe abstecken. Je nachdem ob Umweltabgaben auf der Finanzverfassung basieren (Lenkungssteuern) oder alternativ aus einer Sachkompetenz heraus geschaffen werden (Gebühren, Sonderabgaben, sonstige Abgaben), fällt dabei der Rechtfertigungsbedarf unterschiedlich hoch aus. Das Umgehen der Finanzverfassung durch nicht-steuerliche Abgaben hebt u.a. den darin angelegten Schutz der BürgerIn vor übermäßiger Besteuerung aus, weshalb zusätzliche Anforderungen gestellt werden, um auch hier ein vergleichbares Schutzniveau zu gewährleisten. Diese Anforderungen dienen nicht zuletzt der Wahrung des Grundsatzes der Belastungsgleichheit, der sich aus dem Gleichheitsgrundsatz nach Art. 3 GG ergibt und vor einer willkürlichen ungleichen finanziellen Gesamtbelastung unterschiedlicher gesellschaftlicher Gruppen schützen soll (Fischer 2011: 155; Kirchhof 2007b: 1144; Staudacher 2004: 31).

Die grundsätzliche (negative) Rechtfertigung erfolgt also im Kern über den Nachweis, dass die mit der Abgabe verbundene Freiheitsbeschränkung vertretbar ist, und dass auch das Gleichheitsprinzip und die bestehende Kompetenzverteilung zwischen den Verfassungsorganen nicht verletzt werden. Im folgenden Abschnitt wird dargestellt, wie dies anhand der einzelnen Abgabetypen operationalisiert wird, wie also Lenkungssteuern

sowie ökologisch motivierte Gebühren und Sonderabgaben im Einzelnen juristisch gerechtfertigt werden.

4.3.4 Rechtfertigung spezieller Abgabeformen

4.3.4.1 Lenkungssteuern

Umweltlenkungssteuern bewegen sich im Rahmen der Finanzverfassung. Ihre Rechtfertigung erfolgt positiv in Bezug auf die Sozialpflichtigkeit des Eigentums, sowie gleichzeitig negativ über die Einhaltung einschlägiger verfassungsrechtlicher Grundsätze (Erbguth / Schlacke 2014: 61 f.), die allerdings im Hinblick auf den verfolgten Lenkungszweck teilweise eine spezifische Operationalisierung erfahren.

Zu diesen verfassungsrechtlichen Grundsätzen zählt erstens, dass der Umfang des Eigentumseingriffs der Sozialpflichtigkeit des Eigentums entspricht, also einen „**ordnungsgemäßen Ausgleich**“ (ebd., 61) **zwischen dem berechtigten Anspruch des Staates** auf Teilhabe am privaten Eigentum und dem Recht des Individuums auf freie Verfügung über sein Eigentum gewährleistet. Sodann darf die Umweltabgabe keinen Verstoß gegen den Gleichheitsgrundsatz darstellen, indem bestimmte Individuen oder Gruppen ohne sachlichen Grund eine höhere fiskalische Gesamtbelastung tragen als der Rest der Gesellschaft. Schließlich muss das Verhältnismäßigkeitsprinzip gewahrt sein, womit besagt ist, dass die staatliche Maßnahme zur Erreichung ihres Ziels (hier: der Lenkungszweck) geeignet, erforderlich und angemessen sein muss.

Im Hinblick auf Lenkungsabgaben präzisiert Kirchhof (2007b: 1170-1175) die genannten Anforderungen des Verhältnismäßigkeitsprinzips wie folgt: Lenkungssteuern (und andere lenkende Abgaben) müssen 1) effektiv sein, was einen spürbaren Lenkungsanreiz, Reaktionsmöglichkeiten der Abgabepflichtigen und die Abwesenheit von konterkarierenden Instrumenten voraussetzt; 2) geeignet, insofern als das ökologische Ziel nicht durch den vergleichsweise langsamen Wirkmechanismus von marktförmigen Instrumenten verfehlt wird (damit sind etwa an akute Gefahren ausgeschlossen, die ein schnelles Eingreifen erfordern); sowie 3) sachlich begründet, was ein plausibles Lenkungsziel sowie einen deutlichen Vorrang der Lenkungsfunktion gegenüber der Finanzierungsfunktion erfordert.

Die hiermit formulierten Anforderungen gelten für alle Arten von Lenkungsabgaben und **stellen damit gewissermaßen den grundlegenden „Rechtfertigungskomplex“** dar. Bei nicht-steuerlichen Abgaben wird dieser Komplex um weitere Aspekte ergänzt, da hier infolge des Verlassens der Finanzverfassung zusätzlicher Rechtfertigungsbedarf entsteht. Auffällig ist, wie einleitend bereits erwähnt, dass die Rechtfertigung in diesem Fall weitgehend negativ erfolgt: Solange der Aspekt der Sozialpflichtigkeit des Einkommens nicht überstrapaziert und nicht gegen die Gleichheits- und Verhältnismäßigkeitsgrundsätze verstoßen wird, sind

Abgabeneingriffe grundsätzlich legitim. Auch die Operationalisierung des Verhältnismäßigkeitsprinzips erweist sich als inhaltsleer: Solange die Umstände (Substitutionsmöglichkeiten, institutionelle Rahmenbedingungen) eine Abgabenlenkung nicht im Keim ersticken, also solange eine Lenkung *möglich* ist, erscheint sie auch gerechtfertigt.

Die eigentliche *inhaltliche* Rechtfertigung als ein Aspekt des Verhältnismäßigkeitsprinzips wird zwar angemahnt aber nicht weiter ausgeführt. Am Ende mündet sie in eine schlichte Plausibilitätsprüfung: Erscheint dem Gericht (oder einem anderen juristischen Betrachter) der von der Politik vorgetragene Lenkungszweck als plausibel, ist die sachliche Rechtfertigung gegeben. Kirchhof (2000: 1173) verweist hier auf das Bundesverfassungsgericht, welches für Lenkungsabgaben von der Gesetzgeberin die Angabe eines klaren Lenkungszwecks verlangt hat. Anhand welcher Verfahren oder Kriterien dieser angegebene Zweck auf Plausibilität geprüft werden kann oder soll, bleibt jedoch offen, ebenso wie die Frage, wie vorzugehen ist, wenn eine Sachlage für unterschiedliche BeobachterInnen unterschiedlich plausibel erscheint. Bei der Entscheidung zum Baden-Württembergischen „Wasserpfennig“ etwa hat das BVerfG den von der Politik vorgetragenen Lenkungszweck bzw. die Begründungsfigur der Vorteilsabschöpfung etwa als nachvollziehbar anerkannt (BVerfG, Beschl. v. 7.11.1995 - 2 BvR 413/88, 2 BvR 1300/93 (Wasserpfennig), BVerfGE 93, 319 (342 ff.): 345), wohingegen Kirchhof (2000) von einer „irrationale[n] Diagnose ohne Rechtfertigungsqualität“ spricht (ebd.: 1173). Kirchhofs Urteil beruht auf der Einschätzung, dass eine Bepreisung der Entnahme von Wasser in einem Land wie Deutschland, welches „riesige Wasserüberschüsse“ (ebd., 1173) aufweise, nicht nachvollziehbar sei. Aus ökonomischer Perspektive hingegen ist eine Bepreisung der knappen Ressource Wasser folgerichtig, da auch im wasserreichen Deutschland Nutzungskonkurrenzen bestehen, die nur über Preise effizient bewältigt werden können (Gawel 2013).

Sacksofsky (2000: 2626) verweist mit Blick auf die sachliche Rechtfertigung von Lenkungsabgaben darauf, dass die Rechtswissenschaft hierbei auf den Wissensstand anderer Disziplinen zurückgreifen müsse, etwa der Ökonomie (ähnlich Wernsmann 2005: 116). Damit wird eingestanden, dass die Rechtswissenschaft letztlich gar nicht die Mittel für eine inhaltliche Rechtfertigung von umweltpolitisch motivierten Lenkungsabgaben bereithält. Das methodische Rüstzeug der Rechtswissenschaft ist vorrangig auf die Prüfung der Vereinbarkeit mit dem Verfassungsrecht einschließlich der darin genannten Grundrechte ausgelegt. Die eigentliche Legitimation von Grundrechtseingriffen durch Abgaben erfolgt aber durch die Politik, wobei die juristische Prüfung der Plausibilität des politisch dargereichten Begründungsmusters nur einen von vielen Prüfschritten darstellt **und zudem wissenschaftlich systematisch nur unter Rückgriff auf thematisch ‚zuständige‘** Disziplinen erfolgen kann. Die juristische Rechtfertigung von Umweltabgaben beschränkt sich demnach auf die Eingrenzung eines Zulässigkeitsbereichs für Lenkungsabgaben, um zu weitgehende staatliche Eingriffe in die Grundrechte der Individuen zu unterbinden:

„Denn unter pauschaler Bezugnahme auf ‚Lenkungs Zwecke‘ könnte nahezu jede steuerliche Ungleichbehandlung und jede Durchbrechung steuerlicher Prinzipien gerechtfertigt werden“ (Wernsmann 2005: 3 f.).

4.3.4.2 Gebühren

Neben Lenkungssteuern lassen sich aus juristischer Sicht auch Gebühren für umweltpolitische Zwecke einsetzen (Erbguth / Schlacke 2014: 113). So kann der Staat etwa die ihm entstehenden Kosten im Zuge der privaten Benutzung einer öffentlich bewirtschafteten und bereitgestellten Ressource über Nutzungsgebühren der RessourcennutzerIn in Rechnung stellen (Kirchhof 2007b: 1124). Typische Beispiele für derartige Nutzungsgebühren sind (Ab-)Wasser und Abfallentsorgungsgebühren. Auf diese Weise erhalten diese Güter aus Sicht der Nutzerin einen Preis, der zur sparsamen Verwendung anregt. Aus juristischer Sicht steht dabei der Gedanke des Ausgleichs eines vom Staate empfangenen Vorteils im Vordergrund, da der Empfänger einer staatlichen Leistung ohne einen solchen Vorteilsausgleich gegenüber jenen BürgerInnen besser gestellt würde, die diese Leistung nicht erhalten bzw. in Anspruch nehmen (Murswiek 1994: 173). Die Vorteilsabschöpfung erfüllt dabei den zusätzlichen Rechtfertigungsbedarf nicht-steuerlicher Abgaben, die sich außerhalb der – staatliche Begehrlichkeiten begrenzenden – Finanzverfassung bewegen, die bundesstaatliche Kompetenzverteilung infrage stellen und u.U. das Budgetkontrollrecht des Parlaments unterlaufen (Staudacher 2004: 31).²⁵

Der über Gebühren etablierte Preis für die Nutzung einer Ressource richtet sich allerdings nicht direkt nach ihrer Knappheit, sondern spiegelt den öffentlichen Aufwand der Bereitstellung und somit lediglich betriebswirtschaftliche Kosten wider. Diese Kostengröße ist nur insofern an die volkswirtschaftlich relevante Größe der Ressourcenknappheit gebunden, als dass bei steigender Knappheit für gewöhnlich auch die Bereitstellungskosten steigen, etwa infolge der Notwendigkeit der Aufbereitung von verschmutztem Wasser zu Trinkwasserzwecken. Eine direkte, d.h. unmittelbar am Umfang externer Effekte oder nach Maßgabe der politischen Präferenzen bzgl. des erwünschten Nutzungsumfangs einer Ressource orientierte Knappheitsbewirtschaftung ist aber mithilfe der klassischen Gebühr kaum zu realisieren (Gawel et al. 2014: 123 ff.). Gebühren werden folglich in der ökonomischen Debatte um Umweltabgaben üblicherweise ausgeschlossen (Milne / Andersen 2012: 20 f.). Auch in der juristischen Diskussion wird die Verwendung des

²⁵ Zusätzlich können Gebühren auch insofern als besonders rechtfertigungsbedürftig betrachtet werden, als dass sie die Gewährung einer staatlichen Leistung an die Zahlungsfähigkeit bzw. Zahlungswilligkeit des Bürgers knüpfen (Kirchhof 2007b: 1124). Bei staatlichen Leistungen wie der Bereitstellung der öffentlichen Sicherheit ist dies offenkundig nicht wünschenswert, so dass diese über Steuern finanziert werden müssen (Kirchhof 2007b: 1104 f.). Die Vorteilsabschöpfungsfunktion der Gebühr adressiert diesen Rechtfertigungsbedarf jedoch nicht und steht daher dem Ausschluss der Nicht-Zahlungsfähigen von einer gebührenpflichtigen staatlichen Leistung ebenso gleichgültig gegenüber wie die Wirtschaftswissenschaften dem Ausschluss von Nicht-Zahlungsfähigen von der Nutzung einer Ressource.

Gebühreninstruments als generelles Instrument zur knappheitsorientierten Bewirtschaftung von Umweltgütern kritisch gesehen, da die Einordnung der staatlichen Duldung der Ressourcennutzung als gebührenfähige Leistung zu einer Entgrenzung des historisch gewachsenen Gebührenbegriffs führen würde (Fehling 2003: 249).

Gleichwohl liegt der Gedanke nicht fern, das Gebührenkonzept der Vorteilsabschöpfung auch auf Umweltgüter anzuwenden: So wie die staatliche Leistung bzw. staatliche Kosten als Maßstab für den Umfang des Vorteils angesehen werden können, kann auch die Nutzung einer staatlich verwalteten Ressource durch Private als Sondervorteil aufgefasst werden, den es unter Gleichheitsgesichtspunkten abzuschöpfen gilt. Murswiek (1994) hat **in diesem Sinne das Konzept einer ‚Ressourcennutzungsgebühr‘** entworfen, das unmittelbar am umweltökonomischen Gedanken der Internalisierung externer Effekte anknüpft (ebd.: 170). Ungeachtet der oben ausgeführten Schwierigkeiten, den Umfang externer Effekte exakt zu beziffern, eröffnet dieser Gebührentyp die Möglichkeit, mithilfe des Gebühreninstruments volkswirtschaftlich orientierte Kostengrößen (d. h. auch die Kosten des Verzehrs ökologischer Ressourcen) anzulasten und damit eine unmittelbar knappheitsorientierte Abgabenlenkung zu realisieren.

Mit dem Urteil zum **Baden-Württembergischen „Wasserpfeffennig“** ist das Bundesverfassungsgericht Murswicks Konzept der Ressourcennutzungsgebühr gefolgt, ohne dabei die Frage zu beantworten, ob es sich dabei tatsächlich um eine neue Form der Gebühr oder einen anderen Abgabentypus handelt (BVerfGE 93, 319 (342 ff.): 344 f.). Als sachlichen Rechtfertigungsgrund hat es die Abschöpfung des aus der Ressourcennutzung erwachsenen Sondervorteils angeführt, der in diesem Falle die Erhebung einer Abgabe jenseits der Finanzverfassung legitimiere. Ebenso wie im Zusammenhang mit Lenkungssteuern bereits ausgeführt, erfolgt auch hier keine tiefergehende Rechtfertigung jenseits des klassischen Aspekts der Vorteilsabschöpfung im Gebührenrecht und damit **des auf das Gerechtigkeitsprinzip verweisenden „Ausgleichsgedankens“** (ebd.: 345 f.). Verweise auf Lenkungsziele **„ausweislich der Gesetzesbegründungen“** (ebd.: 339) sowie auf das Ziel des **„sparsamen Einsatzes dieser natürlichen Ressource“** (ebd.: 340) sprechen abermals dafür, dass hier lediglich eine Plausibilitätsprüfung der von der Gesetzgeberin angeführten Rechtfertigungsgründe vorgenommen wurde. Warum lenkende Gebühren hingegen aus juristischer Perspektive zweckmäßig sind, ist mit dem Verweis auf die Vereinbarkeit mit dem Grundsatz der Belastungsgleichheit nicht beantwortet.

4.3.4.3 Sonderabgaben

Ebenso wie Gebühren sind Sonderabgaben gegenüber Steuern zusätzlich rechtfertigungsbedürftig, weil sie das **„Prinzip des Steuerstaats“** (Fischer 2011: 155) unterlaufen. Im Unterschied zu Gebühren wird ihr Aufkommen nicht in den allgemeinen Haushalt eingestellt, sondern in einem gesonderten Fonds bzw. Haushaltstitel verwaltet.

Hieraus resultiert ein nochmals erhöhter Rechtfertigungsbedarf, da diese Mittel so der regelmäßigen parlamentarischen Kontrolle entzogen werden (Kirchhof 2007b: 1112).

Entsprechend der drei Aspekte, die einen Rechtfertigungsbedarf auslösen – Durchbrechung der staatlichen Machtbalance durch Umgehung der Finanzverfassung, möglicher Verstoß gegen das Prinzip der Belastungsgleichheit, Durchbrechung des Grundsatzes der Vollständigkeit des Haushaltsplans (Staudacher 2004: 31) wurden drei Rechtfertigungsmuster für Sonderabgaben entworfen, die im Laufe der Zeit durch die Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts zu sechs Anforderungen weiterentwickelt wurden (s. Fischer 2011: 157-159 mit Verweisen auf die entsprechenden Urteile): Erstens muss die Gesetzgeberin mit der Abgabe einen besonderen Sachzweck verfolgen, der über die reine Mittelbeschaffung für den allgemeinen Staatshaushalt (die durch Steuern bewerkstelligt werden soll) hinausgeht. Zweitens darf eine Sonderabgabe nicht der Allgemeinheit, sondern muss einer homogenen, also von der Allgemeinheit etwa durch eine gemeinsame Interessenlage abgrenzbare Gruppe auferlegt werden (Gruppenhomogenität). Diese homogene Gruppe muss drittens infolge einer besonderen Nähe zum Erhebungszweck eine besondere Gruppenverantwortung erkennen lassen, was sich auch als **Verursacherprinzip bzw. „Finanzierungsverantwortlichkeit“** (Kirchhof 2007b: 1155) interpretieren lässt. Das Aufkommen aus der Sonderabgabe muss viertens einer gruppennützigen Verwendung zugeführt werden, so dass der Gruppe als Ganzes durch die Abgabe keine Sonderbelastung entsteht. Schließlich ist eine Sonderabgabe fünftens durch die Gesetzgeberin periodisch zu überprüfen bzw. zeitlich zu begrenzen und sechstens in einer Anlage zum Haushaltsplan zu dokumentieren. In seiner weiteren Rechtsprechung hat das Bundesverfassungsgericht allerdings festgestellt, dass bei Sonderabgaben, die nicht vorrangig eine Finanzierungs- sondern eine Lenkungs Aufgabe wahrnehmen, die Anforderungen der Gruppenverantwortung sowie der gruppennützigen Verwendung entfallen (BVerfG, Beschluss vom 26.05.1981 - 1 BvL 56, 57, 58/78, BVerfGE 57, 139 ff.: 167f, 169).

Im Gegensatz zu den Rechtfertigungsmustern von Lenkungssteuern und Gebühren verliert das komplizierte Rechtfertigungsgeflecht von Sonderabgaben bei näherer Betrachtung jedoch an Kontur und Substanz. Das zeigt schon die erste Anforderung des zu benennenden Sachzwecks: In der Rechtsprechung bzw. der kommentierenden Literatur ist versucht worden, diesem Sachzweck konzeptionell habhaft zu werden, indem mehrere Typen von Sonderabgaben unterschieden wurden: Neben primär der Generierung von Finanzmitteln dienenden *Sonderabgaben mit Finanzierungsfunktion* wurden etwa *Vorteilsabschöpfungsabgaben* identifiziert, die der bereits erwähnten Ressourcennutzungsgebühr entsprechen, teilweise aber als Sonderabgabe eingeordnet werden (Dammert / Brückner 2013: 194; Fischer 2011). Alternativ zum Sachzweck in Form der Abschöpfung eines Sondervorteils wird als legitimer Zweck von Sonderabgaben auch die Verteuerung einer Ressource und daraus folgend ihrer sparsameren Verwendung gesehen, was im Begriff der *lenkenden Sonderabgabe* zum Ausdruck kommt (Dammert /

Brückner 2013: 194). Fischer (2011: 149) benennt darüber hinaus *Ausgleichsabgaben*, die ihre sachliche Rechtfertigung über den Ausgleich eines Vorteils erhalten, der – im Unterschied zur Vorteilsabschöpfungsabgabe – aus einer „Nichterfüllung einer konkreten öffentlich-rechtlichen Verhaltenspflicht resultiert“ (ebd.). Sowohl die Frage, inwieweit es für die Abschöpfung eines Sondervorteils relevant sein sollte, ob dieser aus dem Verstoß gegen eine staatliche Vorgabe resultiert oder nicht, als auch die Tatsache, dass aus ökonomischer Sicht der Unterschied zwischen einer Vorteilsabschöpfungsabgabe und einer Lenkungsabgabe schwer erkennbar ist, lässt diese Systematisierung sachlicher Rechtfertigungsgründe fragwürdig erscheinen. Auch der Hinweis von Dammert und Brückner (2013: 194 f.), dass etwa bei Wasserentnahmeentgelten mehrere dieser Begründungsmuster gleichzeitig vorliegen, lässt erkennen, dass die rechtliche Systematisierung der legitimierenden Sachzwecke von Sonderabgaben wenig zielführend ist.

Konturlos sind aber auch andere Anforderungen im Rechtfertigungsgeflecht für Sonderabgaben: So weist Staudacher (2004: 12-20) im Hinblick auf das Kriterium der Gruppenverantwortung darauf hin, dass diese weitgehend Interpretationssache sei. Der „Kohlepfennig“ etwa, einer Sonderabgabe zum Zwecke der Subvention der international nicht wettbewerbsfähigen deutschen Kohleindustrie, wurde für verfassungswidrig erklärt, da von einer Gruppenverantwortung der abgabepflichtigen Energieunternehmen nicht gesprochen werden könnte, wenn letztlich die Allgemeinheit (der Energieverbraucher) die Ressource nutze und auch über Strompreise die weitergewälzte Abgabe trage. Der Baden-Württembergische „Wasserpennig“ hingegen war für verfassungskonform erklärt worden, obwohl auch hier Ressourcennutzung und Abgabenlast am Ende nicht bei der abgabepflichtigen Gruppe (v.a. kommunale Wasserversorger) verbleiben, sondern der Allgemeinheit (private Haushalte, Industrie, Gewerbe) zuzuordnen sind. Analog zur Gruppenverantwortung könne zudem auch das Kriterium einer homogenen Gruppe derart unterschiedlich ausgelegt werden, dass es im Einzelfall je nach Belieben zutreffe oder nicht (ebd.: 53 - 58).

Noch schwerwiegender als die mangelnde Kontur der Rechtfertigung von Sonderabgaben ist die Tatsache, dass die genannten Anforderungen nur einen Teilbereich des dreifachen Rechtfertigungsbedarfs abdecken. So verweist Staudacher (2004: 66 - 71) darauf, dass Sachzweck, Gruppenverantwortung und Gruppennützigkeit zwar die Gefahr eines Verstoßes gegen das Prinzip der Belastungsgleichheit minimieren. Die Umgehung des Budgetrechts des Parlaments sowie der Eingriff in die Machtbalance zwischen Bundes- und Gliedstaaten würden durch die Anforderungen an Sonderabgaben hingegen nicht adressiert:

„Die vorrangige Frage, ob die Grundrechte überhaupt die Erhebung einer Sonderabgabe zulassen, welcher Individualschutz also gegenüber Sonderabgaben besteht, wurde nicht gestellt. [Damit wird] die erste Ebene einer Prüfung der Zulässigkeit der Erhebung von Sonderabgaben übersprungen“ (ebd.: 112).

Während wohlmeinendere Stimmen vor diesem Hintergrund lediglich davon sprechen, dass sich „die rechtfertigenden Gründe für eine Sonderabgabe [...] nicht abschließend systematisieren“ (Kirchhof 2007b: 1156; s. auch Kirchhof 2000) ließen, stehen andere Rechtswissenschaftler der Kategorie der Sonderabgabe deutlich skeptischer gegenüber. So urteilt etwa Sacksofsky (2000) analog zu Staudachers Analyse:

„Die Rechtsfigur der Sonderabgabe genügt den Anforderungen an Rechtssicherheit nicht und mindert in manchem das Schutzniveau für den Bürger“ (ebd.: 2625).

Insgesamt kommt hier zum Ausdruck, dass die im Zusammenhang mit Lenkungssteuern und Ressourcennutzungsgebühren angesprochene überwiegend negative Rechtfertigungsmethodik, die sich auf eine reine Zulässigkeitsprüfung beschränkt, auch aus juristischer Sicht als unbefriedigend empfunden wird.

4.3.5 Zusammenfassung: Juristische Rechtfertigung von Umweltabgaben

Von den im deutschen Verfassungsrecht genannten bzw. für zulässig erachteten Abgabeformen können vor allem Lenkungssteuern, Ressourcennutzungsgebühren sowie Sonderabgaben als Instrumente betrachtet werden, mit denen sich allokativen Ziele im Umweltbereich verfolgen lassen. Je nachdem, für welches Instrument sich die Gesetzgeberin entscheidet, entsteht dabei unterschiedlicher Rechtfertigungsbedarf, dem auch unterschiedliche Rechtfertigungsmuster zugeordnet werden können. Umweltpolitisch motivierte Lenkungssteuern sind gerechtfertigt, solange sie die Balance zwischen dem Recht des Staates auf Abschöpfung eines Teils des Einkommens einerseits und dem Recht des Individuums auf freie Verfügung über sein Eigentum andererseits wahren, keiner gesellschaftlichen Gruppe eine ungerechtfertigte Sonderbelastung zumuten, sowie zur Lenkung geeignet und von der Gesetzgeberin mit einem plausiblen Lenkungsauftrag ausgestattet sind.

Die von Murswiek (1994) konzeptionell entwickelte und von der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts aufgegriffene Ressourcennutzungsgebühr ist darüber hinaus rechtfertigungsbedürftig, da sie die kompetenzverteilungswahrende und Abgabenlastbeschränkende Finanzverfassung verlässt und zudem eine Sonderbelastung darstellt, die den Grundsatz der Belastungsgleichheit bedroht. Gerechtfertigt ist sie, wenn die Belastungsgleichheit gewahrt wird, indem die Abgabenbelastung lediglich einen Sondervorteil abschöpft, der aus der Nutzung einer staatlich bewirtschafteten (Umwelt-)Ressource erwächst.

Bei Sonderabgaben entsteht ein nochmals erhöhter Rechtfertigungsbedarf, da sie nicht nur die Finanzverfassung umgehen, sondern zudem die (periodische) Budgetkontrolle des Parlaments unterlaufen, indem ihr Aufkommen außerhalb des Haushalts verwaltet wird. Der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts zufolge sind derartige Abgaben

gerechtfertigt, wenn sie sich durch einen besonderen Sachzweck auszeichnen, eine homogene Gruppe mit besonderer Finanzierungsverantwortung betreffen, das Abgabeaufkommen gruppennützig verwendet wird, die Abgabe durch die Gesetzgeberin periodisch überprüft wird bzw. zeitlich begrenzt ist und in einer Anlage zum Haushaltsplan dokumentiert wird. Sofern nicht Finanzierungszwecke im Vordergrund stehen, entfallen die Anforderungen der Finanzierungsverantwortung und der gruppennützigen Verwendung.

Mit Ausnahme des Motivs der Sozialpflichtigkeit des Einkommens im Zusammenhang mit (Lenkungs-)Steuern werden Lenkungsabgaben weitgehend negativ gerechtfertigt. Die aus dem Verfassungsrecht abgeleiteten Rechtfertigungsmuster liefern keine inhaltliche Begründung für den Einsatz von Abgaben, sondern definieren einen Korridor des rechtlich zulässigen: Jegliche Abgabe, die sich innerhalb dieses Korridors bewegt, wird als legitim erachtet, solange die Politik einen nachvollziehbaren Sachgrund anführt. Zur Prüfung der Plausibilität dieses Sachgrunds hält die Rechtswissenschaft keine Methodik bereit und greift stattdessen auf das allgemeine Urteilsvermögen der Richter und Kommentatoren zurück, was zu unterschiedlichen Ansichten zur Zulässigkeit bestehender ökologisch motivierter Abgaben geführt hat. Genuin juristische sachliche Rechtfertigungsmuster wie etwa die Figur der Umweltpflichtigkeit des Einkommens sind in Ansätzen vorhanden. Ein Niederschlag ist in der bisherigen Rechtsprechung aber nicht erkennbar.

4.4 Ökonomische und juristische Rechtfertigungsmuster im Vergleich

4.4.1 Rechtfertigungsbedarf und Bewertungsmaßstäbe

Aus wirtschaftswissenschaftlicher Sicht sind staatliche Eingriffe in die Freiheit des Individuums – aber auch das Unterlassen staatlichen Handelns – im Hinblick auf das Ziel der Verschwendungsfreiheit rechtfertigungsbedürftig. Insoweit Umweltabgaben eine effizientere Bewältigung von Umweltproblemen versprechen als andere Instrumente oder staatliche Untätigkeit, ist aber nicht der Abgabeneinsatz, sondern vielmehr der Verzicht darauf rechtfertigungsbedürftig (z. B. Gawel 2014b: 45 - 47). Aus juristischer Sicht erwächst Rechtfertigungsbedarf hingegen aus den potenziellen Eingriffen des Abgabeninstruments in die Freiheit des Individuums (Eigentums- und Berufsfreiheit), bzw. im Fall der hier betrachteten Sonderabgaben insbesondere aus der Möglichkeit eines Verstoßes gegen den Gleichheitsgrundsatz (Kirchhof 2007a: 984 f.) sowie der Umgehung der Finanzverfassung, welche den Bürger vor übermäßigen Eingriffen des Staates in seine Freiheit schützen soll (Fischer 2011: 155; Kirchhof 2007b: 1111 f.).

Warum Eingriffe in das Marktgeschehen bzw. in Eigentumsrechte in Form von Lenkungsabgaben gerechtfertigt sein können, wird dementsprechend unterschiedlich begründet. Aus umwelt- und institutionenökonomischer Sicht rechtfertigt das Vorliegen externer Effekte und damit ein ineffizienter Allokationszustand staatliche Eingriffe. Diese korrigieren Marktversagen bzw. etablieren geeignete Verfügungsrechte und führen somit zu einer effizienteren Ressourcenallokation, die sich in einer höheren gesellschaftlichen Wohlfahrt niederschlägt. Aus rechtswissenschaftlicher Sicht sind hingegen Marktversagen, Effizienzsteigerungen bzw. Wohlfahrtsgewinne kein ausreichender Rechtfertigungsgrund für den abgabenrechtlichen Eingriff in Grundrechte oder den Verstoß gegen Rechtsprinzipien. Sofern Kostenaspekte in die Überlegungen eingehen, werden sie vorrangig unter Ausgleichserwägungen betrachtet.

Der Kostendeckungsgrundsatz im Gebührenrecht wird etwa nicht im Hinblick auf die Konfrontation der Ressourcennutzerin mit den Knappheitskosten bspw. eines Umweltgutes als Voraussetzung für dessen effiziente Allokation begründet. Stattdessen sollen mithilfe der Kostendeckung ungerechtfertigte Sondervorteile unterbunden, also Verstöße gegen das Gleichheitsprinzip beseitigt werden. Auch das von Murswiek 1994 formulierte Konzept einer Ressourcennutzungsgebühr, die explizit mit dem Gedanken der Internalisierung externer Effekte und damit mit Effizienzerwägungen in Verbindung gebracht wurde (ebd.: 170), ist in der Rechtsprechung des Bundesverfassungsgerichts (BVerfGE 93, 319 (342 ff.): 345 f.) sowie in der kommentierenden Literatur (Dammert/Brückner 2013: 195; Fischer 2011: 161) gegenüber dem Aspekt des Vorteilsausgleichs in den Hintergrund gedrängt worden. So hält etwa das BVerfG im „Wasserpennig“-Beschluss fest:

„Es kann dahinstehen, ob dies [die Legitimation von Wasserentnahmeentgelten; der Verf.] bereits aus der Lenkungsfunktion dieser Abgaben folgt. Jedenfalls ergibt sich die sachliche Legitimation aus ihrem Charakter als Vorteilsabschöpfungsabgaben im Rahmen einer öffentlich-rechtlichen Nutzungsregelung. Knappe natürliche Ressourcen, wie etwa das Wasser, sind Güter der Allgemeinheit. Wird Einzelnen die Nutzung einer solchen, der Bewirtschaftung unterliegenden Ressource [...] eröffnet, wird ihnen die Teilhabe an einem Gut der Allgemeinheit verschafft (vgl. Murswiek, NuR 1994, 170 [175]). Sie erhalten einen Sondervorteil gegenüber all denen, die das betreffende Gut nicht oder nicht in gleichem Umfang nutzen dürfen. Es ist sachlich gerechtfertigt, diesen Vorteil ganz oder teilweise abzuschöpfen“ (BVerfGE 93, 319 (342 ff.): 345 f.).

Obwohl auch die Motive der sparsamen Verwendung knapper Güter (ebd.: 340) sowie in Ansätzen des Managements von Nutzungskonkurrenzen (ebd.: 339; Fehling 2003: 247; Staudacher 2004: 144) überdauert haben, ist eine konsistente Anwendung der daraus ableitbaren Idee einer effizienzorientierten Bewirtschaftung von Umweltgütern nicht erkennbar. So akzeptiert Staudacher (2004) in seiner umfangreichen Untersuchung zu

Sonderabgaben etwa die Bewirtschaftung der Ressource Wasser mithilfe dieses Instruments, weist ein ähnliches Vorgehen in Bezug auf andere Umweltgüter wie Luft oder Boden aber entschieden zurück (ebd.: 149). Seer (2013: 41) widerspricht sogar der vom Bundesverfassungsgericht festgestellten Zulässigkeit von Wasserentnahmeentgelten mit der analogen Begründung, dass man dann auch gleich eine Ressourcennutzungsgebühr für den Gebrauch der Luft (Atmosphäre) erheben könne, was offenkundig als absurd erachtet wird. Hintergrund dieser Sichtweisen ist, dass das Problem der Nutzungskonkurrenz bei knappen Gütern nicht vollständig bzw. systematisch erfasst wird: Als problematisch und rechtfertigungsbedürftig erscheinen erst exzessive individuelle Nutzungen, also ein „Sondergebrauch“, der über einen „Gemeingebrauch“ hinausgeht (Fehling 2003). Dass Nutzungskonkurrenz aber bei jeder Ressourceneinheit von knappen Gütern vorliegt, wird nicht erkannt bzw. problematisiert.

Das ist insofern bemerkenswert, als dass im Recht durchaus nicht nur grobe Ausgleichsprinzipien gelten, sondern auch Optimierungsbestrebungen erkennbar sind, die auch die im Gemeingebrauch bestehende Knappheitsproblematik erfassen könnten. Als Teil des Verhältnismäßigkeitsgrundsatzes besagt etwa das Erforderlichkeitsgebot, dass der Staat bei der Umsetzung seiner Ziele auf Mittel zurückgreifen soll, die den Eingriff in die Grundrechte der BürgerInnen so weit wie möglich reduzieren. Dieses Gebot des staatlichen „Interventionsminimum[s]“ (Erbguth / Schlacke 2014: 70) könnte Umweltabgaben positiv legitimieren, da kosteneffiziente Abgabenlösungen unter geeigneten Voraussetzungen das Potenzial²⁶ besitzen, die Gesamtheit der UmweltnutzerInnen deutlich geringer finanziell zu belasten als ordnungsrechtliche Steuerungsansätze. Eine geringere finanzielle Belastung bedeutet auch geringere Grundrechtseingriffe, ließe sich also problemlos in ein juristisches Rechtfertigungsmuster ‚übersetzen‘. Gleichwohl ist bislang eine derartige Rechtfertigung von Umweltlenkungsabgaben weder in der Rechtsprechung noch in der Literatur erkennbar.

4.4.2 Bewertungsmethodik

Es wurde bereits angesprochen, dass nicht nur unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe bzw. -Kriterien verwendet und Lenkungsabgaben demnach inhaltlich verschieden legitimiert werden. Im Grunde sind die Rechtfertigungsansätze von Wirtschafts- und Rechtswissenschaften nur bedingt miteinander vergleichbar, da sie sich auf unterschiedlichen analytischen Ebenen bewegen. Die juristische Rechtfertigung ist

²⁶ Mit Potenzial ist hier gemeint, dass für gewöhnlich die finanzielle Belastung von Umweltabgaben für Emittenten höher ist als etwa von Emissionsgrenzwerten, da bei letzteren die zulässigen Emissionen für den Emittenten kostenfrei bleiben, während er bei einer Abgabenlösung sowohl Vermeidungskosten tragen als auch auf die verbleibenden Emissionen die Abgabe entrichten muss. Wird allerdings das **Aufkommen aus der Abgabe „gruppennützig“ verwendet, dürfte die finanzielle Gesamtbelastung aller Emittenten aufgrund der Effizienzvorteile der Abgabenlösung geringer ausfallen.**

weitgehend formeller Natur und bezieht sich maßgeblich auf die Vereinbarkeit einer Umweltabgabe mit übergeordnetem Recht bzw. steuerrechtlichen Prinzipien (Wernsmann 2005: 3). Die Anforderungen an Sonderabgaben etwa betreffen die Vereinbarkeit des Instruments mit der bundesstaatlichen Kompetenzordnung und dem verfassungsrechtlichen Grundsatz der Vollständigkeit des Haushaltsplans. Selbst die materielle Dimension, die in der Anforderung der Belastungsgleichheit zum Ausdruck kommt und die auf den Gleichheitsgrundsatz verweist, ist mittels stark formalisierter Kriterien übersetzt worden, von denen am ehesten noch die Anforderung eines besonderen Sachzwecks als inhaltlich bezeichnet werden kann. Das heißt, die eigentliche Debatte darüber, was Umweltabgaben sachlich, also im Hinblick auf gesellschaftliche Wertvorstellungen und Ziele legitimiert, betrifft lediglich einen kleinen Ausschnitt der rechtswissenschaftlichen Rechtfertigung.

Weiterhin ist bereits ausgeführt worden (Abschnitt 4.3.4.3), dass diese inhaltliche Debatte nur in Ansätzen geführt wird und im Wesentlichen aus einer Plausibilitätsprüfung des politisch vorgetragenen Abgabenzwecks besteht, ggf. unter Zuhilfenahme außerdisziplinärer (umweltökonomischer) Konzepte. Dieses Vorgehen erfolgt jedoch wenig systematisch und führt zu Missverständnissen, die fragwürdige Beurteilungen von Lenkungsabgaben zur Folge haben. Ein Beispiel hierfür ist, dass wahlweise nur die Reduzierung der Bemessungsgrundlage (das Ausweichen vor der Zahllast) oder alternativ nur die Zahlung der Abgabeschuld einen Lenkungserfolg bedeute, so dass im jeweils anderen Fall die Abgabe versage (so z. B. Kirchhof 2007b: 1128 oder Wernsmann 2005: 215). In der Darstellung des Wirkungsgeflechts von Umweltabgaben in Abschnitt 2.5 ist hingegen dargelegt worden, dass sowohl Substitutions- als auch Einkommenseffekte essentielle Bestandteile der Lenkungswirkung sind.

Zusätzlich zu Missverständnissen lädt die unsystematische Prüfung des Sachzwecks auch zum Urteil entlang persönlicher Wertvorstellungen oder Vorurteile gegenüber marktwirtschaftlichen Steuerungsinstrumenten ein. So bemerkt Reimer (2013) im Hinblick auf den Wasserpfeffennig, dieser diene „nicht dem Schutz, sondern der Kommerzialisierung des Wassers (und Erfahrungen mit dem Medium Klima zeigen, dass die Umwandlung eines Umweltguts in eine Ressource ökologisch alles andere als unproblematisch ist)“ (ebd.: 450). Selbst wenn der Erfolg des hier angesprochenen Klimaschutzes zutreffend als unzureichend zu beurteilen wäre, müsste dies den Eigenschaften des Umweltgutes Atmosphäre oder aber den unzureichend definierten Eigentumsrechten daran zugeschrieben werden, kaum aber den verwendeten Instrumenten (handelbare Nutzungsrechte, Abgaben) an sich. Zudem führen die hier angesprochenen marktförmigen Instrumente nicht zu einer Umwandlung der Atmosphäre in eine – damit der rücksichtslosen Ausbeutung und Übernutzung überlassene – Ressource, sondern machen diese lediglich handelbar und damit unter Berücksichtigung ihrer Knappheit effizient nutzbar. Da die Ressource in Abwesenheit eines Verfügungsrechtregimes faktisch in der Eigentümerschaft qualitätsmindernder NutzerInnen (Emittenten) steht (Häder 1997: 95; Vatn 2005: 375 - 377), bedeutet –

mindestens im Bereich der ordnungsrechtlich zugestandenen Emissionen (Restverschmutzung) – gerade die Abwesenheit marktförmiger Instrumente einen Freifahrtschein zu ihrer übermäßigen, d.h. eine unter Missachtung konkurrierender Nutzungsansprüche erfolgenden Ausbeutung.

Zu überzeugen vermag die juristische Diskussion um eine inhaltliche Begründung von Lenkungsabgaben lediglich dort, wo umweltökonomische Konzepte importiert werden (Murswiek 1994; Sacksofsky 2000). Das bedeutet nicht, dass Lenkungsabgaben inhaltlich generell ausschließlich ökonomisch, allem voran also über Effizienzvorteile gerechtfertigt werden können. Die Denkfigur der Umweltpflichtigkeit des Eigentums, die auf eine funktionierende ökologische Umwelt als Voraussetzung für wirtschaftlichen Erfolg verweist (Bruch 2012), oder auch das Erforderlichkeitsgebot als Teil des Verhältnismäßigkeits-grundsatzes, welches eine Minimierung der Grundrechtseingriffe durch staatliches Handeln fordert (Erbguth / Schlacke 2014: 70), bieten durchaus Potenzial für eine genuin rechtswissenschaftliche Begründung von Umweltabgaben. Bislang ist aber nicht erkennbar, dass dieses Potenzial genutzt würde. Der umweltökonomischen Rechtfertigung von Lenkungsabgaben steht also gewissermaßen gar kein eigenständiger rechtswissenschaftlicher Rechtfertigungsinhalt gegenüber, das als Basis für einen Vergleich dienen könnte. Stattdessen werden politische oder umweltökonomische Begründungsmuster notdürftig an eine juristische Zulässigkeitsdebatte angeschlossen, die erst auf diese Weise eine inhaltliche Dimension erhält.

4.4.3 Schlussfolgerungen für die allgemeine Rechtfertigung von Umweltabgaben

Das Anlegen unterschiedlicher Rechtfertigungsgründe – Effizienz, ökologische Effektivität etc. gegenüber der Wahrung von Grundrechten und Verfassungsrechtsprinzipien – ist nicht nur von akademischem Interesse. Vielmehr können die abweichenden Rechtfertigungsansätze zu widersprüchlichen Empfehlungen führen, wenn politische AkteurInnen die Einführung einer Lenkungsabgabe zu Umweltschutzzwecken erwägen. Während etwa die ökonomische Sichtweise eine Ausweitung von Umweltabgaben auf viele verschiedene Aspekte wie Wasser, Boden(-versiegelung), Luft, Klima, Abfall, Chemikalien, Düngemittel, Energieträger etc. nahelegt (s. die Sammlung entsprechender Vorschläge in Bongaerts et al. 1988: 37 - 52), ist die grundrechtsorientierte Perspektive der Rechtswissenschaft um eine Begrenzung von Abgabeneingriffen bemüht (z. B. Fischer 2011: 155 ff.; Kirchhof 2007b: 1110, 1111 f., 1143).

Vor allem Ressourcennutzungsgebühren bzw. Sonderabgaben bergen nach dieser Lesart „große Gefahren der Mittelverschwendung und Verschleierung der Staatstätigkeit“ (Staudacher 2004: 44), und führen zudem zu einer schleichenden Erosion von Rechtssicherheit und der tangierten Grundrechte (Sacksofsky 2000: 2625). Zur

ausgeprägten juristischen Skepsis gegenüber Umweltabgaben hat darüber hinaus der stetige Verdacht beigetragen, dass hinter den politisch vorgetragenen Lenkungszwecken letztlich doch nur fiskalische Motive stehen. So urteilt Nisipeanu (2006) im Hinblick auf die Abwasserabgabe:

„Die Abwasserabgabe steht in einem Kanon von umweltpolitisch verbrämten Steuern – wie EEG, Ökosteuern, Wasserentnahmeentgelte –, welche unter dem ökologischen Deckmantel, der Natur Gutes tun zu wollen, doch nur einen Zweck verfolgen: Abkassieren“ (ebd.: 134; sachlicher aber in der Tendenz ähnlich Kirchhof 2007b: 1109).

Diese tendenzielle Widersprüchlichkeit ökonomischer und juristischer Bewertungen von Umweltabgaben führt zurück zu den eingangs ausgeführten unterschiedlichen Bewertungskriterien (Abschnitt 4.4.1). Dem ökonomischen Zielkanon, der insbesondere eine effiziente Ressourcenallokation in den Vordergrund rückt, steht das Ziel des Rechtssystems, individuelle Freiheits- und Gleichheitsrechte gegenüber dem Staat zu sichern, gegenüber. Dass unterschiedliche Bewertungsmaßstäbe zu widersprüchlichen Handlungsempfehlungen führen, ist nicht überraschend.

Die Betrachtung der jeweiligen Bewertungsmethodik hat allerdings gezeigt, dass die Rechtfertigungsmuster auch als ergänzend betrachtet werden können: So hält die ökonomische Theorie den für Sonderabgaben erforderlichen besonderen Sachzweck bereit, nämlich die Anlastung von Knappheitskosten mit dem Ziel einer effizienten, wohlfahrtsmehrenden Bewirtschaftung von Umweltgütern. Während sich diese Begründung auf ein wohlfahrtstheoretisches Fundament stützen kann, mag das von juristischer Seite bemühte Motiv einer sparsamen Verwendung natürlicher Ressourcen (BVerfGE 93, 319: 339, 340) zwar intuitiv nachvollziehbar sein, stellt für sich allein genommen aber noch keine systematische Begründung dar. So ist Sparsamkeit kein Wert an sich, was im Hinblick auf den Staatshaushalt leicht ersichtlich ist, wo eine zu restriktive Ausgabenpolitik bspw. zu unerwünschten Konjunkturreffekten oder einer ineffizienten intertemporären Ressourcenallokation führen kann (z. B. Wagschal 2003: 294). Sparsamkeit als Mittel zum Zweck einer ökologisch nachhaltigen und / oder nutzenmaximierenden Ressourcenverwendung hingegen stellt ein (wohlfahrts-) theoretisch fundiertes Ziel dar, wobei hier natur- und wirtschaftswissenschaftliche Erkenntnisse Anhaltspunkte für das rechte Maß an Sparsamkeit liefern.

Würde das Ziel einer effizienten Allokation von Umweltgütern als legitimer Sachzweck stärker bzw. systematischer anerkannt, könnte u.U. auch auf die juristisch umstrittene Figur der Ressourcennutzungsgebühr verzichtet werden. Diese hat in eine aus umweltökonomischer Sicht wenig zielführende Debatten gebührt, etwa dahingehend, ob die staatliche Duldung der Nutzung einer öffentlich bewirtschafteten Ressource als staatliche Leistung und damit überhaupt als abschöpfbarer Vorteil zu bewerten sei oder nicht (Sacksofsky 2000: 2625). Ebenso ließe sich die aus ökonomischer Sicht inkonsistente

Unterscheidung zwischen Umweltmedien, die sich für eine lenkende Abgabepolitik eignen (Wasser), und solchen Umweltgütern, bei denen dies pauschal als nicht zielführend angesehen wird (Luft, Boden) (Seer 2013: 41; Staudacher 2004: 149), revidieren.

Weiterhin würde sich herausstellen, dass das Anführen von Lenkungszielen keineswegs die vollständige Entgrenzung fiskalischer Besteuerungsinteressen bedeutet: Wie in Abschnitt 3.3.1.2 näher ausgeführt wird, wird der Einsatz des Abgabensystems durch zahlreiche Voraussetzungen beschränkt, unter denen im Hinblick auf die hier skizzierte inhaltliche Rechtfertigung das Vorliegen einer substantiellen Umweltexternalität heraussticht. Liegt kein entsprechender Lenkungsbedarf vor, oder hat das Lenkungsanliegen keine Aussicht auf Erfolg – etwa weil die politisch mehrheitsfähigen Abgabesätze zu gering sind um Verhaltensänderungen anzureizen oder weil Erfassung und Kontrolle des umweltschädigenden Verhaltens mit zu hohen Transaktionskosten verbunden sind –, lässt sich auch aus der Ökonomik keine sachliche Legitimation ableiten.

Darüber hinaus muss sich die Rechtswissenschaft die Frage stellen, ob angesichts des in der Vergangenheit zurückhaltenden Einsatzes von Lenkungsabgaben zu Umweltzwecken in der Bundesrepublik (s. z. B. Benkert 1995), aber auch international²⁷ die Gefahr eines Ausuferns der ökologisch motivierten Abgabenlenkung nicht überzeichnet wird. Stattdessen lässt sich ein bislang unzureichend adressierter Handlungsbedarf ausmachen. So empfiehlt etwa der Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) nicht nur die Intensivierung bestehender Lenkungsabgaben wie der Mineralölsteuer und der Abwasserabgabe (SRU 2004: 114, 268 ff.), sondern auch die Ausweitung des Einsatzes von Lenkungsabgaben auf Düngemittel und Pestizide (ebd., 219 ff., 232), Primärbaustoffe bzw. Primärrohstoffe (2012: 85 ff.), umweltbelastende Lebensmittel (ebd., 118 f.), im Verkehrsbereich (ebd., 118) oder in Bezug auf Chemikalien (ebd., 354). Im Hinblick auf die in diesen Bereichen bislang nicht adressierten externen Effekte kann argumentiert werden, dass hier dauerhaft Sondervorteile entstehen, die dem Gleichheitsgrundsatz widersprechen. Dabei kann auch nicht entscheidend sein, ob der Staat die entsprechende Ressource formell in ein öffentlich-rechtliches Bewirtschaftungsregime integriert hat oder nicht. Der Sondergebrauch jeglicher Umweltressource, die der Allgemeinheit dient aber nicht über funktionierende Märkte alloziert wird, impliziert ungerechtfertigte Vorteile, da sie nicht mit der bei marktfähigen Ressourcen üblichen Zahlung des Knappheitspreises einhergeht und zudem anderen Marktteilnehmern externe Kosten aufbürdet.

Es bleibt abzuwarten, ob sich diese Sichtweise auch in der Rechtswissenschaft etablieren kann, und der Eindruck der Entfremdung zwischen Wirtschafts- und Rechtswissenschaft (Wernsmann 2005: 1) abnimmt. Dann könnte aus beiden Disziplinen noch stärker als bisher

²⁷ Das Aufkommen aus umweltbezogenen Abgaben am allgemeinen Steueraufkommen beträgt in den meisten OECD-Staaten weniger als 10 %, s. http://stats.oecd.org/Index.aspx?DataSetCode=ENV_ENVPOLICY# (abgerufen am 04.05.2018).

eine kombinierte Rechtfertigung erwachsen, die Lenkungsabgaben nicht nur als notdürftig vereinbar mit Grundrechten erscheinen lässt, sondern als gleichzeitig wohlfahrtserhöhend und den Gleichheitsgrundsatz stärkend.

5 Gestaltung von Lenkungsabgaben im Abwassersektor

5.1 Einleitung

Nachdem in Kapitel 4 die Leistungsfähigkeit und mögliche verfassungsrechtliche Grenzen einer Abgabenlenkung von Abwasseremissionen analysiert wurden, soll im Weiteren die konkrete Ausgestaltung einer Abwasserabgabe unter Berücksichtigung ökonomischer, ökologischer und einfachgesetzlicher Restriktionen untersucht werden. In Kapitel 0 sind bereits verschiedene, in der ökonomischen Literatur vielfach bereits umfänglich diskutierte Restriktionen für die Gestaltung von Lenkungsabgaben zur Regulierung von Abwasseremissionen aufgerufen und im Hinblick auf ihre Implikationen für das Abgabendesign erörtert worden (insbesondere Informationsasymmetrien, Transaktionskosten, Marktmacht, Unsicherheit). Obwohl in der genannten Literatur bereits erhebliche Fortschritte auf dem Weg zur Konstruktion von praxistauglichen Abgaben erzielt worden sind, besteht jedoch nach wie vor eine nicht unerhebliche Kluft zwischen Theorie und Praxis.

Erstens sind einige der am intensivsten bearbeiteten Modellerweiterungen nur von eingeschränkter Relevanz für die praktische Umweltpolitik. So ist etwa der Mehrwert von Untersuchungen zur Internalisierung externer Effekte unter Bedingungen eines monopolistischen Marktes begrenzt, da der Großteil der ökologischen externen Effekte von oligopolistischen und Wettbewerbsmärkten ausgeht (Carraro 1999: 235). Auch die bis heute **andauernden Kontroversen zur Existenz einer ‚doppelten Dividende‘ im Rahmen der Verwendung des Aufkommens aus marktförmigen Instrumenten zur Verminderung der Verzerrungswirkungen des Steuersystems** (s. die Übersichten von Freire-González 2018 und Jaeger 2012) erscheinen nur eingeschränkt hilfreich angesichts der hohen Unsicherheiten in Bezug auf einen solchen Effekt, sowie dessen begrenzten Umfang (Endres 2013: 194 f.).

Zweitens finden einige institutionelle Rahmenbedingungen für den Einsatz von Umweltabgaben nach wie vor zu geringe Beachtung. Das gilt erstens für politische und rechtliche Restriktionen. So wird beispielsweise häufig die Tatsache ausgeblendet, dass Umweltabgaben nicht nur unter Effizienz Gesichtspunkten, sondern auch nach verteilungspolitischen Kriterien und fiskalischen Gesichtspunkten entworfen werden (Andersen 1994: 49; Ciocirlan 2003; Ewringmann / Schafhausen 1985: 363; Hartmann 2005: 119 f.; Lago et al. 2015: 6). Bspw. urteilen Krutilla und Krause (2010) in ihrer Übersichtsstudie zur Bedeutung von Transaktionskosten in der Umweltpolitik:

“Environmental economists traditionally have ignored the welfare implications of the political process which establishes environmental entitlements. Instrument choice frameworks have begun adding a ‘political feasibility’ criterion as one of several additional qualitative metrics to consider beyond the usual ex post efficiency standard

[...]. But with a few exceptions in the literature on voluntary environmental agreements and self-regulation [...] the efficiency cost of distributing environmental entitlements is not explicitly recognized, or addressed in policy analyses” (ebd.: 291).

Auch wird vielfach nicht berücksichtigt, dass Abgaben in vielen Fällen bereits bestehenden (häufig ordnungsrechtlichen) Instrumenten zur Seite gestellt werden (Benhear / Stavins 2007: 112; Braathen 2007: 191 - 216; Gawel 1996c: 2; Gunningham / Sinclair 1999: 49 f.; Zimmermann et al. 2009: 470). Stattdessen ist die umweltökonomische Literatur nach wie vor auf den Vergleich einzelner Instrumente fokussiert.²⁸

Drittens wird das gleichzeitige Vorliegen mehrerer institutioneller Restriktionen bislang nur in Ansätzen adressiert. Beispiele hierfür sind die gemeinsame Berücksichtigung von Unsicherheit in Bezug auf Schadenskosten in Verbindung mit asymmetrischer Information bzgl. der Vermeidungskosten (Stavins 1996; Stranlund 2015) oder die kombinierte Betrachtung von Marktmacht und Informationsdefiziten (Heuson 2010; Kim / Chang 1993). Auch die Analyse spezifischer Anwendungsprobleme wie jenes räumlich variierender Schadenskosten in einem Kosteneffizienz-Kontext (z. B. Atkinson 1974; Dstandau / Nafi 2010; Montgomery 1972) schließt zwei Restriktionen ein (räumliche Schadensvarianz und Unkenntnis des Grenzschadensniveaus im Optimum). In der Gesamtschau bleiben diese Ansätze jedoch unbefriedigend, da in einigen Anwendungsfeldern nicht nur zwei, sondern drei oder noch mehr institutionelle Restriktionen vorliegen.

Das qualitätsorientierte Management von Gewässerressourcen kann als Paradebeispiel für derartige „wicked problems“ (Batie 2008) angesehen werden (Korff et al. 2012; Martin-Ortega et al. 2015: 34 f.; s. auch Horan / Shortle 2011: 60; Lago et al. 2015: 2). Neben Unsicherheit in Bezug auf Schadenkosten qualitätsmindernder Aktivitäten (z. B. Einleitungen von Abwässern)²⁹ und Informationsasymmetrien hinsichtlich der Grenzvermeidungskosten der Emittenten³⁰ trifft der Anspruch einer effizienten und ökologisch effektiven Regulierung hier auf die Bedingungen Marktmacht,³¹ räumlich und

²⁸ Z. B. Alesina / Passarelli 2014; Bárcena-Ruiz / Campo 2017; Ebert / Welsch 2011; Freeman 2007; Goulder / Parry 2008; Hamilton / Requate 2006; Helfand 2002; Hoel 1998; Holland 2012; Karp / Zhang 2017; Li / Sun 2015; Macho-Stadler 2008; Miyamoto 2014; Malik 1992; Newell / Stavins 2003; Olmstead / Stavins 2009; Shinkuma / Sugeta 2016; Stavins 1996; Tietenberg 1990; Tombe / Winter 2015; Weitzman 1974; Yang et al. 2017.

²⁹ Olmstead 2010: 45. S. allgemein zu Problemen im Zusammenhang mit der Bewertung von Umweltgütern die Übersichten bei Diamond / Hausman 1994; Interis 2014; Wegner / Pascual 2011; zu spezifischen Herausforderungen bei der Erfassung von Schadenskosten in Bezug auf die qualitative Nutzung von Gewässerressourcen s. Abschnitt 5.3.5.3.

³⁰ Marques / Simões 2010: 2; für ein empirische Schätzung im Hinblick auf den Umfang der Herausforderung s. Harrington (2003: 15).

³¹ Abbott / Cohen 2009: 233; Byatt et al. 2006: 379; Marques / Simões 2010: 1; Vinnari 2006: 159.

zeitlich variierende Emissionseffekte³², stochastische Emissionsprozesse,³³ Schadstoffinteraktionen,³⁴ Schadstoffpersistenzen³⁵ und (im öffentlichen Sektor) besondere Kostenstrukturen (Skaleneffekte, Verbundstrukturen, Dichtevorteile).³⁶ Darüber hinaus sind je nach betrachtetem Untersuchungsbereich zusätzliche Instrumente (z. B. Emissionsgrenzwerte, Verschlechterungsverbot, kommunale Entgelte für Wasserdienstleistungen, Subventionen für öffentliche Wasserver- und Entsorger)³⁷ und deren Auswirkungen auf die Lenkungswirkung einer Abgabe zu beachten, ebenso wie politisch-administrative Restriktionen (Kosten des legislativen Prozesses der Abgabenformulierung, Kosten des administrativen Vollzugs, Kostenwiderstände, politischer Mehrebenenprozess, besonderer öffentlicher Stellenwert der Ressource Wasser).³⁸

Im Folgenden wird anhand ausgewählter Herausforderungen für die Abgabenlenkung im Abwassersektor untersucht, wie eine Abgabe unter diesen Bedingungen effizient und effektiv ausgestaltet werden kann. Begonnen wird mit einer institutionenökonomischen **Analyse der sogenannten ‚Spitzenlastproblematik‘** (Abschnitt 5.2). Anschließend wird die allgemeinere Herausforderung Raum-Zeit-spezifischer Knappheiten untersucht (Abschnitt 5.3). Eine weitere für die Regulierung von Abwasseremissionen spezifische Herausforderung betrifft die institutionelle Einbettung nachgelagerter VerursacherInnen (Indirekteinleiter), die in Abschnitt 5.4 betrachtet wird. Als viertes Gestaltungsproblem werden Kostenwiderstände in den Blick genommen, die zwar im Grunde kein spezifisches Problem von Abwasserabgaben darstellen, hier aber anders gelagert sind als etwa im Fall von Benutzungsentgelten oder Instrumenten zum Luft- und Klimaschutz (Abschnitt 5.5).

³² Álvarez-Cabria et al. 2016; Jørgensen et al. 2013; Martin-Ortega et al. 2012.

³³ Bandyopadhyay / Horowitz 2006; Baresel / Destouni 2007; Beavis / Dobbs 1987; Beavis / Walker 1983a; Hochman et al. 1977; Plourde / Yeung 1989; Shortle 1990; Shortle / Horan 2013.

³⁴ Altenburger et al. 2015; Ambec / Coria 2018; Beavis / Walker 1979; Bloodworth et al. 2015; Gooday et al. 2014; Kuosmanen / Laukkanen 2011; Roessink et al. 2008.

³⁵ Bao et al. 2012; Loos et al. 2009; Nikinmaa 2014: 35; Pennington / Cech 2010: 121.

³⁶ Marques / Simões 2010: 1 f; Pollitt / Steer 2012; Saal et al. 2013; Worthington / Higgs 2014.

³⁷ Siehe bspw. zur Subventionierung öffentlicher Wasserbetriebe Bhansali et al. 1992; Marques / Simões 2010: 2; Renzetti 1999: 690; Renzetti / Kushner 2004; Saleth / Dinar 2004: 9; Scott 1995: 150.

³⁸ S. exemplarisch zum Aspekt der Mehrebenen-Governance in Bezug auf Wasserressourcenmanagement z. B. Challen 2000: 24 f., 28 ff; Gupta et al. 2013; Lundqvist 2011; Pahl-Wostl 2017.

5.2 Spitzenlastproblematik

5.2.1 Einleitung

In Bezug auf das im Abschnitt 3.2 skizzierte Grundmodell der Abgabenlenkung ist angedeutet worden, dass verschiedene Herausforderungen ausgehend von einer Varianz räumlicher und zeitlicher Parameter der Externalitätenproblematik hier nicht berücksichtigt sind. Im Abwassersektor besteht eine solche Herausforderung u.a. in Form kurzfristiger Konzentrations- bzw. Frachtspitzen im Kläranlagenablauf, die in einem Kontext von Transaktionskosten, Informationsasymmetrien und der Möglichkeit regelwidrigen Verhaltens eine besondere Regulierungsherausforderung darstellen. Konkret mag das Modell dazu verleiten anzunehmen, die effiziente Begrenzung des Parameters ‚Emissionsmenge‘ sei durch die einmalige Festlegung und Anwendung eines bestimmten Abgabesatzes zu bewerkstelligen. Neben der Tatsache, dass mittel- und langfristig u.a. technologischer Wandel, Änderung der Präferenzen der GewässernutzerInnen oder ökologische Veränderungen eine Anpassung des Abgabesatzes erforderlich werden lassen, vernachlässigt eine solche Perspektive die Auswirkungen einer kurzfristigen Schwankung bzw. der zeitlichen Verteilung der betrachteten Emissionsmenge. Belastungsspitzen stellen eine ökologische Herausforderung dar (Effektivität), und erschweren gleichzeitig das Umsetzen einer kostenminimalen Lösung (Effizienz).

5.2.2 Ursachen und Charakteristika

Unter kurzfristigen Emissionsschwankungen werden hier Veränderungen der Ablauffracht bzw. bei konstanter Abwassermenge der Ablaufkonzentration einer Kläranlage in Zeiträumen von wenigen Stunden oder Tagen verstanden (auf Implikationen mittel- und langfristiger zeitlicher Schwankungen wird im nachfolgenden Abschnitt 5.3 näher eingegangen). Diese Schwankungen können sowohl natürliche als auch soziale Ursachen haben. Erstens ist hier an (Extrem-)Wetterereignisse zu denken, allem voran an (Stark-)Regenfälle, die anthropogene Verschmutzungen oder natürlich vorkommende Stoffpartikel in ein Kanalnetz oder unmittelbar in die Kläranlage hineintragen (Chèvre / Vallotton 2013: 919; Gilbreath / McKee 2015; Métadier / Bertrand-Krajewski 2012). Zweitens kann eine variierende Nachfrage der AbwasserproduzentInnen nach Behandlungsleistungen zu Schwankungen der Emissionskonzentration- bzw. Menge im Zeitablauf führen, etwa infolge unterschiedlicher industrieller Produktionsniveaus zwischen Werk- und Ruhetagen oder auch des tageszeitlich bedingten Nutzungsumfangs sanitärer Anlagen durch private Haushalte (Young / Loomis 2014: 6; Imhoff et al. 2009: 123; Quevauviller et al. 2006: 24). Eine dritte Quelle von Ursachen für kurzfristige Schwankungen betrifft Funktions- bzw. Betriebsstörungen auf Kläranlagen, etwa infolge unsachgemäßen Betriebs oder verschleißbedingten Versagens der Behandlungs-

infrastruktur (Baumann 2008; Imhoff et al. 2009: 431 m.w.N.). Viertens führen auch die variablen Prozesse im Rahmen der biologischen Abwasserbehandlung unvermeidlich zu einer gewissen Varianz der Ablaufkonzentrationen (Beavis / Walker 1983a: 103; LaPara et al. 2002). Als eine fünfte Quelle muss zudem die absichtliche Einschränkung bzw. unterlassene Anpassung von Behandlungsanstrengungen seitens des Kläranlagenbetreibers mit dem Ziel einer Reduzierung von Vermeidungskosten mit in Betracht gezogen werden (z. B. Cohen 1998; Cremer / Gahvari 2002; Harford 1978; Heyes 1998; Macho-Stadler / Pérez-Castrillo 2006; Malik 1992; Meran / Schwalbe 1987; Sandmo 1975, 2002).

Sowohl was die Häufigkeit als auch die Amplitude betrifft, kann zwischen normalen Schwankungen mit vergleichsweise geringer Amplitude und ungewöhnlichen starken ‚Ausreißern‘ bzw. ‚Belastungsspitzen‘ unterschieden werden (Berthouex / Fan 1986: 369): So verweist Thomas (2006b: 25) darauf, dass Abweichungen von der Durchschnittskonzentration im Ablauf kommunaler Kläranlagen im Umfang von bis zu 50 % unabhängig von der betrachteten Stoffgruppe nicht ungewöhnlich seien. Bei Unfällen oder Starkregenereignissen können jedoch erheblich stärkere Abweichungen auftreten (z. B. Berthouex / Fan 1986: 370; Malle 1994). Gleiches gilt potenziell für alle weiteren oben genannten Ursachen. Die empirisch beobachteten Konzentrationsschwankungen weisen in der Regel eine Lognormalverteilung auf (z. B. Bandyopadhyay / Horowitz 2006: 11, 13 Fn. 13; Shimshack / Ward 2008: 95), was bedeutet, dass die Häufigkeit von Schwankungen mit ihrer Amplitude abnimmt. Allerdings ist es vorstellbar, dass die Verteilung der Streuung von Art und Umfang der Regulierung bzw. dem Verhalten des Emittenten abhängig und damit entsprechend veränderlich ist.

In der umweltökonomischen Literatur werden kurzfristige Emissionsschwankungen in der Regel als **zufällig** („random“) **beschrieben** (z. B. Beavis / Walker 1983a; Bandyopadhyay / Horowitz 2006: 1; Horan 2001; Macho-Stadler / Pérez-Castrillo 2010; Malik 1993: 241). In der Tat können drei der genannten Ursachen für Schwankungen der Ablaufkonzentrationen aus Sicht des Kläranlagenbetreibers als weitestgehend (Wetter, Variabilität der biologischen Behandlungsprozesse) oder zumindest teilweise (Nachfrage) unvorhersehbar bzw. nur stochastisch erfassbar erscheinen. Da über die Ablaufkonzentrationen aber nicht nur die Zuflüsse an Schadstofffrachten sondern auch die vorgenommenen Vermeidungsmaßnahmen entscheiden, sind diesbezügliche Schwankungen grundsätzlich als überwiegend deterministisch in dem Sinne einzustufen, dass ihr Auftreten bzw. Ausbleiben mit einer hohen Wahrscheinlichkeit aktiv gesteuert und damit vorhergesagt werden kann (Kotulla 2005: § 4 Rn. 44). Unter Einsatz ggf. umfangreicher Ressourcen (Erhöhung des Fällmitteleinsatzes oder der Energiezufuhr, Installation von Rückhaltebecken etc., s. Baumann 2008) kann das Ablaufprofil tendenziell in beliebigem Ausmaß geglättet werden. Dies gilt selbst für Unfälle, die scheinbar dem Entscheidungskalkül des Einleiters entzogen sind, deren Eintrittswahrscheinlichkeit sich aber ebenfalls durch erhöhten Ressourcenaufwand (vorbeugende Wartung, Ersatzteil-

lagerung, Installation von Störmeldern, Schulung des Personals etc., s. Imhoff et al. 2009: 431) gegen Null senken lässt.

5.2.3 Ökologische Problemdimension

Die teils gravierenden Folgewirkungen emissionsintensiver Unfälle etwa in Form großflächigen Fischsterbens (z. B. Malle 1994; Mossman et al. 1988) legen die Vermutung nahe, dass kurzfristige umfangreiche Emissionsereignisse eine besondere ökologische Relevanz gegenüber einer gleichmäßigeren Verteilung der gleichen Schadstofffracht über einen längeren Zeitraum haben. Allgemeingültige Aussagen zu ökologischen bzw. ökotoxikologischen Auswirkungen kurzfristiger Konzentrationsschwankungen im Ablauf von Kläranlagen sind jedoch aus verschiedenen Gründen nur schwer zu treffen. An erster Stelle ist daran zu denken, dass zwischen Emissionsereignissen und Schadensereignissen diverse Diffusionsprozesse stehen, die raum- und zeitspezifisch sind. So kann die gleiche Fracht oder Konzentration am Austrittspunkt eines Kläranlagenablaufs aufgrund bestimmter Transport- oder Umwandlungsprozesse oder aber aufgrund einer bestimmten Struktur des betreffenden aquatischen Ökosystems gänzlich andere Konsequenzen haben als in einem anderen Emissionszusammenhang (Fent 2007: 61 f.; Rand 1995: 16 f.). Dabei sind derartige Umweltfaktoren selbst variabler, meist stochastischer Natur (Baresel / Destouni 2007; Gren et al. 2002; Gren 2008). Hiervon wird im Weiteren jedoch vorläufig zum Zwecke der analytischen Schärfung des Problems schwankender Emissionskonzentrationen abstrahiert (auf die Problematik unsicherer Emissions-Immissions-Beziehungen wird im folgenden Abschnitt 5.3 ausführlicher eingegangen).³⁹

Aber auch unter Ausblendung der Frage der Schadstoffdiffusion ist eine generalisierende Bewertung kurzfristiger Konzentrationsschwankungen herausfordernd. Die einführende ökotoxikologische Literatur hält sich mit vergleichenden Bewertungen von kurz- und langfristigen Schadstoffbelastungen jedenfalls zurück (z. B. Duffus et al. 2009; Rand 1995; van der Perk 2013). Ein Grund hierfür könnte sein, dass sich der Großteil der ökotoxikologischen Erkenntnisse auf Beobachtungen kurz- und mittelfristiger Belastungszeiträume stützt und Daten zu langfristigen Wirkungen auch aufgrund methodischer Schwierigkeiten kaum vorhanden sind, womit die Vergleichsgrundlage fehlt (Fent 2007: 5; Duffus et al. 2009: 17). Allerdings hat sich in den letzten zwei Jahrzehnten **eine Literatur herausgebildet, die auf „more environmental realism“** (Laviale et al. 2011:731) in dem Sinne drängt, dass die besonderen Wirkungen kurzfristiger Schwankungen von Schadstoffkonzentrationen in Gewässern stärker in den Blick geraten bzw. überhaupt

³⁹ Auch in der Regulierungspraxis wird bei der Festlegung von maximal zulässigen Schadstoffkonzentrationen für Abwassereinleitungen der räumlichen und zeitlichen Spezifität der Immissionskoeffizienten oftmals kaum Beachtung geschenkt bzw. nur dergestalt, dass ein Sicherheitsaufschlag erfolgt, der das erwartete Schadenslimit auch unter ungünstigen Bedingungen gewährleistet (z. B. Copeland 2012: 1; Water Board 2008; Welch et al. 2004: 353).

gesondert analysiert werden (s. den Überblick bei Chèvre / Vallotton 2013). Als kurzfristig werden hierbei Zeitabschnitte in der Größenordnung von Stunden oder Tagen definiert, wobei erhöhte Konzentrationen in diesen Intervallen unter den Begriff „pulse exposure“ gefasst werden (ebd.: 918).

Im Hintergrund dieser Bestrebungen steht die Vermutung, dass kurzfristige Schadstoffkonzentrations- bzw. Frachtschwankungen Effekte hervorrufen können, die nicht deckungsgleich sind mit Wirkungen einer identischen Schadstofffracht, die in Form einer konstanten Konzentration auftritt. Einzelne Untersuchungen deuten an, dass die in Gewässern beobachteten Effekte von Schadstoffemissionen maßgeblich auf punktuelle Belastungsspitzen anstelle der durchschnittlichen Schadstoffkonzentration zurückzuführen sind (Brinke et al. 2015: 23; a.A. hingegen Beckers et al. 2018). In den USA wurden bereits in den späten 1960er Jahren unterschiedliche Gewässerqualitätsnormen für längerfristige und kurzfristige Schadstoffbelastungen angemahnt (Welch et al. 2004: 352, 382). Im Kontext der EU-Wasserrahmenrichtlinie sind verschiedene Umweltqualitätsnormen für die Jahresdurchschnittskonzentration einerseits und eine kurzfristig zulässige Höchstkonzentration andererseits bereits etabliert (EU-RL 2008/105/EG, Anhang I, zur konzeptionellen Grundlage s. Lepper 2005: 9 f.; in Deutschland findet sich dieser Dualismus z. B. in der Oberflächengewässerverordnung (OGewV, Anlage 6)).

Bisweilen werden kurzfristige Konzentrationsschwankungen hingegen im Regulierungskontext aber auch explizit unberücksichtigt gelassen (z. B. Water Board 2008: 62). Zudem ist auffällig, dass Aussagen zu Besonderheiten hoher Konzentrationen in ihrem Allgemeinheitsgrad häufig eingeschränkt werden und zudem kaum eine theoretische Reflexion über mögliche Ursachen stattfindet (z. B. Chèvre / Vallotton 2013; Mossman et al. 1988; Laviale et al. 2011).

Die empiristische Herangehensweise sowie die bisweilen widersprüchlichen Ergebnisse (Chèvre / Vallotton 2013: 921 f.) könnten darin begründet liegen, dass die ökotoxikologische Theorie widersprüchliche Schlussfolgerungen zulässt. Einerseits spricht etwa die konkave Form üblicher Dosis-Wirkungs-Kurven (in nicht logarithmischer Form) für unterproportional hohe Schäden von Belastungsspitzen. Mit steigender Konzentration eines Schadstoffes nimmt also das marginale Sterblichkeitsrisiko von Organismen ab (Fent 2007:66).

Andererseits hält die konzeptionelle Literatur mit Beschreibung verschiedener Effekt*qualitäten* sowie der Hervorhebung der Bedeutung von Resistenzen und Erholungseffekten durchaus Ansatzpunkte für die Begründung überproportional steigender Schäden bereit (Fent 2007: 64 ff.; Rand 1995: 8, 22). Was zum einen die intuitive Einsicht betrifft, dass es sehr wohl einen Unterschied macht, ob die gesamte Jahresschadstofffracht einer Kläranlage über das Jahr hinweg gleichverteilt oder innerhalb

eines kurzen Zeitraumes in ein Gewässer eingeleitet wird, so könnte diese darauf zurückzuführen sein, dass bei einer konstant geringen Emissionsmenge die Einhaltung gewisser kritischer Schwellen gewahrt bleibt (so auch die Annahme bei Hochman et al. 1977: 877). So könnte die zeitliche Verteilung von Emissionsfrachten ausschlaggebend dafür sein, ob überhaupt ein Effekt auftritt („No Observed Effect Concentration“ [NOEL] bzw. „Lowest Observed Effect Concentration“ [LOEC], Fent 2007: 66) oder ob aufgetretene Effekte reversibel sind bzw. die Regenerationsfähigkeit von Organismen Schäden abmildert (s. Abbildung 9):

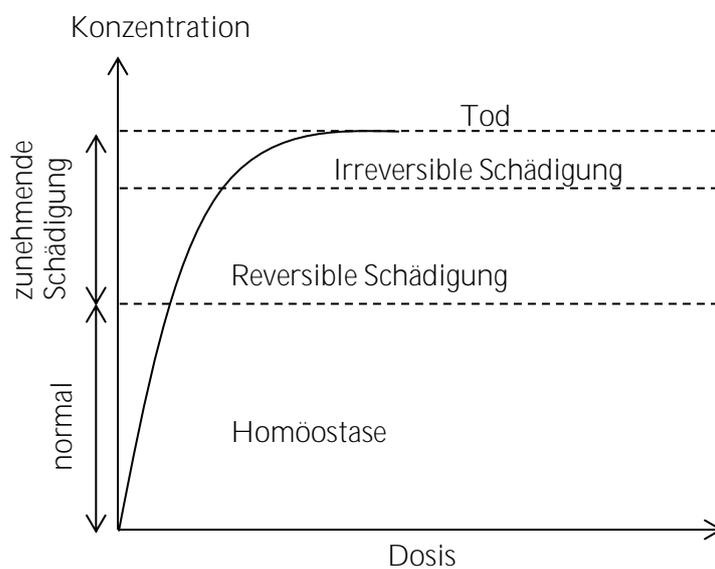


Abbildung 9: Stillisierte Dosis-Wirkungs-Beziehung einer Umweltchemikalie mit verschiedenen Wirkungsklassen.
(Zusammengefasst und leicht verändert nach Fent 2007: 65, 66).

Eine Beurteilung kurzfristiger Belastungsspitzen anhand dieser Wirkungsschwellen erfordert zudem eine differenzierte Betrachtung der verschiedenen ökologischen Ebenen: So kann es etwa vorkommen, dass eine kurzfristige letale Schadstoffdosis zwar zum Absterben aquatischer Organismen führt, dieser Effekt aber nur vorübergehend ist, da die freigewordene ökologische Nische durch Lebewesen aus einem nahe gelegenen Gewässer oder infolge der verstärkten Vermehrung im gleichen Gewässer verbliebener Organismen wieder ausgefüllt wird (Liess / Ohe 2005; Welch et al. 2004: 331). Die Irreversibilität auf Ebene der einzelnen Organismen würde hierbei durch die Reversibilität auf Ebene der Population bzw. des Ökosystems in gewisser Weise kompensiert. In eine ähnliche Richtung argumentiert Fent (2007: 75), der kurzfristigen Wirkungen von Unfällen in aquatischen Ökosystemen wenig Bedeutung beimisst, da diese sich meist schnell erholten. Die Dauer

ist dabei abhängig vom betrachteten Gegenstand bzw. Organismus. Während bei vielen aquatischen Organismen bzw. Populationen eine Erholungszeit von 1-2 Jahren angenommen und zudem das Ausbleiben erneuter Belastungsspitzen bzw. kritischer Konzentrationen innerhalb dieser Zeitspanne vorausgesetzt wird (Welch et al. 2004: 338 f.), zeigen sich in anderen Untersuchungszusammenhängen vollständige Erholungseffekte innerhalb weniger Stunden (Vallotton et al. 2008). Zusätzlich wird eine Einschätzung dadurch verkompliziert, dass Erholungseffekte nur dann ohne Weiteres eintreten, wie zwar kritische Schwellen in Bezug auf einzelne Organismen oder ggf. noch Populationen überschritten werden, nicht aber in Bezug auf ganze Ökosysteme (Gordon et al. 2008; eine Wiederherstellung aquatischer Ökosysteme etwa nach einer Eutrophierung ist zwar teilweise ebenfalls möglich, allerdings zu entsprechend hohen Kosten, s. Welch et al. 2004: 248 - 269).

Weiterhin ist es denkbar, dass Regenerationseffekte gerade bei einzelnen Belastungsspitzen besser zum Tragen kommen als bei einer geringeren aber kontinuierlichen Belastung, weil bzw. sofern zwischen den Expositionen eine sehr geringe oder gar Nullbelastung besteht, die eine Voraussetzung für die erfolgreiche Regeneration sein kann (z. B. Laviale et al. 2011: 731 m.w.N.).

Für eine herausgehobene Bedeutung von Belastungsspitzen kann hingegen – zusätzlich zum Aspekt der Schwellenwerte – ergänzend ins Feld geführt werden, dass eine konstante Belastung die Entwicklung von Resistenzen bei Organismen fördern und damit längerfristig zu einem verringerten Effekt führen kann, als wenn Organismen vereinzelt Belastungspulsen ausgesetzt sind. Dieser Zusammenhang könnte Befunde erklären, die kurzfristigen wiederholten Belastungsspitzen höhere Effekte zuweisen als einer dauerhaften Belastung mit der gleichen Konzentration (Chèvre / Vallotton 2013: 922).

Insgesamt ergibt sich in Bezug auf ökotoxikologische Effekte kurzfristiger Belastungsspitzen also ein komplexes Bild, welches nur schwer verallgemeinerbare Schlussfolgerungen zulässt. Festzuhalten ist jedoch, dass sich sowohl aus empirischen Untersuchungen als auch aus theoretischen Überlegungen ein nicht zu vernachlässigendes Risiko nichtlinearer Effekte solcher Ereignisse ableiten lässt. Mit Blick auf die Rolle von Schwellenwerten einerseits (impliziert steigende Grenzschäden) und den typischerweise abflachenden Verlauf der Dosis-Wirkungs-Beziehung andererseits (impliziert sinkende Grenzschäden) ist es zudem nicht auszuschließen, dass das Vorzeichen des Anstiegs der (hier rein auf die ökologische, also angebotsseitige Dimension bezogenen) Grenzschadenskurve mit bestimmten Konzentrationsintervallen wechselt. Somit könnte die marginale Schädlichkeit verschieden hoher Belastungsspitzen erst zu- und anschließend wieder abnehmen. Bezieht man den Faktor der Regenerationsfähigkeit mit ein, der aber zwischen den ökologischen Ebenen (Individuen, Populationen, Ökosysteme) unterschiedlich ausgeprägt ist, sind sogar multiple Vorzeichenwechsel der Grenzschadenskurve denkbar.

Letztlich ist aber auch zu bedenken, dass Politik und Gesellschaft oftmals unabhängig vom marginalen ökologischen bzw. ökotoxikologischen Effekt jedwede negative Wirkung jenseits einer bestimmten Schwelle und unabhängig von Regenerationspotenzialen als inakzeptabel einstufen (z. B. gehäuftes Fischsterben in kurzer Zeit). So werden Grenzwerte für aquatische Systeme üblicherweise derart definiert, dass überhaupt keine letalen Effekte in Bezug auf die gewählten Indikatorspezies (Makrozoobenthos, Fische) auftreten (Welch et al. 2004: 378). In der gesellschaftlichen Ablehnung letaler Effekte kann letztlich unabhängig vom marginalen ökologischen Effekt eine steigende marginale Zahlungsbereitschaft gesehen werden, was einen steigenden Grenzscha-den bedeutet.

5.2.4 Ökonomische Problemdimension

Die soziale Natur von Umweltschäden wird daran sichtbar, dass selbst dann, wenn zwei identische ökologische Systeme auf die zeitliche Verteilung einer Emissionsmenge in identischer Weise reagieren (bspw. in Form der gleichen Anzahl geschädigter Organismen), sich unterschiedlich hohe Schäden ergeben können. Die Ursache hierfür kann beispielweise in einer unterschiedlichen Nutzungsintensität eines Gewässers und daraus folgenden unterschiedlich hohen Verzichtskosten liegen (ausführlicher hierzu Abschnitt 5.3.1).

In einführenden umweltökonomischen Darstellungen wird üblicherweise von steigenden Grenzscha-den mit zunehmendem Ausmaß der Ressourcennutzung ausgegangen (z. B. Gilpin 2000: 27; Sturm / Vogt 2011: 40), eine Annahme, die in Bezug auf Gewässerqualität auch vielfach empirisch untermauert wurde (z. B. Ge et al. 2013: 20; Hyytiäinen et al. 2015: 234).

Im Falle steigender Grenzscha-den ist jedoch davon auszugehen, dass das umweltökonomische Optimierungskalkül in der Gegenwart von Belastungsspitzen – bzw. allgemeiner: diskontinuierlichen Emissionen – unzureichend bzw. unterkomplex ist.⁴⁰

Da es sich bei Emissionen um eine Flussgröße handelt, weist der neoklassische Ansatz der optimalen Begrenzung einer bestimmten Emissionsmenge nach Maßgabe von Grenzscha-dens- und Grenzvermeidungskostenfunktionen unausweichlich eine Zeitdimension auf. Diese ist allerdings im Grundmodell der Abgabenlenkung nicht spezifiziert, womit aus den Optimierungsbedingungen die Schlussfolgerung gezogen werden könnte, dass diese Bedingungen – konkret: der Ausgleich der Vermeidungskosten sowie der Schadenskosten der *letzten* Emissionseinheit der betrachteten Emissionsmenge (s. exemplarisch Helfand et al. 2003: 252 f.) – unabhängig von der betrachteten Zeitspanne und der zeitlichen Verteilung der Emissionsmenge darin gültig seien. Dieser

⁴⁰ Die Bedeutung der Form der (Grenz-)Schadenskurve im Zusammenhang mit diskontinuierlichen Emissionen ist bereits von Shortle (1990: 794) und Horan (2001: 374) betont worden.

Herangehensweise liegt die Annahme zugrunde, dass dem Grenzscha­den sämtlicher vorangegangener Emissionseinheiten ein höherer oder zumindest gleich großer marginaler Nutzengewinn gegenübersteht und die letzte Einheit den Übergang zu einem negativen marginalen Nettonutzenverhältnis markiert. Ist dies der Fall, ist – bei gegebener Schadens- und Nutzenfunktion – für die Optimierung tatsächlich allein die Emissionsmenge als Kriterium relevant ($D = D(E)$ mit D als Schadensfunktion in Abhängigkeit von der Emissionsmenge E). Demzufolge wäre es unerheblich, welches Emissionsprofil sich im Zeitablauf einstellt, solange die Emissionsdichtefunktion ein identisches Integral aufweist (s. Abbildung 10).

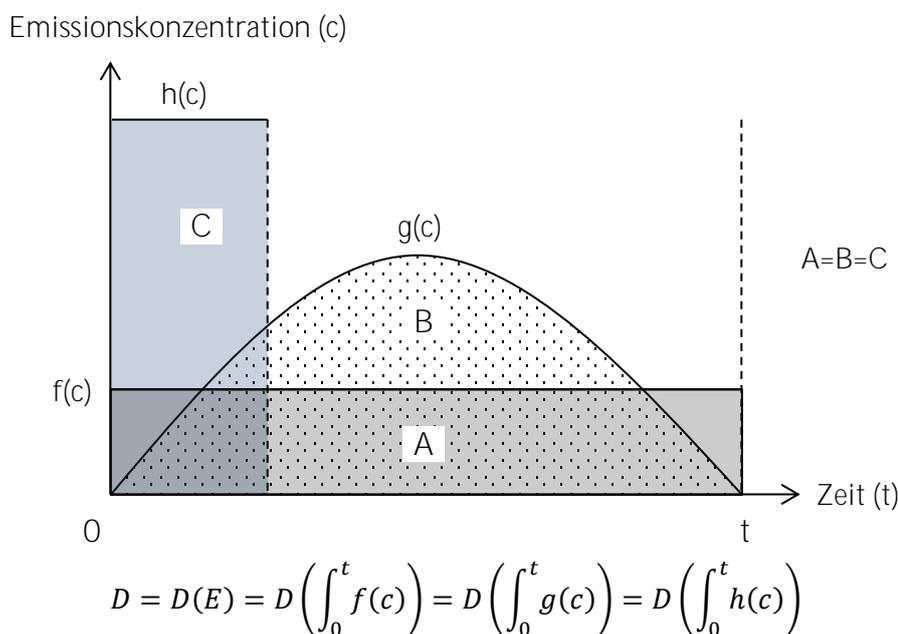


Abbildung 10: Stilisierte Emissionsprofile mit vergleichbaren Schadenskosten
(Quelle: Eigene Darstellung)

Im Falle nicht-konstanter Grenzscha­den können jedoch nicht-additive Effekte auftreten. Bei überadditiven Effekten – etwa, weil die kurzfristige Häufung von Schadeinheiten zur Überschreitung einer ökotoxikologischen Wirkungsschwelle führt –, könnten andere als die letzte Schadeinheit den Bereich der positiven marginalen Nettonutzen verlassen. Der Gesamtscha­den wäre dann abhängig von der Emissionsmenge sowie einer Dichtefunktion c ($D = D(E, c(E))$) bzw. von schadensbeeinflussenden Funktionen, die zeitsensible Variablen enthalten (z. B. Abbauraten von Schadstoffen a , Regenerationsfähigkeit von Organismen r) ($D = \int_0^t D(E, a, r)$).

Bei konzentrationsunabhängigen also konstanten Grenzscha­den blieben diese Parameter *ceteris paribus* definitionsgemäß konstant, wären also unabhängig von der zeitlichen

Verteilung einer gegebenen Emissionsmenge: So gilt bspw. für den Fall der Aufteilung einer Emissionsmenge E auf I Intervalle mit $i \in \{1 \dots I\}$ ($E = e_1 + e_2 + \dots + e_I$) und der konstanten Grenzschadensfunktion $D' = a$:

$$\begin{aligned} D &= \int_0^{e_1} a de_1 + \int_0^{e_2} a de_2 + \dots + \int_0^{e_I} a de_I = [ae_1]_0^{e_1} + [ae_2]_0^{e_2} + \dots + [ae_I]_0^{e_I} \quad (1) \\ &= ae_1 + ae_2 + \dots + ae_I = a \sum_1^I e_i = aE, \end{aligned}$$

was identisch ist mit einem Szenario, in dem die aggregierte Emissionsmenge bereits beim ersten Zeitpunkt emittiert wird ($e_1 = E$ und $e_2 \dots e_I = 0$):

$$D = \int_0^{e_1} a de_1 = [ae_1]_0^{e_1} = ae_1 = aE. \quad (2)$$

Bei steigenden Grenzschäden etwa in Form von $D' = ae$ gilt hingegen für den Fall der zeitlichen Streckung der Emissionsmenge:

$$\begin{aligned} D &= \int_0^{e_1} ae_1 de_1 + \int_0^{e_2} ae_2 de_2 + \dots + \int_0^{e_I} ae_I de_I \quad (3) \\ &= \left[\frac{1}{2} ae_1^2 \right]_0^{e_1} + \left[\frac{1}{2} ae_2^2 \right]_0^{e_2} + \left[\frac{1}{2} ae_I^2 \right]_0^{e_I} \\ &= \frac{1}{2} ae_1^2 + \frac{1}{2} ae_2^2 + \dots + \frac{1}{2} ae_I^2 = \frac{1}{2} a \sum_0^I e_i^2 \end{aligned}$$

wohingegen bei $e_1 = E$ und $e_2 \dots e_I = 0$

$$D = \int_0^{e_1} ae_1 de_1 = \left[\frac{1}{2} ae_1^2 \right]_0^{e_1} = \frac{1}{2} ae_1^2 = \frac{1}{2} aE^2. \quad (4)$$

5.2.5 Abgabenlenkung im Erstbesten

In einer Welt vollständiger Information, unter Abwesenheit von Transaktionskosten und anderweitiger Restriktionen wie Marktunvollkommenheiten erfordert eine auf Optimalität abzielende Abgabenlösung (Internalisierungsansatz) den Ausgleich der aggregierten Grenzvermeidungskosten und Grenzschadenskosten im Optimum ($D'(\mathbf{e}) = GVK(\mathbf{e})$) (z. B. Helfand et al. 2003: 252 f.). Jeder Emittent müsste demnach für jeden Zeitpunkt i einen Abgabesatz t_i erhalten. Dieser gäbe jenen Grenzschaden der letzten im Zeitabschnitt i emittierten Schadeinheit wieder, der Grenzvermeidungskosten in gleicher Höhe impliziert, wobei diese Grenzvermeidungskosten aber mit dem jeweiligen Emissionsumfang variieren ($t_i = D'(e_i) = GVK_i(e_i)$). Das hieße in der Umsetzung, dass im Abgabengesetz eine tabellarische Auflistung von Emissionskonzentrationen bzw. Frachten für die jeweiligen

Teilzeiträume des Bemessungszeitraumes und korrespondierenden Abgabebesätzen erfolgen müsste. Der Abgabebesatz wäre somit eine Funktion mit dem Argument der Konzentration bzw. Fracht jedes Teilzeitraums ($t = t(e_i)$).

Zur Veranschaulichung wird im Folgenden eine diskretionäre Darstellungsweise und das Beispiel zweier Emissionsperioden ($i \in \{1,2\}$) gewählt. In Abbildung 11 wird zum einen der Fall dargestellt, dass eine Gesamtemissionsmenge E innerhalb einer unbestimmten Zeitperiode zu gleichen Teilen ($e_1 = e_2$) auf zwei Emissionsperioden aufgeteilt wird und die Emissionskonzentration zum Ende der jeweiligen Periode auf null sinkt (Idealtypus des bezogen auf die Maximalkonzentration in jeder Teilperiode kontinuierlichen Emissionsverlaufs). Dementsprechend verursacht die erste Schadeinheit von e_2 einen Grenzscha-den nahe 0, im Optimum in Höhe von $\overline{Ae_1^*}$. Dieser Betrag entspricht dem optimalen Steuersatz, der für beide Perioden identisch ist ($t_1^* = t_2^*$). Der resultierende Gesamtschaden beider Perioden im Optimum entspricht $D(E) = \int_0^{e_1} D(e_1)de_1 + \int_0^{e_2} D(e_2)de_2$ bzw. dem Zweifachen der Fläche $0Ae_1^*$.

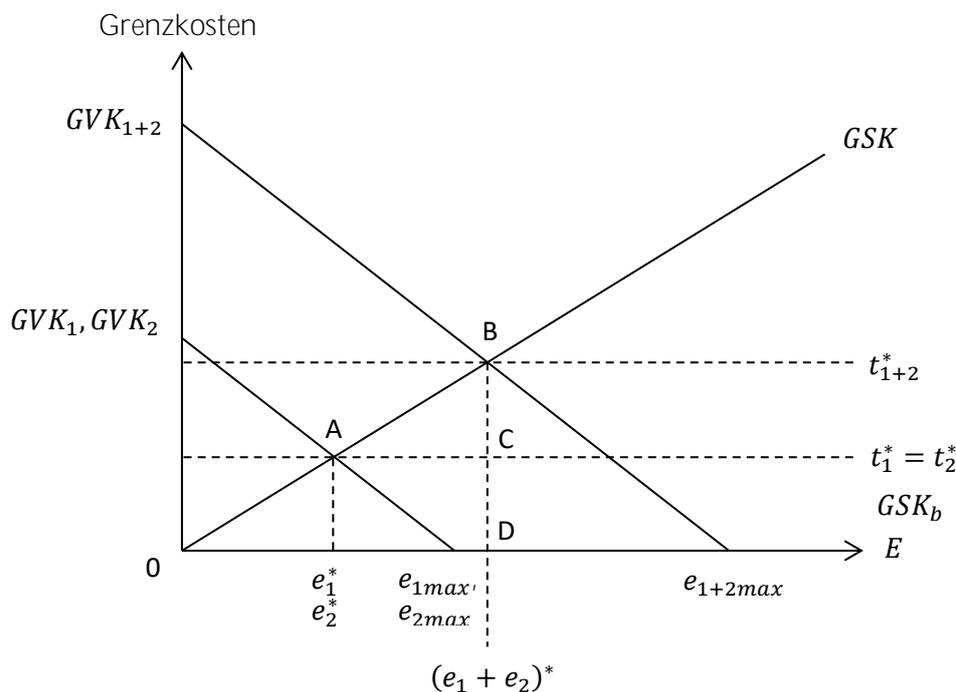


Abbildung 11: Variation des optimalen Steuersatzes entsprechend der jeweiligen Emissionsmengen zu zwei verschiedenen Zeitpunkten (Quelle: Eigene Darstellung).

Wird hingegen der Fall betrachtet, in dem die gesamte Schadstofffracht in der ersten oder der zweiten Periode emittiert wird, findet keine zwischenzeitliche Erholung des Gewässers statt, womit die erste Schadeinheit der zweiten Teilmenge e_2 einen marginalen Schaden im Umfang von $\overline{B(e_1 + e_2)^*}$ verursacht. Das aufgrund des positiven Anstiegs der Grenzschadenskurve überproportional gestiegene Schadensniveau der Gesamtemissionsmenge (OBD im Vergleich zu zwei Mal $0Ae_1^*$, was einer Differenz von e_1^*ACD entspricht) impliziert einen verschärften Nutzungskonflikt für den Gesamtzeitraum, was sich in einer Verschiebung des Schnittpunktes von Grenzschadens- und Grenzvermeidungskostenfunktion ausdrückt. In Reaktion auf die Verschärfung des Nutzungskonflikts muss auch der optimale Abgabesatz höher ausfallen als im Falle einer gleichmäßigeren, über beide Perioden verteilte Emissionsmenge ($t_{1+2}^* > t_1^*, t_2^*$).

In einführenden umweltökonomischen Darstellungen wird diesem Sachverhalt in aller Regel keine Aufmerksamkeit geschenkt (z. B. Endres 2013; Feess / Seeliger 2013; Hartwig 2007; Sturm / Vogt 2011; Helfand et al. 2003; Field / Field 2006; Gilpin 2000). In der weiterführenden Literatur sind diskontinuierliche bzw. stochastische Prozesse jedoch in verschiedenen Kontexten (z. B. Abwasseremissionen, Luftschadstoffe, Beifang in der Fischerei) thematisiert worden, sowohl in Bezug auf Emissionsprozesse⁴¹ als auch auf Diffusionskoeffizienten⁴². Während zunächst eher Abgabenlösungen im Vordergrund standen, sind sich in den vergangenen Jahren auch einige Untersuchungen in Bezug auf handelbare Zertifikate erschienen.⁴³

Die hier gezogene Schlussfolgerung des Erfordernisses einer variablen bzw. dynamischen Preissetzungsstrategie kann aber auch der umfangreichen ‚Peak-Load Pricing‘-Literatur entnommen werden (eine Übersicht der grundlegenden Arbeiten hierzu findet sich bei Crew et al. 1995). Die dort im Vordergrund stehende Frage betrifft die optimale Preissetzung und Kapazitätsbestimmung öffentlicher oder privater Monopole oder Oligopole angesichts einer zeitlich schwankenden Nachfrage nach einem nicht lagerfähigen Produkt. Einschlägig sind Untersuchungen im Bereich Elektrizität und Flugverkehr, wo mittels unterschiedlicher Preise für peak- und off-peak-Perioden eine Glättung der Nachfrage zwecks effizienterer Auslastung der Produktions- bzw. Dienstleistungskapazitäten erreicht werden soll (mit Bezug zum Stromsektor s. Newsham / Bowker 2010).

Eine Übertragung der hier betrachteten Problemlage auf den (Ab-)Wassersektor ist in Grenzen durchaus denkbar, wurde bislang aber kaum unternommen (eine Ausnahme bildet Molinos-Senante 2014): So könnte die Widerstandsfähigkeit aquatischer Ökosysteme

⁴¹ Bandyopadhyay / Horowitz 2006; Beavis / Dobbs 1987; Beavis / Walker 1983a, 1983b; Beavis / Dobbs 1987; Coria et al. 2015; Hochman et al. 1977; Horan 2001; McSweeney / Shortle 1990; Mukherjee 2016; Plourde / Yeung 1989; Shimshack / Ward 2008; Shortle 1990).

⁴² Baumol / Oates 1988: Kap. 13; Baresel / Destouni 2007; Gren 2008; Gren et al. 2002; Kampas / Adamidis 2005; Kampas / White 2004).

⁴³ Jamshidi et al. 2015; Hennessy / Roosen 1999; Innes 2003; Mrozek / Keeler 2004; Wirl / Noll 2008.

gegenüber Schadstoffen als nicht-lagerfähige Ressource in dem Sinne betrachtet werden, dass eine zeitweise Unterauslastung nicht zu einer (tendenziell unbegrenzten) Erhöhung der Widerstandsfähigkeit führt. Die zeitweilig nicht in Anspruch genommene Widerstandsfähigkeit wäre in diesem Sinne gleichbedeutend mit einem Überschuss an produziertem Strom, da beide Ressourcen bzw. Güter nicht zu vertretbaren Kosten für eine später auftretende Zusatznachfrage vorrätig gehalten werden können. Zwar gäbe es im Anwendungsfall Abwasser keine zu optimierende (Assimilations-)Kapazität, da diese exogen bestimmt ist. Gleichwohl bleibt das grundlegende Resultat der Optimalität einer Preisdifferenzierung entsprechend der Nachfrage pro Zeiteinheit gültig (s. Molinos-Senante 2014).

Die *peak-load pricing* Literatur nimmt zudem ebenfalls eines der zentralen Anwendungsprobleme einer nachfrageorientierten Preissteuerung vorweg: So erfordert die wohlfahrtsoptimale Preisstrategie die genaue Kenntnis der aggregierten Nachfrage bzw. Zahlungsbereitschaft zum jeweiligen Zeitpunkt, die jedoch empirisch nur schwer bzw. zu hohen Kosten zu erfassen ist (Crew et al. 1995: 235). Bei diskontinuierlichen Abwasseremissionen ist analog die ausschlaggebende marginale Zahlungsbereitschaft für eine Erhöhung der Wasserqualität unbekannt bzw. mit tendenziell prohibitivem Erfassungsaufwand verbunden. Der folgende Abschnitt widmet sich daher der Frage, wie schwankende Emissionen in einem zweitbesten Szenario, d.h. unter der Bedingung von Unsicherheit, bestmöglich (kosteneffizient) reguliert werden können.

5.2.6 Abgabenlenkung im Zweitbesten ohne Transaktionskosten

Bei ausreichender Informationslage hinsichtlich der Schadens- und Vermeidungskostenfunktion sowie der Emissionsdichtefunktion ist eine effiziente Regulierung von Spitzenlasten also kaum herausfordernd. Allerdings muss davon ausgegangen werden, dass in der Praxis die Informationslage der Gesetzgeberin bzw. der Umweltverwaltung in Bezug auf alle drei Größen unzureichend ist (s. Abschnitte 3.3.2.1 und 3.4.2). Standard-Preis- und Demeritorisierungsabgaben adressieren die beiden erstgenannten Restriktionen (mangelnde Informationen zu Schadens- und Vermeidungskosten) auf dem Wege der politischen Zielfestlegung, sowie (beim Standard-Preis-Ansatz) mit Hilfe des Versuch-und-Irrtum-Verfahrens. Im Weiteren ist daher zu prüfen, inwieweit derartige Kosteneffizienz-Strategien auf die Herausforderung kurzfristiger Belastungsspitzen einzugehen in der Lage sind. Im nächsten Abschnitt wird dann diskutiert, welche Konsequenzen sich aus dem dritten Informationsproblem (bzgl. der Emissionsdichtefunktion bzw. Bemessungsgrundlage) ergeben.

Wird also zunächst vereinfachend von der vollständigen Kenntnis der Bemessungsgrundlage seitens der Reguliererin ausgegangen, so bewirkt die veränderte Zielsetzung eine weitgehende Transformation der Sachlage. Wird das Schadensziel durch

ein politisch festgesetztes punktförmiges Mengenziel für einen gewissen Bemessungszeitraum ersetzt (Standard-Preis-Ansatz), so erscheinen diskontinuierliche Emissionen nicht nur als Effizienz- sondern auch als Effektivitätsproblem: Da kaum davon auszugehen ist, dass sich die kurzfristigen individuellen Schwankungen im Aggregat stets ausgleichen und somit auch die aggregierte Emissionsmenge schwankt, impliziert die Diskontinuität der Emissionen das Risiko des Verfehlens des für einen bestimmten Bemessungszeitraum formulierten Mengenziels (Beavis / Walker 1983a). Dem könnte durch den Einschluss der Varianz der behördlichen Messergebnisse in die Bemessungsgrundlage entgegengewirkt werden, wobei sich hier jedoch das Problem ergibt, dass der Standard-Preis-Ansatz mit dem gleichzeitigen Auffinden eines kosteneffizienten Abgabesatzes sowohl für die Menge als auch für den Wert der tolerablen Varianz überfordert ist (ebd.).⁴⁴

Allerdings ist diese Analyse nicht zuletzt für den Anwendungsbereich Gewässeremissionen wenig hilfreich: Zum einen sind hier häufig keine konkreten punktförmigen Mengenziele anzutreffen, die verfehlt werden könnten. Stattdessen finden sich in aller Regel dauerhaft einzuhaltende Emissions- oder Immissionskonzentrationen (z. B. EU-RL 2008/105/EG, Anhang I; OGewV, Anlage 6; AbwV, Anhang 1-57).

Zum anderen würde die Beschränkung auf ein aggregiertes Mengenziel die hier thematisierte Problematik der Belastungsspitzen weitgehend ausblenden. Schließlich würde selbst eine effektive Verringerung der Varianz der Emissionskonzentrationen bzw. (kurzfristigen) Frachten zwecks zielgenauer Ansteuerung eines (längerfristigen) Mengenziels das Auftreten ggf. starker Schwankungen nicht verhindern, solange diese an anderer Stelle durch Minderemissionen ausgeglichen werden. Wie auch im Falle räumlich variierender Grenschäden weisen Kosteneffizienz-Strategien hier also eine „offene ökologische Flanke“ (Gawel 1996c: 40; zur räumlichen Variation siehe Abschnitt 6.3.1) auf.

Insoweit der Standard-Preis-Ansatz auf Unsicherheit bzgl. der Schadenswirkung von Emissionen Bezug nimmt, die negativen Effekte kurzfristiger Belastungsspitzen aber, wie oben aufgezeigt, maßgeblich im Rahmen ebenjener Schadenswirkung zu suchen sind, besteht eine konzeptionelle Spannung zwischen dem Standard-Preis-Ansatz und dem Ziel einer effizienten und ökologisch effektiven Bewältigung diskontinuierlicher Emissionen. Diese Spannung drückt sich darin aus, dass die ‚Blindheit‘ einer so ausgerichteten Standard-Preis-Abgabe für die Kostenimplikationen von Belastungsspitzen infolge ebendieser Abstraktion zur zeitweisen – im Falle des Auftretens irreparabler Schäden möglicherweise sogar dauerhaften – Verfehlung jenes ökologischen Ziels führen könnte, welches der Gesetzgeberin bei Festlegung des Mengenziels vor Augen stand (Ähnliches gilt für Demeritorisierungsabgaben, auch wenn es hier kein unmittelbar zu verfehlendes Punktziel gibt).

⁴⁴ Allerdings verweisen Beavis und Walker darauf, dass eine third-best-Lösung per Variation eines bestimmten festen Verhältnisses beider Abgabesätze möglich wäre (1983a: 108 f.).

Die Spannung zwischen einem von Schadenskosten abstrahierenden Kosteneffizienzziel und ökologischem Ergebnis bzw. Schadensziel ist jedoch nicht aufhebbar. Genau genommen hat etwa der Standard-Preis-Ansatz ungeachtet der Abgrenzung vom Internalisierungsansatz dessen Schadensfixierung nie vollständig negiert (s. Abschnitt 4.2.4). Stattdessen mahnen Baumol und Oates an, das politische Ziel im Falle einer offenkundigen Kluft zum theoretischen Effizienzziel soweit wie möglich daran anzupassen (1971: 45 Fn. 3). Obwohl hier ein aggregiertes Mengenziel gemeint gewesen sein dürfte, ist der Gedanke eines Anpassungsimperativs auch in Bezug auf die Struktur bzw. Gestalt des Ziels denkbar. Horan (2001) diskutiert im Zusammenhang mit diskontinuierlichen Emissionen daher folgerichtig unterschiedliche Zielformen und verweist dabei auf das eklektizistische Politikziel einer „**Most Efficient Cost Effective**“ (ebd.: 377) Allokation.

Eine gleichermaßen effiziente und ökologisch effektive Abgabenlenkung angesichts starker Konzentrationsschwankungen im Ablauf von Kläranlagen setzt demnach eine adäquate Zielformulierung durch die Politik voraus. Diese Zielformulierung muss über die Kategorie der aggregierten Emissionsmenge innerhalb eines bestimmten Bemessungszeitraumes hinausgehen. Ein solches (Zusatz-) Ziel müsste eine politische Abwägung zwischen dem Risiko überproportionaler ökologischer Effekte bzw. Schadenswirkungen von Belastungsspitzen einerseits und den Zusatzkosten für die Eindämmung dieser Spitzen andererseits darstellen, ebenso wie das aggregierte Emissionsmengenziel eine Abwägung zwischen den erwarteten Effekten bzw. aggregierten Schäden und Kosten reflektiert.

Wird eine steigende Grenzschadenskurve angenommen oder sind Emissionskonzentrationen mit steigender Höhe politisch umso weniger akzeptabel, könnte eine solche Abwägung in gesonderte Mengenziele für Emissionseinheiten oberhalb bestimmter Konzentrationsgrenzen münden.⁴⁵ Diese Ziele müssten mit zunehmender Fracht pro Zeiteinheit bzw. Konzentration zunehmend restriktiver ausfallen, was auf Seiten der Abgabe einen steigenden Abgabesatz implizieren würde (s. Abbildung 12).

Eine solche gestufte Mengenziele könnte in Anlehnung an toxikologische Wirkungsgradienten bzw. (sofern mit begrenzten Mitteln in ausreichend verlässlicher Qualität ermittelbare) ökonomische Schadensgradienten entwickelt werden. In der Regulierungspraxis gebräuchlicher ist jedoch, wie bereits angesprochen, eine lediglich zweistufige Differenzierung nach einer im Jahresdurchschnitt einzuhaltenden Konzentration und einer ergänzenden Maximalkonzentration, die zu keinem Zeitpunkt zu überschreiten ist.

⁴⁵ Im Anschluss an eine ökotoxikologische Untersuchung kurzfristiger Herbizid-Konzentrationsspitzen fordern bspw. Vallotton et al. (2008) ein zusätzliches Ziel in Form der Begrenzung der Anzahl der Überschreitungen der durchschnittlich zulässigen Maximalkonzentration. Die Regulierung der Anzahl ist jedoch unzureichend, da hiermit Konzentrationsspitzen mit unterschiedlicher Dauer und entsprechend unterschiedlicher Schadenswirkung gleichgesetzt werden.

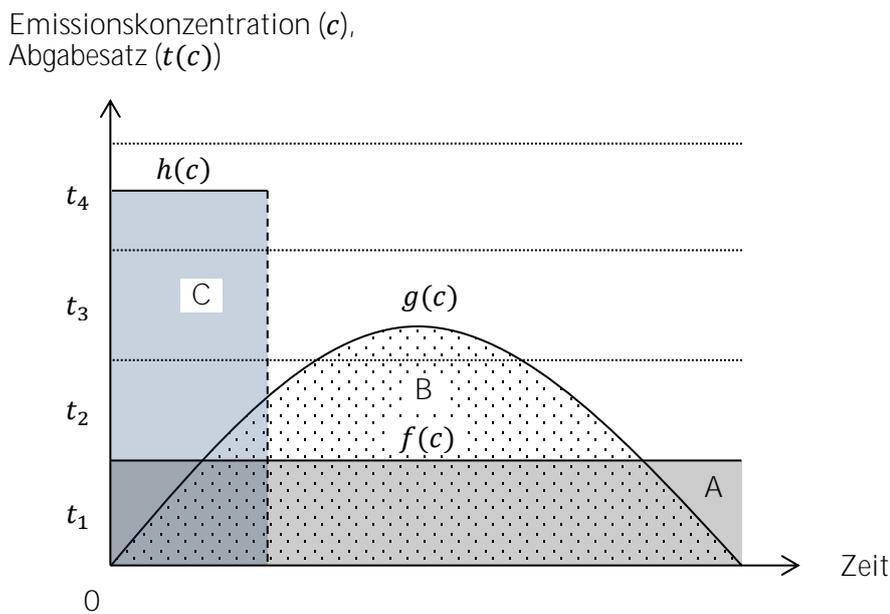


Abbildung 12: Gestaffelte Abgabensätze zur Berücksichtigung der ökologischen Effekte von Belastungsspitzen
(Quelle: Eigene Darstellung).

Eine hierauf abzielende isolierte Standard-Preis-Abgabenlösung würde dann nahelegen, einen Abgabensatz auf die emittierte Schadstoffmenge ausschließlich mit Blick auf das **aggregierte Mengenziel für Emissionen im ‚normalen‘ Konzentrationsbereich zu erheben**, sowie ergänzend dazu einen prohibitiv hohen Abgabensatz für alle Emissionseinheiten, die oberhalb einer bestimmten, z. B. ordnungsrechtlich zulässigen Maximalkonzentration liegen.

Baumol und Oates (1988: 190 – 210) weisen jedoch darauf hin, dass bei unabhängiger Festlegung des Mengen- und Konzentrationsziels die jeweiligen marginalen Vermeidungskosten zur Ansteuerung dieser Ziele auseinanderfallen können.⁴⁶ Demnach würden zwar die Teilziele kostenminimal realisiert. Durch eine Veränderung des Abgabensatzes für normkonforme Emissionen ließen sich jedoch die kombinierten Vermeidungskosten zur Erfüllung beider Ziele u.U. verringern. Der veränderte Abgabensatz würde dabei zu einer veränderten Emissionsmenge führen, die vermieden wird. Das bedeutet, dass in der Gegenwart eines kombinierten Mengen- und Konzentrationsziels das Mengenziel in Bezug auf normkonforme Emissionen selbst zu einem Steuerungsparameter

⁴⁶ Hierbei wird nicht von zwei Abgabensätzen, sondern einem Policy-Mix aus einer Abgabe auf die individuelle Durchschnittskonzentration sowie eine Auflage ausgegangen, wobei angemerkt wird, dass eine prohibitive Abgabe für Emissionen oberhalb der Maximalkonzentration rein semantischer Natur wäre (Baumol / Oates 1988: 194 Fn. 6).

für eine kostenminimale Regulierung stochastischer Emissionen wird. Der zugrunde liegende trade-off resultiert aus dem Umstand, dass sich mit steigendem Abgabesatz für **Emissionen im ‚normalen‘ bzw. normkonformen Konzentrationsbereich** – mit entsprechend steigenden Vermeidungskosten zur Umsetzung des daraus folgenden Mengenziels – nicht nur die Gesamtemissionen verringern, sondern auch die Häufigkeit bzw. Wahrscheinlichkeit der Überschreitung der Maximalkonzentration – mit entsprechend sinkenden Vermeidungskosten bezogen auf deren Einhaltung (Bandyopadhyay / Horowitz 2006).

Der kostenminimale Abgabesatz t^* bezogen auf die Gesamtvermeidungskosten zur Verminderung der Emissionsmenge und des Konzentrationsziels leitet sich demnach aus eben dieser aggregierten Gesamtkostenkurve ab (Abbildung 13). Das bedeutet, dass sich auch die Emissionsmenge aus dem Konzentrationsziel (und den beiden Vermeidungskostenkurven) ableitet und das Mengenziel somit selbst zum Steuerungsparameter der Kostenminimierung wird.

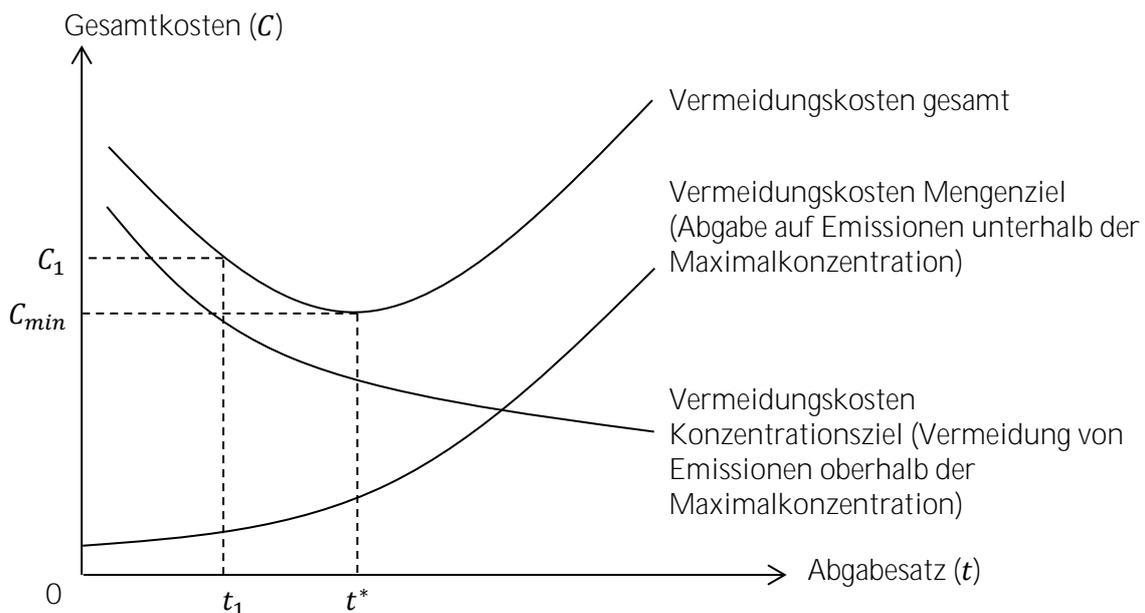


Abbildung 13: Grafische Herleitung des Abgabesatzes zur kostenminimalen Umsetzung eines Emissionsziels in Kombination mit einer Maximalkonzentrationsgrenze bei diskontinuierlichen Emissionen.
(Quelle: Eigene Darstellung leicht verändert nach Baumol / Oates 1988: 203).

M.a.W. bestimmen sich die Effizienzeigenschaften einer Lenkungsabgabe sowie deren Effektivität in Bezug auf die Reduzierung von Emissionen bei einem kombinierten Mengen- und Konzentrationsziel zum einen aus der Höhe des Abgabesatzes, zum anderen

aus dem Grad der Restriktivität der Konzentrationsgrenze (Bandyopadhyay / Horowitz 2006). Die Ansteuerung des Kostenminimums über den Standard-Preis-Ansatz wird hierdurch erschwert, sofern davon ausgegangen werden muss, dass die individuellen Konzentrationsprofile der Emittenten variieren.

Besteht etwa ein Markt aus zwei Emittenten mit identischen Emissionsansprüchen und Vermeidungskosten in Bezug auf die Reduzierung der Emissionsmenge, aber mit unterschiedlichen Kosten zur Erhöhung der Stabilität des Kläranlagenbetriebs, so setzt die kostenminimale Emissionsreduktion individuelle Emissionsvermeidungsbeiträge und damit unterschiedliche Abgabesätze voraus.

Da der Regulierer keine ausreichenden Informationen zum Verlauf der beiden Vermeidungskostenkurven zur Verfügung stehen, kann er das kosteneffiziente Abgabesatzverhältnis jedoch nicht bestimmen. Der beschriebene Zusammenhang zwischen den beiden Vermeidungskostenfunktionen verweist somit auf ein Dilemma in der Form, dass etwa ein zum Zwecke der Begrenzung der Vermeidungskosten sehr niedrig festgesetzter Abgabesatz für Emissionen im zulässigen Konzentrationsbereich zu insgesamt höheren Vermeidungskosten führen kann, da die Kosten zur Abwendung unzulässiger Emissionsereignisse parallel zunehmen (C_1 bei Abgabesatz t_1 in Abbildung 13). Umgekehrt kann hieraus aber auch ein Argument zugunsten eines hohen Anreizniveaus von Lenkungsabgaben geformt werden: Die voranstehenden Ausführungen haben gezeigt, dass die bei steigendem Vermeidungsanreiz zunehmenden Vermeidungskosten zumindest teilweise kompensiert werden durch den dann abnehmenden Ressourceneinsatz, der zur Einhaltung ggf. parallel bestehender ordnungsrechtlicher Konzentrationsobergrenzen erforderlich ist. Weist die Vermeidungskostenkurve zur Vermeidung kurzfristiger Belastungsspitzen den in Abbildung 13 angenommenen konvexen Verlauf auf, nimmt der Kompensationseffekt allerdings mit steigendem Niveau des Abgabesatzes ab.

In jedem Fall erfordert eine sowohl dem Effizienzziel als auch ökologischen Belangen Rechnung tragende Regulierung diskontinuierlicher Abwasseremissionen einen differenzierten bzw. zweigleisigen Steuerungsansatz, da die isolierte Anwendung einer einzelnen Abgabe (bzw. eines einzigen Abgabesatzes) zur parallelen Erfüllung von Mengen- und Konzentrationszielen mit vermeidbaren Effizienzverlusten einhergeht (Baumol / Oates 1988: 190 - 210): Würde die Einhaltung einer Maximalkonzentration einer isolierten Abgabe überlassen, müsste der Abgabesatz auf den ungünstigsten Fall der zeitlichen Verteilung der Gesamtfracht innerhalb des Bemessungszeitraums abstellen (Einleitung in kürzest möglicher Zeit). Hierdurch sähen sich alle Emittenten mit gleichmäßiger über den Bemessungszeitraum verteilten Schadstofffrachten mit einem Abgabesatz konfrontiert, der zu einer Übererfüllung des Umweltziels mit entsprechend hohen Kosten führte.

In der Gegenwart ordnungsrechtlich fixierter Konzentrationsobergrenzen liegt ein zweistufiger Tarif mit einem prohibitiv hohen Abgabesatz für unzulässigen Emissionen

nahe. Das Mengenziel für Emissionen im unzulässigen Konzentrationsbereich läge somit bei null. Diese Lenkungsstrategie kann jedoch aus zweierlei Gründen problematisch sein: Erstens kann es sowohl rechtliche als auch politische Hindernisse bzw. Widerstände gegen prohibitive Abgabesätze (oder auch Bußgelder) geben (Harrington 1988: 32). So sind etwa **nach deutschem Recht sog. „Erdrosselungsabgaben“ unzulässig** (Kirchhof 2000: 1170; Wernsmann 2005: 10). Zu bedenken ist auch, dass die Akzeptanz von Umweltabgaben unter als unverhältnismäßig wahrgenommenen Zahllasten leiden kann. Akzeptanzprobleme dürften umso mehr auftreten, wie die Anlässe von Emissionsspitzenlasten nicht dem Handlungsbereich des Kläranlagenbetreibers zuzurechnen sind (etwa Wetterereignisse), auch wenn die Eigenverantwortlichkeit bzw. Fähigkeit des Kläranlagenbetreibers zur Behandlung dieser Frachten hiervon unberührt ist.

Neben rechtlichen und politischen Einwänden bzw. Grenzen eines prohibitiven Abgabesatzes für Emissionen jenseits einer gewählten Maximalkonzentration ist zweitens zu berücksichtigen, dass ein solcher Abgabesatz zwar effektiv sein dürfte, sich aber kaum auf Effizienzerwägungen **im Rahmen des hier zugrunde gelegten „Most Efficient Cost Effective“** (Horan 2001: 377) Politikziels berufen kann. In diesem Sinne effizient, d. h. auch schadenskostensensibel wäre dieses Vorgehen nur dann, wenn bei Überschreitung der Maximalkonzentration schlagartig ein ebenso prohibitiv hoher (Grenz-)Schaden oder zumindest ein ökologisch völlig inakzeptabler weil katastrophaler Zustand aufträte (s. hierzu auch die Diskussion bei Gawel 1999c: 299 - 302). Zwar sind solche Sachlagen durchaus vorstellbar, am ehesten in Form einer irreparablen Schädigung eines aquatischen Ökosystems. Die in der Regulierungspraxis anzutreffenden Maximalkonzentrationen bilden jedoch nicht zwingend derart neuralgische Punkte ab, sondern orientieren sich bspw. an weitaus weniger kritischen Schwellen wie jener, dass überhaupt ein unerwünschter Effekt in einem Zielorganismus bzw. einer Zielpopulation auftritt (im Gewässerbereich häufig Fische, s. Welch et al. 2004: 353, 376 - 378). Auch McGartland und Oates (1985) betonen, dass (meist ordnungsrechtlich formulierte) ökologische Mindeststandards in aller Regel nicht auf Sprünge in der Grenzschadensfunktion verweisen und diese Vorstellung **stattdessen als „threshold myth“** (ebd.: 207 f.) zurückzuweisen ist. Eine prohibitive Abgabenlast und das u.U. daraus folgende Ausscheiden des Emittenten vom Markt sind demnach weder verhältnismäßig noch effizient, da Letzteres einen (zumindest ungefähren) Ausgleich von Grenzvermeidungskosten und Grenzschadenskosten bzw. kein offenkundiges Auseinanderfallen beider Größen impliziert (Baumol / Oates 1971: 47 f.). Selbst da, wo Grenzwerte oberhalb kritischer ökologischer Schwellen festgelegt werden, deren Überschreitung als katastrophal eingestuft wird – was durchaus vorkommt, s. Streffer et al. (2000: 7 f.) –, geschieht dies in Anerkennung der Tatsache, dass ein vollständiges Ausschließen solcher (seltenen) Schadensereignisse unverhältnismäßige Vermeidungskosten bedeutet (ebd.). Prohibitive Abgabesätze für Emissionseinheiten jenseits der Maximalkonzentration setzen jedoch Anreize, sämtliche Optionen zur Konzentrationsbegrenzung unabhängig von ihren Kosten auszuschöpfen (Cohen 1985; Shavell 1979). Eine weitere Gefahr ist, dass u.U. Ressourcen zur

volkswirtschaftlich unproduktiven Verschleierung der Regelwidrigkeit bzw. zur Abwendung der Strafzahlung (z. B. durch Bestechung) eingesetzt werden (Cohen 1998: 29). Prohibitive Strafen können also zwar definitorisch Teil einer kosteneffizienten Lösung sein,⁴⁷ widersprechen aber dem Anspruch einer ‚Most Efficient Cost Effective‘ Allokation.

An dieser Stelle wird also sichtbar, dass eine binäre Zielsetzung (Maximalkonzentrationsziel und Mengenziel bzgl. der zulässigen Emissionen) unter Effizienzgesichtspunkten fragwürdig ist und eine ‚sozial effiziente kosteneffiziente‘ Lösung zumindest implizit (d.h. rechtlich nicht kodiert, sondern faktisch aus der Abgabensteuerung resultierend) eine – wie oben beschriebene – mehrfach abgestufte Zielsetzung erfordert.

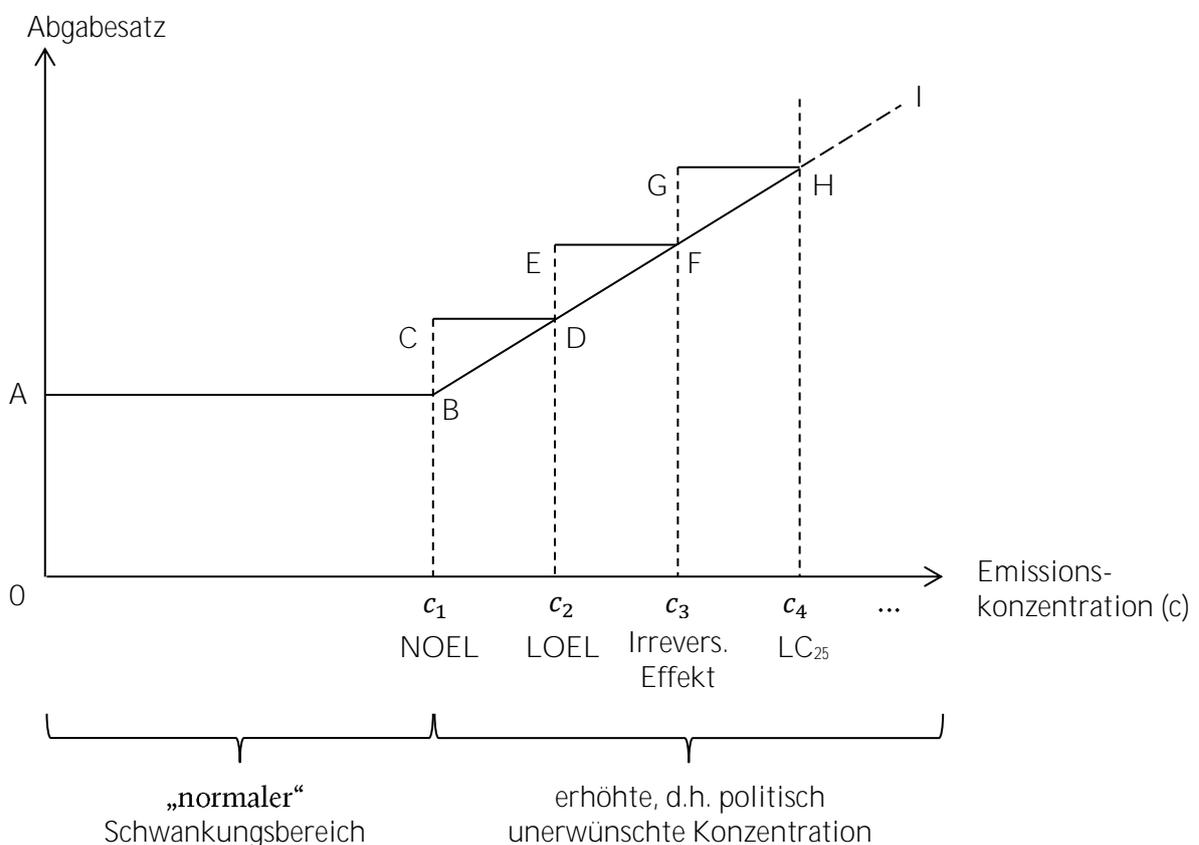


Abbildung 14: Stilisierter Tarifverlauf zur Adressierung von Konzentrationsschwankungen (Quelle: Eigene Darstellung).

⁴⁷ Insoweit wie die Maximalkonzentration für alle Emittenten bindend ist, sind hier keine Effizienzgewinne gegenüber einer Auflagenlösung möglich.

Das würde bedeuten, dass Überschreitungen des Konzentrationsziels nicht mit einem prohibitiven, sondern mit einem erhöhten Abgabesatz belegt werden, um den ebenfalls zunehmenden Grenzschäden bzw. dem entsprechenden Risiko Rechnung zu tragen. Wird die Zielsetzung formal festgelegt, könnte sich eine Kaskade mehrerer, ggf. rein abgaberechtlich fixierter Konzentrationsschwellen ergeben, die sich in Ermangelung verlässlicher Daten zu Grenzschäden an ökologischen Wirkschwellen orientieren könnten (etwa „No Observed Effect Level“ [NOEL], „Lowest Observed Effect Level“ [LOEL], irreversible Schädigung, verschiedene Intervalle der „Lethal Concentration“ [LC₂₅, LC₅₀, LC₇₅, LC₁₀₀] des jeweiligen Stoffes, s. Fent 2007: 65, 66, wobei zusätzlich zu bestimmen wäre, ob sich die Schwellen auf Einzelorganismen, Populationen oder Ökosysteme beziehen). Die Überschreitung dieser Konzentrationsschwellen zöge dann eine Erhöhung entlang der somit ebenfalls gestuften Abgabesatzfunktion nach sich ($\overline{ABCDEFGH}$ in Abbildung 14). Alternativ ist auch ein jenseits des Konzentrationsziels stetig steigender Funktionsverlauf denkbar (\overline{ABI}).

5.2.7 Abgabenlenkung im Zweitbesten mit Transaktionskosten

Die Herausforderung einer effizienten und effektiven Regulierung kurzzeitiger Belastungsspitzen wird – zusätzlich zur oben adressierten Unsicherheit in Bezug auf Grenzschäden – dadurch verschärft, dass die Vollzugsbehörden häufig keine Kenntnis des **vollständigen ‚Emissionsprofils‘ im Bemessungszeitraum haben**. Aufgrund der nicht unerheblichen Erfassungskosten (Thomas 2006a: 54 f.) und bisweilen negativer Umweltauswirkungen häufiger Kontrollmessungen auf Basis von Indikatorchemikalien (Dupuit 2006: 43 f.; Kotulla 2005: § 3 Rn. 11) werden diese nur in größeren Abständen von Monaten oder bestenfalls Wochen vorgenommen. In Mecklenburg-Vorpommern verweisen Verwaltungsvorschriften bspw. auf 2 - 6 Kontrollen pro Jahr, abhängig von der Anlagengröße, in Baden-Württemberg erfolgen Kontrollen industrieller Einleiter 1 bis 4 Mal pro Jahr.⁴⁸ Selbst hiermit und zudem unter Ausschluss von Bagatellfällen (Kleininleitungen) ist noch ein erheblicher Überwachungsaufwand verbunden (z. B. MKULNV 2016: 151). Die Reguliererin kann also nur anhand weniger Messergebnisse auf die Gesamtmenge sowie die Emissionsdichtefunktion schließen.

Angesichts von monate-, wochen-, tage- oder gar stundenweisen Schwankungen der Emissionsmenge kann die Bemessungsgrundlage durch eine solche Überwachungspraxis nicht präzise ermittelt werden: Kurzfristige Belastungsspitzen werden somit entweder gar nicht erfasst (Unterschätzung der Gesamtfracht bzw. der Schadenswirkung), oder führen

⁴⁸ Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern vom 12. Mai 2009 - VI 700-1/5242.2.113 „Behördliche Überwachung von Abwassereinleitungen in Gewässer und in öffentliche Abwasseranlagen einschließlich der zugehörigen Behandlungsanlagen“, Abs. 5.1.2.; LUBW 2016: 18.

im anderen Extrem (Messung erfasst kurzfristige Konzentrationsspitze) zu einer gravierenden Überschätzung der Gesamtfracht im Bemessungszeitraum. Im ersten Fall werden tendenziell zu geringe Vermeidungsanreize gesetzt, im zweiten Fall zu hohe. Langfristig, d.h. über mehrere Bemessungszeiträume hinweg, können beide Effekte theoretisch abwechselnd auftreten und sich somit teilweise ausgleichen. *A priori*, d.h. ohne Spezifizierung von Überwachungshäufigkeit, Dauer und Umfang der Belastungsspitzen, Vermeidungs- und regulierungsbezogenen Kosten (Abgabe- oder Strafzahlungen), ist keine Aussage darüber möglich, welcher Effekt langfristig überwiegt.

In Abbildung 15 werden die Verzerrungseffekte der unvollständigen Information der Reguliererin in Bezug auf die Bemessungsgrundlage veranschaulicht. In einem fiktiven Bemessungszeitraum werden vier behördliche Kontrollmessungen angenommen und das Messergebnis als repräsentativ für den davorliegenden Teilzeitraum gewertet: In den sich aus den Messzeitpunkten 1 und 2 ergebenden Teilzeiträumen z_1, z_2 werden die Belastungsspitzen durch die behördlichen Kontrollmessungen nicht erfasst. Im Zeitraum z_1 führt dies aufgrund der geringen Dauer der Spitzenkonzentration zwar nicht zu einer substantziellen Unterschätzung der Fracht, wohl aber zur Nichtanwendung des (ggf. stark) erhöhten Abgabesatzes t_2 , der auch bei vergleichsweise geringer Fracht spürbare Vermeidungsanreize bewirken kann und das Risiko einer erhöhten Schadenswirkung adressiert. Im Teilzeitraum z_2 kommt aufgrund der höheren Dauer der Konzentrationsspitze erschwerend hinzu, dass die Bemessungsgrundlage erheblich verzerrt wird. Es werden somit weder effiziente Anreize zur Vermeidung von Belastungsspitzen noch zur Vermeidung von Emissionen unterhalb der zulässigen Konzentrationsgrenze c_{max} gesetzt. Im Teilzeitraum z_3 wird die Belastungsspitze erfasst, was hier aber zu einer massiven Überschätzung der Fracht und zur Anwendung des erhöhten Abgabesatzes t_2 für den gesamten Teilzeitraum führt. Der Emittent erhält also zu hohe Vermeidungsanreize sowohl in Bezug auf die zulässigen Emissionseinheiten unterhalb von c_{max} , als auch in Bezug auf die unzulässigen Konzentrationen darüber. Der Teilzeitraum z_4 illustriert, dass die Tatsache der Messung einer unzulässigen bzw. stark erhöhten Emissionskonzentration keineswegs in jedem Fall die Überschätzung der Bemessungsgrundlage bedeuten muss. Eine pauschale Verringerung der Bemessungsgrundlage im Falle des Feststellens ungewöhnlich hoher Konzentrationen ausgehend von der Annahme, die Erhöhung sei stets von sehr kurzer Dauer, ist daher nicht zwingend verursachergerecht. Vielmehr könnten hierdurch Anreize zur dauerhaften Überschreitung der zulässigen Maximalkonzentration gesetzt werden, soweit sich hierdurch Vermeidungs- bzw. Sorgfaltskosten einsparen lassen. Die Effekte zu geringer Vermeidungsanreize in den Zeiträumen z_1, z_2 und z_4 werden durch die überhöhten Vermeidungsanreize aus z_4 teilweise aufgehoben, wobei es in dem gewählten Beispiel von der Höhe der Abgabesätze t_1 und t_2 sowie dem spezifischen Verlauf der Emissionsdichtefunktion abhängt, wie der aggregierte Anreizeffekt ausfällt.

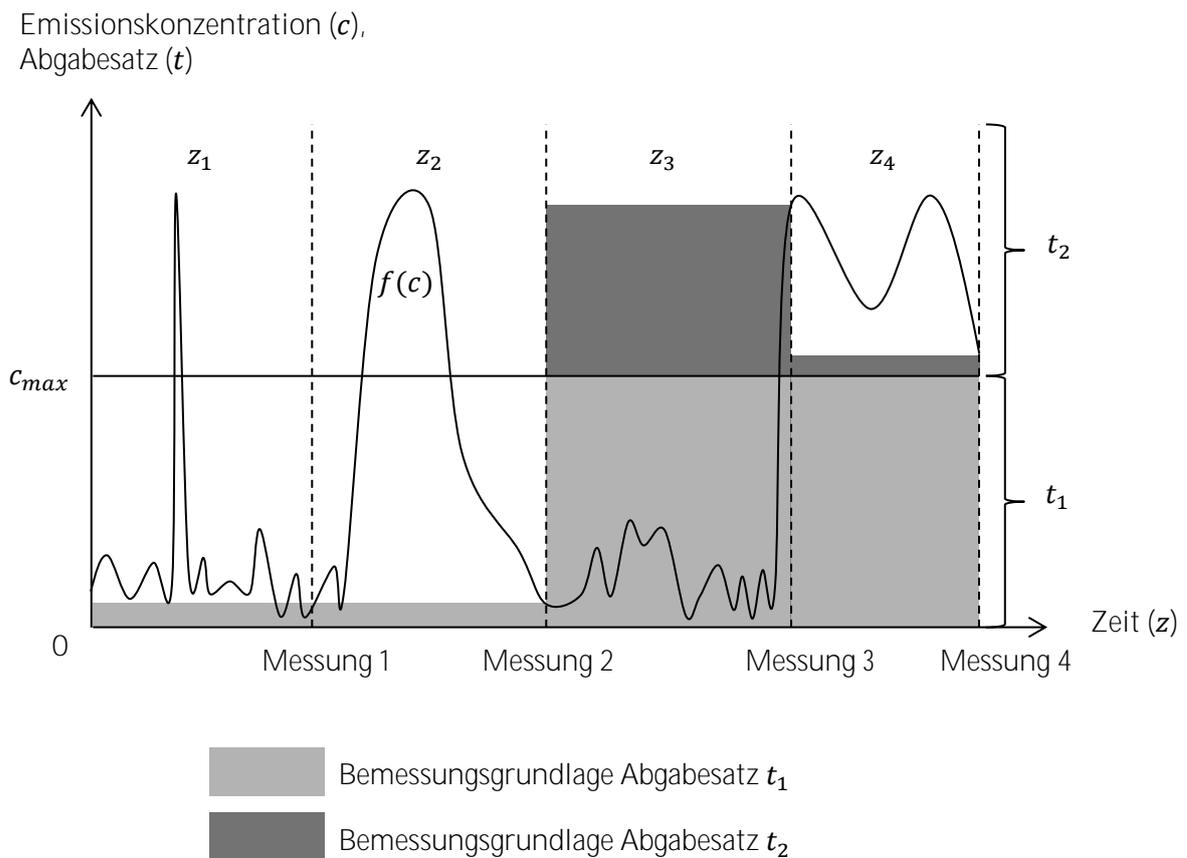


Abbildung 15: Verzerrung der Bemessungsgrundlage einer Lenkungsabgabe bei diskontinuierlichen Emissionen und diskontinuierlicher behördlicher Überwachung (Quelle: Eigene Darstellung).

Grundsätzlich fällt das Risiko sowie das Ausmaß einer Über- oder Unterschätzung der tatsächlichen Emissionsfracht bzw. der damit verbundenen Schadenswirkung bei gegebener Emissionsdichtefunktion für einen Bemessungszeitraum umso höher aus, je weniger repräsentativ die gemessene Konzentration ist. In Bezug auf kurzfristige Belastungsspitzen bedeutet das: Je seltener eine derartige Spitze im Bemessungszeitraum bzw. in der Periode auftritt, für die die Kontrollmessung erfolgt (womit auch die Überwachungshäufigkeit relevant ist), je kürzer die Spitzenkonzentration andauert und je höher die Differenz zur Durchschnittskonzentration ausfällt, desto umfangreicher ist der Verzerrungseffekt in Bezug auf die Bemessungsgrundlage, wenn diese Spitze durch eine behördliche Kontrollmessung erfasst wird.

Ob in einem solchen Szenario die Anwendung nach Konzentrationsintervallen gestaffelter Abgabesätze bei diskontinuierlichen Emissionen ohne Weiteres Effizienzvorteile generiert, ist fraglich. So könnte in Teilzeitraum z_3 bereits der Abgabesatz t_1 infolge der Verzerrung der Bemessungsgrundlage ausreichende oder gar überhöhte

Anreize zur Vermeidung der gemessenen Belastungsspitze führen. Die Anwendung des erhöhten Abgabesatzes t_2 würde darüber hinaus zusätzliche Vermeidungsanreize setzen und somit weitere Effizienzverluste bedeuten.

Um die Wahrscheinlichkeit von Effizienzgewinnen durch eine Abgabenlenkung zu erhöhen, kann grundsätzlich entweder 1) eine Intensivierung der behördlichen Überwachungstätigkeit, 2) das Ausweichen auf eine leichter zu beobachtende Bemessungsgrundlage (Produktionsinput- oder Output) oder 3) das Zurückgreifen auf zusätzliche Informationen auf Seiten der Emittenten erwogen werden.

Die Intensivierung der behördlichen Überwachungstätigkeit (Option 1) kann allerdings keine zufriedenstellende Lösung darstellen, da sie angesichts potenziell sehr kurzfristiger Konzentrationsschwankungen eine Vervielfachung der heute üblichen Kontrollhäufigkeit und damit der entsprechenden Vollzugskosten erfordert.

Auch das Ausweichen auf eine alternative Bemessungsgrundlage (Option 2, z. B. Ewringmann / Schafhausen 1985: 29 f.; Smulders / Vollebergh 2001 und Smulders / Vollebergh 2015) ist im Abwassersektor nicht zielführend. So kann etwa von der auf einer Kläranlage anfallenden Schadstofffracht (Input) nicht auf die Eigenschaften des Ablaufs geschlossen werden, da das Verhältnis zwischen beiden Größen nicht konstant, sondern abhängig vom Einsatz von Vermeidungsmethoden bzw. dem Verhalten des Emittenten ist. Zudem ist fraglich, ob die Informationsbeschaffungskosten in Bezug auf den Schadstoffinput substantiell geringer ausfallen, da diesbzgl. mit den gleichen Messmethoden operiert werden müsste. Eine Heranziehung der eingesetzten Behandlungsverfahren als Indikator für den Emissionsumfang erscheint ebenfalls nicht zweckmäßig, da bspw. vom bloßen Vorhandensein einer biologischen Behandlungsstufe nicht auf das Ausmaß ihrer Anwendung geschlossen werden kann. Auch der Blick auf Kennzahlen der ökonomischen Aktivität einer Kläranlage (bspw. Umsatz), die kostengünstig beobachtbar sind bzw. im Rahmen der Besteuerung ohnehin vorliegen, lässt keine Rückschlüsse auf das Behandlungsniveau zu, da sich die hierfür maßgeblichen Entwässerungsentgelte nach der anfallenden Schadstofffracht (bzw. dem Proxy der Abwassermenge) bemessen, nicht aber nach dem Output (Emissionsmenge) (Oelmann et al. 2017a: 329).

Eine umfangreiche Literatur widmet sich der Möglichkeit der Regulierung von Emissionen mithilfe der von den Emittenten übermittelten Informationen (Option 3, s. die Übersichten bei Cohen 1998; Heyes 2000; Shimshack 2014 und Stranlund 2013). In der Tat verfügen mittlerweile vor allem größere Kläranlagen über umfangreiche Emissionsdaten im Rahmen der betrieblichen Eigenüberwachung, zum Teil sogar über kontinuierliche Messtechnologien und somit über nahezu vollständige Informationen zur Emissionsmenge bzw. Ablaufkonzentration zu jedem Zeitpunkt (Bourgeois et al. 2001; Chong et al. 2013; Fiorentino et al. 2016). Die dabei eingesetzten optischen Messsysteme ermöglichen es,

selbst Schwankungen unterhalb der Minutengrenze verlässlich zu erfassen (Capodaglio et al. 2016: 518 - 521; van den Broeke 2014: 1 - 4).

Insoweit das Emissionsprofil eines Emittenten Vermeidungskosten oder Abgabe- bzw. Strafzahlungen bestimmt, ergibt sich hieraus jedoch für den Emittenten der Anreiz, die entsprechenden Informationen (bzw. Überwachungstechniken) zu manipulieren, um entsprechende Zahllasten zu vermindern. Eine effiziente Abgabenlenkung unter Rückgriff auf private Emissionsdaten schließt somit die Aufgabe ein, Anreize zur wahrheitsgemäßen Informationsübermittlung an die zuständigen Behörden zu setzen.

Ausgehend von der Studie „*Crime and Punishment*“ von Becker (1968) ist in Bezug auf diese Aufgabe zunächst die Erkenntnis in die Umweltökonomik übertragen worden, dass Anreize zur Falschinformation durch die Erhebung einer Strafe auf unzulässige bzw. vom Emittenten nicht korrekt gemeldete Emissionen in Höhe des Grenzschadens (bzw. des Abgabesatzes) gewichtet mit der Wahrscheinlichkeit der behördlichen Entdeckung neutralisiert werden können (Cohen 1998: 14 f.; Gray / Shimshack 2011: 10).⁴⁹ Dies gilt sowohl für ordnungsrechtliche Regulierungsansätze als auch für Abgabenlösungen (Harford 1978; Sandmo 2002). Im Falle der Feststellung eines Auseinanderfallens zwischen vom Emittenten gemeldeter und behördlich festgestellter Emissionsmenge in betreffenden Kontrollzeitraum muss also folgender Strafsatz s erhoben werden:

$$s = \frac{GSK(E)}{\theta} \quad (5)$$

wobei θ die Entdeckungswahrscheinlichkeit mit dem Wertebereich $0 > \theta > 1$ darstellt. Im Rahmen eines Kosteneffizienzziels ist in identischer Weise eine Orientierung am Abgabesatz angezeigt, der sich nunmehr an den (vermuteten) Grenzvermeidungskosten orientiert:

$$s = \frac{GVK(E)}{\theta} = \frac{t}{\theta} \quad (6)$$

Solange der effektive Strafsatz (nomineller Straf- bzw. Abgabesatz gewichtet mit Entdeckungswahrscheinlichkeit) oberhalb der marginalen Ersparnis des illegalen Emissionsverhaltens (also des Abgabesatzes) liegt, bestehen für den Emittenten ausreichende Anreize für normkonformes Verhalten.

⁴⁹ Da selbst bei behördlicher Entdeckung eines Regelverstoßes die Anwendung einer diesbzgl. Strafe nicht zwangsläufig ist, muss im Grunde statt der Entdeckungs- die Sanktionswahrscheinlichkeit zur Kalkulation eines effizienten und effektiven Strafsatzes herangezogen werden (Gray / Shimshack 2011: 10). Hiermit sind Aspekte der Rechtsdurchsetzung angesprochen, von denen aber zum Zwecke der Schärfung der Analyse im Weiteren abstrahiert wird, da ihre Berücksichtigung im vorliegenden Zusammenhang keine zusätzlichen Erkenntnisse verspricht.

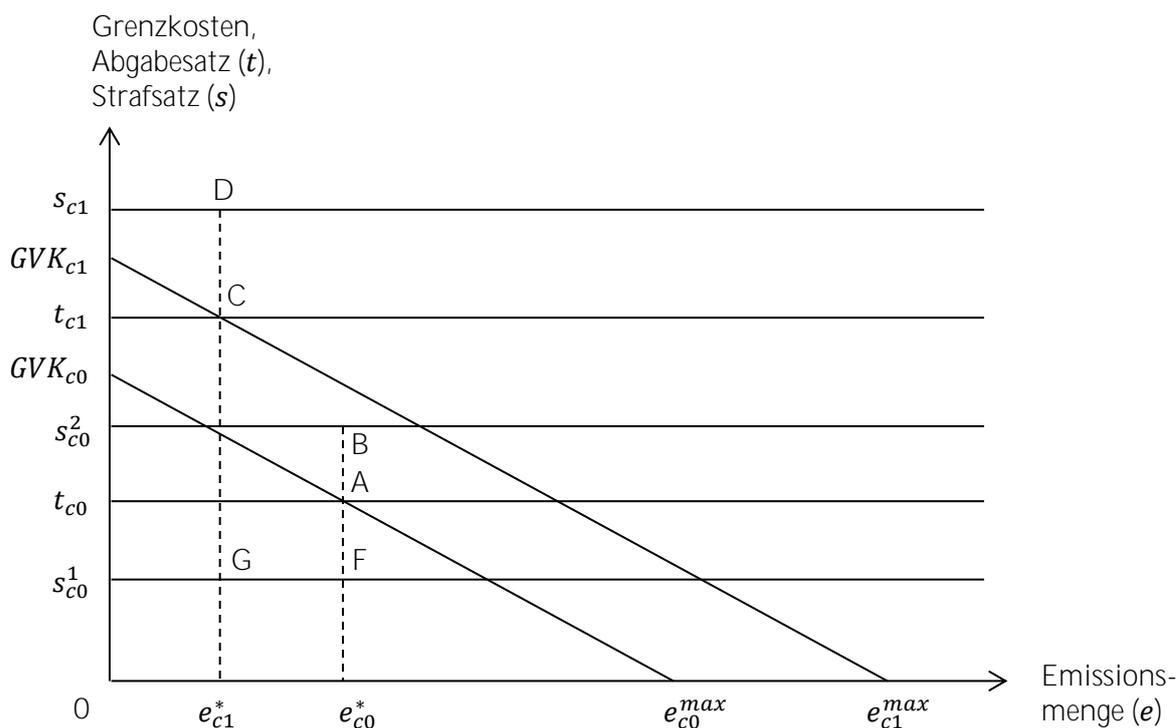


Abbildung 16: Anwendung verschiedener konstanter Strafsätze für nach Konzentrationsniveau gestaffelte Emissionsmengenziele (Quelle: Eigene Darstellung).

Abbildung 16 veranschaulicht die Wirkungsweise des Strafsatzes: Im hier gewählten Beispiel erhebt die Reguliererin für Emissionen unterhalb einer bestimmten Konzentrationsgrenze den nominellen Abgabesatz t_{c0} , für Emissionen darüber t_{c1} . Das Emissionsmengenziel (auch interpretierbar als Anzahl akzeptabler Überschreitungen der **Maximalkonzentration**) für ‚normale‘ Emissionen entspricht e_{c0}^* , das Mengenziel für Emissionseinheiten für erhöhte Konzentrationen e_{c1}^* . Der Emittent hat in Bezug auf Emissionen unterhalb der Konzentrationsgrenze einen Anreiz zur Falschinformation im Umfang der Fläche $0e_{c0}^*At_{c0}$, für Emissionen oberhalb der Grenze in Höhe von $0e_{c1}^*Ct_{c1}$ (jeweils die potenzielle Abgabeschuld). Dieser Anreiz kann durch eine effektive, d.h. mit der Entdeckungswahrscheinlichkeit gewichtete Strafandrohung in Höhe von s_{c0}^2 bzw. s_{c1} überkompensiert werden, da somit wahrheitswidrige Angaben zur Emissionsmenge Strafzahlungen im Umfang von $0e_{c0}^*Bs_{c0}^2$ bzw. $0e_{c1}^*Ds_{c1}$ nach sich ziehen. Da $0e_{c0}^*Bt_{c0} > 0e_{c0}^*As_{c0}^2$ und $0e_{c1}^*Dt_{c1} > 0e_{c1}^*Cs_{c1}$ ist die wahrheitsgemäße Angabe der Emissionsmenge die dominante Strategie. Insoweit der Strafsatz folglich nicht zur Anwendung kommt, hat seine Höhe keinerlei Auswirkung auf das Emissionsergebnis, solange er nicht unter die kritische Schwelle von $\frac{t_{c0}}{\theta}$ bzw. $\frac{t_{c1}}{\theta}$ fällt. Unterhalb hingegen (bspw. s_{c0}^1) tritt vollständige *non-compliance* in dem Sinne ein, dass der Emittent keine ausreichenden Anreize zur

wahrheitsgemäßen Informationsübermittlung hat, da die potenzielle Strafzahlung geringer ausfällt als die Vermeidungskosten ($0e_{c0}^*Fs_{c0}^1 < 0e_{c0}^*At_{c0}$).

Kommt ein effektiver Straftarif zur Anwendung, der einen höheren Anstieg als der Abgabesatz aufweist, etwa weil die Reguliererin Konzentrationswerte mit zunehmender Höhe stärker sanktionieren möchte, können sich auch partiell normwidriges Verhalten (weder optimale noch maximale Emissionsmenge) oder aber normkonformes Verhalten bei paralleler Vermeidung der Abgabenzahlung ergeben (Macho-Stadler / Pérez-Castrillo 2006, s. Abbildung 17), wenn der effektive Strafsatz für die nicht vermiedenen Emissionen dauerhaft geringer ausfällt als der Abgabesatz ($s_{c1}^1 < t$ für alle e im Bereich $0 \leq e \leq e_{c1}^*$). Der Emittent ignoriert in diesem Fall den Abgabesatz t_{c1} und orientiert sich stattdessen am dauerhaft geringeren effektiven Strafsatz s_{c1}^1 , was zu einer Vermeidung bis zum Niveau e_{c1}^1 oberhalb des angestrebten Emissionsziels e_{c1}^* führt.

Übersteigt in Abbildung 17 der Strafsatz den Abgabesatz im Bereich der nicht vermiedenen Emissionen teilweise ($s_{c1}^2 < t$ für alle e im Bereich $0 \leq e \leq e_{c1}^2$ und $s_{c1}^2 > t$ für alle e im Bereich $e_{c1}^2 \leq e \leq e_{c1}^*$) hat dies zwar keine Auswirkung auf die Emissionsmenge. Da sich der Emittent in Bezug auf die Emissionsmenge e_{c1}^2 aber für die

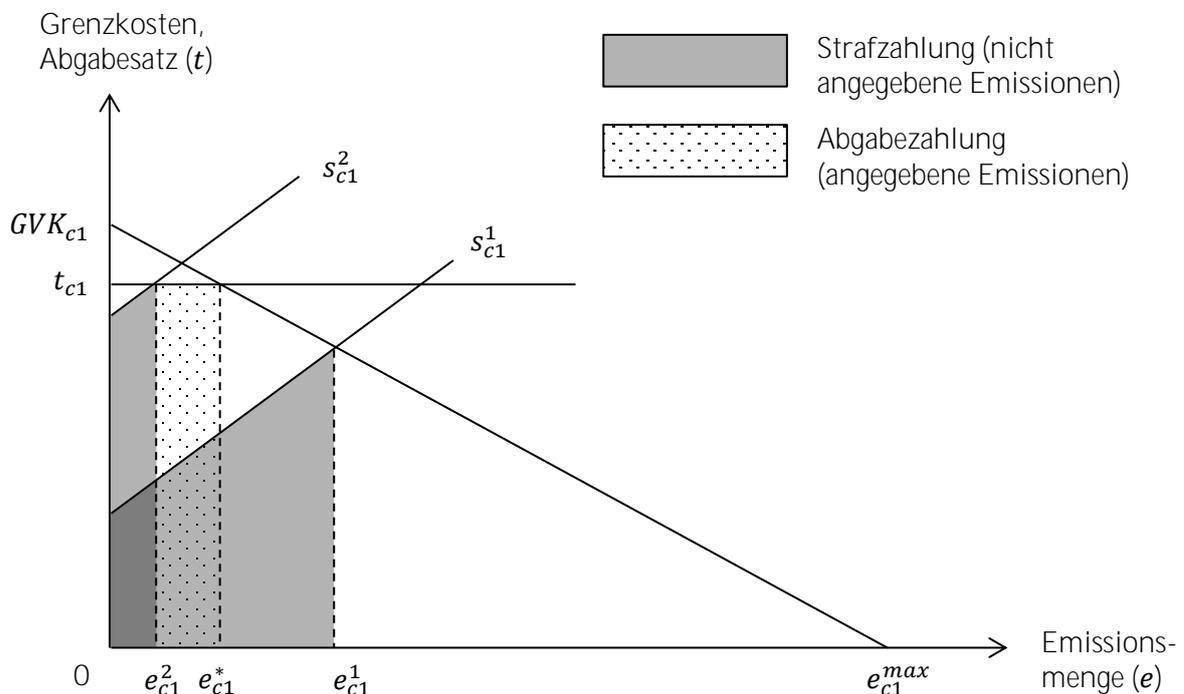


Abbildung 17: Auswirkungen steigender Strafsätze auf Emissions- und Informationsverhalten von Emittenten
(Quelle: Eigene Darstellung).

Zahlung des günstigeren Strafsatzes entscheidet, wird er die entsprechende Emissionsmenge der Reguliererin verschweigen und demzufolge hierfür auch keine Abgabe entrichten. Damit verbunden ist eine Verringerung der abgabeninduzierten Einkommenseffekte. Demgegenüber stehen aber Einkommenseffekte infolge der Strafzahlung.

In einem Kontext diskontinuierlicher Emissionen ist die Vorgehensweise der strafbewehrten Abgabebemessung auf Basis von Daten der betrieblichen Eigenüberwachung jedoch nur begrenzt praktikabel. Grund hierfür ist, dass die Strafandrohung die ex-post Verifizierbarkeit der privaten Informationen durch die kontrollierende Behörde voraussetzt: Nur wenn sich im Nachhinein im Rahmen der Kontrolle die tatsächliche Emissionsmenge einschließlich der dazugehörigen Konzentrationsfunktion ermitteln lässt, ist die Feststellung einer Falschinformation möglich und die Bemessungsgrundlage zur Ermittlung der Strafzahlung ermittelbar. In Bezug auf kurzfristige Konzentrationschwankungen muss es aber als fraglich gelten, inwieweit eine nachträgliche Rekonstruktion des Emissionsprofils überhaupt möglich ist.

In der theoretischen Literatur ist dieses Problem als analytisch identisch zur Frage der **effizienten Regulierung von diffusen Eintragspfaden („non-point pollution control“)** eingestuft worden (Karp 2005). In Anlehnung an Segerson (1988) wird eine **Immissionsabgabe („ambient tax“)** empfohlen, die von allen potenziellen VerursacherInnen erhoben wird. Da deren individueller Beitrag zur erhöhten Immissionskonzentration unbekannt ist und daraufhin jedem Emittent der gleiche Teil der Bemessungsgrundlage zugeschrieben wird, ergeben sich u.U. politisch problematische Verteilungseffekte (Karp 2005: 3). Auch eine Verzerrung der individuellen Einkommenseffekte wäre hiermit verbunden. Sofern zudem nicht alle potenziellen VerursacherInnen abgabepflichtige Abwassereinleiter sind, sondern bspw. auch diffuse Stoffeinträge, bspw. aus der Landwirtschaft, den Immissionszustand beeinflussen, verliert dieser Lösungsansatz weiter an Praktikabilität.

Hält die Reguliererin daher an einer emissionsbasierten Regulierung diskontinuierlicher Emissionen fest, muss er eine Bemessungsgrundlage im Falle der Feststellung einer überhöhten Ablaufkonzentration fingieren und auf dieser Grundlage die Abgabe erheben. Das Operieren mit einem Strafsatz erübrigt sich hier, da auf die Informationen des Emittenten zu seinem Emissionsverhalten nicht mehr zurückgegriffen wird und somit kein Fehlverhalten im Sinne einer Falschinformation zu sanktionieren ist. Statt nach der optimalen Kontroll- und Sanktionsstrategie stellt sich nun also die Frage nach der effizienten Setzung von Vermeidungsanreizen im Zuge der Fingierung der Bemessungsgrundlage bei Feststellung einer Überschreitung der zulässigen Maximalkonzentration. In Abbildung 15 ist anhand des Teilzeitraums z_4 bereits illustriert worden, dass die behördliche Fiktion einer Bemessungsgrundlage nicht zwingend auf den behördlichen Messwert Bezug nehmen muss – schließlich kann die

Emissionskonzentration im Vorfeld noch höher gelegen haben. Bei der Festlegung einer Bemessungsgrundlage befindet sich die Reguliererin jedoch in einem Dilemma: Je höher er die Bemessungsgrundlage ansetzt, desto eher werden im Falle real geringerer Bemessungsgrundlagen (sehr kurzfristige Konzentrationspitze) zu hohe Vermeidungsanreize gesetzt. Wird die Bemessungsgrundlage hingegen zu niedrig angesetzt und ist dies für den Emittenten im Vorfeld ersichtlich, verringert sich der effektive Abgabesatz pro tatsächlich emittierter Schadeinheit. Fällt er infolge einer real höheren Bemessungsgrundlage unterhalb des Niveaus der Abgabe, erhält der Emittent zu geringe Vermeidungsanreize.

Dabei kann eine Über- sowie Unterschätzung bei identischer Bemessungsgrundlagenfiktion eintreten, je nachdem, wie die reale Bemessungsgrundlage im individuellen Fall aussieht. In Abbildung 18a ist ein solcher Fall dargestellt: Die Reguliererin geht hierbei davon aus, dass das Messergebnis zum Zeitpunkt z_m Ausdruck einer kurzfristigen Spitzenkonzentration ist, und legt der Abgabebemessung daher eine Emissionsmenge e_f zugrunde, die geringer ist jene Menge, die sich bei Zugrundelegung des Messergebnisses für den gesamten Zeitraum ohne weitere Messwerte ergäbe ($z_m c_{z_m}$). Emittent 1 werden damit zu hohe Emissionen im Umfang von $e_f - e_1$ zugeschrieben, wohingegen die realen Emissionen des Emittent 2 unterschätzt werden ($e_2 > e_f$) (Abbildung 18a). In der Folge wird der nominelle Abgabesatz t^* in zwei verschiedene effektive Abgabesätze t_1 und t_2 transformiert, was zu einer Abweichung vom kosteneffizienten Emissionsergebnis führt ($e_1^1 > e_1^*$, $e_1^2 > e_2^*$) (Abbildung 18b).

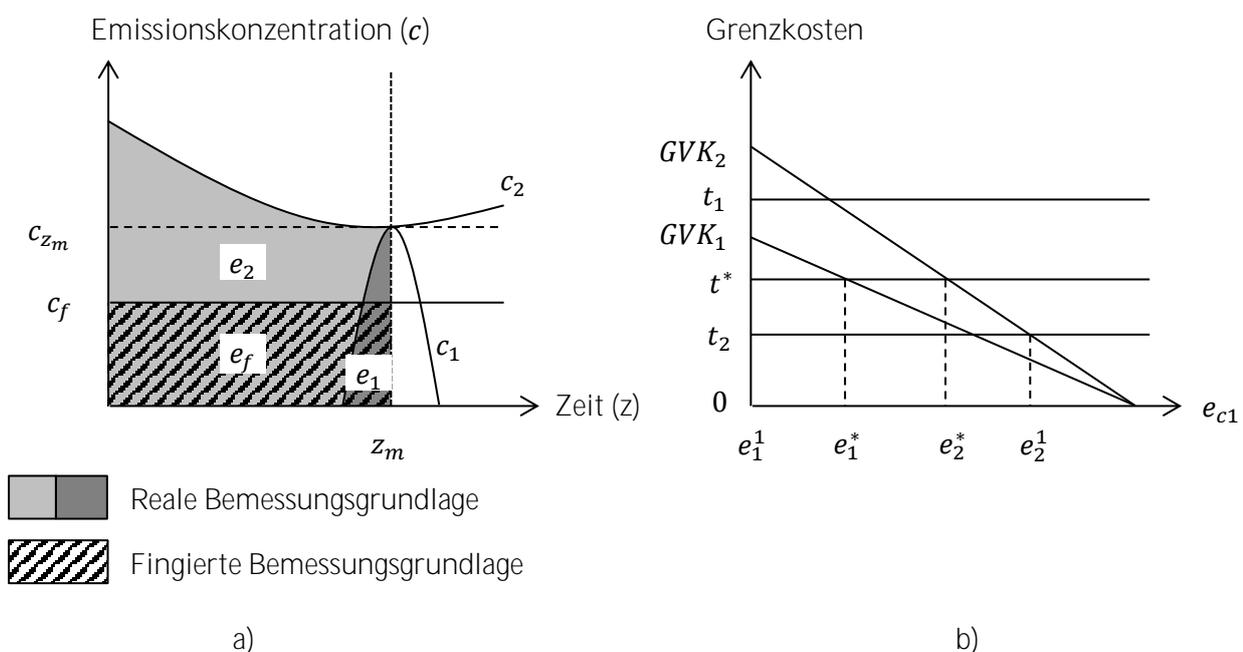


Abbildung 18: Effekte einer fingierten Bemessungsgrundlage (Quelle: Eigene Darstellung).

Da die Reguliererin den Abgabesatz mit Blick auf ein punktförmiges Emissionsziel in Bezug auf erhöhte Emissionskonzentrationen ohnehin per Versuch-und-Irrtum-Verfahren festlegen muss, bedeutet eine Zielverfehlung infolge der Unkenntnis der realen Bemessungsgrundlage keine zusätzliche Herausforderung, sondern würde im Zuge der Nachsteuerung des Abgabesatzes *en passant* berücksichtigt. Eine sich letztlich einstellende Zielerreichung wäre dann aber aufgrund der abweichenden effektiven Abgabesätze nicht mehr kostenminimal. Effizienzvorteile einer Regulierung diskontinuierlicher Emissionen mittels Abgaben wären somit rein zufällig.

Die Reguliererin befindet sich also im Kontext diskontinuierlicher und selbst im Kontrollfall nicht rekonstruierbarer Emissionen in einer kaum effizient zu bewältigenden Situation. Bei dieser Informationslage sind kostenminimale Lösungen unwahrscheinlich. Eine Berücksichtigung kurzfristiger Belastungsspitzen in einem Abgabenregime kann daher nur auf pragmatische Weise erfolgen. Als mögliche Alternative zur anreizarbiträren Fingierung einer Bemessungsgrundlage könnte dabei in Betracht kommen, trotz unzureichender Kontrollmöglichkeiten auf Ergebnisse der Eigenüberwachung der Emittenten zurückzugreifen. Zwar ist deren Wahrheitsgehalt nicht direkt durch stichprobenartige Kontrollen der Ablaufkonzentration überprüfbar. Gleichwohl könnte eine indirekte, indiziengestützte Kontrollstrategie konzipiert werden. Hinweise auf Falschangaben können etwa auf einer Auswertung von Immissionsdaten beruhen oder auf bei Kontrollen festgestellten Mängeln der Behandlungsinfrastruktur oder Betriebsweise (unzureichende Wartung, unzureichend geschultes Personal, Fehlen technischer Vorrichtungen zur Bewältigung von Spitzenlastereignissen im Zustrom o.Ä.). Auch der Umstand, dass im Zuge von Kontrollen häufiger Belastungsspitzen festgestellt werden, vom Emittenten außerhalb der Kontrollzeitpunkte aber stets ein normkonformes Konzentrationsprofil angegeben wird, könnte als Indiz für ein nicht wahrheitsgetreues Informationsverhalten gewertet werden.

Sofern eine direkte Sanktionierung bzw. Abgabenerhebung auf Grundlage von Indizien rechtlich unzulässig ist, könnte eine indirekte Sanktionierung in Anlehnung an das **sogenannte ‚Harrington-Paradox‘** (Harrington 1988; s. auch Hentschel / Randall 2000; Coria et al. 2015) erwogen werden: Harrington hatte unter Rückgriff auf die Literatur zur optimalen Bewältigung von Steuerhinterziehung aufgezeigt, dass sich die Transaktionskosten der behördlichen Überwachung von Emittenten im Falle asymmetrischer Information in Bezug auf das Emissionsverhalten mittels einer dynamischen Sanktionsstrategie verringern lassen. Hierzu werden Emittenten in Abhängigkeit von ihrem Informationsverhalten in zwei Gruppen eingeteilt. Zunächst werden sämtliche Emittenten der ersten Gruppe zugeordnet. Sobald normwidriges Verhalten festgestellt wird, wird der Emittent der zweiten Gruppe zugeordnet und dort häufigeren Kontrollen unterzogen. Aus der höheren Kontrolldichte resultiert ein höherer effektiver Strafsatz, womit die Zuordnung zur zweiten Gruppe folglich entweder höhere Strafzahlungen, oder aber zu deren Abwendung höhere Vermeidungskosten

(Sorgfaltskosten) bedeutet. In beiden Fällen ergibt sich somit ein zusätzlicher bzw. erhöhter Anreiz für normkonformes Verhalten. Harringtons Analyse belegt, dass sich die **Kontrollkosten mithilfe dieses ‚Hebels‘ („enforcement leverage“) verringern lassen** (Coria / Zhang 2015: 2). Das bedeutet im Umkehrschluss, dass unter Beibehaltung bzw. mithilfe einer Restrukturierung der bisher aufgewendeten Kontrollressourcen eine höhere Kontrolldichte und somit eine präzisere Ermittlung der Bemessungsgrundlage möglich ist. Auf diese Weise kann die Abweichung vom Kostenminimum verringert werden.

Harrington entwickelte diese dynamische Kontrollstrategie im Hinblick auf Regulierungskontexte, in denen die Höhe des nominellen Strafsatzes aus rechtlichen oder politischen Gründen begrenzt ist und die Etablierung eines ausreichend hohen effektiven Strafsatzes auch nicht durch häufigere Kontrollen bei allen Emittenten realisiert werden kann (begrenzte Kontrollressourcen) (Harrington 1988: 31 f.). Im vorliegenden Fall diskontinuierlicher Emissionen eine ähnlich gelagerte Problemstruktur vor, wenn eine indiziengestützte Erfassung von normwidrigem Verhalten keine direkte Sanktionierung mittels Anwendung eines Strafsatzes ermöglicht. Führt das Vorliegen von Indizien für überhöhte Emissionskonzentrationen nun aber dazu, dass der Emittent für eine bestimmte Dauer einem intensivierten behördlichen Sanktionsregime (hohe Kontrolldichte) unterstellt wird, erhöhen sich die Anreize für die wahrheitsgemäße Angabe von Konzentrationsspitzen. Konkret wägt der Emittent die Ersparnisse der Fehlinformation – eingesparte Abgabezahlung bzw. alternativ die Kosten zur Vermeidung von Konzentrationsspitzen im laufenden Kontrollzeitraum – ab mit den höheren zukünftigen Abgabezahlungen bzw. mit den ggf. höheren Vermeidungskosten, die auf ihn im Falle einer Zuordnung zur Gruppe der mutmaßlichen Falschinformanten zukommen. Risikoaverse Emittenten erhalten zusätzliche Anreize dadurch, dass in einer zukünftigen Kontrollperiode u.U. höhere Schadstofffrachten zur Behandlung anstehen, was höhere Vermeidungskosten bzw. Abgabezahlungen im Falle einer Zuordnung zur kontrollintensiven Gruppe nach sich zöge.

Im Rahmen einer Entscheidung, ob Werte der Eigenüberwachung zur Abgabebemessung herangezogen werden sollen, ist Folgendes zu beachten: Erstens ist zu fragen, inwieweit eine indiziengestützte Zuordnung der Emittenten zur kontrollintensiven Gruppe gleiche Sanktionsbedingungen für alle Emittenten schafft. So könnten etwa immissionsdatenbasierte Indizien in einigen Gewässerlagen möglich sein (z. B. nur ein einzelner Emittent mit spürbarem Einfluss auf das Zielgewässer, ökosystembedingt relativ stabile immissionsseitige Referenzbedingungen als Grundlage zur Feststellung von anthropogen erhöhten Schadstoffkonzentrationen), in anderen hingegen kaum (z. B. viele Emittenten, natürlich schwankender Immissionszustand). Zweitens leitet sich aus der Notwendigkeit, dass die zu erwartende effektive Abgabenzahlung in der kontrollintensiven Gruppe höher sein muss als die Zahllast bei wahrheitsgemäßer Angabe der Emissionsdaten, ab, dass zumindest für den Zeitraum der intensivierten Kontrolle vom Regelfall abweichende (höhere) Vermeidungsanreize gesetzt werden. Werden Emittenten der

intensivierten Kontrolle unterstellt, ergeben sich somit zumindest zeitweise marginale Vermeidungsanreize, die von jenen regelkonformer Emittenten abweichen, womit eine zentrale Kostenminimierungsbedingung verletzt ist. Drittens ist es fraglich, ob das dynamische Kontrollmodell seine Wirkung auch im Falle intentionaler Belastungsspitzen entfalten kann: Anreize zur wahrheitsgemäßen Informationsübermittlung zum Emissionsprofil setzen voraus, dass im Rahmen der intensivierten Kontrolle überhaupt exogene Ursachen für Belastungsspitzen auftreten, die erhöhte Vermeidungskosten oder eben Abgabebzahlungen bewirken. Resultieren Belastungsspitzen aber allein aus der Verringerung der Sorgfalt des Emittenten oder aus dem Einsparen von Betriebsmitteln, kann er durch normkonformes Verhalten im Rahmen der intensivierten Kontrolle eine vergleichbare Belastung durch Abgabe und Vermeidungskosten im Rahmen der regulären Kontrolle erreichen. Somit erhält er also keinen finanziellen Nachteil durch die Aufdeckung einer intentionalen Belastungsspitze und folglich auch keinen Anreiz, diese zu unterlassen bzw. darüber zu informieren. Diesem Umstand könnte zwar dadurch begegnet werden, dass im Rahmen der intensivierten Kontrolle auch ein erhöhter Abgabesatz für normkonforme Emissionen erhoben wird. Dabei variiert der Vermeidungsanreiz allerdings zumindest für die Dauer der intensivierten Kontrolle vom Anreizniveau im Rahmen der regulären Kontrollen. Viertens deuten empirische Untersuchungen zur Möglichkeit freiwilligen Angabe normwidrigen Umweltverhaltens an, dass hierbei lediglich geringfügige Normverletzungen angegeben werden, wohingegen substantielle weiterhin verschwiegen werden (Pfaff / Sanchirico 2004).

Die letzten beiden Aspekte legen nahe, dass sich eine Differenzierung der Kontrollstrategie geboten sein könnte: Da mit zunehmendem Umfang einer Belastungsspitze (Amplitude, Dauer) auch die Anreize für deren Verbergen steigen können, sollten Indizien hierauf zu einer stärkeren Sanktionierung führen (erhöhte Dauer der intensiveren Überwachung oder Erhöhung des Abgabesatzes). Andernfalls steigt das Risiko, dass Emittenten gezielt dauerhaft überhöhte Konzentrationen einleiten (bewusste Drosselung der Vermeidungsanstrengungen) und sich somit bewusst in das intensivierte Kontrollregime begeben, weil die damit eingesparten Abgabebzahlungen bzw. Vermeidungskosten geringer ausfallen als die zu erwartenden Mehrkosten durch eine ggf. erhöhte Abgabe.

Insgesamt wird in der Literatur zur Durchsetzung umweltpolitischer Regulierung weiterer Forschungsbedarf gesehen, zum einen was derartige Strategien zur Nutzung von ‚Selbstanzeigen‘ („self-reporting“) betrifft, zum anderen, weil zwischen den theoretischen Vorhersagen zum Verhalten von Emittenten in Sanktionsregimen und dem empirisch beobachteten Verhaltensweisen oftmals Unterschiede beobachtet werden (Gray und Shimshack 2011: 19 f.; Shimshack 2014: 355). Gray und Shadbegian (2005) weisen etwa am Beispiel der US-Papierindustrie nach, dass der Grad der Normkonformität nicht nur von der Anreizstruktur selbst, sondern von weiteren Faktoren abhängt wie der Zugehörigkeit zu einem bestimmten industriellen Teilsegment sowie von der Größe des Unternehmens

und ihrer Eigentümerstruktur. In eine ähnliche Richtung deuten die Erkenntnisse von Bandyopadhyay und Horowitz (2006), denen zufolge sich das Emissionsverhalten von Kläranlagen nur teilweise durch regulierungsinduzierte Anreize erklären lässt und zusätzlich der kommunalpolitische Kontext (lokale Wertschätzung sauberer Gewässer) eine wesentliche Rolle spielt. Von Relevanz sind weiterhin die Ergebnisse von Toffel und Short (2011), die daran erinnern, dass regelwidriges Verhalten auch aus principal-agent-Konflikten innerhalb eines Unternehmens resultieren kann. Anreize zur wahrheitsgemäßen Informationsangabe können diesbezüglich problementschärfend wirken und somit zu einer besseren internen Verarbeitung externer Anreizstrukturen führen („Self-Policing“). Auch die Ergebnisse Shimshack und Ward (2005) widersprechen **der Becker’schen Theorie**: Sie stellen fest, dass die effektive Strafwirkung bisweilen stärker von der Kontrollhäufigkeit als der Höhe des nominellen Strafsatzes abhängt, während im **Becker’schen Modell beide Größen** ein identisches Gewicht haben.

Im Ergebnis bedeutet all dies, dass Wirkungen einer Strategie, die auf der Preisgabe privater Informationen zum Emissionsverhalten basiert, nicht genau vorhersehbar und zudem kontextspezifisch sind. Die angesprochenen Grenzen der bisherigen Verhaltensmodelle gelten allerdings nicht nur für den dynamischen Kontrollansatz von Harrington (1988), sondern beziehen sich auf alle Sanktionsmechanismen in der **Becker’schen Tradition**. **Vor diesem Hintergrund erscheint ein Versuch der Anwendung der dynamischen Strategie** zwar erwägenswert, allerdings unter aufmerksamer Berücksichtigung der angesprochenen Grenzen. Zu evaluieren wäre dabei vor allem, ob eine indiziengestützte Zuweisung von Emittenten in das intensiviertere Kontrollregime ausschließlich auf deren Verhalten abzustellen in der Lage ist, oder ob hier exogene Faktoren (z. B. relative Stabilität der Immissionsverhältnisse) eine verzerrende Wirkung entfalten.

5.2.8 Zusammenfassung

Infolge von Betriebsunfällen, Wetterereignissen und zeitlich variierenden Produktionsprozessen und Verhaltensweisen privater Haushalte können die Ablaufkonzentrationen von Kläranlagen kurzfristig stark schwanken. Obwohl Konzentrationsschwankungen in zufälligen Ereignissen ihren Ausgangspunkt haben können, liegt ihr Auftreten aufgrund der potenziellen Verfügbarkeit technischer Gegenmaßnahmen wie z. B. der Vorhaltung von Rückhaltebecken weitgehend im Verantwortungsbereich der Emittenten, was ihnen eine grundsätzlich deterministische Natur verleiht. Einleiter bestimmen also nach Maßgabe der Anreizstrukturen selbst über den Umfang einschließlich der zeitlichen Verteilung ihrer Emissionen. Werden die zufälligen Schadstoffzuläufe zur Kläranlage nicht durch gezielte Maßnahmen ausreichend adressiert und Zulaufspitzen somit in Ablaufspitzen überführt, besteht das Risiko der Überschreitung ökologischer Wirkungsschwellen, bspw. von reversiblen hin zu

irreversiblen Effekten bei aquatischen Organismen. Hiermit kann ein gesellschaftlich inakzeptables Risiko erhöhter Grenzscha'den von Belastungsspitzen verbunden sein. Damit wird neben der Emissionsmenge auch die zeitliche Verteilung der Emissionsmenge innerhalb eines Bemessungszeitraums zur relevanten GröÙe für eine effiziente Abgabenlenkung (Shortle 1990).

In einem first-best Setting mit vollständiger Information der Reguliererin in Bezug auf Schadenskosten und die individuellen Emissionskonzentrationsverläufe im Bemessungszeitraum stellen schwankende Emissionskonzentrationen keine größere Herausforderung für eine optimale Abgabenlenkung dar. Erforderlich ist lediglich die Erhebung eines Abgabesa'tzes in Höhe des mit der gemessenen Emissionskonzentration korrespondierenden Grenzscha'dens für jede Zeiteinheit (z. B. stündlich).

Da die präzisen Schadenswirkungen jedoch nicht bekannt sind bzw. sich nicht zu vertretbaren Kosten ermitteln lassen, muss, analog zum Standard-Preis-Ansatz, auf politische Weise eine Zielsetzung in Bezug auf Belastungsspitzen erfolgen. Naheliegend ist hierbei die Formulierung eines oder mehrerer gestaffelter Mengenziele für Emissionen im Spitzenkonzentrationsbereich. Die versuchsweise Ansteuerung eines geeigneten erhöhten Abgabesa'tzes für Spitzenlastemissionen garantiert allerdings kein Kostenminimum, da der Umfang dieser Emissionen auch vom allgemeinen Emissionsniveau und damit vom Abgabesa'tz auf Emissionen im ‚normalen‘ Konzentrationsbereich abhängt (Bandyopadhyay / Horowitz 2006; Baumol / Oates 1988: 190-210). Einer Zielverfehlung kann somit durch Anhebung beider Abgabesa'tze entgegengewirkt werden, ohne dass für die Reguliererin ersichtlich wäre, ob die Grenzkosten einer Verminderung der ‚normalen‘ oder der überhöhten Konzentrationsereignisse geringer sind.

Als mit Sicherheit ineffizient ist eine abgabenbasierte Erzwingung normkonformen Verhaltens im Rahmen eines Instrumenten-Mixes aus Abgabe und ordnungsrechtlich fixierter zulässiger Maximalkonzentration zu bewerten, solange die Überschreitung dieses Konzentrationswertes, keine unmittelbar katastrophalen Auswirkungen zur Folge haben. Verweisen Höchstkonzentrationsgrenzen vielmehr auf den Übergang von einem ‚No Observed Effect Level‘ hin zu einem Konzentrationsbereich, in dem überhaupt Effekte auftreten (Welch et al. 2004: 378), sollte der Abgabesa'tz nicht prohibitiv ausfallen, sondern die vermutete Größenordnung des marginalen Schadenseffektes abbilden, mithin also der Ansteuerung des formulierten Mengenziels im Spitzenlastbereich dienlich sein. Andernfalls stellt sich zwar definitorisch eine kostenminimale Lösung ein, insoweit eine Absolutsetzung der Konzentrationsgrenze jegliche Vermeidungsanstrengungen zu ihrer Sicherstellung als vertretbar gegenüber der somit als unendlich hoch eingestufte Schadenswirkung wertet. Das formal kostenminimierende, weil diesen Schaden vermeidende Instrument würde aber die Umsetzung eines offenkundig ineffizienten Politikziels bedeuten. Diskontinuierliche Emissionen heben somit eindringlich hervor, dass eine effiziente Begrenzung sowohl Sache der instrumentellen Steuerung als auch der

Formulierung der Zielsetzung ist. Diese muss sich auch unter Unkenntnis der präzisen Schadenswirkungen an den hierzu vorhandenen Erkenntnissen orientieren, um letztlich einer „most efficient cost-effective“-Allokation so nahe wie möglich zu kommen (Horan 2001: 377).

Während ein solches Ergebnis aber aufgrund mangelnder Informationen der Reguliererin zu Schadens- und Vermeidungskosten bereits nur eine Näherungslösung darstellen kann, sind weitere Abstriche am Effizienzanspruch zu machen, da zusätzlich das Emissionsverhalten der Einleiter eine private Information darstellt und die Kontrollressourcen der Umweltbehörden begrenzt sind. Bei einer hohen Anzahl an Emittenten und potenziell sehr kurzfristigen (d.h. tages- oder stundenweisen) Konzentrationsspitzen müssten enorme Ressourcen zur präzisen Feststellung der Bemessungsgrundlage aufgewendet werden. Eine umfangreiche ‚non-compliance‘-Literatur analysiert Anreizmechanismen, mit denen diese privaten Informationen zu vertretbaren Kosten erschlossen werden können (Cohen 1998; Heyes 2000; Shimshack 2014). Hierbei spielen u.a. Strategien zur Verwendung durch die Emittenten freiwillig übermittelter Informationen eine Rolle. Bei diesem Ansatz wird jedoch davon ausgegangen, dass die Reguliererin den Wahrheitsgehalt einer vom Emittenten übermittelten Information nachträglich überprüfen kann. Bei kurzfristig schwankenden Emissionskonzentrationen ist das aber nur sehr begrenzt der Fall.

Der Reguliererin stehen in der Folge **nur zwei pragmatische ‚third-best‘ Vorgehensweisen** zur Verfügung, von denen er lediglich die am wenigsten ineffiziente wählen kann. Die erste Strategie besteht in der Fingierung einer Bemessungsgrundlage allein auf Grundlage einiger weniger behördlicher Kontrollmessungen. Je geringer die Kontrolldichte und je stärker die Schwankungen der Emissionskonzentration, desto geringer sind die Wahrscheinlichkeiten für verursachergerechte Vermeidungsanreize durch Abgaben. Die Reguliererin findet sich somit in einem Dilemma wieder: Schließt er von einer festgestellte Spitzenkonzentration auf die Emissionskonzentration des gesamten Zeitraums, den das Messergebnis repräsentieren soll, etabliert er tendenziell zu hohe Vermeidungsanreize (sofern es sich tatsächlich um eine kurzfristige Spitzenbelastung handelt). Setzt er hingegen pauschal eine geringere Bemessungsgrundlage fest, entstehen u.U. Anreize für intentional normwidriges Verhalten. Die Festsetzung der Bemessungsgrundlage wird somit dominantes Datum der anfallenden Zahllast, die umso stärker vom der kosteneffizienten Anreizniveau abweicht, je stärker sich die fingierte Bemessungsgrundlage von der tatsächlichen Emissionsmenge entfernt. Je stärker die Emissionskonzentrationen schwanken, desto weniger repräsentativ sind behördliche Messergebnisse und desto zufälliger fällt das Anreizniveau aus. Ob sich unter diesen Bedingungen substanzielle Effizienzvorteile gegenüber einer ordnungsrechtlichen Regulierungsstrategie einstellen, ist fraglich.

Die zweite Strategie kann unter geeigneten Voraussetzungen daher eine vorzugswürdige Alternative darstellen. Hierbei verwendet die Reguliererin die freiwillig vom Emittenten

übermittelten aussagekräftigeren Daten zur Bemessungsgrundlage, obwohl er deren Wahrheitsgehalt außerhalb des Zeitpunktes der behördlichen Kontrollmessung nicht direkt überprüfen kann. Ergibt eine indiziengestützte Überprüfung der Informationen Zweifel an deren Wahrheitsgehalt – etwa auf Grundlage von Immissionsdaten, mangelnder Plausibilität der angegebenen Informationen, fehlender technischer Vermeidungsvorrichtungen etc. –, wird der betreffende Emittent analog zum Ansatz von Harrington (1988) für eine bestimmte Zeitdauer (etwa die folgenden ein oder zwei Bemessungszeiträume) einer intensiveren Kontrolle unterzogen. Da er in diesem Fall mit höheren Kosten zu rechnen hat – in Form höherer Sorgfalts- bzw. Vermeidungskosten oder alternativ zusätzlicher Abgabebzahlungen für behördlich festgestellte Frachten im erhöhten Konzentrationsbereich –, steigen die Anreize zur wahrheitsgemäßen Angabe von Belastungsspitzen bzw. zu deren Vermeidung. Da die Anreize zur Täuschung der Reguliererin mit zunehmendem Emissionsumfang bzw. zunehmender Anzahl nicht vermiedener Konzentrationsspitzen zunehmen, sollte spiegelbildlich auch die Anreizwirkung der verschärften Kontrolle steigen, wenn Hinweise auf eine (gemessen am entsprechenden Emissionsmengenziel) zu häufige Überschreitung der zulässigen Konzentrationswerte vorliegen (Ausweitung des Zeitraums der intensivierten Überwachung und / oder weitere Erhöhung des Abgabesatzes).

Eine solche Kombination von *self-reporting* Strategie und dynamischer Kontrollstrategie ist ursprünglich zur Reduzierung von Kontrollkosten entwickelt worden (Hentschel / Randall 2000). In der Gegenwart diskontinuierlicher Emissionen könnte dieses Vorgehen die einzige unter Effizienzgesichtspunkten nicht weitgehend arbiträre Kontrollstrategie darstellen.

Aufgrund zahlreicher empirisch festgestellter Anomalien im Verhalten von Emittenten im allgemeineren Kontext von Kontroll- bzw. Sanktionsregimen einerseits, sowie einem Mangel an empirischen Untersuchungen in Bezug auf die Wirkung der hier vorgeschlagenen Kombination aus *self-reporting*- und dynamischer Kontrollstrategie andererseits müsste die Wirksamkeit eines solchen Vorgehens jedoch zunächst einmal in der Praxis überprüft werden. Anzeichen für die Wirksamkeit wären entweder die freiwillige Angabe abgabepflichtiger Konzentrationsspitzen oder aber das Ausbleiben von Indizien in Bezug auf ihr Auftreten (Vermeidung). Begeben sich Emittenten hingegen durch ihr Verhalten dauerhaft in das intensivierte Kontrollregime, sind dessen Anreize zu gering und müssen entsprechend nachjustiert werden (Erhöhung der Dauer oder des Abgabesatzes).

Als Hindernis für eine effiziente Eindämmung von Konzentrationsspitzen mittels dynamischer Kontrolle könnte sich jedoch erweisen, dass das Auffinden von Indizien für Konzentrationsspitzen nicht in zufriedenstellendem Umfang oder aber nicht für alle Emittenten in gleichem Maße möglich ist, etwa weil Immissionsdaten in manchen Kontexten nicht aussagekräftig sind (natürlich schwankende Immissionskonzentrationen, Vielzahl möglicher VerursacherInnen an einem Gewässerkörper). Emittenten mit

identischem Emissions- und Informationsverhalten würden dann möglicherweise unterschiedlich oft sanktioniert werden. U.U. kann die Kontrollbehörde dem entgegenwirken, indem sie ihre Kontrollstrategie an die jeweilige Sachlage anpasst und bspw. den Schwerpunkt der Kontrollen auf die Wartung der Behandlungsinfrastruktur und Schulung des Personals verlagert. Erweist sich eine solche indiziengestützte Überwachungs- und Sanktionsstrategie als praktikabel, steigt die Wahrscheinlichkeit von Effizienzgewinnen im Rahmen einer abgabenbasierten Regulierung von diskontinuierlichen Emissionen gegenüber einer ordnungsrechtlichen Lösung bzw. der Fingierung einer Bemessungsgrundlage durch die zuständigen Behörden.

5.3 Räumliche und zeitliche Variation der Knappheit

Anhand der Herausforderungen für eine effiziente Abgabenlenkung im Zusammenhang mit kurzfristigen Belastungsspitzen ist bereits deutlich geworden, dass identische Emissionsfrachten unterschiedliche ökologische Auswirkungen (Immissionswirkungen) haben bzw. unterschiedliche (Grenz-)Schäden verursachen können. So wie die Wirkung der Einleitung einer Schadstoffeinheit variiert, je nachdem ob sie im Rahmen einer kleinen oder großen Schadstoffmenge emittiert wird, so können – unabhängig von den oben betrachteten Eigenschaften des Einleitvorgangs – unterschiedliche Effekte von Emissionen auch in verschiedenen Regionen oder zu verschiedenen Tages- oder Jahreszeiten auftreten: Es ist leicht ersichtlich, dass die Auswirkungen von Emissionen in einer Region mit hoher Gewässerqualität anders ausfallen werden, als in einer Region mit bereits sehr stark verschmutzten Gewässern. Ebenso naheliegend ist es, dass Abwassereinleitungen bei Niedrigwasserperioden im Sommer die Gewässerqualität stärker beeinträchtigen als zu anderen Jahreszeiten mit höherem Wasserstand. Bei der Gestaltung lenkender Umweltabgaben müssen derartige Gegebenheiten berücksichtigt werden, um ihre Effizienzvorteile zu maximieren. Die begrenzte Verfügbarkeit der hierfür erforderlichen Informationen und Transaktionskosten erschweren die Hebung dieser Effizienzpotenziale allerdings beträchtlich. Darüber hinaus kann das institutionelle Gefüge in Form zusätzlicher politischer Zielsetzungen bzw. weiterer Instrumente im Gewässerschutz den Handlungsraum für eine räumliche oder zeitliche Differenzierung von Abgaben einschränken. Im vorliegenden Abschnitt soll untersucht werden, wie unter diesen Voraussetzungen eine effiziente Steuerung von Emissionen aus Abwassereinleitungen möglich ist.

5.3.1 Räumliche Knappheitsvariation

Das Grundmodell der Abgabenlenkung mit der vereinfachten Gegenüberstellung einer Grenzschadensfunktion und einer Grenzvermeidungskostenfunktion blendet die

räumliche Variation von Emissionseffekten aus. Zwar gibt es durchaus ökologische Herausforderungen, die sich mittels einer einzigen Schadensfunktion beschreiben lassen, wo also der Ort der Emission unerheblich ist für ihre Auswirkung auf Umwelt und Mensch. Prominentes Beispiel für derartige globale Emissionseffekte ist der Beitrag von CO₂-Emissionen zum Klimawandel. Der Schaden ist hierbei unabhängig davon, in welcher Region das Klimagas in die Atmosphäre gelangt (Michaelis 1996b: 129).

Die ökologische und ökonomische Wirkung von Schadstoffemissionen in Gewässer hingegen entfaltet sich in der Regel in einem begrenzten Raum,⁵⁰ etwa aufgrund physischer Barrieren zwischen unterschiedlichen Gewässerkörpern oder infolge des relativ zügigen Abbaus der Schadstoffe im Vergleich zu ihrer Ausbreitungsgeschwindigkeit (Keeler et al. 2012). So berichten beispielsweise Álvarez-Cabria et al. (2016), dass Phosphoreinleitungen aus Kläranlagen in Flüsse Nordspaniens nach etwa 3 Kilometern stromabwärts nicht mehr nachweisbar waren. Ist aber nur eine bestimmte Region betroffen, werden Grenz- und Gesamtschaden eingeleiteter Abwässer auch davon abhängen, wo die Einleitung stattfindet. Dabei ist zu beachten, dass die Reichweite des Schadens deutlich über den Raum der ökologischen Veränderung hinausgreifen kann, etwa wenn ein verunreinigtes Gewässer das einzige Badegewässer weit und breit ist und Badegäste von weit entfernt anreisen. Der Begriff der ‚Schadensregion‘ ist somit keine physikalische, sondern eine soziale Größe.

Hiermit sind bereits zwei grundlegende Dimensionen raumspezifischer Knappheit angesprochen, die sich wiederum in verschiedene Teilsegmente gliedern lassen (Siebert 1976: 368; Grizzetti et al. 2016): Die Intensität von Nutzungskonflikten in Bezug auf die Qualität von Gewässerkörpern wird zum einen davon bestimmt, in welchem Umfang Wasserressourcen bzw. aquatische Ökosysteme bereitstehen, um qualitätssensible Nutzungen zu ermöglichen (*Dargebot*). Zum anderen beeinflusst der Umfang dieser qualitätsabhängigen Nutzungsansprüche das Ausmaß der Knappheit, die somit auch bei identischen ökologischen Bedingungen variieren kann (*Nachfrage*).

Das Dargebot des knappen Umweltgutes wird zum einen von chemischen und physikalischen Faktoren beeinflusst. Hierzu zählen sowohl der Umfang verfügbarer Gewässerressourcen in der jeweiligen Qualität, als auch die gewässerspezifischen ‚Fähigkeiten‘ zum Abbau von Schadstoffen. Da einige Nutzungsarten qualitätsbeeinträchtigende Auswirkungen haben (etwa Abwassereinleitungen), beeinflusst auch der Umfang der Inanspruchnahme der Ressourcen und somit die Nachfrage das Dargebot unmittelbar. Während sich Wassermenge- bzw. Qualität und Emissionsmenge prinzipiell leicht bestimmen lassen, stellt die präzise Erfassung der Abbauleistungen

⁵⁰ Eine Ausnahme bilden persistente bzw. bioakkumulative Gewässerschadstoffe wie Dioxine, die aufgrund ihrer Anreicherung in der Nahrungskette Umweltmedien transzendieren und im Extremfall globale Folgewirkungen haben können. Die entsprechend hohen Schäden legen eine ordnungsrechtliche Regulierung nahe (Stoffverbote), weshalb derartige Schadstoffe hier nicht weiter betrachtet werden.

aquatischer Ökosysteme deutlich höhere Hürden. Sie hängt ab von zahlreichen Eigenschaften des Gewässers (z. B. Fließgeschwindigkeit, Temperatur, Salzgehalt, pH-Wert, Tiefe, chemische Zusammensetzung, Verhältnis von Oberfläche zu Volumen, Umfang gelöster Feststoffe und Beschaffenheit des Sediments), sowie des erweiterten aquatischen Ökosystems und dessen Austauschbeziehungen zu anderen Ökosystemen einschließlich meteorologischer Bedingungen (z. B. Lufttemperatur und -Feuchtigkeit, Niederschlag, Schattenwurf und Nährstoffeinträge durch angrenzende Bewaldung, Nähe zum Grundwasser) (Álvarez-Cabria et al. 2016; Rand 1995: 16). In der englischsprachigen Literatur werden die hier angesprochenen Abbaufaktoren unter dem Aspekt des Transferkoeffizienten subsummiert („**transfer coefficients**“, z. B. Destandau 2013; Farrow et al. 2005; Tietenberg 2006). Diese Größe gibt an, in welchem Maße eine Emissionseinheit Auswirkungen auf den Immissionszustand eines betrachteten Gewässerbereichs hat. Konkret kann sie verstanden werden als der prozentuale Anteil einer Emissionseinheit, welcher ausgehend vom Emissionsursprung einen bestimmten Ort (z. B. Messstelle) erreicht (Destandau 2013: 101).

Demgegenüber auf der *Nachfrageseite* ist der Umfang der Knappheit durch alle qualitätssensiblen Nutzungsansprüche bestimmt. Diese können grob eingeteilt werden in 1) die Trink- und Betriebswassernutzung als Produktionsinput in verschiedenen gewerblichen Bereichen bzw. gewerbliche entnahmefreie Gewässernutzungen (Landwirtschaft, Fischerei, Lebensmittelherstellung etc.), 2) den Trink- und Betriebswasserkonsum privater Haushalte, sowie 3) gewässerbezogene Freizeit- und Erholungsaktivitäten. Neben nutzungsbezogenen Werten sind aber auch nutzungsunabhängige Existenzwerte zu beachten, also der Umstand, dass Individuen sauberen Gewässern oftmals auch dann einen Wert beimessen, wenn sie diese nicht nutzen (Hanley et al. 2003; Jørgensen et al. 2013).

Ausschlaggebend für das Ausmaß der von diesen Nutzenarten ausgehenden Knappheit sind die Anzahl der potenziellen NutzerInnen in jedem dieser Bereiche, sowie die jeweiligen Verzichtskosten. Je geringer die Kosten des Verzichts auf eine Nutzung ausfallen, desto schwächer ausgeprägt ist der Konflikt zwischen den um die Ressource konkurrierenden AkteurInnen. Hinsichtlich der Trink- und Brauchwassernutzung und gewerblichen Nutzungen materialisieren sich die Opportunitätskosten in den Kosten für Wasseraufbereitungsmaßnahmen oder den Kosten einer Produktionsverringerung. Im Falle von Freizeitnutzungen schlagen die Kosten des Verzichts auf die Nutzung der aquatischen Ökosystemdienstleistung zu Buche. Diese sind wiederum maßgeblich abhängig vom Vorhandensein von bzw. den Kosten der Zugänglichkeit zu Substitutionsmöglichkeiten (z. B. Gewässer vergleichbarer Qualität), aber auch von der Ausprägung der individuellen Präferenzen, sowie von der Zahlungsfähigkeit der potenziellen NutzerInnen (Jørgensen et al. 2013).

5.3.2 Zeitliche Knappheitsvariation

Dargebot und Nachfrage nach aquatischen Ökosystemdienstleistungen variieren zudem in zeitlicher Hinsicht. Das gilt zum einen in Bezug auf langfristige Veränderungen etwa in Bezug auf zunehmende oder sinkende Niederschlagsmengen infolge des Klimawandels, sich wandelnde Qualitätsansprüche an Gewässer und andere Umweltressourcen im Zuge zunehmenden Wohlstands oder technischen Fortschritt. Aufgrund solcher Dynamiken müssen Umweltabgaben in regelmäßigen Abständen an die sich verändernden ökologischen und sozialen Realitäten angepasst werden. Zum anderen schwanken diese Bedingungen jedoch auch in kurz- und mittelfristiger Hinsicht, wobei hier aufgrund hoher gesetzgebungsbezogener Kosten der Aktualisierung von Abgaben eine Anpassung oftmals nicht möglich ist (zur besonderen Problematik kurzfristiger Schwankungen s. Abschnitt 5.4). In diesen Fällen ist zu überlegen, wie Abgaben von vornherein so gestaltet werden können, dass sie flexibel auf derartige zeitliche Schadensvariationen reagieren können.

Die Unterscheidung in kurz- und mittelfristig gegenüber langfristigen Phänomenen ist in gewissem Maße willkürlich. So sind etwa klimatische Veränderungen oder auch sich wandelnde Präferenzen gradueller Natur. Üblicherweise werden aber zu kurz- und mittelfristigen Knappheitsschwankungen im Gewässerbereich tages-, wochen- oder jahreszeitbedingte Phänomene gezählt (van der Perk 2013: 344-357; Young / Loomis 2014: 6).

Die Anzahl potenzieller Einflussfaktoren auf die zeitspezifische Knappheitssituation ist höher als jene im Hinblick auf räumliche Variationen. Während sämtliche räumliche Schadensdeterminanten auch zeitlich variieren können (chemisch-physikalische Bedingungen, Emissionsmenge, Anzahl von Nutzungsinteressenten und ihre Präferenzen), unterliegen zusätzlich diverse raumunabhängige Knappheitsfaktoren dem zeitlichen Wandel. Vermeidungstechnologien (bzw. –Kosten) und überregionale Konjunkturtrends stellen hier Beispiele dar.

Systematische Analysen zeitlicher Knappheitsschwankungen im Hinblick auf die Eingrenzung maßgeblicher Einflussfaktoren beziehen sich oft auf langfristige Zeiträume (mehrere Jahre, z. B. Basu / Lokesh 2013; Kim et al. 2014; Ouyang et al. 2016; Peng 2015; Su et al. 2011). Für das Design von Umweltabgaben relevantere kurz- und mittelfristige Untersuchungszeiträume finden sich überwiegend im Zusammenhang mit Lärm- und Luftschadstoffemissionen (z. B. Barrigón Morillas et al. 2015; Bielen / Yates 2017; Dons et al. 2013; Moscardini / Caplan 2017; Pleijel et al. 2016; Song et al. 2017). Nur wenige Untersuchungen nähern sich der kurz- und mittelfristigen Knappheitsvariation in Bezug auf den Gewässerbereich (Bu et al. 2010; Qin et al. 2013; Hamilton / Requate 2012), wobei hier zudem nur die Gewässerqualität und somit nur dargebotsseitige Einflussfaktoren auf die Knappheit erfasst werden (eine der wenigen Ausnahmen bilden Jamshidi et al. 2015). Im Gegensatz dazu gelten jedoch im Hinblick auf chemisch-physikalische Determinanten vor

allein die saisonal schwankenden Nährstoffaufnahmeleistungen der Pflanzen bzw. der Blätterfall, Trockenheits-, Regen- oder Schmelzwasserperioden, sowie die Wassertemperatur als relevant für die zeitliche Analyse der Verfügbarkeit von Gewässerressourcen (van der Perk 2013: 344 - 357). Kurzfristig können zudem Niederschläge eine starke Qualitätsveränderung bewirken (Verdünnung). Gleichzeitig sind aber gerade Starkregenereignisse oftmals knappheitsverschärfend, da bzw. sofern sie zu Regenüberflüssen aus Kläranlagen führen oder diffuse Einträge etwa aus landwirtschaftlichen Flächen beschleunigen (z. B. Gilbreath / McKee 2015; Métadier / Bertrand-Krajewski 2012). Qualitätsveränderungen infolge kurz- und mittelfristiger Schwankungen der Emissionsmenge sind zudem zu erwarten infolge der tages-, wochen- und jahreszeitlich schwankenden Abwasserproduktion durch private Haushalte und Unternehmen (z. B. Tag ggü. Nacht, Werktag ggü. Wochenende, Sommer ggü. Winter) (Fiorentino et al. 2016: 1985; Young / Loomis 2014: 6). Zusätzlich kann auch die Nachfrage nach aquatischen Ökosystemdienstleistungen kurz- und mittelfristig schwanken. Zu denken ist hier etwa an landwirtschaftliche Bewässerungsperioden oder die Tatsache, dass sich viele Freizeitnutzungen (Baden, Wassersport) eher auf die wärmeren Jahreszeiten (mittelfristig) bzw. auf Tage mit gutem Wetter (kurzfristig) konzentrieren.

5.3.3 Effizienzimplikationen lokal wirkender Schadstoffe

Sollen ökonomische Instrumente wie Umweltabgaben zur effizienten Allokation von Gewässerressourcen eingesetzt werden, legt das Grundmodell der Abgabenlenkung eine einfache Lösung nahe: Gemäß der Bedingung, dass im Optimum der Grenzschaten den Grenzvermeidungskosten entsprechen müssen, ist der Abgabesatz in jeder Schadensregion bzw. zu jedem Zeitpunkt dem Raum-Zeit-spezifischen Grenzschaten anzupassen (Henderson 1977; Howe / Lee 1983; Fowlie / Muller 2013).

Doch auch die kosteneffiziente Umsetzung politisch gesetzter Immissionsstandards mittels marktförmiger Instrumente erfordert eine Berücksichtigung räumlich (oder zeitlich) variierender Knappheiten (Montgomery 1972; Tietenberg 1974, 2006; Destandau / Nafi 2010). Das ergibt sich daraus, dass eine uniforme Abgabe in Regionen (oder Zeiträumen) mit verschiedenen dargebotsseitigen Knappheitsbedingungen (Transferkoeffizienten, Vorbelastung der Gewässer) zu unterschiedlichen Immissionsresultaten führt. Zur Einhaltung eines einheitlichen Immissionsstandards in einem in Bezug auf diese Bedingungen variierenden Raum (bspw. Nationalstaat) müsste daher ein uniformer Abgabesatz so weit abgesenkt werden, bis der Standard in der Region (im Zeitraum) mit den ungünstigsten Transferkoeffizienten und der stärksten Vorbelastung bzw. den umfangreichsten Nutzungsansprüchen durch Emittenten eingehalten würde. Die parallel auftretende Übererfüllung des Standards in Regionen mit geringerer Knappheit impliziert dann Effizienzverluste in Form zu hoher Vermeidungskosten (Tietenberg 1978: 272; Lungarska / Jayet 2018: 2).

Eine kosteneffiziente Lösung erfordert gegenüber einer auf Optimalität abzielenden Steuerung, dass nicht mehr die Grenzvermeidungskosten in Bezug auf den jeweiligen Grenzscha-den ausgeglichen werden, sondern in Bezug auf die Einhaltung des bis zum Erreichen des Immissionsziels verbleibenden ‚Immissionsbudgets‘ (Umfang der nach Maßgabe des Immissionsziels zulässigen Erhöhung der Immissionskonzentration über das natürliche Niveau hinaus infolge einer Erhöhung der Emissionsmenge unter den vorliegenden Transferkoeffizienten). Das formale Optimierungsproblem lautet (Tietenberg 2006: 33 - 36)

$$\min_{r_j} \sum_{j=1}^J C_j(r_j) \quad j = 1, \dots, J \quad (1)$$

$$\text{s.t. } \bar{A}_i \geq a_i + \sum_{j=1}^J d_{ij}(\bar{e}_j - r_j) \quad i = 1, \dots, I \quad (2)$$

$$r_j \geq 0 \quad j = 1, \dots, J \quad (3),$$

wobei i den raumspezifischen Messpunkt angibt, j den Emittenten, C die individuellen Vermeidungskosten, r_j den Umfang der vom Emittent j vermiedenen Emissionen, \bar{e}_j das maximale Emissionsniveau (bei Abwesenheit staatlicher Regulierung), A_i das Immissionsziel am Messpunkt i etwa in Form einer Schadstoffkonzentration pro Volumeneinheit Wasser, a_i die am Messpunkt bestehende Vorbelastung (Immissionskonzentration in Abwesenheit von Emissionen) und d_{ij} die Veränderung der Immissionskonzentration am Messpunkt i durch eine Emissionseinheit des Emittenten j . Das Optimierungsproblem besteht also in der Minimierung der aggregierten Vermeidungskosten aller Emittenten (1) unter der Bedingung, dass die Summe aus natürlicher Stoffkonzentration und dem Konzentrationsveränderungsbetrag der mit dem Transferkoeffizienten gewichteten Summe aller den jeweiligen Messpunkt erreichenden Emissionseinheiten das politisch gesetzte Konzentrationsziel nicht überschreiten (2).

Die Kuhn-Tucker-Bedingungen lauten (ebd., S. 34)

$$\frac{\partial C_j(r_j)}{\partial r_j} - \sum_{i=1}^I d_{ij} \lambda_i \geq 0 \quad j = 1, \dots, J \quad (4)$$

$$r_j \left[\frac{\partial C_j(r_j)}{\partial r_j} - \sum_{i=1}^I d_{ij} \lambda_i \right] = 0 \quad j = 1, \dots, J \quad (5)$$

$$\bar{A}_i \geq a_i + \sum_{j=1}^J d_{ij}(\bar{e}_j - r_j) \quad i = 1, \dots, I \quad (6),$$

$$\lambda_i [\bar{A}_i \geq a_i + \sum_{j=1}^J d_{ij}(\bar{e}_j - r_j)] = 0 \quad i = 1, \dots, I \quad (7)$$

$$r_j \geq 0; \lambda_i \geq 0 \quad j = 1, \dots, J; i = 1, \dots, I \quad (8)$$

Aus den Bedingungen (4) und (5) geht (i.V.m. Bedingung (8)) hervor, dass das Kostenminimum erreicht wird, wenn die Grenzvermeidungskosten des Emittenten j

ausgeglichen sind mit dem Durchschnitt der Grenzvermeidungskosten aller Emittenten am Punkt i (λ_i), wobei sämtliche Grenzvermeidungskosten gewichtet werden mit dem messpunktspezifischen Transferkoeffizienten des betreffenden Emittenten j (ebd.). Bedingung (6) spiegelt die politisch gesetzte Immissionsrestriktion (2). Bedingung (7) besagt, dass der Schattenpreis der Emission Null beträgt, wenn die Immissionskonzentration für den betreffenden Messpunkt, die sich infolge der kostenminimalen Lösung einstellt, geringer ist, als das dort geltende Immissionsziel (bzw. gleich diesem). Ein solches nicht-bindendes Ergebnis wird sich etwa an Messpunkten einstellen, die relativ günstige Knappheitsbedingungen aufweisen und in der Nähe zu Messpunkten mit relativ ungünstigen Knappheitsbedingungen liegen. Letztere bewirken dann – entsprechende Abgabesätze vorausgesetzt – Emissionsminderungen in einem Umfang, der das Immissionsziel dort gerade garantiert, während das größere ‚Immissionsbudget‘ am Messpunkt mit günstigeren Knappheitsbedingungen nicht ausgeschöpft wird.

Der Umfang der Effizienzgewinne räumlich differenzierter Instrumente hängt dabei von mehreren Faktoren ab. Bei Internalisierungsabgaben werden die Effizienzgewinne umso höher ausfallen, je stärker die Grenzsünden zwischen Regionen bzw. Zeitpunkten variieren (Destandau 2013: 102). Zweitens ist die räumliche Verteilung der Grenzvermeidungskosten relevant: Zum einen nehmen Effizienzgewinne der Differenzierung mit zunehmendem Auseinanderklaffen der individuellen Grenzvermeidungskosten zu (Kolstad 1987). Hierin spiegelt sich die allgemeine Voraussetzung heterogener Grenzvermeidungskosten für den Einsatz von marktförmigen Instrumenten (Abschnitt 3.3.2.3). Zum anderen hat auch das Verhältnis der relativen Grenzvermeidungskosten zu den jeweiligen Transferkoeffizienten einen Einfluss (Destandau 2013: 102). Drittens sind, wie in Abschnitt 3.3.2.3 bereits angesprochen wurde, u.U. geringere Effizienzvorteile differenzierter Instrumente zu erwarten, wenn die vorliegenden Grenzsündenkurven nicht linearer sondern konvexer Natur sind: Mit zunehmender Restriktivität des Zielniveaus steigt unter diesen Voraussetzungen die Wahrscheinlichkeit der Abnahme der absoluten Wertedifferenzen (zunehmende Annäherung des Kurvenanstiegs bei steigendem Verlauf), womit die Unterschiede im Vergleich zu einem uniformen Instrument abnehmen (ebd.; für empirische Belege s. Destandau / Nafi 2010: 354 f. sowie, in Bezug auf ein zeitlich differenziertes Instrument, Anastasiadis et al. 2014: 141).

Bei politisch definierten Immissionszielen hingegen werden schadensbasierte Effizienzverluste bzw. -Vorteile ausgeblendet. Es verbleiben demnach als Einflussfaktoren auf den Umfang der Effizienzgewinne durch differenzierte Abgaben (gegenüber einer uniformen Variante) die Varianz der dargebotsbedingten Knappheit (Verhältnis von Ressourcendargebot zu Emissionsansprüchen, Transferkoeffizienten) sowie die genannten Aspekte der Vermeidungskosten. Konkret zeigen Destandau und Nafi (2010), dass eine Differenzierung von Instrumenten zur Umsetzung eines politisch gesetzten Immissionsstandards am ehesten sinnvoll ist, wenn 1) sich die vorliegenden

Knappheitsbedingungen möglichst stark unterscheiden (hier am Bsp. der Transferkoeffizienten), 2) sich Emittenten mit relativ geringen Grenzvermeidungskosten in Regionen mit relativ geringen Transferkoeffizienten befinden, sowie 3) im Falle konvexer Grenzvermeidungskostenkurve der gesetzte Immissionsstandard weder sehr restriktiv ist (konvergierende Grenzvermeidungskosten) noch kaum anspruchsvoll (geringe absolute Grenzkostendifferenzen und somit potenzielle Effizienzgewinne). In allen Fällen (Internalisierungs- und Kostenminimierungsziel) ist zudem die absolute Höhe der Grenzvermeidungskosten relevant für die absolute Höhe der Effizienzgewinne (z. B. Doyle et al. 2014: 7239) – was insbesondere für den trade-off mit den Transaktionskosten der Differenzierung von Bedeutung ist (s. Abschnitt 5.3.3).

Im Hinblick auf diese Voraussetzungen, die je nach Kontext in höherem oder geringerem Maße vorliegen können, ist es nicht überraschend, dass empirische Untersuchungen zu gemischten Ergebnissen kommen: Hyytiäinen et al. (2015: 238) schätzen die Effizienzgewinne einer räumlich optimalen Allokation von Vermeidungsmaßnahmen und Immissionszielen in Bezug auf die Gewässerqualität der Ostsee auf 22 – 43 %. Destandau und Nafi (2010: 355 f.) schreiben einer räumlich differenzierten Regulierung der organischen Verschmutzung von Abwässern im Flusseinzugsgebiet Adour-Garonne (Frankreich) ein Kostensenkungspotenzial von bis zu 20 % zu. Jamshidi et al. (2015) taxieren die Effizienzvorteile einer saisonal differenzierten Politik zur Regulierung von Schadstoffeinträgen in den iranischen Fluss Sefid Rud auf 13 %.

Diese Untersuchungen zeigen jedoch auch, dass der Umfang der Effizienzgewinne stark von einer günstigen Ausprägung der eben genannten Einflussfaktoren abhängt (Destandau / Nafi 2010: 355; Hyytiäinen et al. 2015: 233 f.). Die unterschiedliche Ausprägung dieser Faktoren in den jeweiligen Untersuchungskontexten könnte erklären, warum die Effizienzgewinne der Differenzierung in anderen Studien als vernachlässigbar eingestuft wurde (Anastasiadis et al. 2014; Doyle et al. 2014; Fleming / Adams 1997; Helfand / House 1995; Sado et al. 2010). Aufgrund der zahlreichen Probleme bei der Erfassung der Schadenskosten bzw. der Transferkoeffizienten sind derartige Ergebnisse jedoch mit Vorsicht zu behandeln (s. Abschnitt 5.3.5.3).

Dort, wo umfangreiche Effizienzgewinne theoretisch möglich sind, stellt deren Hebung mittels räumlich und zeitlich differenzierter Abgaben häufig eine Herausforderung dar. Neben Informationsdefiziten bzw. potenziell prohibitiven Informationsbeschaffungskosten (Transaktionskosten) erschweren bisweilen auch rechtliche und politische Einschränkungen ein zieladäquates Instrumentendesign. Diese Restriktionen werden im Folgenden näher betrachtet. Hinzu kommen Restriktionen in Form parallel zur Abgabenlenkung bestehender Emissionsstandards, deren Bedeutung gesondert in Abschnitt 6.3.2 diskutiert und hier daher außen vorgelassen wird.

5.3.4 Restriktionen

5.3.4.1 Transaktionskosten

Ein zentrales Hindernis für die effiziente räumliche und zeitliche Differenzierung von Abgaben ist der Mangel an präzisen Informationen zu Raum-Zeit-spezifischen Knappheiten, je nach Zielsetzung in Form monetärer Schadensgrößen. Die Sammlung entsprechender Daten kann mit zunehmender Größe des betrachteten Raumes schnell mit prohibitiven Kosten verbunden sein. Zwar können diese Kosten durch die Verwendung von Knappheitsindikatoren vermindert werden, insbesondere, wenn sich mit ihnen die aufwändige monetäre Bewertung der Knappheiten umgehen lässt. So könnten bspw. die Schadenskosten im Zusammenhang mit der Nutzung von Gewässern zu Freizeit- und Erholungszwecken über die lokalen Umsätze des Tourismussektors indiziert werden (s. zu derartigen Überlegungen ausführlicher die Abschnitte 5.3.5.4). Mit abnehmender Anzahl bzw. Komplexität der Indikatoren – und damit auch dem Aufwand für deren Erfassung – dürfte sich jedoch auch deren Validität in Bezug auf die vorliegende Knappheit verringern. Es besteht folglich auch unter der Verwendung von Knappheitsindikatoren ein trade-off zwischen Informationsbeschaffungskosten einerseits und den potenziellen Effizienzgewinnen optimal differenzierter Abgaben andererseits. Der theoretisch optimale Punkt, an dem die marginalen Transaktionskosten der Informationsgewinnung dem damit einhergehenden marginalen Effizienzzuwachs entsprechen (Tietenberg 1973: 202), dürfte praktisch unauffindbar sein. Somit muss eine Differenzierung von Umweltabgaben nach spezifischen Knappheitssituationen auf Basis jener Informationen erfolgen, die zu einem vertretbaren Aufwand gesammelt werden können. Was vertretbar ist, ist dabei auch im Hinblick auf die potenziellen Effizienzgewinne zu bewerten. Je größer die potenziellen Effizienzgewinne, desto geringer fällt das Risiko aus, dass die Transaktionskosten der Differenzierung diese Gewinne vollständig aufzehren bzw. überkompensieren.

Im Hinblick auf die Transaktionskosten im Zuge einer Abgabendifferenzierung sind allerdings nicht nur Informationsbeschaffungskosten zählen, sondern auch die weiteren Kosten zur Planung und Umsetzung des so gestalteten Abgabeninstruments. Hierzu zählen bspw. Kosten infolge der Spezifität von Vermeidungsinvestitionen (s. Abschnitt 3.4.2). Spezifitätskosten können etwa entstehen, wenn bei der zeitlichen Variation des Abgabesatzes Vermeidungskapazitäten in Perioden mit geringerer Knappheit (geringerem Abgabesatz) brachliegen. Auch wenn Emittenten in Regionen mit unterdurchschnittlich starker Knappheit infolge der Umstellung einer uniformen auf eine räumlich differenzierte Abgabe einen verringerten Abgabesatz zahlen müssen, können dauerhaft geringere Vermeidungskapazitäten benötigt werden. Sofern diese Kapazitäten an die speziellen Bedürfnisse des Emittenten angepasst wurden, wird die Verwendung in einem anderen Produktionszusammenhang zu Ertragsverlusten führen.

Während der Umfang der Transaktionskosten im Zusammenhang mit spezifischen Vermeidungsinvestitionen aus Sicht der Gesetzgeberin von exogenen Variablen abhängig ist (z. B. Gewicht der Abgabenschuld im Vergleich zu anderen Faktorkosten, Ausmaß der Spezifität der Vermeidungsmaßnahmen im Abwassersektor), kann der Planungs- und Implementationsaufwand und somit der Umfang der Effizienzgewinne durch das Abgabendesign beeinflusst werden. Planungs- und Implementationskosten werden umso höher ausfallen, je stärker die räumliche Differenzierung der Abgabe vorangetrieben wird, mit dem Extrem individualisierter Abgabesätze auf Basis lokaler Transferkoeffizienten. Zwar ist es im Hinblick auf die verfügbaren EDV-Systeme und die Möglichkeit der Entwicklung kostengünstigerer Messtechniken nicht gänzlich auszuschließen, dass eine solche Lösung in Zukunft zu vertretbaren Kosten durchführbar ist. Gleichwohl ist zu bedenken, dass die Gestaltung von Umweltabgaben hierdurch sehr komplex wird, was mit einer abnehmenden politischen und administrativen Attraktivität des Instruments einhergehen dürfte. Wohl auch deshalb hat der Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinen Überlegungen zur räumlichen Differenzierung der Abwasserabgabe eine sehr grobe Unterteilung der Schäden in lediglich drei Kategorien vorgeschlagen (SRU 2004: 270). Aufgrund der hohen Bedeutung der Transaktionskosten für die Praktikabilität einer räumlich und zeitlich differenzierten Abgabensystem, werden im Abschnitt 5.3.5 verschiedene Optionen zur Reduzierung insbesondere der Informationsbeschaffungskosten erörtert.

5.3.4.2 Verschlechterungsverbot

Zusätzlich zu Informationsrestriktionen bzw. Transaktionskosten können auch rechtliche Normen die Anpassung einer Abgabe an räumlich und zeitlich variierende Knappheiten erschweren. Eine solche Norm stellt etwa das „**Verschlechterungsverbot**“ der EU-Wasserrahmenrichtlinie dar, das u.a. für Oberflächengewässer gilt (Art. 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff. I WRRL). Dieser Vorschrift verpflichtet die Europäischen Mitgliedstaaten, „die notwendigen Maßnahmen durch[zuführen], um eine Verschlechterung des Zustands aller **Oberflächenwasserkörper zu verhindern**“ (ebd.).

Das Verbot von Qualitätsverschlechterungen kann sowohl in räumlicher als auch zeitlicher Hinsicht einschränkend auf den Gestaltungsbereich von Abgaben wirken. In zeitlicher Hinsicht ist daran zu denken, dass insbesondere längerfristig das Dargebot von und die Nachfrage nach aquatischen Ökosystemdienstleistungen durch zahlreiche Entwicklungen schwanken kann, etwa infolge des demographischen Wandels (Wachsen oder Schrumpfen der Bevölkerungszahl einer Region, Tendenz zur Umsiedelung vom Land in die Städte), ökonomische Veränderungen (Wirtschaftswachstum, Strukturwandel hin zu emissionsintensiveren oder –extensiveren Wirtschaftszweigen) oder klimatische Entwicklungen (Veränderung der Temperaturen oder Niederschlagsmengen). Ein Verschlechterungsverbot bedeutet, dass einmal erreichte Immissionszustände nicht mehr unterschritten werden dürfen, auch wenn die veränderte Knappheitssituation dies

nahelegt. Anhand der Aspekte Wirtschaftswachstum und demographischer Wandel kann die daraus resultierende Problemlage exemplarisch illustriert werden: Resultiert Wirtschaftswachstum in höheren Emissionen, während gleichzeitig der Umfang qualitätssensibler Nutzungsansprüche an Gewässer im Zuge einer schrumpfenden Bevölkerung zurückgeht, müsste (nach Maßgabe des Effizienzkriteriums) der Interessensausgleich zwischen Emittenten und konkurrierenden NutzerInnen stärker zugunsten der Emittenten gewichtet werden (Abschwächung des Immissionsziels bzw. Akzeptanz einer Verschlechterung der Immissionssituation). Die Konservierung des Immissionsziels führt in einer solchen Situation zu Effizienzverlusten, da einerseits Abgabesatz und damit die Grenzvermeidungskosten steigen müssen, um bei steigender Emissionsmenge ein konstantes Immissionsniveau gewährleisten zu können. Andererseits sinken die Grenzschadenskosten, womit der Abstand zum Ideal der Kongruenz beider marginaler Größen zunimmt.

Zwar kann es im Hinblick auf die Stabilität aquatischer Ökosysteme als sinnvoll eingestuft werden, gerade angesichts wachsender Nutzungsansprüche der Emittenten ein kontinuierliches Absinken des Zielniveaus zu unterbinden und ein Mindestniveau an Gewässerqualität zu fixieren. Das Verschlechterungsverbot kann aber über dieses Ziel hinausführen, wenn es effizienzsteigende Anpassungen des Immissionsniveaus jenseits des Stabilitätsniveaus (bzw. einer politisch definierten Mindestqualität) blockiert. Hierbei wird der gesellschaftliche Interessensausgleich zwischen Emittenten und konkurrierenden NutzerInnen in einem Bereich unterbunden, in dem der Umfang der Ressourcenallokation als verhandelbar gilt (relative Knappheit bzw. keine Infragestellung der Stabilität des Ökosystems). Insoweit wie Individuen in ihrer Rolle als Konsument emissionsintensiver Güter und Dienstleistungen, sowie in ihrer Rolle als Konsument aquatischer Ökosystemdienstleistungen gleichermaßen von einer Verschlechterung und einer Verbesserung der Gewässerqualität profitieren, schlagen sich die entsprechenden Effizienzverluste in individuellen Nutzeneinbußen nieder. Im anderen Extremfall, in dem die genannten Rollen auf getrennte AkteurInnen verteilt sind (z. B. Schadstoffemittenten ggü. qualitätssensiblen NutzerInnen), resultiert aus dem Verschlechterungsverbot ein Verteilungskonflikt, der einseitig zugunsten der qualitätssensiblen NutzerInnen aufgelöst wird.

In räumlicher Hinsicht kann das Verschlechterungsverbot ebenfalls zu Effizienzverlusten im Sinne einer weiteren Entfernung vom Optimum führen. Das Ideal einer raumspezifischen Abgabe impliziert, dass Emittenten aus Regionen mit starker Knappheit (hoher Abgabesatz) ihren Standort in Regionen mit geringerer Knappheit (geringerer Abgabesatz) verlagern, sofern der damit verbundene Rückgang der Abgabenschuld die Kosten der Standortverlagerung überwiegt (Benkert 1981: 95 - 105). In der Zielregion bewirkt dieser Vorgang in einer Situation ohne Verschlechterungsverbot idealtypisch vier Veränderungen (ebd.): Erstens einen Anstieg der Gesamtemissionsmenge sowie der aggregierten Grenzvermeidungskosten. Zweitens potenziell eine Veränderung der

Grenzsadenskurve, etwa wenn der Standort in der Nähe anderer Emittenten liegt oder der Emittent den Zuzug von Arbeitskräften und somit potenziellen qualitätssensiblen NutzerInnen nach sich zieht. Die Veränderung der Interessenslage (Grenzvermeidungskosten und ggf. Grenzsadenskosten) führt drittens zu einer Veränderung der Knappheitssituation verbunden mit der Veränderung der optimalen Emissionsmenge. Die zuständige Behörde wird dann viertens den bisherigen Abgabesatz entsprechend dieser neuen Situation anpassen, woraufhin die Emittenten ihre Emissionsmenge an den nunmehr veränderten Abgabesatz ausrichten.

Je nachdem, ob sich infolge des Zuzugs des Emittenten der Anstieg der aggregierten Grenzvermeidungskostenkurve oder der Grenzsadenskurve stärker erhöht, wird der Grenzsaden im Optimum, damit verbunden der optimale Abgabesatz sowie daraus folgend die Gesamtemissionsmenge zu- oder abnehmen. Abbildung 19 zeigt exemplarisch eine Situation mit dem Ergebnis einer in der Folge abnehmenden optimalen Emissionsmenge anhand einer Region mit ursprünglich nur einem Emittenten, in die ein zweiter Emittent seinen Standort verlagert (die Subskripte bezeichnen den Emittenten, die Superskripte die Situation vor (1) und nach (2) der Standortverlagerung): Der Zuzug von Emittent 2 mit den Grenzvermeidungskosten GVK_2 führt zur aggregierten Grenzvermei-

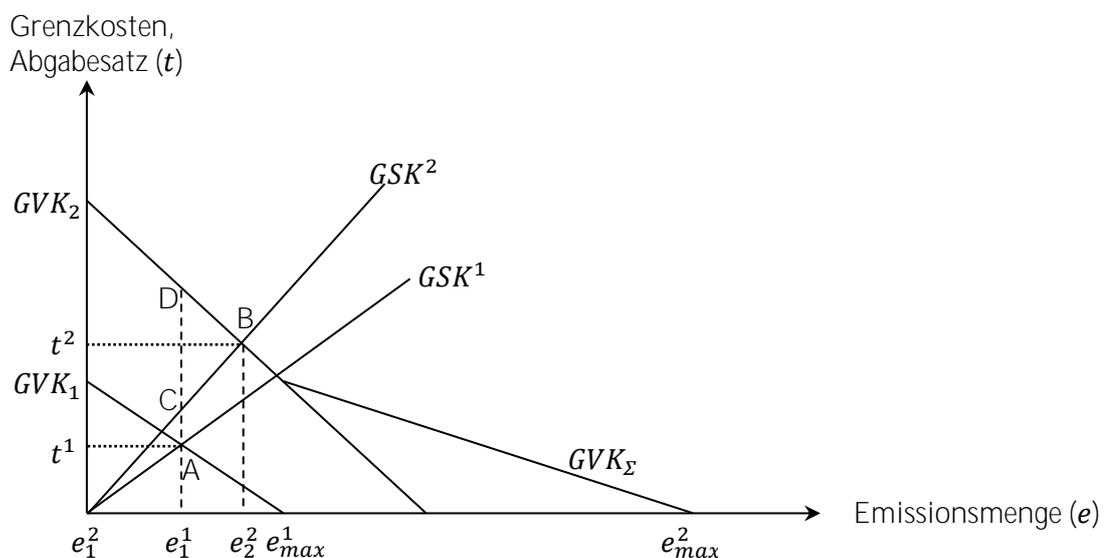


Abbildung 19: Exemplarische Wohlfahrtsverluste infolge eines Verschlechterungsverbot beim Internalisierungsansatz.
(Quelle: Eigene Darstellung).

lungskostenkurve GVK_Σ . Gleichzeitig erhöht sich die Grenzsadenskostenkurve annahmegemäß von GSK^1 auf GSK^2 . Das Optimum verlagert sich dementsprechend von Punkt A zu Punkt B. Dem höheren Grenzsaden an diesen Punkt entsprechend wird der Abgabesatz erhöht von t^1 auf t^2 . Unter dieser Bedingung wird der erste Emittent seine

Emissionen einstellen ($E_1^2 = 0$). Der zweite Emittent hingegen emittiert die Menge E_2^2 , die höher ausfällt als die Emissionsmenge des ersten Emittenten in der Ausgangssituation ($E_2^2 > E_1^1$). Ein optimales Allokationsergebnis bedeutet hier also eine Ausweitung der Emissionen. In der Gegenwart eines Verschlechterungsverbotes müsste der zweite Emittent hingegen sich mit dem ursprünglichen von Emittent 1 vollständig in Anspruch genommenen Schadstoffbudget begnügen (E_1^1). Für alle vermiedenen Emissionseinheiten $E \in \{E_1^1 - E_2^2\}$ übersteigen jedoch die marginalen Vermeidungskosten die verringerten Grenzschadenskosten. Es entstehen somit Wohlfahrtsverluste im Umfang von CDB .

Auch in der Gegenwart von politischen Zielsetzungen, in denen sich also der Abgabesatz nicht unmittelbar auf Grenzschadenskosten bezieht, kann ein Verschlechterungsverbot zu Effizienzeinbußen führen (Abweichung vom Kostenminimum). Das ist insbesondere dann der Fall, wenn ein politisch gesetztes Immissionsziel auf eine uniforme Abgabenslösung trifft. Wie in Abschnitt 5.3.3 erwähnt, müsste sich der Abgabesatz hierbei an der Region mit den ungünstigen Knappheitsbedingungen orientieren, was eine Übererfüllung des Immissionsziels in allen anderen Regionen zur Folge hat. In Abwesenheit eines Verschlechterungsverbots sind in diesen Regionen also der Zuzug neuer Emittenten und eine damit einhergehende Ausweitung der Inanspruchnahme der Gewässerressourcen durch Abwassereinleitungen möglich, ohne dass das Immissionsziel verfehlt wird. In der Gegenwart eines solchen Verbotes hingegen würde die Zielübererfüllung hingegen konserviert und *de facto* ein regional gesondertes Immissionsziel etabliert. Infolge einer Standortverlagerung in diese Region durch einen weiteren Emittenten müsste zur Abwendung der Verletzung dieses Immissionsziels aufgrund der nunmehr erweiterten Emissionsansprüche der (uniformen) Abgabensatz erhöht werden. Hierdurch würden nicht nur innerhalb der Region im Hinblick auf das ursprüngliche einheitliche Immissionsziel unnötige Vermeidungskosten provoziert. Die Anhebung des Abgabesatzes verursacht darüber hinaus zusätzliche Vermeidungskosten in allen anderen Regionen.

Wird hingegen eine Verschlechterung des Immissionszustands mithilfe ordnungsrechtlicher Instrumente verhindert (keine Erteilung einer wasserrechtlichen Erlaubnis für zusätzliche Einleitungen), entstehen ebenfalls Effizienzverluste, wenn ein am Zuzug (oder Markteintritt) interessierter Emittent in der Lage wäre, die regionalen Ressourcen zumindest teilweise effizienter zu nutzen als der ortsansässige Akteur (geringere Grenzvermeidungskosten). In diesem Szenario trägt das Verschlechterungsverbot also zu einer Konservierung der Marktstrukturen bei.

Im Kontext einer räumlich differenzierten Abgabe gilt theoretisch eine ähnlich gelagerte Problematik, da auch hier eine Übererfüllung des Immissionsziels an einzelnen Koordinaten möglich ist (Tietenberg 2006: 33 - 36). In Abschnitt 5.3.3 wurde das auf Situationen zurückgeführt, in denen eine Emissionsquelle das Immissionsresultat mehrerer Messstellen beeinflusst und der Abgabesatz im Hinblick auf die Messstelle mit der ungünstigen Knappheitssituation festgelegt werden muss, um die Zielrestriktion zu

erfüllen. In diesem Fall liegt an anderen Messstellen potenziell ein nicht ausgeschöpftes Immissionsbudget vor, welches in Abwesenheit eines Verschlechterungsverbotes durch den Zuzug eines weiteren Emittenten gewinnbringend ausgenutzt werden könnte, sofern dessen Emissionen lediglich derartige unausgelastete Messstellen berühren. Welche praktische Relevanz derartige Überlegungen haben, ist allerdings schwer abzusehen. Hierbei dürfte die Frage eine gewichtige Rolle spielen, inwieweit individuelle Abgabesätze zur Anwendung kommen, oder aber zur Begrenzung von Transaktionskosten Emittenten in regionenspezifische Gruppen zusammengefasst werden (s. hierzu unten Abschnitt 5.3.5.7). So könnte die Gesetzgeberin bzw. die für die wasserrechtliche Zulassung zuständige administrative Behörde eine weitere Einleitung in einer Region unabhängig vom Bestehen eines Verschlechterungsverbotes zulassen oder auch nicht, je nachdem ob dessen Aktivität als relevant für die am stärksten belastete Messstelle eingeschätzt wird.

Darüber hinaus ist ein dynamisches Szenario zu berücksichtigen, in dem Emittenten aus einer Region abwandern und es in der Folge zu einer Verbesserung des Immissionszustands kommt. Angesichts eines Verschlechterungsverbotes würde dieser Zustand das in der betreffenden Region zuvor geltende überregionale Immissionsziel **„überschreiben“**. Hiermit sind zwar keine unmittelbaren Effizienzverluste verbunden, da die Kostenminimierungsbedingung ausgeglichener Grenzkosten im Hinblick auf die so veränderte Zielsetzung nicht verletzt wird. Langfristig können Standortverlagerungsprozesse auf diese Weise jedoch zu einer von der Gesetzgeberin nicht beeinflussbaren Verschärfung des Zielniveaus führen, was mit steigenden Vermeidungskosten im Aggregat einhergehen dürfte. Während eine solche Entwicklung aus ökologischer Sicht vorteilhaft ist, führt sie gleichzeitig zur Einschränkung politischer Gestaltungsspielräume. Aus regionalpolitischer Sicht bedeutet die Abwanderung eines Emittenten dann nicht nur eine ggf. vorübergehende Schwächung der lokalen Wirtschaftsstruktur. Sie impliziert stattdessen, dass dieser Nachteil zeitlich unbegrenzt fortgeschrieben wird, da eine Ansiedlung neuer emissionsintensiver Industrien und Gewerbebetriebe nur unter der Bedingung eines regional erhöhten Abgabesatzes möglich ist (der die infolge des strikteren Zielniveaus verschärfte dargebotsseitige Knappheitslage reflektiert), was erneute Verlagerungseffekte auslösen kann. Regionale politische AkteurInnen könnten vor diesem Hintergrund im Rahmen des regionalen Standortwettbewerbs versuchen, absehbare Verlagerungsentscheidungen mithilfe zusätzlicher wettbewerbsverzerrender Subventionen für lokale Unternehmen entgegenzuwirken (etwa im Rahmen einer Verzerrung der kommunalen Benutzungsentgelte für Indirekteinleiter, s. unten Abschnitt 5.4.2). Während das Verschlechterungsgebot somit im Rahmen eines Kosteneffizienzziels keine unmittelbaren Effizienzverluste bedeutet, kann es über die Verschärfung der Zielrestriktion indirekt, d.h. vermittelt über politische Märkte, in Kostensteigerungen münden.

5.3.4.3 Bestimmungsgebot

Eine weitere in Deutschland relevante Norm im Zusammenhang mit der räumlichen und zeitlichen Differenzierung einer Lenkungsabgabe ist das Rechtsstaatsprinzip des **Gesetzesvorbehalts bzw. das daraus abgeleitete „Bestimmungsgebot“**.⁵¹ Gemäß der durch das Bundesverfassungsgericht entwickelten „**Wesentlichkeitstheorie**“ muss „der Gesetzgeber in grundlegenden normativen Bereichen alle wesentlichen Entscheidungen selbst treffen“ (BVerfGE 84, 212/226, zit. nach Jarass / Pieroth 2014: 20 Rn. 47). Diese Regelung zielt insbesondere auf die staatliche Verwaltung ab, die zu Normsetzungen abseits des Parlaments befugt ist (z. B. Erlass von Rechtsverordnungen). Da derartige Normsetzungen gegenüber der Öffentlichkeit (dem Souverän) wenig transparent sind und zudem keiner direkten Kontrolle durch die parlamentarische Opposition unterliegen (fehlender Parlamentsvorbehalt), dürfen hiervon keine Eingriffe in Grundrechte ausgehen (ebd.: 20 Rn. 44; Sachs / Battis 2014: 20 Rn. 117).

Steuern, Abgaben oder Gebühren können jedoch u.a. mit einem Eingriff in die Eigentumsfreiheit verbunden sein (s. Abschnitt 4.3.3.1), wobei der Tatbestand bzw. der Umfang des Eingriffs von der Höhe des Steuer- bzw. Abgaben- oder Gebührensatzes **abhängt („Art und Schwere des Eingriffs“**, vgl. Jarass / Pieroth 2014: 20 Rn. 54). Folglich muss die Höhe des Satzes gesetzlich festgelegt bzw. aus der Gesetzesgrundlage **„bestimmbar“**, d.h. für den NormadressatInnen erkennbar sein. So hat etwa das Bundesverwaltungsgericht 2013 eine Regelung der niedersächsischen Gebührenordnung mit Blick auf das Bestimmungsgebot für rechtswidrig erklärt, in der die Höhe einer Gebühr für die staatliche Untersuchung von Schlachtgeflügel unspezifisch mit dem allgemeinen Verweis auf den Kostendeckungsgrundsatz festgelegt wurde, ein konkreter Gebührensatz also nicht ablesbar war (BVerwG, Urt. v. 27.6.2013, 3 C 7.12, Rn. 4, 13).

Für die Gestaltung von Umweltabgaben zur Allokation von Gewässerressourcen ist dieser Bestimmtheitszwang von hoher Bedeutung. So könnte ohne ihn (gesetzlich) festgelegt werden, dass der Abgabesatz bei kurz- und mittelfristig schwankenden Knappheitssituationen (z. B. Dürreperiode, vorübergehende Emissionsmengensteigerung bei temporären Produktionssteigerungen) entsprechend des jeweils vorliegenden Knappheitsausmaßes auf administrativem Wege – und damit vergleichsweise kurzfristig sowie transaktionskostenarm – angepasst werden kann. Zumindest solche Knappheitsschwankungen, die sich kostengünstig durch Emittenten und den Staat beobachten lassen, könnten dann in Form einer Abgabesatzanpassung flexibel adressiert werden. In der Gegenwart des Bestimmtheitsgebotes hingegen muss a priori ein konkreter Abgabesatz festgelegt werden, der aufgrund der hohen Kosten des legislativen Verfahrens in der Regel für mehrere Jahre Bestand haben wird.

⁵¹ Der Gesetzesvorbehalt ist nicht zu verwechseln mit dem „Vorbehalt des Gesetzes“, der ein Verbot des Verwaltungshandelns jenseits gesetzlicher Grundlage meint (Sachs / Battis 2014: 20 Rn. 113)..

Eine Berücksichtigung kurz- und mittelfristig schwankender Knappheitsfaktoren wird durch diese Bedingung voraussichtlich erschwert. Zwar könnte der Versuch unternommen werden, wenigstens zyklische und damit vorhersehbare Schwankungen durch differenzierte Abgabesätze auf gesetzlichem Wege zu adressieren. Naheliegender wäre beispielsweise, höhere Abgabesätze für Emissionen im Sommer gegenüber Emissionen im Winter, oder an Werktagen gegenüber Wochentagen von vornherein im Gesetz festzuschreiben. Hierbei dürfte sich allerdings das Problem ergeben, dass die Ausprägung der Knappheitsfaktoren im Einzelfall selbst bei ansonsten starker Regelmäßigkeit der Schwankungen vom erwarteten Muster abweichen kann (z. B. ungewöhnlich kühler oder niederschlagsreicher Sommer). Das mag unter Effizienz Gesichtspunkten im Sinne einer second-best-Lösung noch vertretbar sein, wenn es sich um seltene Ausnahmen handelt. Es ist jedoch fraglich, ob es rechtlich zulässig ist, im Vornherein erhöhte Abgabesätze für eine voraussichtlich verschärfte Knappheitslage anzusetzen, deren Auftreten lediglich wahrscheinlich, aber nicht sicher ist. Denn während temporäre Effizienzverluste durch damit ermöglichte Wohlfahrtsgewinne in einem größeren Zeitraum rechtfertigt werden könnten, kann in der zeitweisen Diskrepanz zwischen Knappheit und Abgabesatz ein bewusst in Kauf genommenes bzw. abwendbares Aussetzen der Legitimation der Abgabe und damit ein nicht gerechtfertigter Grundrechtsverstoß gesehen werden, der zu keinem Zeitpunkt akzeptabel ist. Allerdings könnte dieser Vorwurf auch einem uniformen Abgabesatz im Angesicht zyklischer Knappheitsschwankungen gemacht werden, wobei hier die Wahrscheinlichkeit des Auseinanderklaffens zwischen Ist- und Sollwert (Knappheit und Abgabesatz) noch höher ist.

Möglicherweise ließe sich dennoch auch in Gegenwart des Bestimmungsgebotes eine Anpassung des Abgabesignals an kurzfristig variierende Knappheitslagen bewerkstelligen. So könnte erwogen werden, mehrere, knappheitskontingente Abgabesätze *a priori* gesetzlich festzulegen und ihre Anwendung dem Eintreten vorher definierter Kriterien abhängig zu machen. Das hieße beispielsweise, dass ein erhöhter Abgabesatz für besondere Trockenheitsperioden definiert würde, der bei Eintreten der im Gesetz festgelegten Bedingungen (z. B. gewisse prozentuale Verringerung des Wasserstands bzw. der Durchflussmenge o.Ä.) anstelle des ansonsten geltenden Satzes in Kraft träte.

5.3.4.4 Politische Restriktionen

Im vorangehenden Absatz wurden rechtlich kodifizierte Restriktionen für eine räumliche oder zeitliche Differenzierung von Lenkungsabgaben angesprochen (Verschlechterungsverbot, Bestimmungsgebot). Diese Restriktionen können jeweils auch als politische Zielsetzungen interpretiert werden, die in Konkurrenz zum Effizienzziel stehen (Sicherung der ökologischen Stabilität, fortlaufende Verbesserung der Umweltsituation, Gewährleistung der Rechtsstaatlichkeit). Daneben gibt es politische Restriktionen, die jenseits einer rechtlichen Verankerung Grenzen setzen für eine effiziente Differenzierung von Umweltabgaben. Es ist bereits erwähnt worden, dass eine

ausschließlich am Effizienzkriterium orientierte Abgabengestaltung politische Widerstände hervorrufen kann, wenn die Differenzierung zu räumlich unterschiedlichen Umweltbelastungen führt (Tietenberg 1995: 96). Diese Ablehnung kann nicht nur durch die Sorge um die ökologische Stabilität von Ökosystemen motiviert sein, was in der Ergänzung der Abgabe durch einen (Immissions-)Mindeststandard resultieren kann.

Stattdessen können unterschiedliche Qualitätsniveaus *per se* abgelehnt werden (ebd.), in Deutschland beispielweise im Hinblick auf das verfassungsrechtliche Gebot gleichwertiger Lebensverhältnisse (Art. 72 Abs. 2 GG). Diese Verfassungsnorm stellt zwar aufgrund ihrer Abstraktheit keine rechtliche Hürde für die Einführung räumlich differenzierter Umweltabgaben dar (Brand 2006). Nichtsdestotrotz verweist sie auf den Anspruch der Politik, allen BürgerInnen gleichwertige Bedingungen für die Gestaltung ihres Lebens zu ermöglichen, wozu auch die Ausstattung mit Umweltgütern gezählt werden kann. Darüber hinaus können sich Widerstände gegen räumlich variierende Abgabesätze ergeben, wenn diese in Regionen mit überdurchschnittlich ausgeprägter Knappheit Wettbewerbsnachteile herbeiführen. Es steht zu erwarten, dass in solchen Regionen bewusst zu geringere Abgabesätze festgesetzt werden, wenn bspw. kommunale AkteurInnen mit den entsprechenden Kompetenzen ausgestattet sind (Benkert 1981: 157 f.). Selbst wenn Abgabesätze einheitlich auf übergeordneter (z. B. nationaler) Ebene bestimmt werden, kann eine Interessenskoalition der benachteiligten Regionen eine effiziente Lösung zu blockieren versuchen.

Zwar bedeutet der *status quo* einer undifferenzierten Abgabe spiegelbildlich permanente Wettbewerbsnachteile im industriellen und gewerblichen Sektor für Regionen mit überdurchschnittlich guter Gewässerqualität, solange diese nicht in geringere Abgabesätze umgemünzt werden kann. So könnte erwartet werden, dass sich ebenfalls eine Interessenskoalition *zugunsten* einer Regionalisierung zusammenfindet. Dies setzt aber voraus, dass der bestehende Wettbewerbsnachteil als solcher erst einmal erkannt, bzw. sein Bestehen nicht unabänderlichen, natürlichen Gegebenheiten (natürliche Ausstattung mit sauberen Gewässerressourcen) zugeschrieben wird, sondern stattdessen menschlichen Entscheidungen (Unterlassen der Abbildung der variierenden Knappheiten durch das Abgabement). Ein Ungleichgewicht zwischen beiden Positionen (pro und contra Regionalisierung) mag sich schließlich auch infolge des verhaltensökonomischen Phänomens der Verlustaversion einstellen, demzufolge Verluste an Einkommen, Vermögen etc. oftmals höher bewertet werden als Gewinne in gleicher Höhe, woraus sich eine Tendenz zur Konservierung des *status quo* (raumunspecifische umweltpolitische Instrumente) ergeben kann (Kahneman et al. 1991).

Im Hinblick auf politökonomische Barrieren für Umweltabgaben ist im Kontext einer räumlichen und zeitlichen Differenzierung schließlich auch zu bedenken, dass ein solches Abgabendesign mit nicht unerheblichen zusätzlichen Vollzugskosten einhergehen kann (s. dazu unten Abschnitt 5.3.5). Diesen zusätzlichen Kosten können unter günstigen

Bedingungen zwar höhere Effizienzgewinne gegenüberstehen (z. B. Farrow et al. 2005; Fowlie / Muller 2013; Hyytiäinen et al. 2015). Allerdings schlagen sich Effizienzvorteile in Form verminderter Vermeidungs- und/oder Schadenskosten aufgrund eines üblicherweise gegenüber anderen Interessen geringen Organisationsgrades umweltpolitischer Anliegen (Kirchgässner / Schneider 2003) nur begrenzt in Stimmenzuwächsen für politische AkteurInnen nieder, wohingegen höhere Vollzugskosten für politisch-administrative Entscheider unmittelbar spürbar sind (Verringerung des verfügbaren Budgets und damit der politischen Handlungsfähigkeit). Diese ungleiche Sichtbarkeit von Kosten und Nutzen räumlich und zeitlich differenzierter Umweltabgaben kann sich als weitere politische Restriktion erweisen, der bei der Instrumentengestaltung Rechnung getragen werden muss. Konkret bedeutet dies, dass ggf. zugunsten geringerer Transaktionskosten (Informationsbeschaffungskosten, Administrationskosten) vermeidbare Effizienzverluste (v.a. Schätzfehler bzgl. Grenzvermeidungskosten, Gruppierung ähnlicher Schadensregionen) in Kauf genommen werden müssen, um die politische Realisierbarkeit einer differenzierten Abgabe gewährleisten zu können bzw. die Chancen auf eine Realisierung zu erhöhen.

5.3.5 Gestaltung differenzierter Umweltlenkungsabgaben am Beispiel der Raumdimension

5.3.5.1 Einleitung

Die in Abschnitt 5.3.3 angeführte Literatur zur räumlichen Differenzierung marktförmiger Instrumente hat bis heute nur sehr begrenzte Auswirkungen auf das qualitätsbezogene Management von Gewässerressourcen gefunden. In ihrer Übersicht zum Einsatz marktbasierter Instrumente im Gewässerschutz halten de Vries und Hanley (2016: 691 - 693) fest, dass bisher lediglich einzelne Versuche zur raumspezifischen Differenzierung im Rahmen handelbarer Emissionsrechte unternommen wurden. Auch von den etwa 50, meist in den USA angesiedelten Handelssystemen (s. die Übersichten bei Rose (2013) und Shortle (2013)) ignoriert die überwiegende Mehrheit Knappheitsvarianzen, und das obwohl die US-Umweltbehörde EPA bereits seit über einem Jahrzehnt ein landesweites Datenerfassungs- und Analyse-Modell zur detaillierten Abbildung lokaler Immissionszustände und sogar verschmutzungsbezogener Schäden etabliert hat (Schultz et al. 2004: 151 f.; Resonanz gefunden hat das Modell vereinzelt in der Literatur, bspw. bei Farrow et al. 2005). Eine der wenigen Ausnahmen in Bezug auf Abwasserabgaben bildet Frankreich, wo der Abgabesatz von Flusseinzugsgebiets-bezogenen Verwaltungseinheiten unter Berücksichtigung auf die lokale Gewässerqualität festgelegt wird.⁵² Die Variation nachfrageseitiger

⁵² Bspw. werden im Flusseinzugsgebiet der Seine drei verschiedene Tarife entsprechend der Vorbelastung der Gewässerkörper bzw. der Abweichung vom Immissionsziel festgesetzt; s. <http://www.eau-seine-normandie.fr/les-aides-et-redevances/les-redevances/pollution-de-l-eau-d-origine-non-domestique-et->

Knappheitsfaktoren sowie lokale Unterschiede in den Transfer-Koeffizienten bleiben hier allerdings außen vor.

Der begrenzte Einfluss der ökonomischen Theorie auf die Gestaltung politischer Instrumente dürfte auch darauf zurückzuführen sein, dass sich deren konkrete Umsetzung in vielerlei Hinsicht schwierig gestaltet. Insbesondere hohe Transaktionskosten stellen ein relevantes Hindernis dar (Farrow et al. 2005: 191; Hung / Shaw 2005: 84 f.; Krysiak / Schweitzer 2010: 2 f.; Krupnik / Oates 1983): Der Theorie zufolge müsste im Kontext handelbarer Emissionsrechte jeder Emittent für jeden (Mess-)Punkt im Raum, an dem seine Emissionen Wirkungen entfalten, Zertifikate erwerben, zu einem Preis, welcher die ortsspezifischen Knappheit reflektiert (s. oben Abschnitt 5.3.3). Je nach Ausgestaltung des Handelssystems würden die dabei maßgeblichen Informationsbeschaffungskosten entweder den Emittenten oder der Reguliererin angelastet (Hung / Shaw 2005: 84 f.). Bei Internalisierungsabgaben müsste die Reguliererin die individuellen Grenzvermeidungskosten, die sich angesichts der im Handelssystem etablierenden ortsspezifischen Zertifikatpreise einstellen, anhand der Modellparameter (ortsspezifische Knappheiten, individuelle Transferkoeffizienten und Grenzvermeidungskostenfunktionen) kalkulieren und in individuelle Abgabesätze konvertieren. Ein solches Vorgehen erscheint jedoch schon aufgrund der damit verbundenen Informationsanforderungen wenig aussichtsreich. Im Folgenden soll daher unter Berücksichtigung der relevanten Literatur geprüft werden, wie sich räumlich variierende Knappheitsbedingungen mit vertretbarem Aufwand berücksichtigen lassen.

5.3.5.2 Zielsetzung des Instruments

Die konkrete Ausgestaltung einer räumlich differenzierten Abgabe hängt maßgeblich davon ab, welchen Auftrag sie erhält. Je nachdem, ob sie externe Kosten internalisieren oder ein politisch gesetztes Emissions- oder Immissionsziel kostenminimal umsetzen soll, ergeben sich unterschiedliche Anforderungen an das Instrumentendesign. In der Literatur wird die räumliche und zeitliche Differenzierung marktförmiger Instrumente sowohl in Bezug auf Schadens- als auch auf Immissionsziele diskutiert (Destandau 2013: 101).

Tatsächlich sind Bewegungen in Richtung schadensbasierter Steuerungsansätze gerade im Kontext der Herausforderung räumlich variierender Emissionseffekte erkennbar: Bereits erwähnt wurde das US-amerikanische Modell zur Abbildung räumlicher Knappheiten einschließlich Schadensinformationen als Grundlage der raumsensiblen Gewässerschutzpolitik (Schultz et al. 2004: 151 f.). Auch auf Europäischer Ebene sind im Kontext der Wasserrahmenrichtlinie ähnlich gelagerte Initiativen entstanden (Grizzetti et

[modernisation-des-reseaux-de-collecte](#) (abgerufen am 15.1.2017). Eine räumliche Differenzierung erfolgt auch bei der Abgabe auf in der Landwirtschaft verwendete gewässergefährdende Stoffe (z. B. Nitrat), s. Lungarska / Jayet 2018: 4.

al. 2016; Hirschfeld et al. 2005). Muller und Mendelsohn (2009) vertreten in ihrer Analyse räumlich variierender Effekte von Luftschadstoffen die Ansicht, die gegenwärtige Informationsverarbeitungstechnologie ermögliche mittlerweile schadensbasierte Zielsetzungen und Instrumente (ebd.: 1716). Darüber hinaus verweisen Fowle und Muller (2013: 2) auf die Tatsache, dass ein Luftschadstoff-bezogenes Emissionshandelssystem in den USA gerichtlich mit dem Verweis auf die fehlende Berücksichtigung räumlich variierender Schadenswirkungen ausgesetzt wurde. Schon Baumol und Oates (1988: 171) als Urheber des Standard-Preis-Ansatzes merken am Rande ihrer Betrachtungen zum Kosteneffizienzziel an, dass es bei Vorliegen räumlich variierender Grenzscha­den nahe liegend ist, doch wieder in die Schadensbewertung einzusteigen, die mit diesem Ansatz gerade ausgeschlossen werden sollte.

Die Verwendung von monetär skalierten Schadensgrößen zur Annäherung an eine Kaldor-Hicks-effiziente Allokation von Gewässergrößen muss jedoch mit Blick auf die in Abschnitt 4 vorgebrachten Einwände gegen den Internalisierungsansatz fraglich erscheinen. Gerade die Bedingung Raum-Zeit-spezifischen Schadens ist in der Literatur als maßgebliches Hindernis für eine optimale Regulierung von Externalitäten angeführt worden (Horan und Shortle 2011: 60; Lago et al. 2015: 2). Gleichzeitig erscheint es unbefriedigend, offenkundige Schadensdifferenzen (etwa aufgrund stark unterschiedlicher Nutzungsansprüche) und hiermit verbundene Effizienzpotenziale der Abgabenlenkung unberücksichtigt zu lassen.

Vor diesem Hintergrund diskutieren Farrow et al. (2005) eine Art Zwischenposition zwischen Internalisierungs- und Kosteneffizienzziel. Den Ausgangspunkt ihres Ansatzes stellt der Hinweis von Tietenberg (1974) dar, dass zwar der Grenzscha­den im Optimum nicht ermittelt werden kann, dafür aber das Verhältnis der Grenzscha­den gegenwärtiger Emissionsaktivitäten (Farrow et al. 2005: 192). Die hieraus abgeleitete Idee besteht darin, zunächst auf politischem Wege ein bestimmtes Immissions- oder Emissionsziel festzulegen, unabhängig von dessen sozialer Optimalität. Von diesem Ziel würden dann aber regionale Abweichungen geduldet, wenn das regionalspezifische Verhältnis von Grenzscha­den- und -vermeidungskosten dies nahelegt. Im Falle des bei Farrow et al. (2005) angenommenen individuellen Emissionsziels wird zu diesem Zweck eine Gewichtung der für die Emissionsmenge vorzuhaltenden Anzahl der Emissionszertifikate mit dem relativen (marginalen) Schadensbeitrag des Emittenten vorgenommen (ebd.: 194 f.). Während hierbei also vom Ideal des Ausgleichs der Grenzvermeidungskosten mit den Grenzscha­denkosten im Optimum Abstand genommen wird, wird Zuversicht geäußert hinsichtlich der Möglichkeit der Feststellung der *Relationen* der Schadenswirkungen zwischen verschiedenen Raum-Zeit-Koordinaten (ebd.: 192). Gegenüber dem ursprünglichen Internalisierungsansatz hat die Berücksichtigung lediglich relativer Schadenswirkungen den Vorteil, die aufwändige und mit Unsicherheiten beladene Monetarisierung der Schäden außen vor lassen zu können, da die Erfassung von Relationen nicht auf monetäre

Größen angewiesen ist. Stattdessen kann auf Schadens-Indikatoren wie der Bevölkerungsdichte zurückgegriffen werden (so auch schon Baumol / Oates 1988: 171).

Dieser idiosynkratische Kompromiss zwischen präferenzbasiertem und politisch determinierten Zielsetzungen ähnelt der Herausforderung der effizienten Bewältigung von Spitzenlasten (Abschnitt 5.2): **Hier wurde auf die Zielformulierung einer „Most Efficient Cost Effective“ Ressourcenallokation verwiesen** (Horan 2001: 377), die sich der Unsicherheit in Bezug auf das optimale Schadensniveau annimmt, ohne Schadensgrößen völlig außen vor zu lassen. Diese Parallele ist insofern nicht verwunderlich, als dass es sich bei Spitzenlasten um einen Sonderfall der hier in allgemeinerer Form diskutierten Problemstellung räumlich und zeitlich variierender Grenzschäden handelt.

Im Kontext der Regulierung von Spitzenlasten wurde jedoch erörtert, dass eine verlässliche Erfassung selbst relativer Schäden enorme Herausforderungen birgt und daher die Bewertung der Dringlichkeit der Vermeidung letztlich ebenso der politischen Bewertung überlassen werden sollte wie die Festlegung des allgemeinen, d.h. langfristigen Zielniveaus. Farrow et al. (2005: 192) räumen ebenfalls ein, dass die Schadensbemessung nach wie vor kontrovers ist. Hinzu kommt, dass die mit einem schadensbasiertem Regulierungsansatz verbundene räumliche Varianz der Gewässerqualität politische Widerstände ausgehend vom Ziel einer Gleichverteilung ökologischer Risiken über die gesamte Bevölkerung hervorrufen kann (Tietenberg 1995: 96).

Wird am weit verbreiteten Ziel einer räumlichen Gleichverteilung von Umweltrisiken festgehalten oder die Schadenserfassung als zu aufwändig bzw. unzuverlässig abgelehnt, verändert sich die Herausforderung einer räumlichen Differenzierung qualitätsbezogener Steuerungsinstrumente im Gewässerbereich. Wie in Abschnitt 5.3.3 beschrieben, sind aufgrund unterschiedlicher dargebotsseitiger Knappheitsfaktoren (Vorbelastung, Transferkoeffizienten) zwar ebenfalls raumsensible Instrumentendesigns erforderlich. Schadensinformationen spielen nun jedoch keine Rolle mehr. Die Erfassung der Transferkoeffizienten wird in der ökonomischen Literatur oftmals für weitaus weniger problematisch erachtet als die Schadensbemessung (z. B. Anastasiadis et al. 2014; Destandau / Nafi 2010: 353; Doyle et al. 2014: 7237; Hung / Shaw 2005: 98; Montgomery 1972: 397). Gleichwohl ist auch hier zu fragen, mit welchem Aufwand verlässliche Transferkoeffizienten ermittelt werden können.

In den folgenden Abschnitten soll vor diesem Hintergrund untersucht werden, ob und wenn ja wie eine Erfassung raumspezifischer Knappheitsinformationen möglich ist bzw. welche Herausforderungen sich dabei stellen (Abschnitt 5.3.5.3). Im Anschluss daran wird analysiert, wie sich die hohen Informationsbeschaffungskosten durch die Verwendung von Knappheitsindikatoren sowie die Gruppierung von Emittenten weiter verringern lassen (Abschnitte 5.3.5.4 - 5.3.5.7). Abschnitt 5.3.6 fasst die Ergebnisse zusammen und gibt Empfehlungen für die Gestaltung räumlich differenzierter Abgaben.

5.3.5.3 Erfassungsprobleme regionaler Knappheiten

Während sich die regionalspezifische Knappheit theoretisch gut beschreiben lässt, steht eine empirische Erfassung vor großen Herausforderungen. Was die **Transferkoeffizienten** betrifft, so sind die hiermit angesprochenen chemisch-physikalischen Zusammenhänge zwischen Emissionsvorgang und Immissionsveränderung von einer Vielzahl von Prozessen und Einflussvariablen abhängig. Hierzu zählen Adsorptions- und Umwandlungsprozesse (van der Perk 2013: 343 f.), die wiederum beeinflusst werden durch Faktoren wie Distanz zwischen Emittent und Messstelle, Temperatur, Dichte und Tiefe des Gewässerkörpers, Verhältnis von Oberfläche des Gewässers zu seinem Volumen, Konzentration bereits vorhandener Substanzen, Fließgeschwindigkeit (Fließgewässer) bzw. Wind (stehende Gewässer), ggf. Gravitationskraft bei großen Gewässerkörpern, Beschaffenheit des Sediments, Morphologie des Gewässerkörpers, sowie anderweitige Zuflüsse und deren Beschaffenheit (Grundwasser, Regenwasser, Tauwasser, andere Gewässerkörper) (Heß et al. 2004; Rand 1995: 16; van der Perk 2013: 344 – 357). Im Zusammenhang mit Abwasseremissionen aus Punktquellen ist zudem zu klären, wie die Emissionswirkungen verschiedener Kläranlagen im gleichen Gewässerkörper voneinander zu trennen sind. Gleiches gilt in Bezug auf andere Schadstoffeinträge, etwa aus der Landwirtschaft. Diese analytische Trennung wird z. T. als grundsätzlich möglich eingestuft, wobei allerdings ein ggf. nicht unerheblicher zusätzlicher Modellierungsaufwand entstehen dürfte (s. bspw. Böhme 2015: 36 - 39).

Die aufgrund der Vielzahl von Einflussfaktoren verbreitete modellgestützte Erfassung von Transport- und Umwandlungsprozessen (z. B. SPARROW bei Stickstoffeinträgen, s. Doyle et al. 2014: 7237) ist ihrerseits mit einer Vielzahl von Unsicherheiten verbunden (für einen Überblick siehe Yen et al. 2014). Neben Messunsicherheiten (wo genau wird wie lange welcher Einflussparameter mit welchem Verfahren gemessen; s. bspw. zur komplexen Frage der geeigneten räumlichen Zuordnung von Messstellen Jirka et al. 2004) äußern sich diese Unsicherheiten in Fragen nach der Wahl der Modellstruktur oder der Kalibrierung der Modellparameter. Inwieweit derartige Modelle auch in der Fläche zunehmend verlässliche Ergebnisse zu vertretbarem Aufwand liefern, ist fraglich. So zieht Robson (2014) in einer Übersichtsanalyse zur Verlässlichkeit wasserqualitätsbezogener Modellierungen folgendes kritisches Fazit: „At present, the predictive performance of most aquatic biogeochemical and ecological models is not really very good“ (ebd.: 355). Auch in der umweltökonomischen Literatur sind Zweifel an Lösungen auf Basis individuell ermittelter Transferkoeffizienten verbreitet, sobald Problemlagen mit einer größeren Anzahl von Emittenten betrachtet werden (Hung / Shaw 2005: 84; Krysiak / Schweitzer 2010: 2 f.; Tietenberg 1995: 98).

Alternativ zur Erfassung von Transferkoeffizienten auf Basis naturwissenschaftlicher Modelle könnte auch auf vergleichsweise einfache Schätzungen zurückgegriffen werden, die maßgeblich auf der räumlichen Distanz zwischen Emissionsquelle und Messstelle basieren (so z. B. bei Destandau / Nafi 2010: 353 f.). Hierbei kommt der Wahl der zugrunde

gelegten Abbaurate pro Distanzeinheit eine kritische Rolle zu: So wie bei der Diskontierung von Preisen oder Kosten die Wahl des Diskontierungsfaktors ausschlaggebend für die Größenordnung des Ergebnisses ist (z. B. Paque 2008), so ist die Wahl des Faktors, um den sich eine Schadstoffeinheit pro Distanzeinheit annahmegemäß verringert, maßgeblich für die distanzbasierte Schätzung des Transferkoeffizienten (für eine Übersicht der Herausforderungen beim so **genannten ‚Inverse Distance Weighting‘** s. Mesnard 2013). Ein Vorteil dieser Herangehensweise besteht darin, dass die räumliche Ausbreitung der Schadstoffe nicht auf Grundlage einer Vielzahl von Einflussfaktoren modelliert werden muss, sondern sich allein aus dem gewählten Abbaufaktor ergibt. Gleichzeitig ist diese Einfachheit die zentrale Schwäche des Ansatzes, da hiermit räumliche Unterschiede in den Abbauraten, die u.U. substantiell zur Schadensvariation beitragen, ignoriert werden.

Eine abschließende Bewertung des Verhältnisses zwischen Aufwand und Nutzen derartiger Modellierungsansätze kann hier nicht erfolgen. Grundsätzlich sollte sich eine Entscheidung zur modellgestützten Analyse aber neben den damit verbundenen Kosten von Sensitivitätsanalysen leiten lassen, mit denen die Validität der Ergebnisse sichtbar gemacht werden kann. Hat eine Veränderung der zugrunde gelegten Modellkalibrierung oder der Eingangsdaten im Rahmen der zu erwartenden Unsicherheiten nur einen geringeren Einfluss auf die ermittelten Transferkoeffizienten, erscheint deren Verwendung eher vertretbar.

Im Rahmen eines Standard-Preis-Verfahrens kann allerdings im Rahmen eines pragmatischen Lenkungskonzepts (s. hierzu unten Abschnitt 5.3.5.7) u.U. auf die modellgestützte Ermittlung von Transferkoeffizienten verzichtet werden. Stattdessen ergäbe sich unter geeigneten Voraussetzungen aus der versuchsweisen Variation des Abgabesatzes bspw. innerhalb einer bestimmten Region ein Anreizniveau, das die regionalspezifischen Schadstoffdiffusionsbedingungen berücksichtigt: Je ungünstiger die regionalen Transferkoeffizienten ausfallen, desto höher muss der Abgabesatz im Vergleich zu anderen Regionen mit vergleichbarer Knappheitssituation (aber günstigeren Transferkoeffizienten) gewählt werden, damit das angestrebte Immissionsziel erreicht wird. Zu den angesprochenen Voraussetzungen zählt dabei die Abwesenheit substantieller interregionaler Stoffströme, da die Anpassung eines regionalspezifischen Abgabesatzes keine Auswirkungen auf das Verhalten von Emittenten benachbarter Regionen hat (s. ausführlicher hierzu ebenfalls Abschnitt 5.3.5.7). In den USA findet dieser Ansatz trotz der umfangreichen Anstrengungen zur Erfassung von Transferkoeffizienten bereits Anwendung: So berichtet Rose (2013: 237) von der Umsetzung eines gewässerbezogenen Immissionsziels mithilfe handelbarer Emissionszertifikate, deren Menge schrittweise über anderthalb Jahrzehnte an das beobachtete ökologische Resultat angepasst wird. U.U. könnte aber bei der Umstellung von einem uniformen auf ein differenziertes Instrument der Versuch- und Irrtums-Prozess einmalig abgekürzt werden, indem die ermittelten Transferkoeffizienten dessen Ergebnis in groben Zügen vorwegnehmen. Voraussetzung hierfür ist allerdings, dass die Variation der Transferkoeffizienten relevanter ist für die

Zielerreichung als die allgemeine Unsicherheit über das Niveau der erforderlichen Grenzvermeidungskosten (s. Abschnitt 3.4.1).

Noch komplexer als die präzise Erfassung von Transferkoeffizienten gestaltet sich die Beurteilung raum-zeit-spezifischer **Schadenswirkungen**, selbst wenn hierbei, wie von Farrow et al. (2005) vorgeschlagen, von der Erfassung von Kostengrößen abgesehen wird. Zunächst ist im Hinblick auf die ökologische Dimension der Schadenseffekte zu beachten, dass identische Immissionskonzentrationen unterschiedlich auf verschiedene Tier- und Pflanzenarten, aber auch auf Menschen je nach Alter, Gesundheit etc. wirken (z. B. Collier 2007) und zudem oftmals nicht einzelne Schadstoffe, sondern vielfältige Schadstoffgemische umfassen. Darüber hinaus hängen die Effekte von Schadstoffen von kontextspezifischen ökosystemaren Stressfaktoren aus den Bereichen Hydrologie, Morphologie, Biologie etc. ab, zwischen denen verschiedenste Interaktionseffekte auftreten können (Hering et al. 2015; Nöges et al. 2016). Welch et al. (2004) schlussfolgern in ihrer Übersicht zu den Auswirkungen von Schadstoffen auf Gewässerorganismen, dass diese Wirkungen nicht einmal für einzelne Gewässerkörper mit zufriedenstellender Verlässlichkeit zu bestimmen sind:

„Because of the variation in tolerance among species to be protected and variation in effects caused by interacting environmental factors, toxic effects are usually not predictable in any quantitative sense. That is, the response of fish populations cannot be predicted, especially in the long term, from given inputs of toxicants to a specific stream“ (ebd.: 376 f.).

Selbst wenn sich die toxikologischen Auswirkungen mittlerweile oder zukünftig kostenfrei mit ausreichender Genauigkeit bestimmen lassen, bleiben erhebliche Unsicherheiten im Zusammenhang mit der sozialen Schadensdimension bestehen. An erster Stelle ist hier zu nennen, dass a priori nicht erkennbar ist, wie groß die jeweiligen Schadensräume sind (s. hierzu ausführlicher Abschnitt 5.3.5.5). Aufgrund der sozialen Dimension des Schadens lassen sich diese Räume häufig weder an natürlichen noch an politisch-administrativen Grenzen ablesen. Bspw. sind viele Gewässer nicht nur für FreizeitnutzerInnen und WassersportlerInnen aus der unmittelbaren Umgebung von Interesse, sondern auch für NutzerInnen aus angrenzenden Regionen. Tatsächlich können hunderte Kilometer jenseits eines Gewässers Zahlungsbereitschaften hinsichtlich der Erhaltung oder Verbesserung der Qualität bestehen (Meyerhoff et al. 2014: 61). Es liegt auf der Hand, dass die Anwendung aufwändiger präferenzbasierter Bemessungsmethoden nicht in derartigen Größenordnungen durchführbar ist. Stattdessen wird versucht, auf Grundlage der Tendenz sinkender Zahlungsbereitschaften mit zunehmender Distanz von einem Gewässer (aufgrund steigender Reise- bzw. Transportkosten) Schadensradien zu ermitteln (ebd.). Da Zahlungsbereitschaften aber nicht nur durch die Distanz an sich, sondern speziell durch Reise- bzw. Transportkosten sowie die räumliche Nähe zu Substituten geprägt sind (Jørgensen et al. 2013), die aber bei gleicher Distanz durchaus

variieren können, kann eine derartige Ermittlung der Größe von Schadensräumen nur eine Annäherung an die Größenordnung bieten, nicht aber die tatsächlichen Grenzen aufzeigen. Somit besteht die Gefahr, relevante NutzerInnengruppen auszuschließen oder den NutzerInnenkreis zu weit zu ziehen, wodurch die Schätzung der Schäden in einer Region entsprechend verzerrt wird.

Mit steigendem Anspruch an die Genauigkeit der Erfassung der Schadenskosten dürften auch steigende Informationsbeschaffungskosten einhergehen. Um diese Kosten in großen Untersuchungsgebieten zu begrenzen, wird u.a. auf schließende Verfahren zurückgegriffen (benefits transfer bzw. value transfer, z. B. Grizzetti et al. 2016: 200). Dabei werden in einer Pilotregion Zahlungsbereitschaften oder Kapitalwerte in Bezug auf relevante Ökosystemdienstleistungen erhoben und anschließend mittels statistischer Verfahren auf andere Regionen übertragen. Diese Transferverfahren gehen jedoch mit zusätzlichen Unschärfen einher, etwa weil dabei schwer zu erfassende kulturelle Identitäten Zahlungsbereitschaften beeinflussen können, regional aber unterschiedlich ausgeprägt sind (Martin-Ortega et al. 2012: 28; s. ebd.: 23 für empirische Schätzungen von Transferfehlern; s. Rosenberger / Johnston 2009 für eine theoretische Diskussion). Darüber hinaus kann eine aus Kostengründen vereinfachte Anwendung solcher Übertragungsverfahren, insbesondere wenn sie administrativen AkteurInnen überantwortet wird, gerade zur Verwischung regionaler Besonderheiten bzw. Unterschiede führen (Feuillette et al. 2016). Auch können im Rahmen statistischer Analysen schadensrelevante Besonderheiten übersehen werden, die sich nur im Rahmen aufwändigerer quantitativer oder Erhebungsverfahren zeigen. Hierbei ist etwa an die Herausforderung kaum vorhersehbarer Nichtlinearitäten in der Schadensfunktion zu denken, die etwa auf Interaktionen zwischen verschiedenen unterschiedlichen Ökosystemdienstleistungen zurückzuführen sein kann. Als Beispiel hierfür führen Griffiths et al. (2012: 186) den potenziellen Konflikt zwischen kommerzieller Fischerei und Freizeitnutzungen an: So könnte sich etwa der Nutzen von Boottouristen bei sinkender Gewässerqualität sogar vorübergehend erhöhen, wenn infolge sinkender Fischpopulationen Fischereischiffe ihren Betrieb einstellen und somit keine Lärm- oder Sichtbeeinträchtigungen mehr verursachen.

Weitere Probleme bei der Erfassung relativer Schadenswirkungen ergeben sich dann, wenn hierfür auf Marktdaten (Preise bzw. Verzichtskosten) oder auf Zahlungsbereitschaften zurückgegriffen werden soll. Die erste Informationskategorie kann keine präzisen Rückschlüsse auf Schadenskosten liefern, da Marktpreise (etwa Preise für Trink- und Betriebswasser) durch zahlreiche staatliche Eingriffe (Subventionen, an betriebswirtschaftlichen Kosten orientierte Preissetzungsregeln) verzerrt sind und selten die volkswirtschaftlichen Kosten der Bereitstellung spiegeln (Gawel 2012a; Young / Loomis 2014: 30). Im Hinblick auf die Verwendung von Zahlungsbereitschaften auf Grundlage kontingenter Bewertungsmethoden ist wiederum zu beachten, dass die entsprechenden Ergebnisse maßgeblich vom Untersuchungsdesign abhängen: Führt die Abbildung regionaler Knappheiten dazu, dass in einigen Regionen Qualitätsverschlechterungen

eintreten, muss hier statt der Zahlungsbereitschaft („willingness to pay“, WTP) die Bereitschaft zur Akzeptanz der Verschlechterung erhoben werden („willingness to accept“, WTA) (Pearce et al. 2006). WTP-Befragungen liefern aber in Bezug auf das gleiche Phänomen (hier: Qualitätsverbesserung bzw. Qualitätsverschlechterung in gleichem Umfang) regelmäßig substanziell andere Ergebnisse als WTA-Befragungen (Young / Loomis 2014: 130 f.). Ursache hierfür ist u.a., dass in Akzeptanz-Befragungen die Höhe des Einkommens bzw. Vermögens eine wesentlich geringere Rolle spielt als bei Zahlungsbereitschaften für Qualitätsverbesserungen (Brefle et al. 2015; Brown / Gregory 1999). Infolge dessen würden in diesen Regionen Nutzungsansprüche stärker gewichtet und somit ein bias hin zum status quo implementiert werden.

Die Erfassung raumspezifischer Knappheiten steht damit vor vielfältigen Herausforderungen, sowohl was die Erfassung der Transferkoeffizienten als auch die Bestimmung regionalspezifischer Schadenswirkungen betrifft. Zwar sind bereits Anstrengungen in Richtung der Entwicklung interdisziplinärer hydrologisch-ökonomischer Modelle unternommen worden (Brouwer / Hofkes 2008; Brouwer et al. 2008; Dellink et al. 2011; Harou et al. 2009; Kragt 2013). Es ist jedoch zu fragen, ob die hiermit verbundenen hohen Kosten der Datenbeschaffung und -Verarbeitung vertretbar sind angesichts der oben beschriebenen Reliabilitäts- und Validitätsprobleme, zumal noch zusätzliche Unsicherheiten in Bezug auf Modellstruktur und -Kalibrierung hinzukommen (Yen et al. 2014). Empirische Untersuchungen mit Sensitivitätsanalysen mahnen insgesamt zur Vorsicht. So haben etwa Muller und Mendelsohn (2009) in Bezug auf Luftschadstoffe räumliche Schadensvariationen zu erfassen versucht. In nachfolgenden Untersuchungen wurde jedoch eingeräumt, dass das Ausmaß der Unsicherheit der auf diese Weise ermittelten Schäden erheblich ist. So führen allein die vom Dateninput ausgehenden Unschärfen (Messunsicherheiten) zu einer Standardabweichung von ca. 1.800 USD bei einem ursprünglich geschätzten Abgabenniveau von ca. 1.500 USD (Fowlie / Muller 2013: 20). Auch Fraas und Lutter (2012) sehen den Anspruch der Studie kritisch und betonen, dass je nach Art des verwendeten Modellierungsansatzes, sowie in Abhängigkeit von der Wahl der geographischen und zeitlichen Auflösung des Untersuchungsgegenstandes das Vorzeichen des (vermeintlich) optimalen Steuersatzes sowohl positiv als auch negativ ausfallen kann (ebd.: 4). Ähnliche Unschärfen sind auch in Bezug auf die zeitliche Schadensvarianz nicht auszuschließen. Moscardini und Caplan (2017) stellen bspw. bei ihrer Untersuchung einer saisonal variablen Abgabe auf Kraftstoffe zur Reduzierung der Luftverschmutzung fest, dass die Wahl der Bewertungsmethoden ausschlaggebend dafür ist, ob die Evaluierung des Instruments überhaupt Effizienzgewinne oder –Verluste ausweist. Angesichts dessen beurteilen Fraas und Lutter (2012) die Hinwendung zu Optimierungsansätzen als zumindest verfrüht:

“Uncertainty in even the sign of the marginal damage estimates undermines the claim in EPR [Efficient Pollution Regulation, der Verf.] that – ‘regulations can now move

from cost-effectiveness to efficiency” (ebd.: 4 unter Verwendung eines Zitates aus Muller / Mendelsohn 2009).

5.3.5.4 Knappheitsindikatoren I: Auswahl

Die Gestaltung von Umweltabgaben und anderen marktförmigen Instrumenten steht angesichts der zahlreichen Unsicherheiten vor der zwiespältigen Herausforderung, dass einerseits eine Berücksichtigung regional unterschiedlicher Knappheiten zunehmend eingefordert wird (Fowlie / Muller 2013: 2), deren umfassende Erhebung aber insbesondere bei Schadenszielen mit hohen Kosten verbunden ist.

Es liegt daher nahe, einen Mittelweg zwischen den Extremen einer umfassenden hydrologisch-ökonomischen Modellierung einerseits und dem gänzlichen Verzicht auf die Berücksichtigung regional variierender Knappheiten andererseits zu beschreiten, der nicht auf eine umfassende monetäre Nutzenbewertung (u.a. basierend auf Befragungen der Betroffenen) angewiesen ist. Ein solcher Weg könnte die Verwendung von Knappheitsindikatoren (Proxys) sein (so bereits der Vorschlag bei Baumol / Oates 1988: 170 f.).

Neben den geringeren Informationsanforderungen bzw. Informationsbeschaffungskosten besteht ein weiterer Vorteil einer solchen Vorgehensweise u.U. in einer höheren Transparenz eines solchermaßen vereinfachten Bewertungsverfahrens, womit die Chance auf die Akzeptanz einer räumlich differenzierten Abgabe zunimmt. Damit wird die von Feuillet et al. (2016: 83 f.) beschriebene Gefahr gemindert, dass mit vielerlei Stellschrauben behaftete und somit latent undurchsichtige Methoden zur Quantifizierung von Gewässernutzen von politischer Seite zu Rechtfertigungszwecken hinsichtlich bereits bestehender Positionen missbraucht werden:

„A tool used as a retrospective pseudo-justification was turned into a tool used against sustainable water management by some commercial stakeholders unwilling to make further investments”(ebd., 84).

Die Verwendung vereinfachter und somit transparenter Knappheitsindikatoren, die insbesondere die monetäre Bewertung von Nutzen umgehen, wird demgegenüber für politisch weitaus aussichtsreicher gehalten (ebd.). Das dürfte zwar davon abhängen, wie diese Indikatoren ausgestaltet sind. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass mit abnehmender Komplexität eines Bewertungsverfahrens tendenziell auch die Freiräume zur Manipulation der Ergebnisse zusammenschrumpfen bzw. entsprechende Vorgehensweisen leichter aufgedeckt werden können.

Im Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie sind bereits Anstrengungen zur Auswahl geeigneter Proxys zur Erfassung aquatischer Ökosystemdienstleistungen unternommen worden (s. Grizzetti et al. 2016 für eine

Synthese). Hierbei stehen aber entweder ökologische (anstelle chemischer) Faktoren im Vordergrund (Klauer et al. 2016), oder aber die Anzahl der Faktoren geht in die Hunderte und dürfte somit kaum Transaktionskostenvorteile erbringen. So halten etwa Grizzetti et al. (2016: 197f) 206 Indikatoren zur Schadenserfassung für erforderlich, bei Liqueste et al. (2013) sind es gar 476 (Grizzetti et al. 2016: 197 f.). Für die praktische Anwendung ist hingegen ein stark vereinfachtes, kostenarmes Indikatorensystem erforderlich. Im Folgenden wird eine Annäherung an ein solches System vorgeschlagen, das allerdings noch auf Grundlage empirischer Forschungen (v.a. zur Validität der Indikatoren) weiterzuentwickeln wäre.

Werden Schadensziele definiert, werden jeweils Proxys benötigt für die dargebotsseitige Knappheit einerseits, die wiederum in 1) chemisch-biologisch-physikalische Faktoren und 2) emissionsbezogene Faktoren (Menge, Verteilung im Raum) zerfallen, sowie andererseits für 3) die nachfragebedingte Knappheit. Bei Immissionszielen hingegen müssen lediglich Indikatoren in Bezug auf die Transferkoeffizienten berücksichtigt werden (1 und 2).

Im Hinblick auf die Vielzahl chemisch-physikalischer Einflussfaktoren (1) auf die Emissions-Immissions-Beziehung und ihrer jeweils unterschiedlichen Bedeutung für einzelne Schadstoffe könnte erwogen werden, hier die Vorbelastung eines Gewässerkörpers als maßgeblichen Indikator für die marginale Schädlichkeit einer Emission heranzuziehen. Zwar kann nicht ausgeschlossen werden, dass im Einzelfall Emissionsvorgänge in einem Gewässer mit geringerer Vorbelastung aufgrund ungünstiger Diffusionsprozesse eine gravierendere Wirkung entfalten als in einem etwas stärker belasteten Gewässer. Tendenziell bzw. auf längere Sicht dürften sich jedoch konstant ungünstige Diffusionskonstellationen auf die Vorbelastung niederschlagen. In diesem Fall kann das aktuelle bzw. vormalige Immissionsergebnis als Indikator für künftige Immissionsergebnisse angesehen werden.

In Bezug auf die Indizierung emissionsseitiger Knappheitsfaktoren (2) ist zu überlegen, ob diese nicht ebenfalls transaktionskostenarm über das allgemeine Ausmaß der Vorbelastung erfasst werden sollten. Es ist anzunehmen, dass sowohl die in der Region anfallende Emissionsmenge als auch die – günstige oder ungünstige – Anordnung der Emittenten im Raum (räumliche Nähe oder Standort an einem chemisch-physikalisch unsensiblen oder sensiblen Gewässerabschnitt) mit der Vorbelastung korrelieren. Allerdings ist auch eine detailliertere Knappheitsbeschreibung mittels konkreter Daten zur Emissionsmenge aller Emittenten und ihrem Abstand zu anderen Emissionsquellen nicht zwingend mit prohibitiven Transaktionskosten verbunden. So berichtet Olmstead (2010: 53) von handelbaren Emissionszertifikaten im Rock River Einzugsgebiet (USA), für die Emittenten in einer Pilotphase Aufschläge zu entrichten haben, wenn der individuelle Abstand zum nächsten Emittenten weniger als 20 Kilometer beträgt.

Um aus dargebotsseitigen Knappheitsindikatoren einen Transferkoeffizienten zu erhalten – welcher ausdrückt, um wieviel eine Emissionseinheit die Schadstoffkonzentration an einer spezifischen Messstelle erhöht –, muss zusätzlich eine Abbaurrate geschätzt werden (prozentuale Verringerung der Emissionsmenge pro Distanzeinheit). Zweitens ist die Distanz zwischen Emissionsquelle und Messstelle zugrunde zu legen, an der die Kontrolle der Immissionskonzentration erfolgt. Der Transferkoeffizient als Ausdruck der dargebotsseitigen Knappheit ergibt sich dann aus der Summe der Abbauleistungen über die jeweilige Distanz (s. z. B. die Vorgehensweise bei Destandau / Nafi 2010: 353 f.). Bei größeren Entfernungen stellt sich allerdings die Frage, wie mit einer variierenden Vorbelastung entlang der betreffenden Strecke umgegangen werden soll. Vereinfachend kann, um den Preis entsprechender Unschärfen, auf einen Mittelwert zurückgegriffen werden.

Eine gleichermaßen transaktionskostenarme wie möglichst präzise Erfassung der nachfragebezogenen Knappheit (3) gestaltet sich deutlich schwieriger. Dass etwa ein einzelner globaler Indikator wie die Bevölkerungsdichte oder der Umfang der Wertschöpfung in einer bestimmten Region ausreichend valide über die aus Emissionen resultierenden Schadenskosten Auskunft gibt, darf schon angesichts potenzieller Inkongruenzen zwischen diesen beiden Größen bezweifelt werden: So ist es beispielsweise fraglich, ob die Nachfrage nach qualitativ hochwertigen Gewässerressourcen in einer strukturschwachen aber dennoch dichtbesiedelten Region wie in manchen Räumen im Ruhrgebiet vergleichbar ist mit der Nachfrage in einem dichtbesiedelten Wirtschaftscluster wie der Region München. Eine umfassende Prüfung der Relevanz der einzelnen Nachfragedimensionen kann hier nicht unternommen werden (zu einem aktuellen Versuch mit Bezug zu Deutschland s. Geyler et al. 2017). Das Ergebnis dürfte zudem abermals stark kontextspezifisch sein und vom jeweiligen Schadstoff abhängen. Die Indikatorbasis sollte dabei soweit verfeinert werden, wie dies zu vertretbarem Aufwand möglich ist. So ist also im Einzelfall zu prüfen, inwieweit zusätzlich zur Bevölkerungsdichte auch Daten verfügbar sind zum gewerblichen und privaten Trink- und Betriebswasserverbrauch sowie zur freizeit- bzw. Tourismus-bezogenen Wertschöpfung. Von der Durchführung von Zahlungsbereitschaftsanalysen ist hingegen abzuraten, da diese mit hohem Aufwand verbunden sind (so auch Geyler et al. 2017, S. 93) und die hierbei gewonnenen Ergebnisse zudem Überschneidungen mit anderen Knappheitsindikatoren aufweisen können (z. B. Vorbelastung der Gewässer).

5.3.5.5 Knappheitsindikatoren II: Aufbau und Größe ökologischer und sozialer Wirkungsräume

Ist grundsätzlich klar, mittels welcher Indikatoren Schäden oder Transferkoeffizienten kostengünstig erfasst werden können, so stellt sich im nächsten Schritt die Frage, in welchem räumlichen Ausmaß Informationen zur Ermittlung der Ausprägung des jeweiligen Indikators herangezogen werden sollen. Bspw. ist zu klären – wenn etwa die

Bevölkerungsdichte als Indikator für die nachfrageseitige Knappheitsdimension herangezogen wird –, in welcher Distanz zur Mess- bzw. Einleitestelle demographische Daten herangezogen werden. Dieser Aspekt hat in der Diskussion um die Umsetzung raumspezifischer Instrumente allenfalls am Rande Beachtung gefunden (z. B. Meyerhoff et al. 2014; Schultz et al. 2004: 151), ist aber von hoher Bedeutung: Es liegt auf der Hand, dass die Ausprägung z. B. eines solchen Schadensindikators maßgeblich davon abhängt, ob nur die Bevölkerung in unmittelbarer Nähe eines Emittenten berücksichtigt wird (ggf. dicht besiedeltes urbanes Gebiet) oder auch die weitere Umgebung (ggf. schwach besiedeltes ländliches Umland einer Gemeinde).

Wird im Rahmen eines Immissionsziels von der Verwendung von Schadensinformationen abgesehen, ist der Wirkungsraum allein durch chemisch-physikalisch-biologische Einflussfaktoren determiniert. Während die kleinräumige Schadstoffausbreitung äußerst komplex ist, sind Fragen nach der überlokalen Verbreitung etwa in Fließgewässern anhand weniger Faktoren wie Fließgeschwindigkeit, Breite und Tiefe des Wasserkörpers vergleichsweise einfach zu bestimmen (Robson 2014; van der Perk 2013: 337 - 343). Im Gegensatz zu stehenden Gewässern findet eine Schadstoffverteilung und damit -wirkung jedoch potenziell über eine große räumliche Distanz entlang der Fließrichtung statt. Die Distanz wird dabei nicht nur mit dem jeweiligen Stoff und der diesbzgl. Abbaurate des Gewässers variieren. Auch die Emissionsmenge pro Zeiteinheit ist ausschlaggebend für die räumliche Verbreitung: Während geringe Mengen schon nach wenigen Kilometern keine messbaren Effekte mehr hinterlassen können (z. B. Álvarez-Cabria et al. 2016: 157), beeinträchtigen höhere Mengen in Extremfällen (bspw. infolge von Unfällen) viele hundert Kilometer eines Flusslaufes (z. B. Malle 1994: 154; Mossman et al. 1988: 1809). Gleichwohl könnte bei relativ stabilen Abflusswerten ein durchschnittlicher Verbreitungsraum zugrunde gelegt werden und substanzielle Abweichungen (Spitzenlastproblematik) mit entsprechend erhöhten Abgabesätzen belegt werden (s. Abschnitt 5.2)

Noch schwieriger gestaltet sich die Aufgabe der Eingrenzung von Wirkungsräumen, wenn Instrumente in Bezug auf Schäden räumlich differenziert werden sollen. Eine Schadens-Region ist nicht nur physikalisch, sondern auch sozial zu denken. NutzerInnen eines Gewässers reisen aber u.U. aus großen Distanzen an. Im Hinblick auf nutzenunabhängige Zahlungsbereitschaften (Existenzwerte) **kann eine ‚Schadensregion‘** im Extremfall nationale oder gar globale Ausmaße annehmen, etwa wenn einem Gewässers von hoher symbolischer Bedeutung, wie etwa dem Baikalsee als tiefstem und ältestem Süßwassersee der Erde, weltweit Bedeutung beigemessen wird (Hanley et al. 2003: 298). Darüber hinaus sind nutzungsabhängige Zahlungsbereitschaften innerhalb der Region nicht gleich verteilt. Die geäußerten Zahlungsbereitschaften hängen vielmehr von der Distanz der NutzerInnen zum Gewässer ab (Jørgensen et al. 2013; Hyytiäinen et al. 2015).

Auf Grundlage dieses Distanz-Effekts ermittelten Meyerhoff et al. (2014: 61) im Rahmen einer Erhebung in Berlin und Brandenburg gewässerabschnittsspezifische Nutzen- bzw.

Schadensreichweiten von 52 - 174 Kilometern, bezogen auf freizeitbezogene Aktivitäten (Baden, Bootstouren). Dieses Ergebnis vermittelt eine gewisse Vorstellung von der nicht unerheblichen Größenordnung gewässernutzungsbezogener Schadensregionen. Die Reichweiten variieren dabei je nach Gewässerabschnitt und sind auch nur auf einen Teil der Nutzungen bezogen (ebd.). Da Menschen aber verschiedenen Nutzungen auch verschieden hohe Werte beimessen und auch die Verzichtsoptionen (technische Vermeidungsmaßnahmen, Ausweichen auf andere Gewässer etc.) und entsprechend die Schadenskosten je nach Nutzung variieren, weist potenziell jede individuelle Nutzungsart eine eigene Schadensreichweite bzw. Schadensregion auf. Solche Regionen müssen also als ein vielschichtiges Aggregat unterschiedlich großer Ebenen gedacht werden.

Weiter verkompliziert wird die Bestimmung von Schadensregionen dadurch, dass sie in den seltensten Fällen eine einfache geometrische Form aufweisen werden, schon allein aufgrund geographischer Barrieren (z. B. siedlungsungeeignete Bergregionen) oder etwa, wenn es sich um ein geometrisch unregelmäßiges Fließgewässer handelt. Zur Mehrschichtigkeit und potenziell vielgestaltigen geometrischen Form kommen intraregionale Varianzen hinzu. So ist der Schaden innerhalb einer Region nicht nur aufgrund des Distanz-Effekts ungleich verteilt. Auch die Anzahl der NutzerInnen sowie die Erreichbarkeit von Substituten (z. B. Gewässer mit mindestens vergleichbarer Qualität) variiert im Raum und trägt zu heterogenen Schadenstopographien bei (Jørgensen et al. 2013). Martin-Ortega et al. (2012: 28) vermuten darüber hinaus, dass Faktoren wie die kulturelle Zugehörigkeit zu einer (wie auch immer räumlich begrenzten) Region Zahlungsbereitschaften beeinflussen, was u.a. im Hinblick auf Existenzwerte plausibel erscheint.

Abbildung 20 veranschaulicht stilisiert einen dergestalt mehrschichtigen, von verschiedenen Variablen beeinflussten Schadensraum für den einfacheren Fall eines stehenden Gewässers in Bezug auf eine Auswahl an Freizeit- und Erholungsnutzungen sowie Existenzwerte. In einem geradlinigen Fließgewässer könnte ein solcher Schadensraum hingegen eher als lang gezogene geometrische Figur mit – analog zur sinkenden Schadstoffkonzentration – abnehmenden Schadenskosten bei steigender Distanz zur Emissionsquelle gedacht werden.

Da es vom Einzelfall abhängen kann, welche Schadensebene gewichtiger ist, lässt sich *a priori* nicht einmal die Größenordnung des *maßgeblichen* Raumes bestimmen. Wird etwa der (womöglich am weitesten reichende) Existenzwert-spezifische Schadensraum als Maßstab verwendet, während aber der weitaus kleinere Schadensraum der ortsnahen Spaziergänger den Gesamtschaden dominiert, könnte beispielsweise eine Schadensregion mit geringer Bevölkerungsdichte aber hohem Anteil an Spaziergängern fälschlicherweise einen geringeren Abgabesatz zugewiesen bekommen als eine Schadensregion mit höherer Bevölkerungsdichte aber sehr wenigen Spaziergängern. Umgekehrt könnte die pauschale

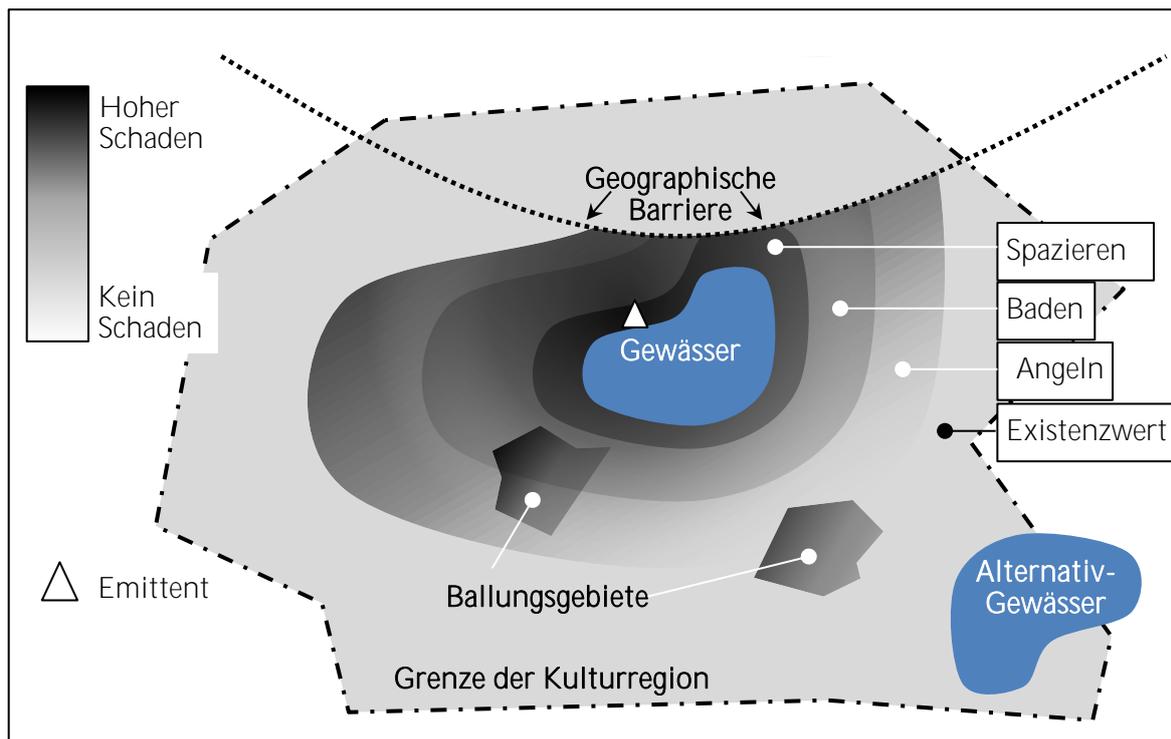


Abbildung 20: Stillisiertes Beispiel einer räumlichen Verteilung von Schadenskosten (Quelle: Eigene Darstellung).

Heranziehung des Spaziergänger-spezifischen Schadensraumes zu Fehleinschätzungen führen, wenn ein Gewässer wenige Anwohner aufweist, ihm aber aufgrund seiner besonderen kulturellen Bedeutung noch in weiter Entfernung ein hoher Existenzwert zugeschrieben wird.

Obwohl es Einzelfälle dieser Art geben mag, legt die empirisch belegte Tendenz zur Abnahme der Zahlungsbereitschaft mit steigender räumlicher Entfernung zum Gewässer (s. die Übersicht in Jørgensen et al. 2013) nahe, dass der Großteil des Schadens tendenziell im ‚Kernbereich‘ des Schadensraumes entsteht. Für die in derartigen **Zahlungsbereitschaftsanalysen maßgeblich erfassten „instream-“ bzw. „nonconsumptive uses“, die anders als „offstream-“, bzw. „consumptive uses“ nicht mit einer Wasserentnahme einhergehen** (s. zu dieser Unterscheidung Young / Loomis 2014: 7), liegt die Plausibilität des Distanz-Effekts in den mit der Entfernung zum Gewässer steigenden Transportkosten i.S. der Kosten der Anreise der NutzerInnen (Zeit, Treibstoff, ÖPNV-Entgelte etc.). Auch die mit steigender Entfernung zunehmende Wahrscheinlichkeit der Verfügbarkeit von Substituten, etwa in Form alternativer Gewässerkörper, kann eine Ursache für den Distanz-Effekt sein, wenn auch nur tendenziell, da die Verfügbarkeit von Substituten im Einzelfall durchaus auch negativ mit der Entfernung korrelieren kann (Jørgensen et al. 2013: 59). Im Hinblick auf Nutzungen die mit Wasserentnahmen einhergehen ist ebenfalls mit einem

Distanz-Effekt zu rechnen, da hier die Transportkosten des Wassers mit der Entfernung des Konsumenten zum Gewässer steigen.

Die Quintessenz dieser Überlegungen ist, dass der Raum, aus dem Daten zur Bewertung der raumspezifischen Schädlichkeit einer Emission verwendet werden, tendenziell eher kleiner als größer veranschlagt werden sollte. Obwohl also etwa in der genannten Zahlungsbereitschaftsanalyse von Meyerhoff et al. 2014 auf Schadensradien von 52 – 174 Kilometern – pro Messstelle – geschlossen wurde und damit abschnittsbezogene Schadensräume in der Größenordnung von 8.500 – 95.000 Quadratkilometern bezeichnet werden (die also in Deutschland teilweise ganze Bundesländer umfassen würden), sollte der Bemessungsraum deutlich enger gezogen werden. So könnte in Deutschland etwa erwogen werden, landkreisbezogene Daten heranzuziehen, was in den meisten Fällen zwischen einhundert und eintausend Quadratkilometern entspricht (Statistisches Bundesamt 2015). Bei Fließgewässern ist allerdings zusätzlich die Schadstoffausbreitung in Fließrichtung zu berücksichtigen, was entsprechend umfangreiche Schadensräume impliziert.

5.3.5.6 Administrative Erfassung von Knappheitsräumen

Selbst wenn Wirkungsräume von Emissionen auf Kernzonen eingegrenzt werden können und einfache Indikatoren eine verlässliche Erfassung regionaler Knappheiten zu vertretbaren Kosten ermöglichen, steht die Sammlung von Knappheitsdaten vor einer weiteren Hürde. Während Wirkungsräume ökologischer oder komplexer sozialer Natur sind, liegen vorhandenen Daten insbesondere zur nachfrageseitigen Knappheit (Einwohnerdichte, Umsätze des Tourismussektors) in aller Regel nach administrativen Räumen strukturiert vor. Werden etwa der Einfachheit halber, wie oben zunächst vorgeschlagen, landkreisbezogene Daten verwendet, kann es somit zu weiteren Schätzfehlern kommen. Im ungünstigsten Fall sehen sich zwei Emittenten am gleichen Gewässer und damit im gleichen Schadensraum unterschiedlichen Bewertungen ihrer Emissionen gegenüber, da zwischen ihnen eine administrative Grenze verläuft und die gewählten Indikatoren in beiden Gebietskörperschaften stark unterschiedlich ausgeprägt sind (z. B. hohe und geringe Bevölkerungsdichte). Ein weiteres mögliches Problem kann darin bestehen, dass eine Emission in ein Fließgewässer stattfindet, welches stromabwärts unmittelbar nach der Einleitestelle in einen anderen Verwaltungsbezirk übergeht. Diese typischen Konflikte zwischen administrativ-artifizieller Grenzziehungen und Schadensräumen sind kein Alleinstellungsmerkmal von Umweltabgaben im Gewässerbereich und wurden bereits in anderen Zusammenhängen wie etwa der Debatte um Umweltgerechtigkeit diskutiert (z. B. Maantay 2002; Mohai / Saha 2006; Most et al. 2004). Lösungsvorschläge gehen etwa dahin, einen Schadensradius um die Belastungsquelle zu legen und alle zu einem gewissen Prozentsatz von diesem Radius betroffenen administrativen **Einheiten auszuwählen** („areal containment method“), oder aber die Ausprägungen der Indikatoren in einer administrativen Einheit mit dem

prozentualen Anteil dieser Einheit zu gewichten, die von dem Radius erfasst wird („areal apportionment method“) (Mohai / Saha 2006: 384 ff.).

Um die Unschärfen aus dem Auseinanderfallen administrativer und schadensbezogener Räume abzumildern, könnte etwa erwogen werden, anstelle von landkreisbezogenen Informationen davon unabhängige Schadensregionen mittels GIS-Software auszuwählen (sofern Daten in entsprechender Auflösung vorliegen). Hierbei stellen sich allerdings zahlreiche Detailfragen: Soll die Schadensfläche kreisförmig um jede von einem Emissionsvorgang betroffene Messstelle herum oder etwa im Falle von langgezogenen Fließgewässern anderweitig modelliert werden? Soll das Zentrum der Fläche an der Einleitestelle, in der „Mitte“ des Gewässers oder bei Fließgewässern stromabwärts von der Einleitestelle gesetzt werden? Wo genau ist die „Mitte“ einer komplexen geometrischen Figur, wie sie natürliche Gewässerkörper darstellen? Wie weit stromabwärts von der Einleitestelle soll ggf. der Messpunkt zur Ermittlung der abschnittsspezifischen Schadstoffkonzentration gesetzt werden? All dies und vermutlich noch mehr müsste im Rahmen der Erfassung raumspezifischer Knappheitsdaten bestimmt werden.

Auch hier ist der Umfang der Transaktionskosten ausschlaggebend dafür, ob und wenn ja wie weit eine GIS-basierte Präzisierung des Schadensraumes betrieben werden sollte, wobei es sich in diesem Fall nicht nur um Informationsbeschaffungskosten handelt. Hinzu kommen ggf. nicht unbeachtliche Transaktionskosten in Form von politisch-administrativen Verhandlungs- bzw. Abstimmungskosten zur Festlegung von Vorgehensweisen zur Modellierung der Schadensräume. Bereits der Aspekt der Informationsbeschaffungskosten ist breit zu denken und umfasst neben der Messung ökologischer Veränderungen und Sammlung sozioökonomischer Daten auch ggf. anfallende Schulungsmaßnahmen der Mitarbeiter bzgl. GIS-basierter Datenverarbeitung oder Kosten für GIS-Softwarelizenzen usw. Da sowohl die Zunahme von Effizienzgewinnen bei zunehmender Genauigkeit der Modellierung, als auch der spiegelbildliche Anstieg der Transaktionskosten kaum verlässlich zu bestimmen ist, dürften in der Praxis neben der angesprochenen Verfügbarkeit von Informationen die Kapazitäten der Umweltverwaltung entscheidend sein, einschließlich der administrativen und politischen Bereitschaft, diese für die Regionalisierung der Abgabe einzusetzen und ggf. zu erweitern. Dort wo Umweltverwaltungen ohnehin routinemäßig mit GIS arbeiten, könnte ein solches Vorgehen etwa eher erwogen werden. Ist dies nicht der Fall und sind Verwaltungen bereits mit ihren gegenwärtigen Aufgaben ausgelastet oder gar überfordert, werden zusätzliche GIS-basierte Modellierungen kaum realistisch sein. Stattdessen kann eine Regionalisierung hier nur in sehr grober Form erfolgen anhand weniger Indikatoren, deren Werte beispielsweise auf Landkreisebene verfügbar sind. Hierbei bliebe dann allerdings noch zu evaluieren, ob die damit in Kauf genommenen Unschärfen in Bezug auf die Schadenräume die potenziellen Effizienzvorteile der räumlich differenzierten Abgabe nicht gänzlich aufzehren. Der jüngst von (Geyler et al. 2017) unternommene Versuch zur indikatorgestützten Erfassung des Wertes von Gewässerressourcen mahnt insgesamt zur

Begrenzung der Erwartungshaltung. So zeigt sich an vielen Stellen, dass regionalspezifische Aussagen nur begrenzt möglich sind, da die relevanten Statistiken oftmals keine entsprechende Auflösung vorweisen (ebd., z. B. S. 16, 79, 148, 211, 221, 236).

5.3.5.7 Festlegung regionalspezifischer Abgabesätze

Ist festgelegt, 1) welche Indikatoren für die individuellen Emissionswirkungen verwendet werden sollen, 2) in welchem räumlichen Ausmaß mithilfe dieser Indikatoren die Erfassung stattfinden soll und 3), auf welche Datengrundlagen hierfür zurückgegriffen werden kann (Abschnitte 5.3.5.4 - 5.3.5.6), bleibt schließlich zu überlegen, wie diese Daten in räumlich gewichtete Abgabesätze transferiert werden können. Das in Abschnitt 5.3.3 angeführte theoretische Kostenminimierungsmodell zur räumlichen Differenzierung impliziert zunächst, für jeden Emittenten individuell einen Abgabesatz zu ermitteln, welcher der Summe aller Abgabesätze entspricht, die für die jeweilige (dargebotsseitige) Knappheit aller vom individuellen Emittenten beeinträchtigten Messstellen adäquat ist (Tietenberg 1978: 267). Die Messstellen-spezifischen Abgabesätze ergeben sich wiederum aus den durchschnittlichen, d.h. auf alle relevanten Emittenten bezogenen Grenzvermeidungskosten nach Maßgabe des **messstellenspezifischen ‚Immissionsbudgets‘**, die jeweils mit den individuellen – nunmehr indikatorgestützt ermittelten – Transferkoeffizienten gewichtet werden (Tietenberg 2006: 34). Sollen zusätzlich variierende Schadenswirkungen gemäß Farrow et al. (2005) berücksichtigt werden, müssen die messstellenspezifischen Abgabesätze zusätzlich mit dem jeweiligen relativen Schadensbetrag gewichtet werden.

Da die Grenzvermeidungskosten private Informationen darstellen und somit dem Kenntnisbereich der Gesetzgeberin entzogen sind, ist zu überlegen, ob auf das Standard-Preis-Verfahren zurückgegriffen werden kann. Das in Abschnitt 5.3.3 vorgestellte Modell für eine räumliche Differenzierung von Tietenberg (2006) besagt, dass für die hier angesprochene kosteneffiziente Regulierung eine individuelle Gewichtung des Abgabesatzes mit dem Schattenpreis der jeweiligen (lokalen bzw. regionalen) Knappheitssituation, λ_i , erfolgen muss. Hierbei stellt sich allerdings in der praktischen Umsetzung das Problem, dass dieser Schattenpreis bzw. sein relatives Gewicht nicht gleichbedeutend mit dem Gewicht der empirisch (zu den entsprechenden Kosten) beobachtbaren Transferkoeffizienten ist.

Das folgende numerische Beispiel in Anlehnung an Tietenberg (2006: 36) veranschaulicht den hier angesprochenen Umstand, dass eine bloße Gewichtung der individuellen Abgabesätze mit den individuellen Transferkoeffizienten unzureichend ist (Tabelle 1):

Tabelle 1: Numerisches Beispiel zweier Emittenten mit unterschiedlichen Transferkoeffizienten (Quelle: Eigene Darstellung in Anlehnung an Tietenberg 2006: 36).

Anzahl eingeleiteter Emissions-einheiten	Anzahl reduzierter Emissions-einheiten	GVK der Emissions-reduktion	Anzahl reduzierter ‚Immissions-einheiten‘	Umfang Immissions-verschlechterung
Emittent 1: $d_{11} = 1$				
7	0	0	0	7
6	1	1	1	6
5	2	2	2	5
4	3	3	3	4
3	4	4	4	3
2	5	5	5	2
1	6	6	6	1
0	7	7	7	0
Emittent 2: $d_{21} = 0,5$				
7	0	0	0	3,5
6	1	1	0,5	3
5	2	2	1	2,5
4	3	3	1,5	2
3	4	4	2	1,5
2	5	5	2,5	1
1	6	6	3	0,5
0	7	7	3,5	0

Angenommen werden hier zwei Regionen (Messstellen) mit jeweils einem Emittenten und identischen Grenzvermeidungskostenfunktionen. Beide Regionen unterscheiden sich zunächst in Bezug auf die Transferkoeffizienten d_{ij} (Region 1: $d_{11} = 1$, Region 2: $d_{21} = 0,5$), die von der Reguliererin mit Hilfe der Verwendung der oben diskutierten Indikatoren ermittelt werden können. Eine einfache Gewichtung eines per Versuch-und-Irrtum-Verfahren zu variierenden ‚Basis-Abgabesatzes‘ mit den jeweiligen Transferkoeffizienten (bei mehreren von einem Emittenten beeinflussten Messstellen mit der Summe der jeweiligen Transferkoeffizienten) führt nicht zu zieladäquaten (kostenminimalen) Abgabesätzen: Selbst wenn vereinfachend davon ausgegangen wird, dass in beiden Regionen das gleiche Immissionsziel, die gleiche Vorbelastung und gleichen qualitätsbeeinträchtigenden Nutzungsansprüche vorliegen, womit sich ein identisches ‚Immissionsbudget‘ ergibt, kann vom Verhältnis der Transferkoeffizienten nicht auf das Verhältnis der geeigneten Abgabesätze geschlossen werden. Emittent 1 verursacht aufgrund seines Transferkoeffizienten von 1 bei maximaler Emissionsmenge eine Immissions-

verschlechterung von 7. Wird bspw. ein zulässiges Immissionsbudget von 3 Einheiten unterstellt (die Immissionskonzentration kann sich um maximal 3 Konzentrationseinheiten verschlechtern, ohne dass das Immissionsziel verfehlt wird = gerahmte Zeilen), erfordert das die Reduzierung um 4 auf 3 Emissionseinheiten, was Grenzvermeidungskosten im Umfang von 4 verursacht. In Region 1 erfordert die Einhaltung des Immissionsziels also einen Abgabesatz in Höhe von 4 Geldeinheiten. In Region 2 sieht sich der Emittent annahmegemäß aufgrund des höheren Schadstoffabbaus oder einer größeren Distanz zur Messstelle einem halb so hohen Transferkoeffizienten (0,5) gegenüber. Er muss seine maximalen 7 Emissionseinheiten lediglich um 1 Einheit auf 6 verringern, um das Ziel der Begrenzung der Verschlechterung der Immissionskonzentration um 3 zu erreichen. Der erforderliche Abgabesatz beträgt also 1 Geldeinheit. Trotz eines Verhältnisses der Transferkoeffizienten von 2:1 beträgt also das Verhältnis der kosteneffizienten Abgabesätze 4:1. Diese Differenz wird zum einen durch die Varianz der Transferkoeffizienten verursacht (der Abgabesatz muss um den Faktor 2 variieren), zum anderen durch die mit dem erforderlichen Vermeidungsniveau variierenden Grenzvermeidungskosten (der Abgabesatz muss hierdurch zusätzlich um den Faktor 2 variieren). Das Abgabesatzverhältnis würde sich darüber hinaus noch weiter verschieben, wenn die Annahme eines gleichen Immissionsbudgets aufgegeben würde (gleiche Vorbelastung, gleiche potenzielle Emissionsmenge), was in der Realität in aller Regel erforderlich wäre.

Das Beispiel zeigt, dass der Regulierer selbst bei Kenntnis der individuellen Transferkoeffizienten nicht genügend Informationen zur Verfügung stehen, um einen Abgabesatz über alle Messstellen hinweg individuell so zu gewichten, dass ein überregionales Immissionsziel allein über einen Versuch-und-Irrtums-gesteuerten Anpassungsprozess kostenminimal angesteuert werden kann. Hierzu fehlt ihm zusätzliches Wissen zur Relation der Schattenpreise der messstellenspezifischen Immissionsrestriktion (λ_i in den Gleichungen 4 - 7 in Abschnitt 5.3.3), die von der jeweiligen Vorbelastung (a_i), den Transferkoeffizienten ($\sum_{i=1}^I d_{ij}$) sowie dem Umfang der Nutzungsansprüche der Emittenten und ihrer Grenzvermeidungskosten abhängt. Wäre der Verlauf der Grenzvermeidungskostenkurve bekannt, könnte auf Basis der ermittelten Transferkoeffizienten, der beobachtbaren Vorbelastung und der messstellenspezifischen Emissionsmenge (im nicht regulierten Zustand) auf die Relation der Schattenpreise geschlossen werden (wie im obigen Beispiel angedeutet). Da aber die Grenzvermeidungskosten gerade nicht bekannt sind (und auch nicht die potenzielle Emissionsmenge), kann der Standard-Preis-Ansatz auf diese Weise keine kostenminimale Lösung herbeiführen.

Um die Unsicherheit in Bezug auf die Auswirkungen des ‚Immissionsbudgets‘ auf den Schattenpreis zu umgehen, könnte die ReguliererIn versuchen, den Standard-Preis-Ansatz individuell bei jeder Messstelle anzuwenden. Hierfür müssten alle Emittenten identifiziert werden, deren Emissionen sich auf die Immissionskonzentration an der jeweiligen

Messstelle auswirken. Diese würden dann mit einem Abgabesatz belegt, der **einem ‚Basis‘-Abgabesatz** gewichtet mit ihrem individuellen Transferkoeffizienten entspricht. Der **Schattenpreis des verfügbaren ‚Immissionsbudgets‘** ist dann für alle Emittenten gleich, da diese mit der gleichen Vorbelastung konfrontiert sind und sich die Modifizierung des Schattenpreises durch die individuellen Transferkoeffizienten auf alle Emittenten gleichermaßen auswirkt. Bspw. lockert an einer Messstelle, deren Immissionskonzentration durch 2 Emittenten mit variierenden Transferkoeffizienten beeinflusst wird, der geringere Transferkoeffizient die Immissionsrestriktion für beide Emittenten.

Das kann abermals am Beispiel aus Tabelle 1 illustriert werden: Angenommen wird nun, dass es sich hierbei um 2 Emittenten einer Region handelt (gleiche Messstelle). Beiden steht ein **‚Immissionsbudget‘** von 3 Immissionseinheiten zur Verfügung. Ohne Emissionsminderung emittieren beide 14 Emissionseinheiten, die zu einer Verschlechterung der Immissionskonzentration um 10,5 Einheiten führen würde. Ein einheitlicher Abgabesatz würde das Kostenminimum verfehlen. Er müsste mindestens 5 Geldeinheiten betragen. Beide Emittenten vermeiden hier jeweils 5 Emissionseinheiten zu Vermeidungskosten von jeweils 15 Geldeinheiten, die Gesamtkosten betragen also 30 Geldeinheiten. Emittent 1 führt hierbei eine Immissionsverschlechterung von 2 Einheiten herbei, Emittent 2 verursacht 1 Einheit. Wird der Abgabesatz mit den Transferkoeffizienten gewichtet, stellt sich folgendes Ergebnis ein: Nunmehr ist eine Satzhöhe von 6 bzw. 3 Geldeinheiten adäquat. Emittent 1 vermeidet auf diesem Niveau 6 Emissionseinheiten und verursacht eine Verschlechterung der Immissionskonzentration um 1 Einheit (Kosten: 21 Geldeinheiten), Emittent 2 vermeidet hingegen 3 Emissionseinheiten und schöpft damit **2 Einheiten des ‚Immissionsbudgets‘** aus (Kosten: 6 Geldeinheiten). Die Summe der Vermeidungskosten verringert sich damit gegenüber der uniformen Abgabe von 30 auf 27 Geldeinheiten. Eine weitere Verschiebung des Abgabesatzverhältnisses zuungunsten von Emittent 1 würde die Gesamtkosten wieder erhöhen: Dürfte Emittent 2 statt 2 nun 3 Immissionseinheiten und damit das gesamte Immissionsbudget der Region ausschöpfen (Abgabesatz = 1 Geldeinheit), betrügen seine Vermeidungskosten 1, Emittent 1 müsste nun aber seine Emissionen vollständig einstellen, was mit Kosten von 28 Geldeinheiten einherginge. Die Gesamtkosten stiegen also auf 29 gegenüber vorher 27 Geldeinheiten.

Um die Komplexität eines Systems mit je nach Messstelle variierenden **‚Basis-Abgabesätzen‘**, die wiederum individuelle Gewichte entsprechend der Transferkoeffizienten erhalten, zu reduzieren, könnte eine Reduzierung der Anzahl der Messstellen erwogen werden: So könnte für eine bestimmte geographische Region eine einzelne Messstelle ausgewählt und dort verortet werden, wo innerhalb der Region die größte Belastung gemessen wurde (in eine ähnliche Richtung geht der Vorschlag von Tietenberg 1978: 275 f.). Die Abgabesätze der Emittenten müssten dabei weiter mit der Summe der Transferkoeffizienten in Bezug auf alle betroffenen Messstellen gewichtet werden, um zu vermeiden, dass Emittenten allein aufgrund ihrer großen Distanz zur

gewählten Messstelle relativ geringe Abgabesätze ungeachtet der Gesamtwirkung ihrer Emissionen erhalten. Dabei besteht allerdings ein Trade-off zwischen Transaktionskosten und Effizienzvorteilen der Regionalisierung: Je größer die Region, für die eine bestimmte Messstelle den Ausschlag für die Höhe des Abgabesatzes gibt, desto größer werden tendenziell die innerhalb der Region vernachlässigten Unterschiede in der Immissionskonzentration mit der Folge abnehmender Effizienzgewinne.

Eine alternative Vereinfachungsoption im Rahmen kosteneffizient umzusetzender Immissionsziele besteht darin, in Bezug auf Transferkoeffizienten möglichst homogene Regionen zu wählen. Die selbst unter Verwendung von Indikatoren aufwändige Individualisierung der Abgabesätze entfielen hierbei durch die Gruppierung von Emittenten mit vergleichbaren Transferkoeffizienten. Dieser Vorschlag ist in der Literatur schon zu Beginn der Debatte um räumlich differenzierte Instrumente unterbreitet worden (z. B. Tietenberg 1978). Destandau und Nafi (2010) greifen diese Idee auf und zeigen sowohl theoretisch als auch empirisch, dass bereits äußerst grobe Gruppierungen dieser Art hohe Effizienzgewinne ermöglichen: Demnach führt schon eine Zweiteilung aller Emittenten (relativ hohe vs. relativ geringe Transferkoeffizienten) zur Abschöpfung von ca. 80 % der theoretisch möglichen Effizienzgewinne (individuelle Abgabesätze), eine Dreiteilung erfasst sogar über 90 % (ebd.: 351, 356).

Während dies unter dem Gesichtspunkt der Komplexität der Abgabenregelung zweifelsohne ein gewichtiger Pluspunkt ist, erscheint fraglich, ob damit auch die Informationsanforderungen verringert werden können. Konkret ist zu fragen, wie Emittenten nach ihren Transferkoeffizienten gruppiert werden sollen, ohne diese vorher (zu entsprechenden Informationsbeschaffungskosten) zu bestimmen. Die Annahme, dass lediglich ökologisch homogene Regionen ausgewählt werden müssten, ist jedenfalls trügerisch, da die Wirkungen der individuellen Emission nicht nur von den Eigenschaften der unmittelbaren Umgebung, sondern auch von den Emissionen selbst abhängt: Je umfangreicher die Emissionen ausfallen, desto weitreichender ist das beeinflusste Gebiet und desto höher ist tendenziell die individuelle Summe der Transferkoeffizienten an den betroffenen Messstellen (s. Abschnitt 5.3.5.4). Somit könnten Emittenten aus zwei unterschiedlichen, jeweils in sich ökologisch homogenen Regionen, ähnlichere Transferkoeffizienten aufweisen als zwei Emittenten aus einer dieser Regionen (Emittent aus Region mit geringer Vorbelastung aber hoher Emissionsmenge und damit Reichweite der Emissionen und Emittent aus Region mit hoher Vorbelastung aber geringer Emissionsmenge und damit Reichweite der Emissionen). Es müsste daher ergänzend auch innerhalb solcher ökologisch homogenen Regionen differenziert werden zwischen Emittenten mit hohem und geringem Transferkoeffizienten, was nach Maßgabe des Emissionsumfangs indiziert werden könnte. Bei der Umsetzung einer solchen Lösung in die Praxis dürften sich dabei zahlreiche Detailfragen bzw. Ansatzpunkte für Konflikte ergeben, bspw. welche Regionen als ökologisch homogen gelten können, wie mit Emittenten an den Rändern dieser Regionen zu verfahren ist, ab welcher Emissionsmenge

ein hoher bzw. niedriger Transferkoeffizient unterstellt wird, oder ob Emittenten in einer Region mit ungünstigen ökologischen Bedingungen aber geringer individueller Emissionsmenge der gleiche Abgabesatz zugedacht wird (Transferkoeffizient ist intraregional relativ gering, interregional aber relativ hoch) wie Emittenten in einer Region mit günstigen ökologischen Bedingungen aber hoher individueller Emissionsmenge (Transferkoeffizient ist intraregional relativ hoch, interregional aber relativ gering).

Ein weiteres Problem der Anwendung einer Standard-Preis-Abgabe innerhalb bestimmter Regionen ist, dass diese Vorgehensweise unterstellt, dass Emittenten lediglich die Gewässerqualität ihrer eigenen Region beeinflussen. In der Realität können aber interregionale Emissionsströme vorliegen. Trägt bspw. eine Region A eine Emissionsmenge E_A in die Region B ein, wird das verfügbare ‚Immissionsbudget‘ dieser Region um den Betrag $E_A d_{AB}$ vermindert (wobei d_{AB} den Transferkoeffizienten der Region A in Bezug auf die Messstelle in Region B darstellt). Es ist leicht ersichtlich, dass das Standard-Preis-Verfahren ohne Berücksichtigung dieses Effektes keine kostenminimale Lösung herbeiführt, da nun allein die Region B ihre Vermeidungskosten erhöhen muss, um dem nunmehr verringerten ‚Immissionsbudget‘ gerecht zu werden. Wie im Falle eines ‚Immissionsbudgets‘, das von zwei Emittenten beansprucht wird, wird aber auch bei der Beanspruchung eines ‚Immissionsbudgets‘ durch zwei Regionen eine kostenminimale Lösung Vermeidungsbeiträge beider Seiten (zu gleichen Grenzvermeidungskosten) implizieren. Die grenzüberschreitenden Emissionswirkungen müssten also, gemäß der aggregierten Grenzvermeidungskostenkurven und unter Berücksichtigung des Transferkoeffizienten, anteilig vom jeweiligen ‚Immissionsbudget‘ abgezogen werden (was eine entsprechende Verschärfung des Immissionsziels bedeutet).

Hung und Shaw (2005) haben dieses Problem im Rahmen handelbarer Emissionszertifikate analysiert. Hierbei stellt sich das Kostenminimum ein, wenn die grenzüberschreitende Emissionsmenge, bzw. der daraus resultierende Immissionseffekt, vom ‚Immissionsbudget‘ jener Region abgezogen wird, welche die grenzüberschreitende Emissionsmenge aufnimmt (ebd., S. 87 f.). Die kostenminimale Aufteilung der diesbezüglichen Vermeidungsaufgabe zwischen den Regionen erfolgt hierbei durch den interregionalen Handel zwischen den Emittenten, der nach Maßgabe der interregionalen Transferkoeffizienten erfolgt (im obigen Bsp. d_{AB}) (ebd., S. 89). Die Aufteilung erfolgt also dezentral unter Verwendung der privaten Information zu den individuellen Grenzvermeidungskosten.

Bei einer Abgabenlösung müsste die Reguliererin die Aufteilung im Wege der beschriebenen anteiligen Reduzierung des ‚Immissionsbudgets‘ beider Regionen bewerkstelligen. Hierfür fehlen ihm jedoch die erforderlichen Informationen in Bezug auf die Regionen-spezifischen Vermeidungskosten. Darüber hinaus stellen sich in der Praxis weitere kaum zu beantwortende Fragen, etwa wie der Umfang der grenzüberschreitenden Emissionsmenge zu bemessen ist, wie die exportierte Emissionsmenge von der natürlichen

Vorbelastung der importierenden Region abzugrenzen ist oder wie ein interregionaler Transferkoeffizient angesichts der potenziellen Vielzahl von Messstellen innerhalb einer Region konzeptionell und empirisch erfasst werden kann.

Der Aspekt überregionaler Schadstoffströme ist nicht nur eine Frage des Kostenminimums. Im Extremfall stellen diese Prozesse die Anwendbarkeit einer Standard-Preis-Abgabe zur Gänze in Frage: Wird nämlich das Immissionsbudget einer Region überwiegend oder sogar vollständig durch Schadstofffrachten mit einem Ursprung außerhalb der betreffenden Region aufgezehrt, kann eine Variation des Abgabesatzes innerhalb der Region nicht zur Zielerreichung führen. Bleiben die externen Schadstoffeinträge unbemerkt oder unberücksichtigt, könnte dies theoretisch in eine unbegrenzte schrittweise Anhebung des Abgabesatzes münden, ohne dass eine ausreichende Verbesserung der Situation eintritt.

Um ein solches Szenario auszuschließen, müssten die Regionen so zugeschnitten werden, dass in jeder Region jeweils alle Emittenten eingeschlossen sind, welche die Immissionskonzentration an der maßgeblichen Messstelle substantiell beeinflussen. Wird allerdings nach einer gewissen Dauer eine andere Messstelle als maßgeblich für die Festlegung des Abgabesatzes festgelegt, weil diese nunmehr die höchste Belastung aufweist, müsste in der Folge die Region womöglich neu zugeschnitten werden, weil dann ein anderer Kreis an relevanten Emittenten in Betracht zu ziehen ist. Gleiches gilt für eine Situation, in der ein neuer Einleiter außerhalb der Region den Betrieb aufnimmt und mit seinen Emissionen zur Immissionskonzentration an der Messstelle beiträgt. Es ist schwer vorstellbar, dass ein solch aufwändiger Prozess des regelmäßigen Neujustierens der Regionen in der Praxis Anwendung finden wird, zumal bei diesem Vorgehen der räumliche Zuschnitt je nach regulierter Substanz unterschiedlich ausfallen kann. Auch die Alternative der Nichtberücksichtigung all jener Messstellen einer Region, welche in erheblichem Maße durch Emissionsvorgänge einer anderen Region beeinflusst werden, kann keine erstrebenswerte Lösung sein, da hiermit lokale Belastungsschwerpunkte in Grenzbereichen dauerhaft in Kauf genommen werden müssten.

A priori ist eine Aussage nicht möglich, ob interregionale Schadstoffströme die Anwendung einer Standard-Preis-Abgabe innerhalb voneinander abgegrenzter Regionen aus diesen Gründen ausschließen. So ist etwa denkbar, dass sich bei einer starken räumlichen Konzentration von Emittenten (etwa in urbanen Zentren) und begrenzter räumlicher Reichweite der Emissionswirkungen Regionen so zuschneiden lassen, dass keine nennenswerten interregionalen Schadstofftransporte auftreten. Mit zunehmender Anzahl an Emittenten, ihrer zunehmenden Streuung im Raum sowie steigenden Reichweiten der Schadstoffausbreitung erhöht sich gleichwohl das Risiko, dass ein solcher Zuschnitt nicht zu bewerkstelligen ist. In diesem Fall eine kosteneffiziente Lösung kaum umsetzbar sein.

Zusätzlich zum Problem interregionaler Schadstoffströme ist zu bedenken, dass Immissionsergebnisse auch durch diffuse Einträge etwa aus der Landwirtschaft u.U. maßgeblich beeinflusst werden, die entsprechenden Urheber aber aufgrund von Transaktionskosten nicht in das Abgabenregime einbezogen werden können. Auch hierdurch wird die Anwendbarkeit einer Standard-Preis-Abgabe in Frage gestellt.

Es zeigt sich also, dass unter den Bedingungen asymmetrischer Information und begrenzten administrativen Kapazitäten bestenfalls pragmatische Ansätze zur Berücksichtigung räumlich variierender Knappheiten möglich sind. In Frankreich wird bspw. der Abgabesatz gemäß der durchschnittlichen Vorbelastung der Gewässerkörper berücksichtigt (s. Abbildung 21).

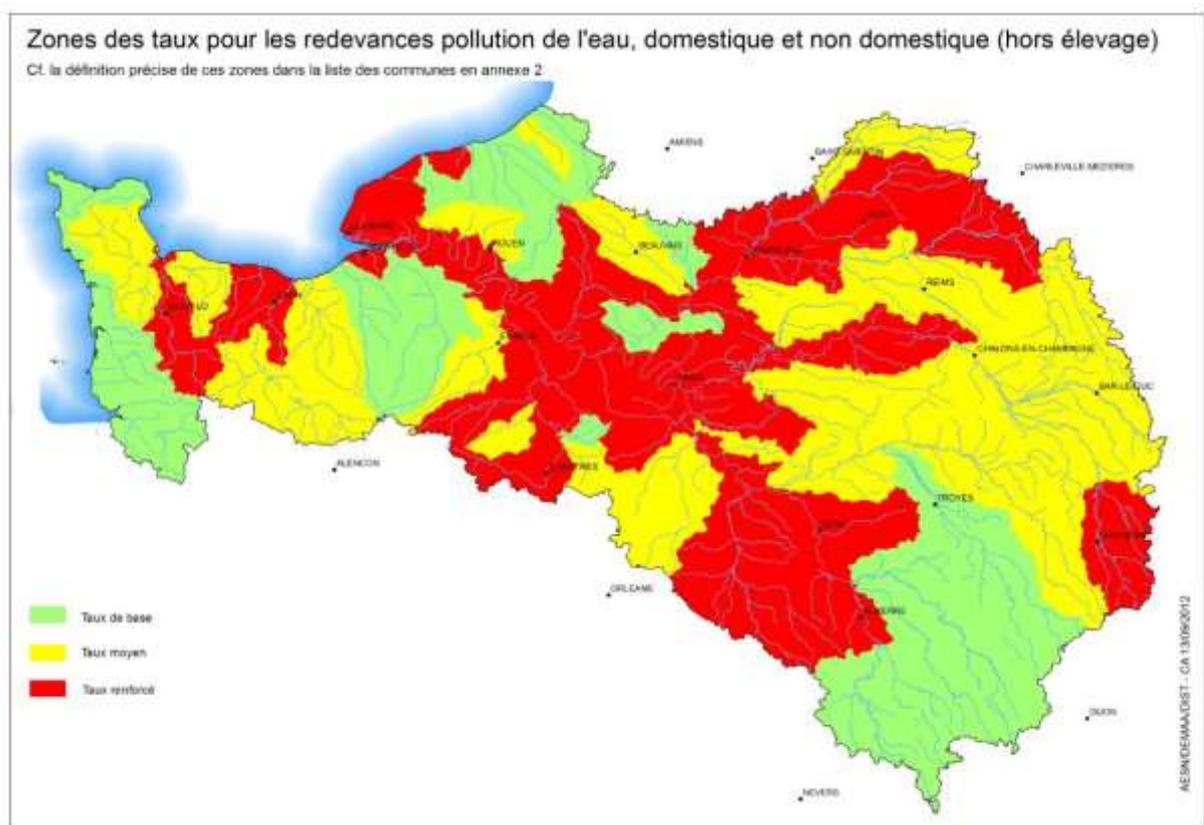


Abbildung 21: Tarifzonen für die französische Abwasserabgabe im Flusseinzugsgebiet der Seine (Häusliche und nicht-häusliche Abwässer) entsprechend der Vorbelastung der Gewässer bzw. dem Grad der Abweichung vom Immissionsziel
(Quelle: <http://www.eau-seine-normandie.fr>, abgerufen am 15.11.2017)

Außen vor bleiben hierbei wie beschrieben intraregionale Variationen der individuellen Transferkoeffizienten aufgrund unterschiedlicher lokaler Emissionsmengen sowie Auswirkungen von Schadstofftransporten zwischen den Regionen. Eine andere pragmatische Herangehensweise jenseits solcher Zonen-Ansätze könnte in der stark

vereinfachten Kalkulation von Abgabesaufschlägen bestehen, wie sie etwa in den USA im Rahmen von Pilotprojekten bereits praktiziert wurde: So erhielten Emittenten im Rock River Handelssystem individuelle Aufschläge auf die zu erwerbenden Emissionszertifikate, u.a. wenn sie sich in der Nähe einer als prioritär eingestuften Lokalität befanden (Olmstead 2010: 53).

Bisweilen wird im Rahmen derartiger Emissionshandelssysteme auch die Beschränkung der raumspezifischen Anpassung auf einige wenige Emittenten mit hohen Emissionsmengen vorgeschlagen bzw. konzeptualisiert, da hiermit bereits ein Großteil der theoretisch möglichen Effizienzvorteile abgeschöpft werden kann (z. B. Doyle et al. 2014: 7234; Farrow et al. 2005: 198; Sado et al. 2010: 9 f.). U.U. können sich einer derartigen Ungleichbehandlung aber rechtliche Hindernisse entgegenstellen (Gleichbehandlungsgebot). Andererseits sind transaktionskostensparende Bagatellgrenzen bzw. Pauschalierungen auch im Rahmen von Umweltabgaben nicht ungewöhnlich (s. z. B. im Kontext des deutschen Abwasserabgaben-gesetzes Gawel et al. 2014: 402).

Eine weitere Vereinfachung der Sachlage dürfte sich zudem im Kontext von Demeritorisierungsabgaben einstellen, wenn hierbei auf ein konkretes Punktziel verzichtet wird. In diesem Fall entfällt die im Modell in Abschnitt 5.3.3 angeführte Restriktion aus Gleichung 6 (uniformes Immissionsergebnis). Sofern dann unterschiedliche Immissionsresultate politisch akzeptiert werden, könnte sich die räumliche Gewichtung eines individuell gestalteten Abgabesaufschlages auf die Berücksichtigung von Transferkoeffizienten beschränken, anstatt auf ein variierendes Dargebot an qualitativ hochwertigen Gewässerressourcen bzw. den raumspezifischen Umfang der Nachfrage nach diesen Bezug zu nehmen. Hierdurch würden nicht zwingend Kosten minimiert, sondern vielmehr die ökologische Effektivität der Abgabenlenkung – unter den gegebenen Bedingungen unvollständiger bzw. asymmetrischer Information – maximiert.

Den mit einer pragmatischen Differenzierung verbundenen Abweichungen vom Kostenminimum zum Trotz erscheint eine räumliche Differenzierung von Abwasserabgaben – zumindest bei Vorliegen günstiger Voraussetzungen für die Anwendung eines räumlich differenzierten Instruments – tendenziell zweckmäßig. In dem Maße, wie im Rahmen der administrativ und politisch für vertretbar gehaltenen Transaktionskosten eine Erfassung variierender räumlicher Knappheiten mit hinreichender Validität möglich ist, und insbesondere interregionale Stoffströme keine herausgehobene Rolle spielen, werden Abweichungen vom Kostenminimum nicht so umfangreich ausfallen, dass es zu Effizienzverlusten gegenüber einer undifferenzierten Abgabenlösung kommt (so auch das Fazit bei Tietenberg (1978: 276). Entscheidend für das Unterfangen einer räumlichen Differenzierung ist somit neben der konzeptionellen Umsetzung (Zuschnitt von Regionen, Auswahl von Knappheitsindikatoren) das Vorliegen günstiger Voraussetzungen für substanzielle Effizienzgewinne (s. Abschnitt 5.3.3). In diesem

Fall sollte eine Differenzierung der Abgabesätze so weit vorangetrieben werden, wie es die administrativen Kapazitäten und verfügbaren Daten erlauben.

5.3.6 Zusammenfassung

Die voranstehenden Ausführungen haben die Problematik räumlich und zeitlich variierender Knappheitsbedingungen im Kontext von Umweltlenkungsabgaben beleuchtet. Diese Varianz hängt von einer Reihe unterschiedlicher dargebots- und nachfrageseitiger Faktoren ab (Vorbelastung des betreffenden Gewässerkörpers, emissionsbezogene und konkurrierende qualitätssensible Nutzungsansprüche, lokalspezifische Schadstoffdiffusionsprozesse). Liegen günstige Voraussetzungen vor, kann die Berücksichtigung der Variation der Ausprägungen dieser Faktoren theoretisch zu substanziellen Effizienzgewinnen gegenüber in dieser Hinsicht unspezifischen, uniformen Instrumenten führen. Günstige Voraussetzungen sind u.a. stark variierende räumliche Knappheiten, stark variierende Grenzvermeidungskosten und geringe interregionale Stoffströme. Darüber hinaus ist im Falle konvexer Grenzvermeidungskostenkurven das ökologische Zielniveau relevant, welches bei schadensorientierten Abgaben durch das Verhältnis von Schadenskosten und Nutzen bestimmt wird, bei Standard-Preis- oder Demeritorisierungsabgaben durch politische Entscheidungen: Sowohl bei sehr hohen als auch sehr geringen Zielniveaus nehmen die Effizienzgewinne differenzierter Instrumente tendenziell ab (Destandau 2013).

Die Hebung dieser Effizienzgewinne wird allerdings durch mehrere Hindernisse erschwert. Hierzu zählen in erster Linie Informationsbeschaffungs- und -Verarbeitungskosten in Bezug auf die Raum-Zeit-spezifische Knappheit. Diese Kosten werden durch neuere informationsverarbeitende Technologien zunehmend vermindert, so dass einigen Autoren mittlerweile sogar räumlich differenzierte Internalisierungslösungen tendenziell möglich erscheinen (Muller / Mendelsohn 2009; Grizzetti et al. 2016: 197). Vorsichtigeren Stimmen argumentieren, dass die Verwendung regionaler Schadensinformationen immerhin zur Berücksichtigung auch nachfrageseitiger Knappheitsdifferenzen entlang eines politisch gesetzten Immissionsziels dienen könnte (Farrow et al. 2005). Hierbei würden Abweichungen von diesem Ziel unter Verweis etwa auf die variierenden Nutzungsintensitäten verschiedener Regionen geduldet. Das käme nach Schadensinformationen gewichteten bzw. differenzierten Immissionszielen nahe und weist Parallelen auf zur Synthese von Kosteneffizienz- und Internalisierungsansatz, die im Rahmen der **Spitzenlastproblematik** angesprochen wurde („Most Efficient Cost Effective allocation“, Horan 2001: 377).

Fortschritte in Bezug auf die methodische Erfassung und Verarbeitung von Schadensinformationen können allerdings nicht darüber hinwegtäuschen, dass auch bei hohem Erfassungsaufwand die Verlässlichkeit der gewonnenen Daten nach wie vor kaum

zufriedenstellend ist (s. z. B. die zur Vorsicht mahnenden Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse bei Fowlie / Muller 2013: 20). Quellen der verbleibenden Unschärfen sind – ausgehend von der Vielschichtigkeit der Variable Schaden – Unsicherheiten in Bezug auf (1) die konzeptionelle Erfassung von Schadstoffeffekten (welcher Effekt wird an welchem Messpunkt zu welchem Zeitpunkt für wie lange mit welchem Verfahren etc. gemessen?), (2) die potenziell vielfältigen Interaktionen multipler Schadstoffe und weiterer, ökosystemarer Stressoren, (3) die Wahl der Modellstruktur und die Kalibrierung der Modelle, mit denen die komplexen Ursache- und Wirkungsbeziehungen erfasst werden sollen, (4) Übertragungsunsicherheiten, wenn die empirischen bzw. modellgestützten Erfassungsmethoden aus Zeit- und Kostengründen nicht auf den gesamten Untersuchungsbereich angewendet werden können, sowie (5) die Erfassung der Schadenswirkungen einschl. ihrer ggf. erforderlichen Monetarisierung.

Vor allem der letzte Aspekt stellt ein kaum zu überwindendes Hindernis dar: Zur präzisen Erfassung der räumlichen Varianz der Schadenskosten aus Umweltveränderungen müssten geographisch kaum eindeutig abgrenzbare, mehrschichtige und potenziell über hunderte von Quadratkilometer reichende Schadensräume erfasst und in diesen aufwändige Zahlungsbereitschaftsanalysen durchgeführt werden – und zwar für jede individuelle Emissionsquelle, bzw. sogar jeden individuellen Emissionsvorgang. Je weiter dieser prohibitive Aufwand reduziert wird, **etwa durch schließende Verfahren („benefits transfer“)** oder die Verwendung einfach zu erfassender Schadensindikatoren (Bevölkerungsdichte, Wertschöpfung im Zusammenhang mit Wassertourismus in einer Region etc.), desto höher werden Schätzfehler in Bezug auf die damit erfassten Schadenskosten. In Abwesenheit von Untersuchungen, die derartige indikatorgestützte Kostenerfassungen mit umfassenden, modell- und umfragegestützten Daten vergleichen, kann keine abschließende Aussage über die Eignung einer solchen Vorgehensweise getroffen werden. Die starke Varianz bisheriger Ergebnisse in Abhängigkeit von der Bewertungsmethode (z. B. Moscardini / Caplan 2017) sowie allgemein die Vielzahl der genannten Unsicherheiten lassen aber insgesamt den Versuch einer Berücksichtigung variierender (Grenz-) Schäden (insbesondere in monetärer Form) zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht als vielversprechend erscheinen.

Für die politische Praxis mag die Erfassung von Schadenswirkungen ohnehin von nachgeordneter Bedeutung sein, da hier eher Immissions- statt Schadenskostenziele formuliert werden. Auch in der Gegenwart von Immissionszielen können räumlich differenzierte Umweltabgaben Effizienzvorteile gegenüber uniformen Instrumenten generieren. Letztere sind mit potenziell hohen Effizienzverlusten verbunden, da das Anreizniveau so hoch angesetzt werden müsste, dass das ökologische Zielniveau auch in der Region mit den ungünstigsten ökologischen Voraussetzungen (Vorbelastung, Diffusionsprozesse, Emissionsansprüche) erreicht wird.

Auch die kosteneffiziente Ansteuerung von Immissionszielen steht vor großen Herausforderungen: Eine kostenminimierende Abgabenlösung erfordert lokale

Abgabesätze in Höhe der durchschnittlichen Grenzvermeidungskosten aller eine Lokalität (Messstelle) beeinflussenden Emittenten, gewichtet mit den jeweiligen Schattenpreisen der Immissionsrestriktion in Bezug auf diese Messstelle (Tietenberg 2006: 34). Hieraus resultieren individuelle Abgabesätze für sämtliche Emittenten nach Maßgabe der von ihren Emissionen beeinflussten Messstellen. Die Reguliererin benötigt also neben Informationen zu 1) Diffusionsräumen, 2) Transferkoeffizienten, 3) lokaler Vorbelastung und 4) dem Umfang emissionsbezogener Nutzungsansprüche auch Wissen zu 5) den messstellenspezifischen Relationen der Grenzvermeidungskostenniveaus der die jeweilige Messstelle beeinflussenden Emittenten. Da diese Informationen bei einer hohen Anzahl von Emittenten und Messstellen kaum zu vertretbaren Kosten zu beschaffen sein und zudem ein hoch komplexes, transaktionskostenintensives Abgabendesign resultieren dürften, ist lediglich eine pragmatische raumspezifische Abgabenlenkung unter Rückgriff auf transaktionskostensparende Arrangements möglich. Folgende Strategien kommen hierbei in Betracht:

- Was die Ermittlung von Diffusionsräumen und lokalspezifischen Knappheitsparametern betrifft, nährt die mangelnde Anwendung aufwändiger naturwissenschaftlicher Modelle bzw. überhaupt von raum- oder zeitbezogener Knappheitsinformationen in der Praxis (Vries / Hanley 2016: 691 f.) Zweifel am Verhältnis von Aufwand und Verlässlichkeit modellbasierter Lösungen (zu letzterem Aspekt kritisch Robson 2014). Möglicherweise kann ein effizienteres Verhältnis von Informationsbeschaffungskosten und Schätzfehlern erreicht werden, etwa indem auf die Ermittlung von Diffusionsräumen verzichtet wird. Denkbar ist stattdessen die Beschränkung der raumspezifischen Abgabebemessung auf einige wenige Messstellen, die Knappheitsregionen definieren würden: Demnach würde innerhalb einer geographisch abgegrenzten Einheit (Knappheitsregion) die am stärksten vorbelastete Lokalität als Messstelle gewählt und der Abgabesatz für alle Emittenten innerhalb dieser Region nach Maßgabe dieser Messstelle angepasst. Zur Vermeidung lokaler Belastungsschwerpunkte müsste die Messstelle verlagert werden, wenn sich im Zeitverlauf an anderen (bis dahin nicht abgabenrelevanten) Messstellen stärkere Zielverfehlungen ergeben. Zusätzlich zum Entfallen der Notwendigkeit der Ermittlung von Diffusionsräumen ergäbe sich hierdurch der Vorteil, dass nicht mehr individuelle Abgabesätze kalkuliert werden müssten.
- Falls derartig zugeschnittene Regionen ökologisch oder in Bezug auf die räumliche Verteilung der emissionsbezogenen Nutzungsansprüche stark heterogen sind, könnte zusätzlich eine intraregionale Variation des Abgabesatzes nach Maßgabe individueller Transferkoeffizienten erwogen werden. Diese könnten kostengünstig über die Distanz des Emittenten zur betreffenden Messstelle, der Vorbelastung des betreffenden Gewässerabschnitts und eine durchschnittliche Schadstoffabbaurate pro Distanzeinheit für verschiedene (Vor-)Belastungsniveaus indiziert werden.

- Bei einer hohen Anzahl von Emittenten könnte die Begrenzung von Transaktionskosten alternativ zur Wahl von Regionen durch eine Beschränkung der raumspezifischen Abgabesatzgewichtung auf maßgebliche Emissionsquellen (z. B. Kläranlagen der Größenklassen 4 und 5) erfolgen. Bisherige Untersuchungen legen nahe, dass sich die dabei preisgegebenen Effizienzvorteile in engen Grenzen halten (Doyle et al. 2014: 7234; Farrow et al. 2005: 198).

Eine Strategie der Beschränkung einer Abgabendifferenzierung auf ausgewählte Emittenten könnte sich gegenüber der Festlegung von Knappheitsregionen als vorteilhaft erweisen, da im zweiten Fall das Risiko interregionaler Emissionsströme besteht (Hung / Shaw 2005). Die Berücksichtigung und kostenminimale Vermeidung dieser Emissionsströme zwischen den Regionen dürfte in der Praxis an den damit verbundenen Informationsvoraussetzungen scheitern. In dem Fall kann das Immissionsziel einer Region dauerhaft trotz kontinuierlicher Anhebung des Abgabesatzes verfehlt werden, weil dieser keine Auswirkungen auf interregionale Stoffeinträge hat.

Generell stellt die Ansteuerung eines punktförmigen Immissionsziels durch räumlich differenzierte Abgaben eine Herausforderung dar. Zusätzlich zu interregionalen Stoffströmen können auch diffuse Schadstoffeinträge, deren abgabenrechtliche Erfassung aufgrund der damit verbundenen hohen Transaktionskosten schwierig gestaltet, das (kostenminimale) Erreichen von Punktzielen untergraben. Somit erscheinen Demeritorisierungsabgaben mit Richtungszielen besser geeignet zur Berücksichtigung räumlich verschiedener Knappheiten, da Abgabesätze hierbei diese beiden Aspekte unberücksichtigt lassen können, ohne dass dabei die Funktionsweise des Instruments infrage gestellt wird. Zumindest in Bezug auf die erfassten Punktquellen wird dann eine effiziente Strukturierung von Vermeidungsmaßnahmen ermöglicht, was die Kosten ergänzender Regulierungsmaßnahmen zum Erreichen ggf. – jenseits der Abgabenlenkung bestehender – punktförmiger Immissionsziele verringern hilft. In der Abwesenheit von Punktzielen würde bei Abgaben mit Richtungszielen hingegen eine Stärkung der ökologischen Effektivität eintreten.

Neben Informationsmängeln und Transaktionskosten sind auch rechtliche und politische Hindernisse bei der Gestaltung räumlich und zeitlich differenzierter Abgaben erörtert worden. Verschlechterungsverbote verhindern etwa, dass Vermeidungskosten im Zuge einer sich regional entspannenden Knappheitssituation zurückgefahren werden können. Das in Deutschland geltende Bestimmungsgebot wiederum dürfte vor allem die Gestaltung einer zeitlich differenzierten Abgabe erschweren, die eine flexible Anpassung des Abgabesatzes auf unvorhergesehene Dargebots- oder Nachfrageveränderungen nahelegt. Nur angedeutet werden konnten zudem mögliche politische Hindernisse, etwa in Form von Widerständen gegen räumliche Unterschiede der Gewässerqualität oder im Zusammenhang mit dem regionalen Wettbewerb, sowie in Richtung erhöhter Kosten der Administrierung einer differenzierten Abgabe.

Unter politischen Gesichtspunkten ist zu ergänzen, dass eine raum- oder zeitspezifische Differenzierung von Abgaben eine ganze Reihe zusätzlicher politischer Entscheidungen erfordert und damit potenzielle Einflusskanäle eröffnet: Nicht nur muss über die Auswahl geeigneter Indikatoren entschieden werden. Auch die Gewichtung bzw. Aggregation der Teilindikatoren, die Zuschneidung von Abgabenregionen, die Gruppierung von Emittenten nach ähnlichen Transferkoeffizienten oder die Auswahl eines begrenzten Kreises von AkteurInnen, für die diese Koeffizienten bestimmt werden sollen, bieten Raum für Einflussnahme.

Mit der Vielzahl erforderlicher politischer Entscheidungen öffnen sich auch potenzielle Konfliktfelder. Sollen etwa Schadenswirkungen berücksichtigt und u.a. über die Bevölkerungsdichte indiziert werden, könnten etwa Regionen mit hoher Bevölkerungsdichte darauf drängen, dass dieser Indikator ein lediglich geringes Gewicht gegenüber anderen Indikatoren erhält. V.a. die räumliche Differenzierung entfaltet eine in Bezug auf den kommunalen Standortwettbewerb relevante diskriminierende Wirkung, die aus ökonomischer Sicht zwar folgerichtig ist, politisch aber dennoch unerwünscht sein kann. Sofern den zu erwartenden Verteilungskonflikten nicht entgegengewirkt wird, besteht das Risiko, dass die Differenzierung zu einer weitgehenden Abschwächung des Anreizniveaus bereits bestehender uniformer Abgaben führt, nämlich dann, wenn der geltende Abgabesatz als Satz für die höchste Knappheitskategorie etabliert wird und für sämtliche anderen Kategorien verringerte Sätze eingeführt werden.

Insgesamt erweist sich die räumliche Differenzierung von Abgaben (nicht nur) im Abwassersektor als äußerst voraussetzungsreich, insbesondere im Rahmen des Standard-Preis-Ansatzes. Nur mit einer Reihe von effizienz mindernden Vereinfachungen dürfte ein solches Verfahren umsetzbar sein. Insbesondere bei einer hohen Anzahl von Emittenten und Messstellen sind – selbst bei Verwendung einfacher Indikatoren für die Bestimmung der individuellen Transferkoeffizienten – starke Abweichungen vom theoretischen Ideal einer differenzierten Abgabe erforderlich. Die mit der Verwendung von Knappheitsindikatoren, Gruppierung von Emittenten in Regionen oder die Beschränkung der Abgabendifferenzierung auf ausgewählte AkteurInnen verbundenen Unschärfen gehen dabei mit einer Verringerung der Effizienzgewinne einher. Ob eine Differenzierung ökonomisch oder ökologisch vorteilhaft ist, kann nur im Einzelfall beurteilt werden. Je günstiger die Voraussetzungen für die Anwendung differenzierter Instrumente ist, desto eher ist davon auszugehen, dass die Effizienzeinbußen einer vollkommen undifferenzierten Abgabe höher sind als die Effizienzeinbußen eines suboptimal differenzierten Instruments (Tietenberg 1978: 276).

5.4 Indirekteinleiter

5.4.1 Einleitung

Es ist bereits dargelegt worden, dass für die Gestaltung von Umweltabgaben Transaktionskosten eine zentrale Rolle spielen (Abschnitt 3.4.2). Ein Beispiel hierfür ist die Herausforderung der Erfassung einer hohen Anzahl von Emittenten, die umfangreiche Ressourcen für die Erhebung der Abgabe sowie die Überwachung der Emissionen bindet. Die Transaktionskostenproblematik wird (nicht nur) im Abwassersektor dadurch weiter verschärft, dass nicht nur der Emittent, sondern auch nachgelagerte AkteureInnen VerursacherInnen und somit mögliche AdressatInnen einer Abgabe darstellen (Gawel / Schindler 2016: 389 ff.). So wird im Kontext der Abwasserthematik die unmittelbare Einleitung zwar bspw. von öffentlichen Kläranlagen vorgenommen (sog. Direkteinleiter). Das dort behandelte Abwasser stammt jedoch von Unternehmen und privaten Haushalten, welche ihre flüssigen Abfälle über die öffentliche Kanalisation entsorgen (sog. Indirekteinleiter). Sowohl Kläranlage als auch Unternehmen und private Haushalte treffen somit Entscheidungen, die für die letztlich anfallende Emissionsmenge und damit für die gesellschaftlich aufzubringenden Vermeidungskosten relevant sind (s. Abbildung 22).⁵³

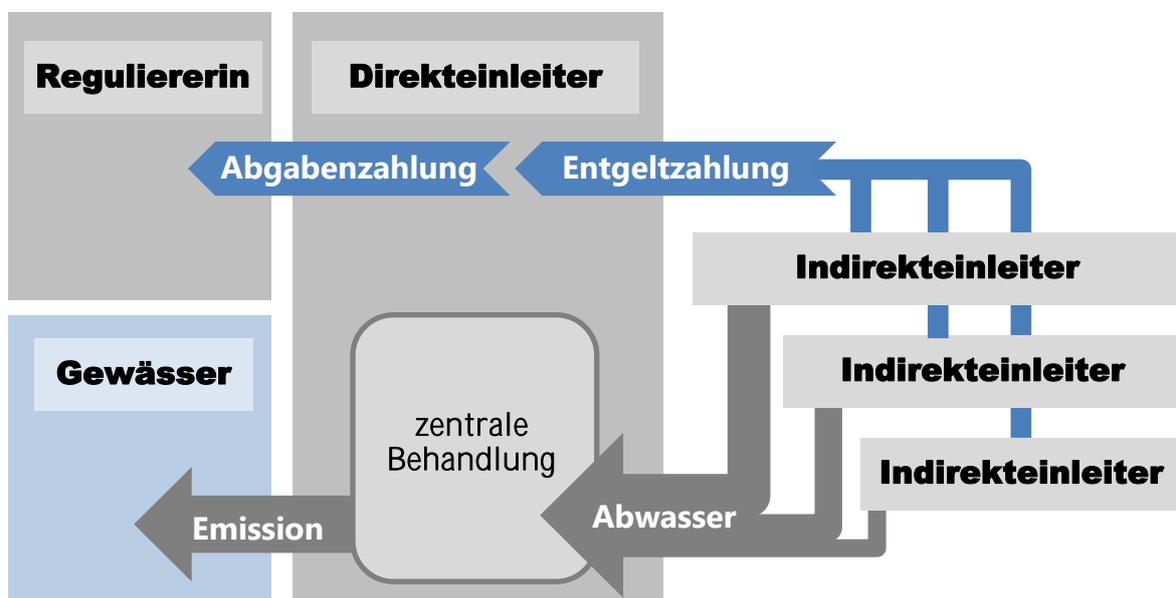


Abbildung 22: Indirekteinleitung (Übersicht)
(Quelle: Eigene Darstellung).

⁵³ Massarutto (2004: 214) verwendet für diese Akteurskonstellation den Begriff „value chain“.

5.4.2 Ursachen für verzerrte Preissignale an Indirekteinleiter

Werden - wie in Deutschland (§§ 1, 9 Abs. 1 i.V.m. §3 Abs. 2 AbwAG) – die Transaktionskosten der Abgabenerhebung dadurch begrenzt, dass Indirekteinleiter pauschal von der Abgabenlenkung ausgenommen werden, erhalten sie in Bezug auf ihre Emissionen nur indirekte Preissignale ausgehend von den an die zentrale Kläranlage zu zahlenden Benutzungsentgelten (Gawel et al. 2014: 130-142; Oelmann et al. 2017a). Im vorliegenden Abschnitt wird argumentiert, dass Benutzungsentgelte aus verschiedenen Gründen keine Preissignale aussenden (können), die denen einer direkten Abgabenlenkung entsprechen. Hierbei wird von einem Szenario mit folgenden Merkmalen ausgegangen:

- Einer zentralen Regulierungsinstanz obliegt die Gestaltung der Lenkungsabgabe einschließlich des AdressatInnenkreises, nicht aber die Gestaltung der Vertragsbeziehungen zwischen Direkt- und Indirekteinleitern (Höhe und Struktur der Benutzungsentgelte). Diese Annahme trägt dem Umstand Rechnung, dass Kompetenzen zur umweltpolitischen Steuerung einerseits sowie bzgl. der Gestaltung von Entgeltstrukturen andererseits in politischen Mehrebenensystemen häufig aufgrund des Subsidiaritätsprinzips auf unterschiedliche AkteurInnen verteilt sind (zum Mehrebenenaspekt der Umweltpolitik s. z. B. Challen 2000: 24 f., 30 f. Paavola 2007: 94, 99).
- Demgegenüber wird von unterschiedlichen rechtlichen Organisationsformen zentraler Kläranlagen abstrahiert (Marques / Simões 2010: 7 - 10; Sander 2003: 7 - 23) und angenommen, dass es sich bei der zentralen Kläranlage um einen öffentlich **verantworteten Betrieb („public operator model“)** handelt. Dieser unterliegt – wie in Deutschland – einem weitestgehend betriebswirtschaftlich verstandenen Kostendeckungsgebot (z. B. § 10 SächsKAG; zur Kritik am Kostendeckungsbegriff im deutschen Kommunalabgabenrecht s. Gawel 2012a). Eine Integration umweltpolitischer Ziele in die Regulierung des natürlichen Monopols findet demzufolge nicht statt.
- Wie in Abschnitt 3.3.2.4 argumentiert, wird von steigenden Grenzvermeidungskosten der zentralen Kläranlage ausgegangen. Diese ist demnach ungeachtet des Kostendeckungsgebotes frei in der Gestaltung der Benutzungsentgelte in dem Sinne, dass bspw. auch eine an den kurzfristigen Grenzkosten orientierte Preissetzungsstrategie die Deckung der Gesamtkosten ermöglicht, was im Kontext sinkender Grenzvermeidungskosten hingegen nicht ohne Weiteres (z. B. ergänzende Grundgebühren) möglich ist (Baumol / Bradford 1970; Coase 1946; Vickrey 1955).

In einem derartigen Kontext wird es in aller Regel zu einem Auseinanderfallen zwischen den Vermeidungsanreizen einer Abwasserabgabe und den Benutzungsentgelten einer abgabepflichtigen zentralen Kläranlage kommen. Ursächlich hierfür sind

- 1) Transaktionskosten und/oder Informationsasymmetrien;
- 2) der Einfluss der Vermeidungskosten auf die Höhe des Entgeltsatzes unter der Bedingung des Kostendeckungsgebotes.

Ad 1) Sollen Benutzungsentgelte öffentlicher Kläranlagen identische Vermeidungsanreize wie eine Abgabe aussenden, müssen sie zum einen die gleiche Bemessungsgrundlage aufweisen. Im Fall der hier betrachteten Emissionsabgabe bedeutet das eine schädlichkeitsbezogene Bemessung. In der Praxis werden kommunale Benutzungsentgelte jedoch in aller Regel ganz oder teilweise nicht nach der Schädlichkeit des Abwassers bemessen, sondern nach dessen Menge (für Deutschland s. etwa Horstmeyer et al. 2014: 20). Ursache hierfür ist, dass zentrale Kläranlagen nicht über die erforderlichen Informationen in Bezug auf die Schädlichkeit (Schadstoffkonzentration) der ihnen überlassenen Abwässer verfügen, bzw. die Erhebung dieser Informationen mit Kosten verbunden ist. Eine freiwillige Bereitstellung korrekter Schädlichkeitsinformationen durch alle Indirekteinleiter ist nicht zu erwarten. Zum einen entstünden Indirekteinleitern ebenfalls Kosten im Zuge der Beschaffung dieser Informationen, sofern die Schädlichkeit des Abwassers nicht zuverlässig aus der Produktionsmenge geschlussfolgert werden kann. Zum anderen profitiert stets ein Teil der AbwassererzeugerInnen von einer bestehenden Informationsasymmetrie zwischen Direkt- und Indirekteinleiter: Schließlich sehen sich Unternehmen mit überdurchschnittlich hoher Schadstoffkonzentration einer geringeren Entgeltforderung gegenüber, wenn diese – mangels Kenntnis der individuellen Schadstofffracht – etwa anhand der durchschnittlichen Schadstoffkonzentration aller Abwässer bemessen wird, anstelle der eigenen höheren Konzentration (Maystre / Geyer 1970).

Andererseits ist ebenso wenig zu erwarten, dass zentrale Kläranlagen die Informationsbeschaffungskosten freiwillig in Kauf nehmen: Schon allein aufgrund ihrer natürlichen Monopolstellung können sie die Behandlungskosten nahezu in beliebiger Weise auf die angeschlossenen BenutzerInnen verteilen. Eine Verteilung per Mengenmaßstab kann zumindest solange gewählt werden, wie die (Grenz-)Kosten für die Etablierung dezentraler Vermeidungsoptionen bei den Indirekteinleitern höher ausfallen als der Entgeltsatz der zentralen Kläranlage. Andernfalls besteht das Risiko, dass die angeschlossenen Unternehmen eigene Behandlungskapazitäten errichten, was zu Überkapazitäten auf der zentralen Anlage führen kann (Bongaerts / Kraemer 1989: 144 - 146). Solange von den Verteilungswirkungen mengenbezogener Entgelte nur jene Indirekteinleiter negativ betroffen sind, bei denen die Errichtung dezentraler Vermeidungsoptionen aufgrund unverhältnismäßiger Kosten nicht zu erwarten ist (v.a. private Haushalte und kleine Unternehmen mit haushaltsähnlichem Abwasser), kann ein Mengenmaßstab also risikofrei angewendet werden. Die Informationsbeschaffungskosten eines schädlichkeitsbezogenen Maßstabs können so zu Lasten dieser Gruppe eingespart werden.

Zwar hat die Gesetzgeberin in manchen Staaten die mangelnden Anreize beider Seiten (Direkt- und Indirekteinleiter) zur Erfassung bzw. Preisgabe der Schädlichkeit des Abwassers auf ordnungsrechtlichem Wege kompensiert. So werden bisweilen gesonderte Gebühren für Indirekteinleiter erhoben, mit denen die Überwachungskosten der zentralen (öffentlichen) Kläranlagen gedeckt werden (Yee 1997: 31, 32 f.). Dennoch ist selbst in derartigen Fällen keine vollständige schädlichkeitsbezogene Bemessung zu erwarten. Erstens bleiben solche Konstruktionen aus Kostengründen in aller Regel auf wenige Parameter beschränkt und erfassen folglich nur einen – nicht notwendigerweise repräsentativen – Teil der Schadstofffracht (Harrington 2003: 26; Yee 1997: 166 f.). Zweitens haben zentrale Kläranlagen selbst bei Vorliegen aller erforderlichen Informationen keinen Anreiz, diese zu nutzen. Schließlich können sie ihre Kosten auch mittels eines Mengenmaßstabes decken, und sind insofern zumindest indifferent. Ob ein schädlichkeitsbezogener Maßstab gewählt wird, hängt dann effektiv von den kommunalpolitischen Vorgaben ab, also davon, ob der Wert verursachergerechter und effizienter Benutzungsentgelte stärker gewichtet wird als Wettbewerbsvorteile im kommunalen Standortwettbewerb, die sich aus der Anwendung eines Mengenmaßstabes ergeben (indirekte Subventionierung von Indirekteinleitern mit überdurchschnittlich hoher Schadstoffkonzentration im Abwasser, s. Bhansali et al. 1992). Dass unter diesen Voraussetzungen flächendeckend effiziente Entgeltstrukturen gewählt werden, steht angesichts bisheriger Erfahrungen nicht zu erwarten (ebd.; Bubbis 1963: 1403 f; Gawel et al. 2014: 124).

Ad 2) Selbst, wenn kommunale Kläranlagen kostenfrei über alle relevanten Informationen in Bezug auf die Schädlichkeit von Indirekteinleitungen verfügten und ein rein schädlichkeitsbezogenes Benutzungsentgelt erheben würden, käme es in aller Regel nicht zu einer verzerrungsfreien Weitergabe des Abgabeanreizes an die Anschlussnehmer. Ursache hierfür ist, dass kommunale Kläranlagen in der Regel einem Kostendeckungsgebot unterliegen. Diese Restriktion führt dazu, dass sich die Form und die Höhe der individuellen Vermeidungskostenkurve auf die Entgeltgestaltung auswirkt (Elnaboulsi 2001; Yee 1997: 30).

Der Einfluss der Form der individuellen Grenzvermeidungskostenkurve kann wie folgt beschrieben werden: Betrachtet wird hierbei eine Situation

- mit einer zentralen öffentlichen Kläranlage und einem (repräsentativen) Indirekteinleiter;
- mit Grenzvermeidungskostenkurven dieser beiden AkteurInnen in einer Form, die eine kombinierte Vermeidungsstrategie als kostenminimale Option ergibt (Vermeidungskosten der ersten vermiedenen Emissionseinheit einschließlich Fixkosten des Indirekteinleiters sind geringer als die Vermeidungskosten der letzten

vermiedenen Emissionseinheit des Direkteinleiters im Falle der Überlassung sämtlicher Emissionen durch den Indirekteinleiter);

- in der die öffentliche Kläranlage Kenntnis vom Umfang der individuellen Schadstofffracht des Indirekteinleiters besitzt.

Eine kostenminimale Lösung setzt zunächst voraus, dass sich die Grenzvermeidungskosten des Direkt- und Indirekteinleiters ausgleichen:

$$MC_{DE}(e_{DE}^*) = MC_{IE}(e_{IE}^*) \quad (1)$$

Da die Grenzvermeidungskosten des Direkteinleiters in der Gegenwart einer Abwasserabgabe durch den Abgabesatz bestimmt sind

$$MC_{DE}(e_{DE}^*) = t \text{ mit } \frac{dt}{de} = 0 \quad (2)$$

und die Grenzvermeidungskosten des Indirekteinleiters durch die Höhe des Benutzungsentgelts

$$MC_{IE}(e_{IE}^*) = f \quad (3)$$

muss gemäß (1) – (3) für ein Kostenminimum gelten

$$t = f \quad (4)$$

Unter der Maßgabe eines Kostendeckungsgebotes resultiert die Höhe des Entgeltsatzes f aus der Abgabeschuld für die vom Direkteinleiter nicht vermiedene Emissionsmenge E_1 sowie den Vermeidungskosten für die zentral eliminierte Schadstofffracht E_2 gewichtet mit der vom Indirekteinleiter überlassenen Emissionsmenge ($E_1 + E_2$, was der von den Indirekteinleitern überlassenen Schadstofffracht entspricht). Werden die Vermeidungskosten des Direkteinleiters als das Produkt der durchschnittlichen Vermeidungskosten $AC_{DE}(e_{DE}^*)$ und der eliminierten Schadstofffracht dargestellt, entspricht der Entgeltsatz

$$f = \frac{tE_1 + AC_{DE}(e_{DE}^*)E_2}{E_1 + E_2} \quad (5)$$

Aus (4) und (5) ergibt sich als Bedingung für ein Kostenminimum, dass

$$1 = \frac{E_1 + \frac{AC_{DE}(e_{DE}^*)E_2}{t}}{E_1 + E_2} \text{ bzw. } AC_{DE}(e_{DE}^*) = t \quad (6)$$

Aus (2) und (6) folgt schließlich

$$MC_{DE}(e_{DE}^*) = AC_{DE}(e_{DE}^*) \quad (7)$$

lediglich der Summe aus Abgabenschuld und Vermeidungskosten in Höhe von $0e_{max}At^*$ bzw. $0e_{max}CDAt^*$. Demnach erzielt sie einen dem Kostendeckungsgebot zuwiderlaufenden Gewinn von $e_{max}BA = ABCD$. Ein Gewinn bliebe nur dann aus, wenn der Abgabesatz zufällig das Niveau t_1 annimmt, da bei der hieraus resultierenden Emissionsmenge Grenz- und Durchschnittskosten identisch sind (e_1) (Betriebsoptimum). In allen anderen Fällen muss ein kostendeckender Entgeltsatz f entweder geringer angesetzt werden als der Abgabesatz (so dass $0e_{max}Gf = 0e_{max}At^*$) oder einer nicht-linearen Tariffunktion folgen, welche die marginale Gesamtkostenkurve nachbildet ($f = \overline{t^*Ae_{max}}$). Beide Optionen verletzen jedoch die Bedingung (4) für ein Kostenminimum.

Eine Kostendeckung mithilfe des zuletzt angesprochenen nicht-linearen Entgeltsatzes ist bspw. von Elnaboulsi (2001) vorgeschlagen worden. Selbst wenn vom Verfehlen des Kostenminimums abgesehen würde, bestünde jedoch zusätzlich das Problem, dass im Falle mehrerer angeschlossener Indirekteinleiter entschieden werden müsste, wessen Emissionen ‚zuerst‘, also zu anfänglich geringeren marginalen Kosten vermieden würden, und welcher Indirekteinleiter demgegenüber die nachfolgenden höheren Vermeidungskosten zu tragen hätte. Ein derartiges Vorgehen ist schon deshalb unrealistisch, weil eine solche Unterscheidung infolge der Vermischung der Indirekteinleitungen im öffentlichen Kanalnetz kaum getroffen werden kann. Insgesamt ist also eine effiziente Transmission von Vermeidungsanreizen durch Direkteinleiter hin zu Indirekteinleitern über Benutzungsentgelte zumindest bei kommunalen Kläranlagen, die einem Kostendeckungsgebot unterliegen, nicht möglich.

5.4.3 Folgen verzerrter Preissignale an Indirekteinleiter

Erhalten Indirekteinleiter aus den oben genannten Gründen andere Preissignale als Direkteinleiter, besteht das Risiko einer ineffizienten Allokation von Vermeidungsaktivitäten. Die kostenminimale Verteilung der hierbei eingesetzten gesellschaftlichen Ressourcen betrifft nicht allein Emittenten. Stattdessen sind über nachgelagerten Markt- und Preiseffekte auch Indirekteinleiter und weitere nachgelagerte AkteurInnen als VerursacherInnen anzusehen (Gawel / Schindler 2016: 389 - 391). Abgaben regen über die Veränderung der relativen Preise umweltbelastender Güter und Dienstleistungen im Idealfall zur Erschließung kostengünstiger Vermeidungspotenziale bzw. zu emissionsmindernden Verhaltensänderungen entlang dieser Akteurskette an (z. B. Veränderung des Investitions- oder Konsumverhaltens; s. Gawel 2011a: 216 f.; Reichmann 1994: 58). Goulder / Parry (2008) bspw. sprechen daher mit Blick auf das Kostenminimierungsziel nicht von Emittenten, sondern allgemeiner von „agents of emissions reduction“ (ebd.: 154). Die in Abschnitt 4.2.4.1 genannte Bedingung für eine in statischer Hinsicht kostenminimale Vermeidungslösung – der Ausgleich der Grenzvermeidungskosten zwischen allen VerursacherInnen der Emissionen – betrifft somit nicht nur jene AkteurInnen, welche Schadstoffe in die Umwelt verbringen (Emittenten),

sondern alle EntscheidungsträgerInnen entlang der Wertschöpfungskette (Helfand et al. 2003: 266 f).

Dieses umfassendere Kostenminimierungskonzept steht nicht im Fokus der Umweltökonomik, da Einkommenseffekte aufgrund des Risikos von Schrägabwälzungen oder einer preisinelastischen Güternachfrage u.U. keinen Ausgleich der auf die Schadstoffvermeidung bezogenen Grenzvermeidungskosten bewirken bzw. keine emissionsmindernde Wirkung entfalten können. In der Abwasserwirtschaft kann eine Schrägabwälzung etwa in Richtung der Kosten der Wasserversorgung erfolgen, die im kommunalen Bereich oftmals im gleichen Unternehmen angesiedelt ist (Saal et al. 2013). Diese Möglichkeit wird allerdings bisweilen durch Quersubventionierungsverbote eingeschränkt (z. B. Abschnitt 3 § 10 Punkt 1b der Bekanntmachung des Sächsischen Staatsministeriums des Innern - Hinweise zur Anwendung des Sächsischen Kommunalabgabengesetzes (AnwHinwSächsKAG 2014)). Von einer weitgehend preisinelastischen Nachfrage nach Abwasserbehandlungsleistungen seitens der nachgelagerten Industrie ist wiederum pauschal nicht auszugehen, da vielfach kostengünstige Vermeidungsoptionen verfügbar sind (z. B. Abma et al. 2010; Mann / Liu 1999).

Erhalten nun also Indirekteinleiter als erste dem Abgabenschuldner nachgelagerten AkteurInnen einen von der Abgabe abweichenden Vermeidungsanreiz, kommt es zu einer Verzerrung der nachgelagerten Markt- und Preiswirkungen und somit zur ineffizienten Aufteilung der gesellschaftlich erwünschten Vermeidungsanstrengungen zwischen zentraler Kläranlage und Indirekteinleitern (Scott 1995). Hieraus kann eine Verzerrung der Entscheidung eines Unternehmens in Bezug auf die Position in der VerursacherInnenkette resultieren (Wahl eines Status‘ als Direkt- oder Indirekteinleiter) (1). Denkbar ist auch, dass bei AkteurInnen, die sich sowohl unter verzerrten als auch effizienten Anreizstrukturen zugunsten einer kombinierten Abwasserbehandlung entscheiden – dezentrale Vorbehandlung und anschließende zentrale Behandlung der verbleibenden Schadstofffrachten – das kostenminimale Verhältnis der beiden Behandlungsprozesse verzerrt wird (2).

Ad 1: In Bezug auf gewerbliche Indirekteinleiter mag es zunächst verwundern, dass eine (teilweise) dezentrale Behandlung mit Kostenvorteilen verbunden sein kann. Aufgrund der hohen Fixkosten der Abwasserentsorgung wird häufig auf eine natürliche Monopolstellung kommunaler Kläranlagen geschlossen (z. B. Young / Loomis 2014: 6). Tatsächlich deutet der Umstand, dass einige Indirekteinleiter ihr gesamtes Abwasser dem kommunalen Akteur überlassen, darauf hin, dass ihre langfristigen marginalen Vermeidungskosten über das gesamte erforderliche Konzentrationsminderungsintervall hinweg höher ausfallen als bei einer großen zentralen Behandlungsanlage (z. B. Shaw 1970: 46; gleiches gilt auch in Bezug auf die Wasserversorgung: Massarutto 2007: 602).

Allerdings weisen die Grenzkostenkurven zentraler Kläranlagen oftmals keinen stetigen, sondern einen u-förmigen Verlauf auf (Byatt et al. 2006: 371 – 379). Mit zunehmender Größe des Einzugsgebiets und damit des Kanalnetzes treten negative Skaleneffekte auf (*diseconomies of scale*), welche die positiven Skaleneffekte zunehmend überkompensieren (Eggimann et al. 2015; Jung et al. 2018). Die natürliche Monopolstellung ist somit auf einen bestimmten Einzugsbereich begrenzt. Das ist der Hintergrund für die in den vergangenen Jahren zunehmend intensiv geführte Debatte um die Vorteile einer dezentralen Abwasserbehandlung.⁵⁴ Diese Debatte bezieht sich ausschließlich auf den Aspekt der anfallenden Abwassermenge, wobei das wesentliche Erkenntnisinteresse der optimalen Größe von Einzugsgebieten (Kanalnetzen) gilt. Ist diese Größe überschritten, bedeutet die Entscheidung eines Unternehmens zugunsten eines Indirekteinleiterstatus infolge verzerter Benutzungsentgelte also potenziell überhöhte Kosten im Zusammenhang eines ineffizient ausgedehnten öffentlichen Kanalnetzes (bspw. bis hin zu Gewerbegebieten an Siedlungsändern).

Unabhängig hiervon können verzernte Benutzungsentgelte auch dort zu einer ineffizienten Aufteilung von Vermeidungsmaßnahmen führen, wo die Entscheidung der Unternehmen zwischen Direkt- und Indirekteinleiterstatus irrelevant für die Größe des Kanalnetzes ist – etwa bei zentraler Lage in Siedlungsgebieten oder wenn das Kostenminimum eine nur teilweise dezentrale Behandlung impliziert. Obwohl Indirekteinleiter in diesem Fall die Fixkosten der zentralen Behandlung anteilig und zusätzlich zu den Fixkosten der eigenen, dezentralen Behandlungsanlage tragen müssen, sind auch hier Effizienzvorteile einer dezentralen Abwasser(-vor-)klärung denkbar. Dabei ist insbesondere daran zu denken, dass infolge der höheren Konzentration der Schadstoffe am Ort des Abwasseranfalls oftmals eine kostengünstigere Behandlung möglich ist. Der zentralen Kläranlage überlassene Schadstofffrachten liegen hingegen aufgrund der Vermischung mit Regenwasser und anderen Abwässern im Kanalnetz in deutlich geringeren Konzentrationen vor, was eine Behandlung tendenziell kostspieliger werden lässt (Libralato et al. 2012: 63 m.w.N.). U.a. führt die Verdünnung von Schadstofffrachten zu erhöhten Energiekosten pro Schadeinheit (Bosseler et al. 2015: 24; LUBW 2007: 8). Darüber hinaus kann die Behandlungseffektivität bspw. durch die Verdünnung von Fällmitteln sinken (Fiorentino et al. 2016: 1985). Zu Kostenvorteilen der dezentralen Behandlung kann aber auch der mögliche Rückgriff auf integrierte Vermeidungsmaßnahmen (Grothkopp 1995; Libralato et al. 2012: 64 m.w.N.; Osantowsky et al. 1995) beitragen, die zentralen Kläranlagen mangels eigener Produktion verschlossen bleiben.

Ein Indiz für die Existenz von Kostenvorteilen der (ausschließlichen) dezentralen Behandlung durch Gewerbebetriebe ist, dass vor allem einige ‚größere‘

⁵⁴ Eggimann et al. 2015, 2016; Jung et al. 2018; Libralato et al. 2012; Lienert et al. 2015; Massoud et al. 2009; Maurer et al. 2005; Oakley et al. 2010; Otterpohl et al. 2003; Saal et al. 2013; Singh et al. 2015; Wilderer / Schreff 2000.

AbwassererzeugerInnen (d.h. jene mit einer umfangreichen Abwassermenge bzw. Schadstofffracht) ihre Behandlung häufig selbst durchführen (z. B. Bubbis 1963: 1409; Shaw 1970; Nemerow 2007: 363 f.; Scott 1995; für Deutschland s. Statistisches Bundesamt 2013a: 74 ff.).⁵⁵ Román-Sánchez et al. (2014: 967) zeigen in der Tat für eine Reihe spanischer Kommunen, dass die dezentrale Behandlung von Abwässern verschiedener industrieller Herkunftsbereiche deutlich geringere finanzielle Lasten für die Unternehmen bedeutet als die alternativ bei Einleitung der unbehandelten Abwässer an die Kommunen zu zahlenden Benutzungsentgelte.

Ad 2: Neben einer Verzerrung der Entscheidung bzgl. des Direkt- oder Indirekteinleiterstatus führen verzerrte Benutzungsentgelte zentraler Kläranlagen auch in jenen Fällen zu Effizienzverlusten, in denen eine kombinierte Abwasserbehandlung von Zentrum und Peripherie kostenminimal ist.⁵⁶ Effizienzverluste können sich zwar unter dieser Voraussetzung nur auf den kleineren Teil der variablen Kosten der zentralen Kläranlagen beziehen, da ein Anschluss an die zentrale Kanalisation nicht entfallen kann. Gleichwohl können angesichts der hohen Größenordnungen der Kosten einer mehrstufigen Abwasserbehandlung (Horstmeyer et al. 2014: 15) auch geringe relative Effizienzverluste bedeutsame absolute Ausmaße annehmen.

Exemplarisch für eine ineffiziente Aufteilung der Vermeidungsanstrengungen infolge mengenbezogener Benutzungsentgelte ist die hiermit einhergehende Verschiebung des Abgabeanreizes in Richtung der Reduzierung der Wassermenge, anstatt in Richtung auf die Verminderung der Schädlichkeit des Abwassers (Ewringmann et al. 1981: 47). Gelingt es unter diesen Bedingungen einzelnen Indirekteinleitern, ihre (Ab-)Wassermenge stärker als andere zu reduzieren, oder weisen die Abwasserströme der Indirekteinleiter von vornherein unterschiedliche Schadstoffkonzentrationen auf, sehen sie sich – bezogen auf die Gebühr pro Schadeinheit als vermeidungskostenrelevante Größe – *de facto* einem geringeren Gebührensatz und damit Anreizniveau gegenüber. Die Kostenminimierungsbedingung ausgeglichener Grenzvermeidungskosten wird hierdurch verletzt.

Die hiermit verbundenen Effizienzeinbußen veranschaulicht Abbildung 24. Im stilisierten Beispiel trifft der Regulierungsanspruch in Form des punktförmigen Emissionsziels E^* für einen bestimmten Gewässerschadstoff auf eine zentrale Kläranlage mit den (langfristigen) Grenzvermeidungskosten GVK_{DE} , sowie auf zwei angeschlossene industrielle

⁵⁵ Das ist insofern nur ein Indiz und kein Beleg, da eine dezentrale Vorbehandlung auch anderen, nicht kostenbezogenen Ursachen geschuldet sein kann. So müssen Indirekteinleitungen oftmals gewisse ordnungsrechtliche Mindestanforderungen erfüllen, um nicht zu einer Beeinträchtigung v.a. der biologischen Behandlung zu führen – womit eine dezentrale (Vor-)Behandlung obligatorisch ist (Nemerow 2007: 179 - 183).

⁵⁶ Die Entscheidung zugunsten einer vollständig dezentralen Behandlung (Direkteinleitung) oder alternativ einer vollständigen Überantwortung der unbehandelten Abwässer an eine zentrale Kläranlage stellen genau genommen Extremfälle der hier allgemeiner gefassten Problemstellung dar.

Indirekteinleiter (GVK_{IE1}, GVK_{IE2}). Es wird weiterhin an dieser Stelle erneut unterstellt, dass die regulierende Instanz über die Kosteninformationen aller AkteurInnen verfügt und darauf bezugnehmend den konstanten Abgabesatz t^* festlegt. Der Einfachheit halber wird die in Abschnitt 5.4.2 im Unterpunkt 1 erläuterte Entgeltverzerrungsproblematik infolge des Kostendeckungs-grundsatzes hier ausgeblendet und angenommen, die zentrale Kläranlage erhebe unabhängig von ihrer Vermeidungskostenstruktur zunächst eine kostenüberdeckende Nutzungsgebühr in Höhe der Abgabe ($f = t^*$). Wird die Gebühr schädlichkeitsbezogen erhoben, kommt es zum Ausgleich der Grenzvermeidungskosten aller AkteurInnen. Die Vermeidungskosten entsprechen in diesem Fall den grau unterlegten Flächen $e_{DE}e_{max}AB$ (Direkteinleiter), $e_{IE1b}e_{IE1a}G$ (Indirekteinleiter 1) und $e_{IE2b}e_{IE2a}H$ (Indirekteinleiter 2).

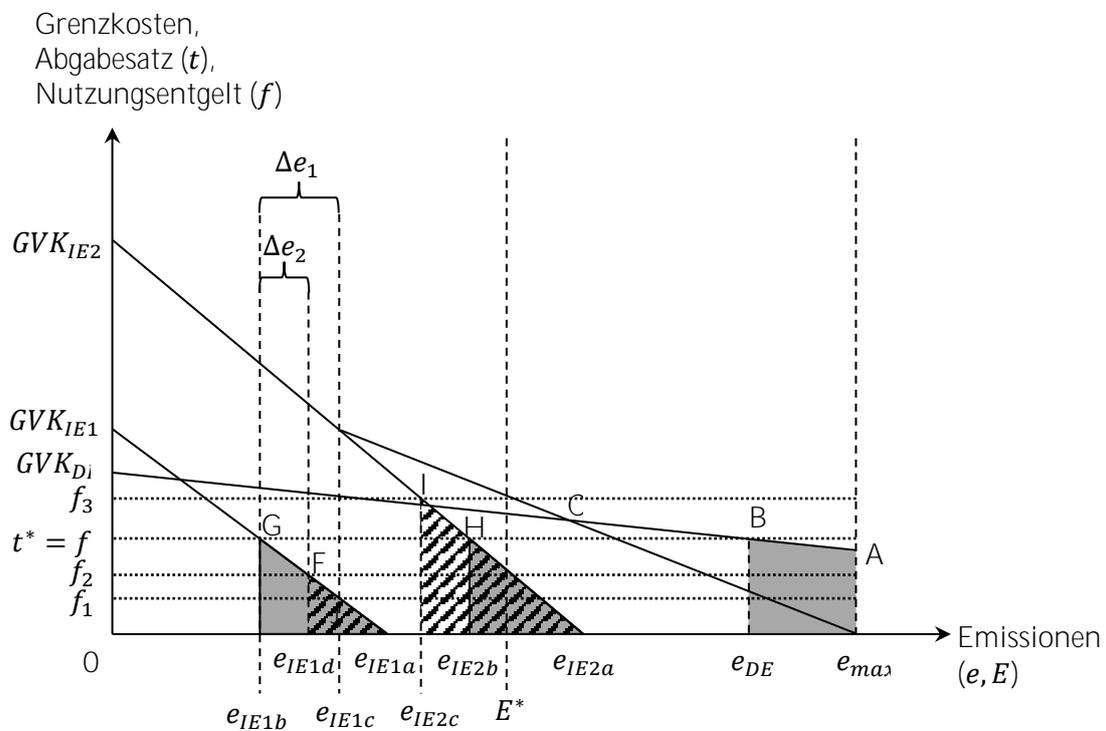


Abbildung 24: Effizienzeinbußen infolge mengenbezogener Abwasserentgelte (Quelle: Eigene Darstellung).

Wird die Gebühr hingegen nach der Abwassermenge bemessen, erhalten beide Indirekteinleiter den Anreiz, die Abwassermenge zu reduzieren und ggf. zusätzlich die Emissionen im Vergleich zur Situation mit einer schädlichkeitsbezogenen Gebühr auszuweiten. Im hier illustrierten Fall wählt Indirekteinleiter 1 die Option, Wasser zu sparen und gleichzeitig die Emissionen von e_{IE1b} auf das Niveau e_{IE1c} zu erhöhen. Sein effektiver, d.h. schädlichkeitsbezogener Abgabesatz beträgt nunmehr f_1 . Die zentrale

Kläranlage erhält in der Folge zusätzliche Emissionen im Umfang von Δe_1 , was zu zusätzlichen Kosten in Form einer erhöhten Abgabenschuld führt. Sie wird nun im Gegenzug den mengenbezogenen Gebührensatz so erhöhen, dass die Emissionen beider Indirekteinleiter zusätzlich um Δe_1 zurückgehen. Hieraus resultieren die effektiven, d.h. schädlichkeitsbezogenen Abgabesätze f_2 und f_3 . Sie bewirken einerseits, dass Indirekteinleiter 1 sein Emissionsvermeidungsniveau wieder leicht anhebt, andererseits, dass die neue Differenz zum optimalen Vermeidungsniveau Δe_2 von Indirekteinleiter 2 zusätzlich vermieden wird. Die Differenz zwischen den so verringerten Vermeidungskosten von Indirekteinleiter 1 ($e_{IE2b}e_{IE2}HI$) und den erhöhten Vermeidungskosten von Indirekteinleiter 2 ($e_{IE1}e_{IE1c}FG$) entspricht den Effizienzverlusten infolge der mengenbezogenen Nutzungsgebühr.

In der Literatur wird der kombinierten Abwasserbehandlung kaum Beachtung geschenkt. Insbesondere existieren kaum systematische Untersuchungen in Bezug auf das Ausmaß der gemeinsamen Behandlung und ihre Kostenvorteile. Zwar zeigen verfügbare Statistiken, dass in Deutschland etwa 15 % der dezentral, d. h. ursprünglich nicht von kommunalen Kläranlagen behandelten Abwässer anschließend an diese zur weiteren Behandlung weitergeleitet werden (Statistisches Bundesamt 2013a: 75). Dieser Umstand geht jedoch möglicherweise nicht auf Kostenerwägungen zurück, sondern auf Anforderungen der zentralen Kläranlagen bzw. des Ordnungsrechts in Bezug auf die Mindestqualität der in öffentliche Kanalnetze eingeleiteten Abwässer (s. Abschnitt 6.3.3). Dass im Gegenzug 85 % dezentral behandelte Gewässer anschließend direkt eingeleitet werden, kann stattdessen als Indiz dafür gewertet werden, dass eine Aufteilung der Vermeidungsanstrengungen aufgrund der damit verbundenen doppelten Fixkostenbelastung in den meisten Fällen keine Kostenvorteile bietet.

Neben der Verzerrung der Vermeidungsentscheidungen im Verhältnis zwischen zentraler Kläranlage und dezentralen AkteurInnen haben nicht verursachergerechte Benutzungsentgelte weitere negative Folgen. So können erstens intra- und intersektorale Wettbewerbsverzerrungen zwischen den Indirekteinleitern auftreten (Ewringmann et al. 1981: 51; Karl / Ranné 1995: 33). Hieraus wiederum können verzerrende Effekte auf die Entscheidung von Konsumenten resultieren, wenn sich die effektiven Gebührenunterschiede in den Preisen der Produkte oder Dienstleistungen der Unternehmen niederschlagen. Zum zweiten sind unter dem Verteilungsgesichtspunkt kontroverse Effekte zu erwarten: Sofern Kommunen die angesprochenen Wettbewerbsvorteile der wassersparenden gewerblichen Indirekteinleiter durch generelle Gebührenerhöhungen auch ggü. den privaten Haushalten bewahren helfen, werden Konsumentenrenten der Gewässernutzung zugunsten von ProduzentInnenrenten abgeschmolzen. Konkret findet eine Umverteilung zentraler Behandlungskosten von NutzerInnen mit hoher Schadstofffracht zu NutzerInnen mit geringer Schadstofffracht statt (Ewringmann et al. 1981: 52; Maystre und Geyer 1970)

In ökologischer Hinsicht bedeutet eine unzureichende Heranziehung von Indirekteinleitern zu Vermeidungsmaßnahmen zudem das Risiko, dass Schadstoffe lediglich in andere Umweltmedien verlagert werden, wohingegen eine Vermeidung an der Quelle aufgrund der Möglichkeit des Einsatzes integrierter Maßnahmen Chancen zur **Verringerung von ‚Rohemissionen‘ birgt.**

5.4.4 Diskussion in der Literatur

Wie in Abschnitt 0 erwähnt, ist den Kostenvorteilen einer dezentralen Abwasserbehandlung in den vergangenen Jahren zunehmende Aufmerksamkeit zuteil geworden (Eggimann et al. 2015, 2016; Jung et al. 2018; Libralato et al. 2012; Lienert et al. 2015; Massoud et al. 2009; Maurer et al. 2005; Oakley et al. 2010; Otterpohl et al. 2003; Saal et al. 2013; Singh et al. 2015; Wilderer / Schreff 2000). Hierbei liegt der Fokus allerdings auf Skaleneffekten im Zusammenhang mit der Behandlung kommunaler, insbesondere häuslicher Abwässer anstelle den möglichen Effizienzvorteilen, die aus einer vor-Ort-Behandlung industrieller Abwässer potenziell erwachsen. Darüber hinaus bezieht sich die Diskussion zudem in weiten Teilen auf Schwellen- und Entwicklungsländer, in denen eine zentrale Behandlung auf verschiedenen Gründen oftmals nicht möglich ist. Gleichwohl deuten erste Studien auch in industrialisierten Ländern auf nicht unerhebliche Einsparpotenziale einer Dezentralisierung (Eggimann et al. 2015).

Das oben diskutierte Problem der Verzerrung des Abgabensignals im Zuge der Weiterwälzung von Direkt- auf Indirekteinleiter hat in dieser Literatur wenig Beachtung gefunden. Hier sind eher ältere oder abgabenbezogene Veröffentlichungen einschlägig (Bubbis 1963; Elliott 1973; Gawel / Ewringmann 1994a; Gawel et al. 2014; Leonard 1973; Maystre / Geyer 1970; Román-Sanchez et al. 2014; Shaw 1970).

Die grundlegende Idee, mengenbezogene Entgelte durch schädlichkeitsbezogene Zu- bzw. Abschläge zu ergänzen, ist schon viele Jahrzehnte alt (s. etwa Wright 1947). Leonard (1973) formalisierte diesen Ansatz und ergänzte ihn um die unter Effizienzgesichtspunkten äquivalente Lösung eines Entgeltsystems, welches gesonderte Kostenkomponenten sowohl für die individuelle Abwassermenge als auch die darin enthaltene Schadstofffracht aufweist. Leonard erkannte allerdings an, dass die hiermit verbundenen Transaktionskosten eine flächendeckende Anwendung eines derartigen Entgeltsystems ausschließen. Zudem verweist die Literatur auf keinen Fall, in dem Abschläge bzw. Entgeltnachlässe für unterdurchschnittlich stark verschmutztes Abwasser angewendet werden.

Elliott (1973) beschränkt in seiner Untersuchung der Auswirkungen schädlichkeitsbezogener Entgeltkorrekturen folgerichtig auf die Effekte von Zuschlägen: Führen diese zur Errichtung bzw. Erweiterung dezentraler Behandlungskapazitäten, ist eine Reduzierung der Schadstofffracht des Indirekteinleiters die Folge. Daneben erwartet Elliot auch eine Reduzierung der Abwassermenge, da er von einer Korrelation beider

Aspekte ausgeht (ebd.: 1124). Allerdings wird es vom konkreten Produktionsfall abhängen, ob ein solcher Zusammenhang tatsächlich gegeben ist: Wird Prozesswasser in einem Produktionsprozess nicht zum Transport von Abfällen sondern aus anderweitigen Gründen (z. B. Kühlung oder Transport von Produktionsfaktoren mit positivem Nutzen) eingesetzt, kann eine dezentrale Verringerung der Schadstofffracht auch ohne Veränderung der Abwassermenge erfolgen.

Erwähnung gefunden hat weiterhin auch das Problem, dass Starkverschmutzerzuschläge in der Regel anhand einiger weniger Schadparameter wie etwa dem biologischen oder chemischen Sauerstoffbedarf bemessen werden (Leonard 1973:i; Yee 1997:155). Eine vollständige Abbildung der Schadstofffracht und dementsprechende Zuweisung individueller Behandlungskosten per Entgelt ist hiermit wie bereits erwähnt nicht möglich. Allerdings wird in der Literatur bisweilen davon ausgegangen, dass der Großteil der Behandlungskosten durchaus auf die Verringerung der Sauerstoffzehrung entfällt, selbst wenn die Behandlungskosten pro Schadeinheit bei anderen Parametern z.T. um ein Vielfaches höher liegen (Román-Sánchez et al. 2014: 965, 966). Repräsentative Daten existieren in dieser Hinsicht allerdings nicht.

Lösungsansätze für die Blockade schädlichkeitsbezogener Entgelte durch Transaktionskosten sind nur begrenzt zu erkennen. Leonard (1973: 4) empfiehlt, Starkverschmutzerzuschläge auf einige wenige Indirekteinleiter mit hohen Schadstofffrachten zu beschränken bzw. Indirekteinleiter mit ähnlichen Abwässern zu Gruppen zusammenzufassen und mit gesonderten Entgeltsätzen nach Maßgabe der gruppenspezifischen Durchschnittskonzentration zu belegen. Die Gruppierung industrieller Anschlussnehmer kann durchaus einen zweckmäßigen Kompromiss zwischen dem Ziel einer schädlichkeitsbezogenen Entgeltbemessung und dem Ziel geringer bzw. vertretbarer Transaktionskosten darstellen. Voraussetzungen sind, dass eine größere Anzahl von Indirekteinleitern existiert und ihre Frachten eine sinnvolle Aufteilung in Gruppen mit relativer Homogenität nach innen sowie substanzieller Heterogenität im Vergleich zu anderen Gruppen ermöglichen. In diesem Fall könnte im Hinblick auf die erwähnte Unterkomplexität der in der Praxis verwendeten Schädlichkeitsindikatoren zusätzlich erwogen werden, diese Indikatoren gruppenspezifisch auszuwählen und somit einen engeren Zusammenhang zwischen der gesamten Schadstofffracht und den hierdurch verursachten Behandlungskosten herzustellen als im Falle der undifferenzierten Anwendung der gleichen ein oder zwei Indikatoren über alle Gruppen hinweg. Gleichwohl adressiert diese Lösungsvariante nur das Problem einer verzerrten Bemessungsgrundlage von Benutzungsentgelten, nicht aber die zusätzliche Herausforderung der Diskrepanz zwischen einer Lenkungsabgabe und Benutzungsentgelten aufgrund des beschriebenen Einflusses der Vermeidungskosten.

Im Hinblick auf die problematischen Verteilungswirkungen mengenbezogener Entgelte schlagen Maystre und Geyer (1970) gesonderte Benutzungsentgelte für private Haushalte

und industrielle Indirekteinleiter vor: Letztere würden demnach weiter nach Abwassermenge veranschlagt, dabei allerdings einen Entgeltsatz entrichten, der sich anstelle der durchschnittlichen Konzentration des gesamten Abwassers aller Anschlussnehmer nur an der Konzentration der industriellen Einleiter orientiert. Unerwünschte Verteilungswirkungen blieben in diesem Fall auf die letztgenannte Gruppe beschränkt, während eine indirekte Subventionierung der Industrie durch private Haushalte unterbunden würde. Zugrunde liegt hier ebenfalls die Idee von Leonard (1973) der Gruppierung von Indirekteinleitern mit ähnlichen Abwassercharakteristika, die hier allerdings unter Verteilungsgesichtspunkten erwogen wird. Gleichwohl weist sie die oben erwähnte Schwäche auf, dass sie nur eine von zwei Quellen von Effizienzverlusten adressiert.

Neben verzerrten Benutzungsentgelten ist das Risiko versunkener Kosten im Zusammenhang mit spezifischen (Massarutto 2007: 596) und darüber hinaus sehr langfristigen⁵⁷ Abwasserbehandlungsinvestitionen in den Blick genommen worden: Bongaerts und Kraemer (1989) lehnen im Hinblick hierauf den beobachteten Trend zur steten Erhöhung existierender Lenkungsabgaben ab. Steigende Abgaben würden (vermittelt über steigende Benutzungsentgelte) Indirekteinleiter tendenziell zur Ausweitung ihrer dezentralen Behandlungskapazitäten anreizen, woraufhin sich zentrale Kläranlagen mit Überkapazitäten konfrontiert sähen. Die Autoren schlussfolgern hieraus sowie aus dem Vorhandensein von Größenvorteilen zentraler Kläranlagen, dass insbesondere bei kleineren Indirekteinleitern Benutzungsentgelte so gering angesetzt werden sollten, dass keine Anreize zur dezentralen Behandlung entstünden. Nur so könnten kommunale Kläranlagen ihre Kapazitäten korrekt planen (ebd., 145). Auch Ewringmann et al. (1981) betonen, dass die Etablierung dezentraler Behandlungskapazitäten nur dann sinnvoll sei, wenn hierdurch „künftig notwendig werdende kommunale Reinigungsanstrengungen erübrigt werden“ (ebd.: 50).

Eine unausgesprochene Annahme dieser Positionierung ist dabei, dass die versunkenen Kosten im Kontext von Überkapazitäten größer sind als die langfristigen Kosten der ineffizienten Aufteilung der Kapazitäten zwischen Direkt- und Indirekteinleitern. Das träfe beispielsweise dann zu, wenn die Fracht eines Indirekteinleiters in der Investitionsentscheidung der zentralen Kläranlage berücksichtigt würde und der Anschlussnehmer vor der Tötigung von erneuten Investitionen durch den kommunalen Betrieb vom Markt ausschiede. In diesem Fall wäre die Errichtung dezentraler Kapazitäten unabhängig von der Höhe der Grenzvermeidungskosten des Indirekteinleiters nicht mit Effizienzgewinnen verbunden, da der Verlagerung von Vermeidungsaktivitäten hin zum Indirekteinleiter keine Kostensenkungen seitens der zentralen Anlage gegenüberstünden.

⁵⁷ Imhoff et al. (2009: 108) geben als durchschnittliche Lebensdauer einer öffentlichen Abwasserbehandlungsanlage 30 Jahre an.

In der Realität dürfte jedoch stets ein Teil der Indirekteinleiter länger als eine einzelne Investitionsperiode Bestand haben. In diesem Fall könnte sich eine bereits errichtete dezentrale Behandlungskapazität auf die Investitionsentscheidung der zentralen Kläranlage auswirken, wobei die dann erfolgten Minderausgaben im Vergleich zu einem Szenario ohne dezentrale Anstrengungen den versunkenen Kosten der bis dahin bestehenden Überkapazitäten gegenüber zu stellen wären. Darüber hinaus verweisen Bongaerts et al. (1988: 145) darauf, dass die geringere Auslastung von Behandlungskapazitäten eine effizientere Schadstoffelimination und damit Kosteneinsparungen ermöglichen kann, was die versunkenen Kosten ebenfalls vermindert.

Die Abwägung zwischen potenziellen Effizienzgewinnen einer dezentralen Behandlung einerseits und Effizienzverlusten durch versunkene Kosten der zentralen Kläranlage andererseits wird dadurch weiter verkompliziert, dass die Herausforderung spezifischer Investitionen auch auf Seiten der Indirekteinleiter anzutreffen ist: So weist Nemerow (2007: 179) darauf hin, dass sich Unternehmen trotz geringerer Kosten der dezentralen Behandlung gegen diese Option entscheiden könnten, wenn das Risiko des Ausscheidens vom Markt die Tätigkeit langfristiger Investitionen zu riskant erscheinen lässt. Ein Benutzungsentgelt, das zusätzliche dezentrale Vermeidungsinvestitionen bewirkt, kann also sowohl im Zentrum als auch in der Peripherie versunkene Kosten zur Folge haben. Auch hier stellt sich wieder die Frage nach der empirischen Größenordnung des Problems, zumal industrielle Vermeidungsanstrengungen nicht zwingend mit dem Aufbau hochspezifischer technischer Anlagen analog zu zentralen Kläranlagen (Klärbecken, Pumpen etc.) einhergehen. Stattdessen können hier oftmals integrierte Vermeidungsoptionen wie Recycling oder Wiederverwendung betriebsinterner Abwässer genutzt werden (Mann / Liu 1999; Osantowsky et al. 1995).

Angesichts dieser vielen Variablen ist schwer feststellbar, ob Effizienzgewinne infolge der Anwendung schädlichkeitsadäquater Benutzungsentgelte durch versunkene Kosten überkompensiert werden. Einerseits sollte das Risiko von Überkapazitäten im Lichte der Langlebigkeit der Investitionen auf zentralen Kläranlagen nicht leichtfertig ignoriert werden. Andererseits sollten mögliche Effizienzgewinne nicht leichtfertig preisgegeben werden. Hierbei ist auch bedenken, dass in den kommenden Jahrzehnten substantielle Veränderungen der zentral zu behandelnden Abwassermenge bzw. Schadstofffrachten infolge vieler Faktoren zu erwarten sind (z. B. demographischer Wandel, regionaler und überregionaler wirtschaftlicher Strukturwandel, technologischer Wandel). U.U. verhindern Überkapazitäten somit kostspielige Erweiterungen in der Zukunft (Massarutto 2007: 597). Zu berücksichtigen ist weiterhin, dass versunkene Kosten bei Errichtung dezentraler Kapazitäten infolge der Etablierung einer Indirekteinleiterabgabe lediglich einmalig bzw. im Zeitraum der betreffenden Investitionsperiode anfallen, während sich Wohlfahrtsverluste einer ineffizienten Aufteilung der Behandlungskapazitäten zwischen Zentrum und Peripherie über mehrere Perioden hinweg aufsummieren können. Je weiter absehbar ist, dass die möglichen Effizienzgewinne aus einer dezentralen

Abwasserbehandlung nicht in einem groben Missverhältnis zu den zu erwartenden Überkapazitäten der zentralen Kläranlage stehen, desto weniger sollte daher die Anwendung eines schädlichkeitsadäquaten Benutzungsentgeltes mit dem Verweis auf das Risiko versunkener Kosten abgelehnt werden.

Ggf. kann die Problematik versunkener Kosten auch dadurch abgemildert werden, dass die Einführung von Anreizen für dezentrale Behandlungsmaßnahmen mit Phasen der Erneuerung der kommunalen Infrastruktur bzw. der Verschärfung bestehender Regulierungsanforderungen synchronisiert wird. Sind verursachergerechte Vermeidungsanreize für Indirekteinleiter einmal etabliert, sollten Erweiterungen der zentralen Behandlungsinfrastruktur stets mit Indirekteinleitern koordiniert werden, um eine möglicherweise sinkende Nachfrage nach zentralen Behandlungsleistungen im Zuge dann steigender Entgelte bei der Erweiterung zu berücksichtigen (Scott 1995: 153).

5.4.5 Selektive Indirekteinleiterabgabe als Alternative zu schädlichkeitsbezogenen Benutzungsentgelten

Quintessenz der voranstehenden Ausführungen ist, dass die Beschränkung von Abgabeanreizen auf kommunale Kläranlagen das Risiko von Effizienzverlusten birgt, da diese Anreize im Zuge der Weiterwälzung an Indirekteinleiter in Form kommunaler Benutzungsentgelte oftmals in mehrerer Hinsicht Verzerrungen unterliegen. Die in der Literatur diskutierten Lösungen in Form schädlichkeitsbezogener Benutzungsentgelte können letztlich aus jenen Gründen nicht überzeugen, aus denen auch auf die Einführung einer umfassenden Abgabepflicht für alle Indirekteinleiter verzichtet wird (Transaktionskosten bzw. Informationsasymmetrien zwischen Direkt- und Indirekteinleitern). Darüber hinaus üben der kommunale Standortwettbewerb (Gawel et al. 2014: 124) sowie wechselnde kommunalpolitische Entgeltphilosophien (Nemerow 2007: 178) zusätzliche Fliehkräfte weg von effizienten Entgeltstrukturen aus.

Daher werden im Weiteren die Erhebung einer selektiven Indirekteinleiterabgabe als alternative second-best Lösung analysiert. Hiermit ist die Etablierung einer direkten Abgabepflicht für ausgewählte Indirekteinleiter gemeint, bei denen ein günstiges Verhältnis zwischen zu erwartenden Effizienzgewinnen und ökologischen Vorteilen einerseits, sowie Transaktionskosten einschließlich versunkener Kosten andererseits vorliegen. Im Lichte der bisherigen Ausführungen erscheint der Aufwand der Einführung einer Indirekteinleiterabgabe umso eher gerechtfertigt,

- je umfangreicher die von den Schadstofffrachten der Indirekteinleiter ausgehenden Vermeidungskosten im Verhältnis zur Anzahl der ausgewählten Indirekteinleiter sind (geringes Gewicht der Transaktionskosten ggü. möglicher Effizienzgewinne),

- je größer der dezentrale Anteil der Frachtverringerung im Idealfall ausgeglichener Grenzkosten ist (hohe Kostenvorteile auf Seiten der Indirekteinleiter, hoher Umfang der Vermeidung von Rohemissionen),
- je stärker die Konzentrationen der Schadstoffe in den Abwässern verschiedener, an die gleiche zentrale Kläranlage angeschlossener Indirekteinleiter voneinander abweichen und je weniger die bestehenden Entgeltstrukturen der individuellen Schadstofffracht Rechnung tragen (hohe Kostenvorteile durch Gewährleistung individuell verursachergerechter Vermeidungsanreize),
- je höher die Abweichung des Entgeltniveaus von den Grenzvermeidungskosten ausfällt, entweder um eine Kostenüberdeckung und somit einen Verstoß gegen ein vorliegendes Kostendeckungsgebot zu vermeiden oder aber aufgrund von Subventionen (hohe Kostenvorteile durch Gewährleistung verursachergerechter Vermeidungsanreize im Aggregat),
- je stärker die Vermeidungsanreize der bestehenden (ordnungsrechtlichen) Regulierung der Indirekteinleiter von den Anreizen einer möglichen Indirekteinleiterabgabe abweichen (hohe Kostenvorteile durch Berücksichtigung individueller Grenzvermeidungskosten),
- sowie je geringer der zu erwartende Umfang versunkener Kosten infolge von Überkapazitäten auf Seiten der zentralen Kläranlage ausfällt.

Ist die Entscheidung zur Etablierung einer Indirekteinleiterabgabe gefallen, sind folgende Fragen zu beantworten:

1. Welche Indirekteinleiter sollen in die Abgabepflicht einbezogen werden?
2. Soll die Indirekteinleiterabgabe die Abgabepflicht der zentralen Kläranlage ersetzen oder ergänzen?
3. Im Falle der Ergänzung: Wie kann eine Doppelbelastung ein und derselben Schadstofffracht infolge der Abgabepflicht von Direkt- und Indirekteinleitern vermieden werden?

Ad 1: Die Auswahl geeigneter Indirekteinleiter für eine Abgabepflicht kann sowohl nach positiven als auch nach negativen Kriterien erfolgen: Auszuschließen sind Indirekteinleiter, die eine so geringe individuelle Schadstofffracht produzieren, dass die Kosten der Erfassung der Schädlichkeit erwartbar höher sind als mögliche Effizienzgewinne (etwa private Haushalte, s. Gawel / Ewringmann 1994a: 32; Gawel et al. 2014: 158 - 160). Um die Praktikabilität einer Indirekteinleiterabgabe zu gewährleisten, müssen u.U. großzügigere Bagatellgrenzen in Kauf genommen werden, die sich maßgeblich nach dem Kriterium des vertretbaren Vollzugaufwands bzw. der Kapazitäten der zuständigen

Verwaltungseinheiten richten und somit letztlich politisch definiert werden. Andernfalls besteht die Gefahr, dass eine Indirekteinleiterabgabe lediglich neue Vollzugsdefizite hervorruft (Gawel et al. 2014: 144). Möglicherweise können Bagatellgrenzen einer bereits bestehenden ordnungsrechtlichen Regulierung Orientierung bieten. So beschränkt bspw. das Land Nordrhein-Westfalen die ordnungsrechtlich motivierte Überwachung von 22.000 Indirekteinleitern auf weniger als 1.000 mit relevanten Schadstofffrachten (MKULNV 2016: 140, 151).

Auf der anderen Seite können Indirekteinleitungen stets dort ohne Weiteres einer Abgabenregelung unterworfen werden, wo ausreichende Informationen zu ihrer Schädlichkeit etwa aufgrund bereits bestehender Regulierung verfügbar sind (Gawel et al. 2014: 150 f.). Ob auf ordnungsrechtlichem Wege gewonnene Informationen ausreichend sind zur Frachtbestimmung, wird davon abhängen, ob die Anzahl der Messungen in einem bestimmten Zeitraum angesichts der zeitlichen Schwankungen der Emissionsmenge einen hinreichend verlässlichen Rückschluss auf die Fracht zulässt, bzw. inwieweit die für eine Abgabe für erforderlich gehalten Anzahl von Messungen die Anzahl der vorhandenen Messungen übersteigt.

Ad 2: In Hinblick auf die Frage, ob eine Indirekteinleiterabgabe die Abgabepflicht der zentralen Kläranlagen in Bezug auf die per Indirekteinleiterabgabe erfasste Schadstofffracht erübrigt, ist in erster Linie zu prüfen, inwieweit potenzielle Größenvorteile zentraler Behandlungslösungen dann noch realisiert werden. Tatsächlich hätten zentrale Kläranlagen in diesem Fall keinen Anreiz mehr, die ihr überlassenen Emissionen weiter zu vermindern. Diese würden angesichts einer Abgabenbefreiung unbehandelt in Gewässer eingeleitet werden. Um eine effiziente kombinierte Behandlung von Direkt- und Indirekteinleitern zu gewährleisten, müsste daher parallel zur Indirekteinleiterabgabe ein alternatives Anreizinstrument etabliert werden. Denkbar wäre etwa eine Subvention, welche die zentrale Kläranlage für jede vermiedene Schadeinheit erhält, die ihr von einem abgabepflichtigen Indirekteinleiter überantwortet wurde. Da sich ein effizientes Ergebnis aber nur bei einer Subvention in Höhe der (Indirekteinleiter-)Abgabe einstellte, bleibt zu fragen, warum stattdessen nicht gleich an der ggf. bereits bestehenden Abgabepflicht für Direkteinleiter festgehalten werden sollte. Gegenüber Subventionen bietet das Abgabensystem die Vorteile, dass es staatliche Einnahmen generiert anstatt u.U. zusätzliche Steuerlasten zur Finanzierung der Subventionsmittel erfordert, sowie dass es keine zusätzlichen Anreize für Markteintritte etabliert (Baumol / Oates 1988: 218 ff.).

Ad 3: Im Falle der parallelen bzw. additiven Abgabepflicht für Direkt- und Indirekteinleiter muss verhindert werden, dass es zu einer Doppelveranlagung von Schadstofffrachten kommt, schon allein, weil dies zu einer Verzerrung der Vermeidungsentscheidungen führen würde. Hierfür stehen zwei Möglichkeiten zur Verfügung (s. auch Gawel / Ewringmann 1994a: 42 -44): Entweder kann die

Indirekteinleiterabgabe um den Betrag der Abwasserabgabe vermindert werden, der von der zentralen Kläranlage für die aus dem Indirekteinleiterabwasser verbliebenen Schadstofffrachten zu zahlen ist. Alternativ kann das kommunale Benutzungsentgelt um den Betrag der Indirekteinleiterabgabe vermindert werden. Hierbei ist auch die Verteilung der Einnahmen aus Entgelten und Abgaben an ggf. verschiedene Gebietskörperschaften zu beachten (ebd.).

5.4.6 Zusammenfassung

Unter der gegenwärtigen Bedingung meist nicht verursachergerechter Benutzungsentgelte zentraler Kläranlagen können die Kosten der Abwasserbehandlung u.U. verringert werden, wenn an die zentrale Kläranlage angeschlossene Indirekteinleiter ihr Abwasser verstärkt selbst behandeln oder ihren Indirekteinleiterstatus sogar vollständig aufgeben (vollständig dezentrale Behandlung, d.h. Direkteinleitung). Effizienzvorteile einer kombinierten oder zunehmend dezentralen Behandlung können darin begründet liegen, dass sich Schadstofffrachten am Ort ihres Anfalls effizienter behandeln lassen als im Anschluss an den Transport über ein öffentliches Kanalnetz, der in vielen Fällen mit einer starken Verringerung der Schadstoffkonzentrationen und infolge dessen erhöhten Behandlungskosten einhergeht. Darüber hinaus kann die Möglichkeit der Nutzung integrierter Vermeidungsverfahren Einsparpotenziale eröffnen. Auch in ökologischer Hinsicht können sich Vorteile einer effizienteren Regulierung von Indirekteinleitern ergeben (Vermeidung von Rohemissionen). Aufgrund der mit einer kombinierten Behandlung einhergehenden Doppelbelastung von Indirekteinleitern mit den Fixkosten sowohl der zentralen als auch der dezentralen Behandlung sind Effizienzgewinne tendenziell eher aus einem Wechsel des Einleiterstatus (von Indirekt- zu Direkteinleiter) zu erwarten, als von einer Verschiebung des Verhältnisses von kombinierten Vermeidungsmaßnahmen zwischen Direkt- und Indirekteinleiter.

Eine kostenminimale Aufteilung der Vermeidungsanstrengungen zwischen zentraler Kläranlage und gewerblichen bzw. industriellen AbwassererzeugerInnen erfordert den Ausgleich der (langfristigen) Grenzvermeidungskosten analog zur Situation zweier unabhängiger Emittenten. Hierzu kommt es, wenn zentrale Kläranlagen sowie die an sie angeschlossenen Indirekteinleiter mit identischen Vermeidungsanreizen konfrontiert werden. Ein entsprechendes Anreizsystem lässt sich allerdings nicht im erstbesten Sinne optimal bewerkstelligen: Transaktionskosten (Informationsbeschaffungskosten) werden in der Regel verhindern, dass eine Regulierungsinstanz sämtliche Indirekteinleiter mit einer Abgabe belegt, was insbesondere für Kleinstemittenten wie private Haushalte gilt, aber auch für gewerbliche AbwassererzeugerInnen, wenn diese in einer hohen Zahl vorliegen. Ebenfalls verhindern Transaktionskosten, dass ein ausschließlich an zentrale Kläranlagen adressierter Abgabeanreiz in korrekter Weise, also als schädlichkeitsbezogenes Benutzungsentgelt an alle angeschlossenen Indirekteinleiter

weitergewälzt wird. Doch auch bei vollständiger Informationslage würden Benutzungsentgelte kommunaler Kläranlagen oftmals verzerrende Anreizsignale senden, da sie in der Gegenwart eines Kostendeckungsgebotes neben den abgabenbezogenen Zahllasten auch Vermeidungskosten reflektieren. Unter der Bedingung sinkender Grenzvermeidungskosten würde eine (effiziente) Grenzkostenbepreisung aber zu Gewinnen führen.

Liegen die Steuerungskompetenzen für eine Abgabe einerseits und kommunale Benutzungsentgelte andererseits auf unterschiedlichen politischen Ebenen, muss eine kostenminimierende Lösung jenseits einer Reform der Entgeltstrukturen gesucht werden. Es liegt nahe, stattdessen die Option der direkten Abgabepflichtigkeit von Indirekteinleitern unter Berücksichtigung der damit verbundenen Transaktionskosten zu prüfen (Indirekteinleiterabgabe).

Demnach sollten alle Indirekteinleiter in den Geltungsbereich der Abgabe einbezogen werden, bei denen die Effizienzverluste unter den gegenwärtigen Entgeltregimen umfangreicher ausfallen als die Transaktionskosten der Abgabenerhebung und Überwachung. Eine entsprechende Auswahl an Indirekteinleitern gestaltet sich in der Praxis jedoch schwierig, da insbesondere die Effizienzverluste bzw. die potenziellen Effizienzgewinne einer Indirekteinleiterabgabe schon allein aufgrund der Unkenntnis der ReguliererIn über die Vermeidungskosten von Direkt- und Indirekteinleitern kaum verlässlich beziffert werden können. Auch müssten alle gegenwärtigen kommunalen Entgeltsysteme sowie ihre tatsächliche Anwendungspraxis (z. B. Starkverschmutzerzuschläge) hierbei Berücksichtigung finden, da die Effizienzgewinne einer Indirekteinleiterabgabe umso höher ausfallen, je weiter die gegenwärtige Anreizstruktur von der einer Indirekteinleiterabgabe abweicht. Erschwert werden Schätzungen zu möglichen Effizienzgewinnen weiterhin dadurch, dass die Initiierung zusätzlicher dezentraler Vermeidungskapazitäten durch eine Indirekteinleiterabgabe Überkapazitäten und damit versunkene Kosten auf Seiten der kommunalen Kläranlagen verursachen kann, diese Kosten aber ebenfalls nicht bekannt sind. Generell legen die hohen Kapitalkosten in der öffentlichen Abwasserentsorgung nahe, die Einführung einer Indirekteinleiterabgabe zeitlich mit einer flächendeckend anstehenden Erneuerung der betreffenden Infrastruktur abzustimmen, um Effizienzverluste im Zusammenhang mit versunkenen Kosten zu verringern.

Die Auswahl von AdressatInnen einer Indirekteinleiterabgabe kann daher nur indiziengestützt erfolgen. Relevant sind hierbei u.a. der Umfang der Indirekteinleiterfrachten, das Kostenverhältnis zwischen zentraler und dezentraler Behandlung, sowie die Struktur bestehender Nutzungsentgelte zentraler Kläranlagen. Darüber hinaus ist in der durch instrumentelle Mischlösungen geprägten Praxis der Grad der Verzerrung der Vermeidungsanreize für Indirekteinleiter zu beachten, der von ordnungsrechtlichen Anforderungen an diese ausgeht.

Soll auf Basis dieser Kriterien eine Indirekteinleiterabgabe etabliert werden, muss weiterhin in Bezug auf Stoffe, die dann sowohl dezentral als auch zentral behandelt werden, geklärt werden, wie eine Doppelveranlagung der betroffenen Frachten vermieden werden kann. Schließlich kann eine zentrale Kläranlage für diese Frachten nicht einfach abgabefrei gestellt werden, da ansonsten die Vorteile der kombinierten Behandlung abermals ausbleiben (hier dann nunmehr mit dem Unterschied, dass anstelle einer ausschließlichen zentralen Behandlung dann eine ausschließlich dezentrale Behandlung erfolgt). Zur Vermeidung einer Doppelveranlagung sind verschiedene Anrechnungsverfahren denkbar, wobei die administrativ einfachste Variante in der Verminderung der Abgabeschuld um den Betrag des von der zentralen Kläranlage erhobenen Benutzungsentgeltes zu sehen ist.

5.5 Kostenwiderstände

5.5.1 Einleitung

Umweltabgaben auf Emissionen in Gewässer haben inzwischen eine weite Verbreitung erfahren (für Europa s. EEA 2016: 21). Oftmals ist die Anreizwirkung dieser Instrumente jedoch zu gering, um die politisch definierten Umweltziele zu erreichen bzw. spürbare Reallokationseffekte zu bewirken. Neben dem Umstand, dass Umweltabgaben häufig parallel zu weiterhin bestehenden ordnungsrechtlichen Vorgaben eingesetzt werden (s. Abschnitt 0), sind zu geringe Abgabesätze eine häufige Ursache für die mangelnde Wirkmächtigkeit (Glachant 2002: 3; für Beispiele im Abwassersektor s. Gawel et al. 2014 mit Bezug zu Deutschland; Rákosi et al. 2015 (Ungarn) und Thomas 1995 (Frankreich)).

Ein wichtiges Erklärungsmuster hierfür ist, dass der Übergang von einem rein ordnungsrechtlichen Steuerungsmechanismus hin zu einer Abgabenlenkung (oder einem Wirkungsverbund mit Abgabenkomponente) zur Kostenpflichtigkeit vormals kostenfreier (Restverschmutzungs-) Emissionen im rechtlich zulässigen Bereich führt (Baumol / Oates 1988: 237-240; Benhear / Stavins 2007: 123; Bovenberg et al. 2005: 952; Jenkins 2014: 469; Tietenberg 1985: Kap. 5). Somit müssen Emittenten zusätzlich zu ihren Vermeidungskosten auch Abgabenzahlungen für nicht vermiedene Schadeinheiten entrichten. Bereits die Aussicht auf entsprechend erhöhte finanzielle Belastungen führt in der Regel zu politischen Widerständen der betroffenen AkteurInnen, die sich in zu geringen Abgabesätzen niederschlagen können (Felder / Schleiniger 2002; Gawel 1995).

In der theoretischen umweltökonomischen Literatur werden diese Widerstände häufig nicht ausreichend beachtet: Krutilla und Krause (2010) diagnostizieren in diesem Zusammenhang gar „universally disregarded political transaction costs“ (304). Allerdings ist insbesondere in der Diskussion um marktbasierende Klimaschutzinstrumente, allen voran um

handelbare Treibhausgasemissionszertifikate, die kostenlose Zuteilung der Zertifikate als Strategie zu Verringerung politischer Widerstände (bzw. als deren Konsequenz) präsent (z. B. Anger et al. 2008; Bovenberg / Goulder 2001; Lai 2008; Markussen / Svendsen 2005). Im Kontext von Umweltabgaben kommen Belastungs- bzw. Verteilungsfragen in aller Regel in Verbindung mit Vorschlägen für Energie- bzw. Treibhausgassteuern oder eine ökologische Steuerreform zur Sprache. Dabei dominieren thematisch die tendenzielle Regressivität von Umweltsteuern bzgl. privater Haushalte (z. B. Bento 2013; Boyce 2018; Ekins et al. 2011; Fullerton 2011; Hassett et al. 2007; Parry et al. 2005; Walls / Hanson 1996), sowie die regionale Verteilung der Markt- und Preiswirkungen oder internationale Wettbewerbsfähigkeit (z. B. Hassett et al. 2007; Kennedy 1994; Mathur / Morris 2012). Noch stärker fällt diese Fokussierung bei wasserbezogenen Abgaben aus: Während eine umfangreiche Literatur zur Neutralisierung der regressiven Effekte uniforme Wassernutzungsentgelte v.a. bzgl. privater Haushalte existiert (s. die Übersichten von Hoque / Wichelns 2013; Lehmann 2011; Zetland / Gasson 2013), erzeugen Widerstände aus Gewerbe und Industrie gegen Wassernutzungsabgaben kaum Resonanz.

Die aus diesen Widerständen resultierende „Deformation“ (Karl / Ranné 1995) von (Abwasser-)Abgaben drängt die Frage auf, ob eine Minderung der finanziellen Belastung der Emittenten umgesetzt werden kann, bei der die Lenkungswirkung vollständig oder zumindest weitestgehend gewahrt bleibt. Zur Beantwortung soll im Weiteren zum einen auf die umweltökonomische Literatur Bezug genommen werden, in der Kostenwiderstände im Zusammenhang mit Abgabenlösungen problematisiert wurden (Jenkins 2014; Felder / Schleiniger 1999; Fredriksson / Sterner 2005; Gersbach / Requate 2004; Sterner / Höglund Isaksson 2006). Zum anderen sollen zusätzlich zu dem hierbei im Vordergrund stehenden Vorschlag der Aufkommensrückerstattung auch Belastungsminderungsoptionen in Form von Verrechnungsklauseln und alternativen Tarifgestaltungen vergleichend analysiert werden, da diese in der Praxis nicht selten anzutreffen sind (Gawel et al. 2014; Rákosi et al. 2015).

5.5.2 Ursachen und Folgen von Kostenwiderständen

Aus Sicht der Verfügungsrechtetheorie bedeutet der Wechsel von ordnungsrechtlichen Emissionsbegrenzungen hin zu einem Instrument, das auch die Restverschmutzung kostenpflichtig stellt, in aller Regel eine Umverteilung von Eigentumsrechten von den Emittenten hin zum Staat (Bovenberg et al. 2005: 952; Vatn 2005: 375 - 377). Selbst wenn der betreffende Sektor durch die Anwendung eines preissteuernden Instruments seine Vermeidungskosten gegenüber einer Auflagenlösung verringern kann, dürfte die ergänzende Abgabenbelastung oftmals zu einer höheren Gesamtbelastung führen.

In Abbildung 25 ist dieser Effekt grafisch dargestellt. Angenommen wird hier ein individueller Emittent, auf den unter der bestehenden ordnungsrechtlichen Regelung der

i -te Anteil der im Aggregat zu vermeidenden Emissionsminderungsmenge \bar{E} entfällt. Seine Vermeidungskosten belaufen sich auf $\frac{\bar{E}}{i} e_1^0 CA$. Wird die ordnungsrechtliche Regelung durch eine Abgabenslösung ersetzt, kann er annahmegemäß aufgrund sektoral überdurchschnittlicher Grenzvermeidungskosten seinen Vermeidungsaufwand um den Betrag $\frac{\bar{E}}{i} e^* BA$ auf $e^* e_{max} CB$ verringern. Gleichzeitig muss er nun jedoch zusätzlich eine Abgabe auf die bislang kostenfreie Restverschmutzung in Höhe von $0e^* Bt$ entrichten. Seine Gesamtbelastung steigt daher trotz verringerter Vermeidungskosten um $0e^* Bt - DBA$. Wird die Abgabe nicht ersatzweise, sondern zusätzlich zur ordnungsrechtlichen Anforderung etabliert, steigen seine Gesamtkosten sogar auf $0e_1^0 CADt$. Von der ursprünglichen Ressourcennutzungsrente im Restverschmutzungsbereich in Höhe von $\frac{0\bar{E}}{i} AF$ verbleiben dem Emittenten nur noch tBF (Abgabe ersetzt ordnungsrechtliche Regulierung) bzw. $tDAF$ (Abgabe ergänzt ordnungsrechtliche Regulierung).

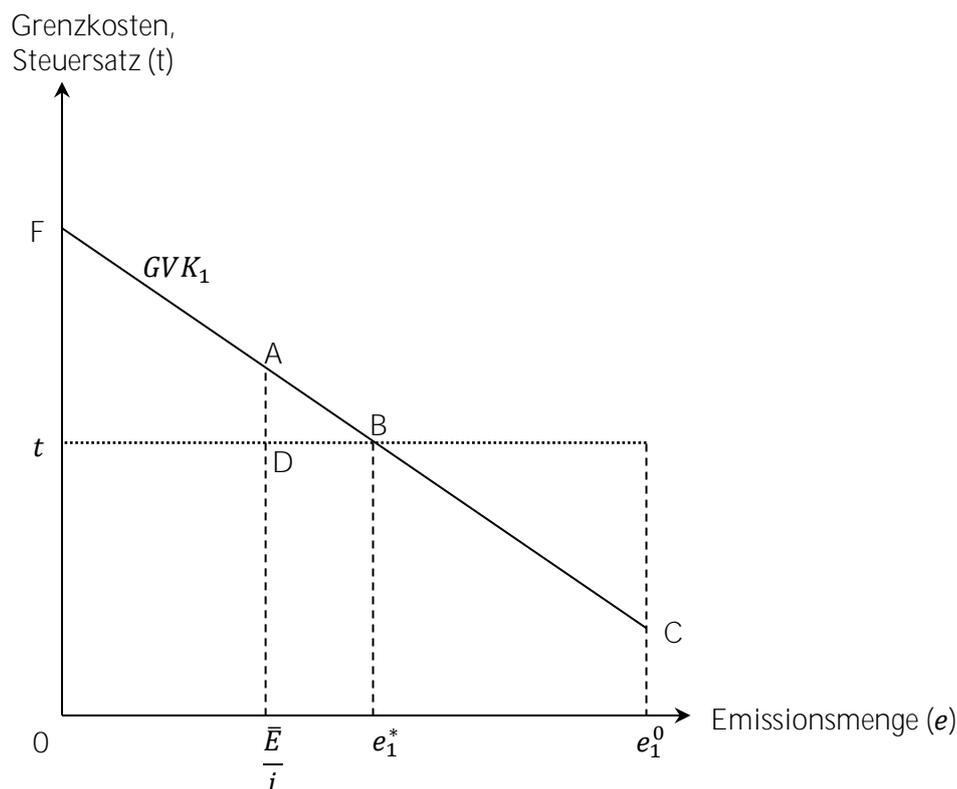


Abbildung 25: Zusatzbelastung durch Umweltlenkungsabgaben
(Quelle: Eigene Darstellung).

Aus dieser Sicht sind Widerstände der Emittenten gegen Abgabenslösungen unvermeidlich. Sie werden umso höher ausfallen, je umfangreicher die

Ressourcennutzungsrente bzw. der potenzielle Gewinn aus Widerstandsaktivitäten erscheint (Krutilla / Krause 2010: 292 f.). Hierfür relevant ist auch, in welchem Umfang ein Teil der Ressourcennutzungsrente entsprechend der Preiselastizitäten von Angebot und Nachfrage und ggf. marktlichen Machtverhältnissen zwischen Emittent und den Nachfragern von emissionsintensiven Produkten bzw. von Behandlungsleistungen an letztere weitergereicht werden muss. Da mit zunehmender Annäherung des institutionellen Kontexts an einen vollkommenen Markt der Profit sinkt, steht zu erwarten, dass der politische Widerstand auch mit dem Vermachtungsgrad auf den jeweiligen Markt variiert. Zwar können auch Konsumenten politischen Druck ausüben, aufgrund ihrer vergleichsweise hohen Anzahl und eines häufig geringeren Organisationsgrads fällt dieser in der Regel aber eher gering aus (Krutilla / Krause 2010: 293). Generell ist also die marktliche und politische Machtposition der Emittenten ein Prädiktor für die Schwierigkeit, stringente Umweltabgaben einzuführen (Ward / Cao 2012).

Mit Blick auf eine Abwasserabgabe ist aufgrund der potenziellen Abgabepflichtigkeit weiter Teile von Gewerbe und Industrie insbesondere aus vermachteten Sektoren (aber nicht nur) bereits angebotsseitig mit starkem Gegenwind zu rechnen. Dazu zählen auch Widerstände von Verbänden kommunaler Unternehmen sowie der Kommunen selbst. Als Betreiber öffentlich-rechtlicher Abwasserentsorgungsunternehmen haben diese ebenfalls ein Interesse an geringen Kosten bzw. mittelbar Gebührenbelastungen für ihre Einwohner und können zudem in ihrer Eigenschaft als politische AkteureInnen noch direkter auf die aus ihrer Sicht bedrohlichen legislativen Aktivitäten Einfluss nehmen.

5.5.3 Optionen zur Verringerung von Kostenwiderständen

Diese Einflussnahme führt nicht nur zu ggf. aus Sicht der Gesetzgeberin unzureichenden Abgabesätzen oder anderweitigen, anreizmindernden Regelungen (Ermäßigungen, Ausnahmen etc., s. z. B. Gawel et al. 2014: 285 ff.), sondern auch zum volkswirtschaftlich unproduktiven Einsatz von Ressourcen mit dem Ziel der Blockade des drohenden teilweisen Entzugs der Ressourcennutzungsrente per Abgabe durch den Staat. Daher sollten Kostenwiderstände abgebaut werden, wenn dies lenkungsneutral oder zumindest mit geringeren verzerrenden Wirkungen möglich ist.

Aus institutionenökonomischer Sicht ist also eine Lösung gesucht, welche die Allokationseffekte einer (geplanten) Abgabenregelung so weit wie möglich unangetastet lässt, die Kostenbelastung der Emittenten aber verringert. Grundsätzlich ist hier an eine die Abgabe ergänzende Subvention zu denken, wobei unterschiedliche Ausgestaltungen möglich sind, etwa dahingehend, wie eine Subvention finanziert wird (Aufkommensrückerstattung oder Steuerfinanzierung), in welchem Umfang sie erfolgt (vollständige oder teilweise Kompensation der abgabenspezifischen Zahllast) und ob sie an

bestimmte Voraussetzungen geknüpft ist bzw. mehr bezweckt als die Verringerung von Kostenwiderständen (weitergehende Emissionsminderungen).

Bevor in den folgenden Abschnitten der Frage der konkreten Ausgestaltung nachgegangen wird, soll aber zunächst beleuchtet werden, inwieweit eine allokatonsneutrale Subventionskomponente im Rahmen einer Abgabenlenkung überhaupt möglich ist und welche Bedeutung das für die Ausgestaltung des zuletzt genannten Instruments hat. Zwar zeigt sich etwa zunächst im Rahmen eines partiellen Gleichgewichtsmodells eine pauschale, d.h. an keinen emissionsrelevanten Handlungsparameter geknüpfte Subventionszahlung als irrelevant für den durch die Abgabe etablierten Emissionsminderungsanreiz, da Pauschalbeträge im marginalen Optimierungskalkül keinerlei Rolle spielen. So weisen die aus der Profitfunktion mit q als Output, μ als Emissionsintensität, der Emissionsmenge $e = q\mu$ und dem Subventionsparameter s

$$\max_{q,\mu} \pi = pq - c(q, \mu) - te(q, \mu) + s \quad (1)$$

resultierenden Optimierungsbedingungen erster Ordnung keinerlei Bezug zur Subvention auf:

$$\frac{\partial \pi}{\partial q} : p - \frac{\partial c}{\partial q} - t\mu \stackrel{!}{=} 0 \quad (2)$$

$$\frac{\partial \pi}{\partial \mu} : -\frac{\partial c}{\partial \mu} - tq \stackrel{!}{=} 0 \quad (3)$$

Sowohl in der Totalanalyse als auch in langfristiger Hinsicht ist dieses Ergebnis jedoch irreführend. Zum einen verweist die Literatur zur ‚doppelten Dividende‘ von Umweltabgaben darauf, dass aufkommensgenerierende Instrumente unter günstigen Umständen zusätzliche Wohlfahrtsgewinne ermöglichen, wenn das Aufkommen zur Senkung verzerrender Steuern verwendet würde (für eine Übersicht s. Jaeger 2012; mit Bezug zum Abwassersektor s. Kilimani et al. 2015). Wird das Abgabenaufkommen hingegen an die Emittenten rückverteilt, entfällt dieser wohlfahrtsmehrende Effekt.

Zum anderen sind mit der Subventionierung von Emittenten Einkommenseffekte verbunden, die das langfristige Allokationsergebnis eines Steuerungsmechanismus beeinflussen. Aufgrund der Unsicherheiten darüber, ob es in einem durch zahlreiche Verzerrungen geprägten Marktsystem überhaupt zu einer Doppelten Dividende in nennenswertem Umfang kommt (skeptisch z. B. Endres 2000: 194 f.; s. auch Bosquet 2000; a.A. Jenkins 2014: 468), wird im Weiteren den Einkommenseffekten einer Subventionskomponente besondere Aufmerksamkeit geschenkt.

Die Rolle der Einkommenseffekte von Umweltabgaben ist vielschichtig und war in der umweltökonomischen Literatur Gegenstand teils heftiger Kontroversen. So ist nicht ungewöhnlich, in der Literatur die Infragestellung der Relevanz dieser Effekte anzutreffen (Aldy / Pizer 2008: 14 f.; Bovenberg et al. 2005: 952; indirekt Glachant 2002: 4). Eine solche Position vernachlässigt allerdings die Tatsache, dass der Einkommensentzug einer Abgabe oder die Einkommensaufstockung einer Subvention unausweichlich allokativen Wirkungen hat, da beides die Profite bzw. Preise und Angebotsmenge der abgabepflichtigen Sektoren beeinflusst und damit auch – über die Veränderung der Rentabilität der dort eingesetzten Produktionsfaktoren sowie der Güternachfrage – die Emissionsmenge (Gawel 2001: 32; Burtraw / Palmer 2007: 1 f.).

Baumol und Oates (1988: 211 - 234) haben die Bedeutung der Einkommenseffekte in einem Szenario analysiert, in dem eine Emissionsabgabe durch eine Emissionssubvention ersetzt wird. Formal ist dieser Steuerungsansatz zunächst identisch mit der in (1) dargestellten kurzfristigen Analyse der Abgabelösung, die um eine pauschale Subvention ergänzt wird, weshalb das Ergebnis auch für subventionsbasierte Maßnahmen zur Minimierung der Kostenwiderstände von Abgaben aufschlussreich ist. Bildet s eine Emissionssubvention für jede Emissionseinheit, um welche die maximale Emissionsmenge e_0 vermindert wird, so stellt sich die Zielfunktion mit dem Optimierungsparameter Emissionsmenge (e) wie folgt dar:

$$\max_{q, \mu} \pi = pq - c(q, \mu) + s(e_0 - e(q, \mu)) \quad (4)$$

Dies entspricht

$$\max_{q, \mu} \pi = pq - c(q, \mu) - se(q, \mu) + se_0 \quad (5)$$

und ist unter der Annahme von $s = t$ äquivalent mit dem Optimierungskalkül von (1), wobei der Subventionsumfang hier auf $s = te_0$ spezifiziert ist. Baumol und Oates (1988: 218 ff.) argumentieren nun, dass das hiermit bewirkte Allokationsergebnis in langfristiger Hinsicht keineswegs identisch ist mit dem einer reinen Abgabelösung. Hierzu muss die Auswirkung auf die Größe des Marktes betrachtet werden (Abbildung 26): Im hier gezeigten Beispiel eines repräsentativen Emittenten (links) führt die Einführung einer Emissionsabgabe t zu einer Parallelverschiebung der Grenzkostenkurve entlang der Ordinate von GK_M hin zu GK_t . Das kann so interpretiert werden, dass die Emissionsminderung ausschließlich durch technische Vermeidungsmaßnahmen erfolgt, während eine Reduzierung der produzierten Gütermenge q_i aufgrund höherer Kosten ausbleibt. Die Einführung einer individuell anreizneutralen Subvention s lässt die Grenzkostenkurve unverändert ($GK_t = GK_{t,s}$), verringert aber die Durchschnittskostenkurve von DK_t auf $DK_{t,s}$. Aufgrund der nun insgesamt verringerten Produktionskosten bzw. höheren Profite erfolgen zusätzliche Markteintritte (rechts). Grafisch verschiebt sich hierdurch die Angebotsfunktion des Sektors von $S(t)$ zu $S(t, s)$,

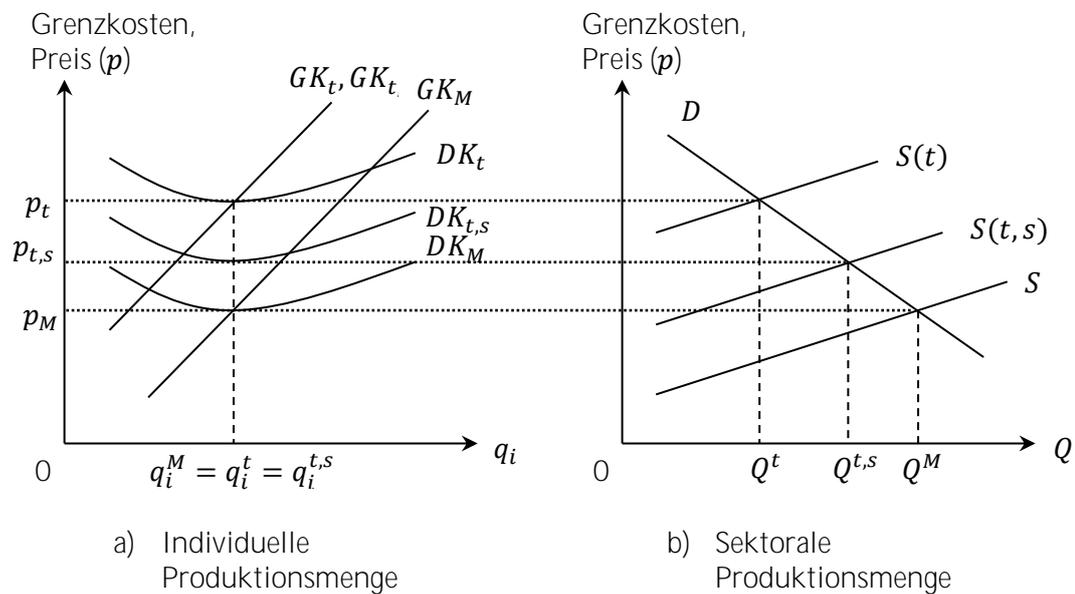


Abbildung 26: Auswirkungen einer Subvention auf einen repräsentativen Emittenten (links) sowie den betreffenden Sektor (rechts).
(Quelle: Leicht verändert nach Baumol / Oates 1988: 219).

wodurch sich die Produktionsmenge $Q^{t,s}$ einstellt, die höher ausfällt als die Menge Q^t (Abgabe ohne Subvention). Somit gilt das Coase-Theorem, demzufolge die initiale Allokation von Verfügungsrechten irrelevant für das Allokationsergebnis ist, nicht in der langen Frist (Karl 2000: 79).

Baumol und Oates (1988: 228 f.) und Spulber (1985) betonen, dass die bei einer Subvention erhöhte Angebotsmenge nicht optimal ist. Pezzey (2003) verweist allerdings auf widersprüchliche Ansichten in der Literatur und nennt als Ursache hierfür unterschiedliche Annahmen dahingehend, ob die Eigentumsrechte an der Umweltressource bei den Emittenten liegen oder nicht. Tatsächlich stellt bereits Spulber (1985: 106 f.) seinem Ergebnis den Hinweis bei, die Quasirente der Ressource müsse an die Gesellschaft übergehen, soweit diese als Eigentümer der Umweltressource betrachtet werden könne. Das lässt die Frage offen, inwieweit die Übereignung der Ressourcenrente mittels Subvention an die Emittenten – und die daraus resultierende Erhöhung der sektoralen Emissionsmenge – ineffizient ist. Werden die Eigentumsrechte ursprünglich den Verschmutzern zugeschrieben, könnte die Marktgröße im Rahmen einer Abgabenlösung als zu gering betrachtet werden (Vatn 2005: 375). Es läge gewissermaßen eine staatliche Aneignung des dem Eigentümer des Produktionsfaktors Umwelt zustehenden Faktorerelöses vor. Dem ist entgegenzuhalten, dass die Zuordnung der Faktorrente zum Eigentümer diesen für dessen Kosten zur Bereitstellung des Faktors

entschädigen soll. Bei Umweltgütern entfallen die ‚Bereitstellungskosten‘ (in diesem Fall die Kosten des Verzichts auf die Nutzung der Ressource) aber in aller Regel auf Teile der Gesellschaft, womit eine Subvention in dieser Höhe dem Emittenten eine Rente im Sinne eines ökonomischen Profits zuschreibt. Zu beachten ist dabei aber auch, dass – werden eine Abgaben- und eine Subventionslösung in gleicher Höhe betrachtet – die unterschiedlichen Marktgrößen unterschiedliche Emissionsmengen im Aggregat bedeuten. Das wiederum impliziert unterschiedliche Grenzschäden, was eine Anpassung eines oder beider Instrumente erforderlich werden lassen könnte. Am Ende dieses Anpassungsprozesses könnte schließlich wieder die gleiche Marktgröße stehen.

Da im Kontext erheblicher Unsicherheit u.a. in Bezug auf den Verlauf der Grenzschadenskurve eine optimale Marktgröße nicht zu bestimmen ist, ist der Nutzen derartiger Überlegungen jedoch begrenzt. Das gilt in gleichem Maße für die ähnlich gelagerte These, eine Umweltabgabe würde Emittenten bei steigenden Grenzschadenskosten zu hohe Belastungen auferlegen (Ambec / Coria 2013; Collinge / Oates 1982; Hartwig 2007: 210; Kemper 1993: 30 Fn. 2; Verhoef 1999). Hierbei wird Anstoß genommen an der Tatsache, dass ein konstanter Abgabesatz bei steigendem Grenzschaden dem Emittenten Kosten aufbürdet, welche oberhalb der sozialen Kosten liegen (im Beispiel der Abbildung 27 entspricht die Abgabenslast der Fläche OE^*At , und übersteigt damit die sozialen Kosten im Umfang von OE^*A um OA).

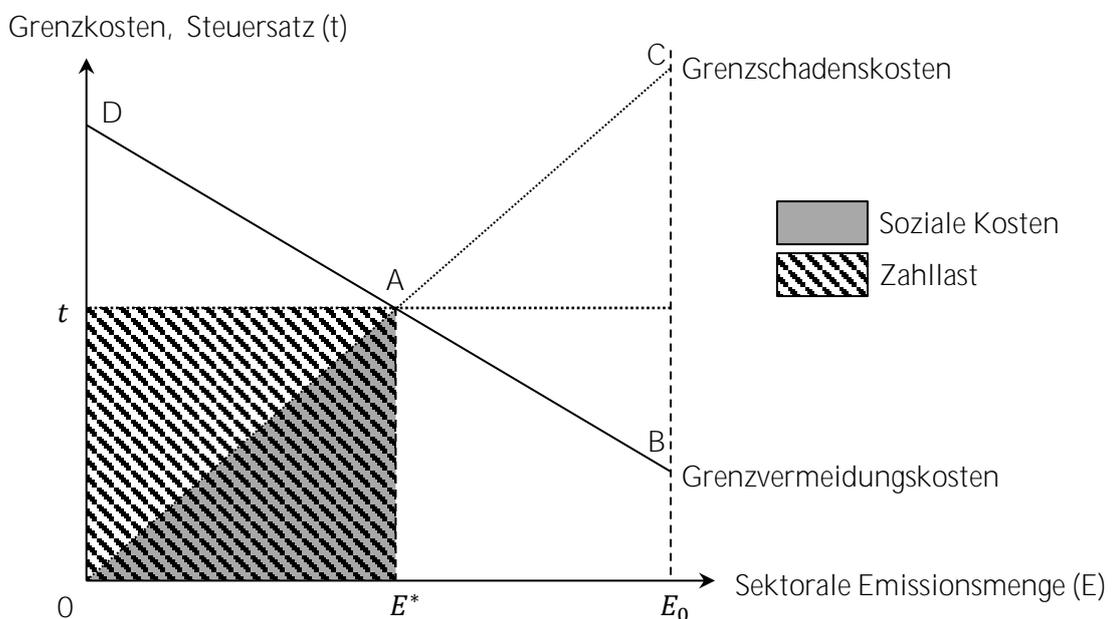


Abbildung 27: Zahllastbezogene Einkommenszugseffekte von Umweltabgaben (Quelle: Eigene Darstellung).

Unabhängig davon, ob das soziale Optimum verfehlt wurde oder nicht, bleibt die Kostenminimierungsbedingung (Ausgleich individueller Grenzvermeidungskosten) gewahrt. Es ist somit lediglich zu prüfen, ob das Emissionsergebnis das politische Ziel verfehlt. Da das infolge von Markteintritten der Fall ist, wäre zum Erreichen des gewünschten Emissionsmengenziels eine Anhebung des Abgabesatzes als direkte Konsequenz zur parallel erfolgenden Subventionszahlung erforderlich. Die Subventionierung wird damit teilweise konterkariert, aber nicht vollständig aufgehoben: Da eine Erhöhung des Abgabesatzes nicht nur mit erhöhten Abgabebzahlungen, sondern mit steigenden Vermeidungskosten einhergeht, muss der Abgabesatz nicht im Umfang des Subventionsatzes angepasst werden (s. Abbildung 28).

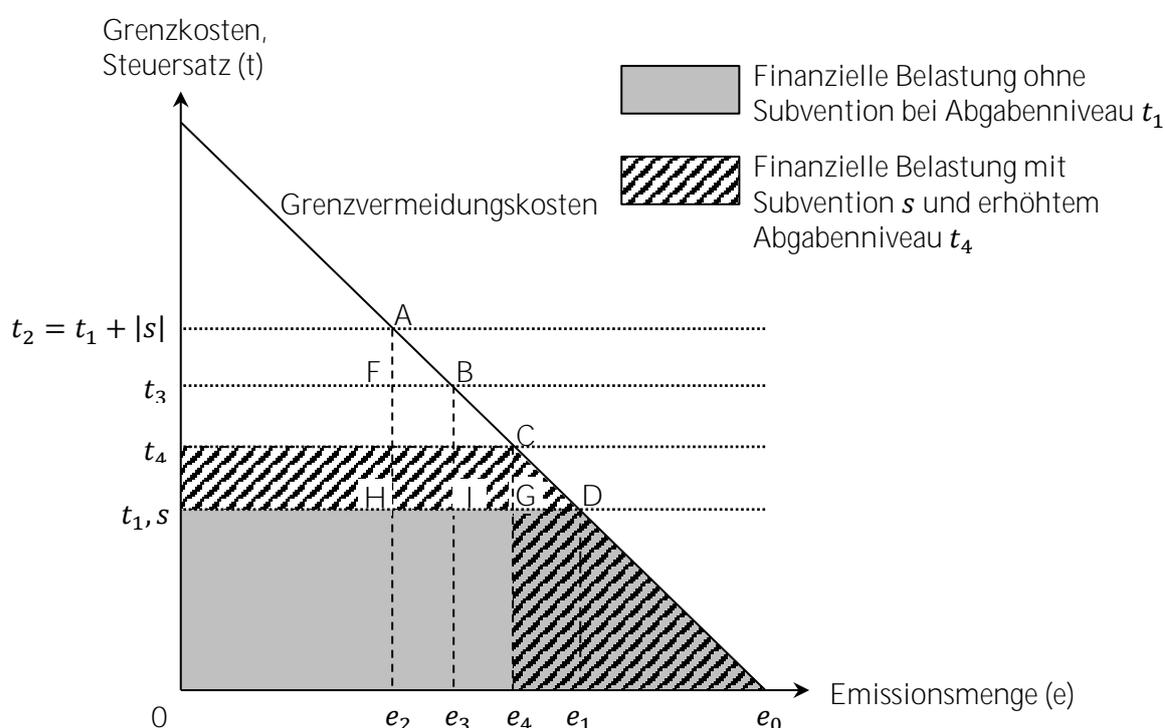


Abbildung 28: Vergleich der finanziellen Gesamtbelastung verschiedener Abgabesätze in Kombination mit einer anreizneutralen Subvention s (Quelle: Eigene Darstellung).

Im dargestellten Beispiel eines repräsentativen Emittenten führt zunächst der Abgabesatz t_1 zum Emissionsniveau e_1 . Wird die Abgabenschuld $0e_1Dt_1$ durch eine Subvention in Höhe von $s = t_1$ vollständig zurückerstattet, ist aufgrund der Verringerung der Durchschnittskosten mit zusätzlichen Markteintritten und steigenden Gesamtemissionen zu rechnen. Das mit einer isolierten Abgabe in Höhe von t_1 erreichte Emissionsziel wird also verfehlt. Würde nun aber aus diesem Grund der Abgabesatz um den Subventionsbetrag auf $t_2 = t_1 + |s|$ erhöht, nähme die finanzielle Gesamtbelastung des Emittenten von

$0e_0Dt_1$ auf e_2e_0A (Vermeidungskosten) plus t_1HAt_2 zu und stiege damit um den Betrag der Fläche HDA (Gesamtbelastung $0e_0At_2$ abzgl. der Subvention $0e_2Ht_1$). Das bedeutet, dass zur Wiederherstellung der ursprünglichen durchschnittlichen abgabeninduzierten Kosten ein Abgabesatz $< t_2$ ausreichend ist. In Abbildung 28 ist dies auf dem Niveau von t_3 der Fall: Die Summe aus der hier verbleibenden Netto-Abgabenschuld t_1IBt_3 und den Vermeidungskosten e_3e_0B entspricht hier dem Belastungsniveau der ursprünglichen isolierten Abgabe in Höhe von t_1 ($0e_0Dt_1$).

Würde der Abgabesatz so gewählt, dass sich im Mittel alle Emittenten einer unveränderten finanziellen Belastung gegenübersehen, würde die Subvention also keine zusätzlichen Markteintritte provozieren. Im Vergleich zur Ausgangslage (isolierte Abgabensteuerung) fiel nun allerdings die Emissionsmenge geringer aus ($e_3 < e_1$). Um das ursprüngliche Emissionsniveau zu bewahren, ist also ein Abgabesatz t_4 im Bereich von $t_1 < t_4 < t_3$ ausreichend. Dieser bewirkt gegenüber der isolierten Abgabe in Höhe von t_1 zwar eine Reduktion der finanziellen Gesamtbelastung des individuellen Emittenten (hier im Umfang der Differenz zwischen der Subvention $0e_4Gt_1$ einerseits, sowie der verbleibenden Abgabenschuld t_1Gt_4 sowie der Vermeidungskosten e_4e_0C andererseits) und somit zusätzliche Emissionen infolge von Markteintritten. Diese zusätzlichen Emissionen würden jedoch infolge des Versuch-und-Irrtum-Prozesses der Abgabesatzanpassung ausgeglichen durch die Verringerung der Emissionen der bestehenden Marktteilnehmer (im hier dargestellten fiktiven Beispiel von e_1 auf e_4).

Die grafische Analyse legt somit nahe, dass ein Entlastungseffekt unter Wahrung eines politisch gesetzten Emissionsziels auch langfristig möglich ist. Allerdings ist bei der hier betrachteten pauschalen Subventionierung – bei politisch fixiertem Emissionsziel – eine vollständige Rückerstattung des Aufkommens an den emittierenden Sektor ausgeschlossen. Zudem ist zu beachten, dass der Instrumentenmix aus Abgabe und Subvention auf dem zielneutralen Emissionsniveau e_4 höhere Vermeidungskosten nach sich zieht (hier: e_4e_1DC). Dieses Ergebnis ergibt sich aus der Notwendigkeit der erforderlich werdenden Erhöhung des Abgabesatzes, was höhere Vermeidungskosten impliziert. Hinzu kommen weitere zusätzliche Vermeidungskosten jener Emittenten, die neu in den Markt eintreten und ggf. ebenfalls in Vermeidungsmaßnahmen investieren müssen. Auch wenn eine Subventionierung also pauschal und damit in der statischen Analyse anreizneutral erfolgt, ergeben sich in dynamischer Hinsicht infolge der Nachsteuerung des Abgabesatzes sowohl kurz- als auch langfristige Anreizverschiebungen und damit wohlfahrtsmindernde Allokationswirkungen.

U.U. könnten diese wohlfahrtsmindernden Allokationswirkungen allerdings geringer ausfallen, wenn (1) erschwerte Bedingungen für Markteintritte bestehen, (2) Subventionen selbst zusätzliche Emissionsminderungsanreize setzen, oder (3) sich infolge von Marktmacht nicht sämtliche ökonomischen Profite in sinkenden Preisen und somit erhöhten Emissionsmengen niederschlagen:

Ad 1: Im Hinblick auf die unerwünschten langfristigen Anreizwirkungen von Subventionen sind der umweltökonomischen Literatur vereinzelt Optionen zur Begrenzung der subventionsinduzierten Markteintritte erwogen worden. So erwähnen bspw. Baumol und Oates (1988: 229 f.) zunächst die eher theoretische, da kaum praktikable Option, die durch Subventionen erhöhte Attraktivität eines Marktes durch die gleichzeitige Subventionierung aller anderen Märkte auszugleichen. Gleichermaßen politisch irrelevant ist die Möglichkeit, Subventionen langfristig anreizneutral zu gestalten, indem diese unabhängig von der Markteintritts- oder Austrittsentscheidung gezahlt werden. Das würde bedeuten, dass selbst an potenzielle Emittenten zeitlich unbegrenzte Subventionen gezahlt werden müssten (ebd., 215 f.). Am ehesten überzeugen kann der Vorschlag von Cato (2010), die langfristigen Fehlanreize einer Subvention durch eine zusätzliche Markteintrittssteuer zu eliminieren. Alternativ kann die Subventionszahlung Neuzugängen verwehrt werden (Pezzey 2003). Hier wäre allerdings zu fragen, inwieweit sich eine so herbeigeführte Konservierung der Marktgröße mit der Einbettung in einen dynamischen Kontext verträgt, in dem u.U. auch ohne Subvention Markteintritte erfolgen. Außerdem dürfte die hier geführte abstrakte Begründung für eine derartige Markteintrittssteuer einer politischen Umsetzung nicht gerade zuträglich sein.

Ad 2: Eine Abmilderung der widersprüchlichen bzw. sich gegenseitig teilweise aufhebenden langfristigen Anreizwirkungen von Abgabe (Verringerung des Marktes) und Subvention (Vergrößerung des Marktes) kann durch die Knüpfung der Subvention an eine Emissionsminderungsbedingung bewirkt werden. In diesem Fall wirkt die Subvention kurzfristig wie eine Erhöhung des Abgabesatzes (Gawel 1996c: 108 f.).

In Abbildung 29 würde die Einführung einer Subvention in Höhe des Abgabesatzes ($s = t_1$) zunächst ein identisches Ergebnis herbeiführen wie die Erhöhung des Abgabesatzes auf t_2 im Falle einer anreizneutralen Subvention in Abbildung 28. Der Emittent erhält lediglich einen Betrag im Umfang der Fläche $e_2 e_1 BC$ anstelle von $0 e_2 C t_1$ als Zuschuss, da die Bemessungsgrundlage der Subvention nun die Emissionsminderung darstellt und nicht mehr die verbleibende Abgabenzahlung. Beide Flächen sind hier annahmegemäß identisch. Insgesamt verringert sich nun jedoch seine Kostenbelastung auf die Summe aus verbleibender Abgabeschuld $0 e_2 C t_1$ und Vermeidungskosten $e_2 e_0 A$ abzgl. des Subventionsbetrags. Die Nettoveränderung beträgt $e_2 e_0 A - e_2 e_1 BC$. Damit kommt es zu zusätzlichen Markteintritten mit entsprechenden zusätzlichen Emissionen. Ob das ursprüngliche Emissionsziel verfehlt wird, hängt davon ab, ob der Aufstockungseffekt (hier: Verminderung der Emissionsmenge von e_1 auf e_2) im Aggregat überkompensiert wird durch die zusätzlichen Emissionen der neuen Marktteilnehmer.

Unabhängig davon führt auch eine anreizaufstockende Subvention zwangsläufig zur Erhöhung der aggregierten Vermeidungskosten: Da jegliche Subventionszahlung zu Markteintritten und somit erhöhten Emissionen führt, müssen diese durch erhöhte Emis-

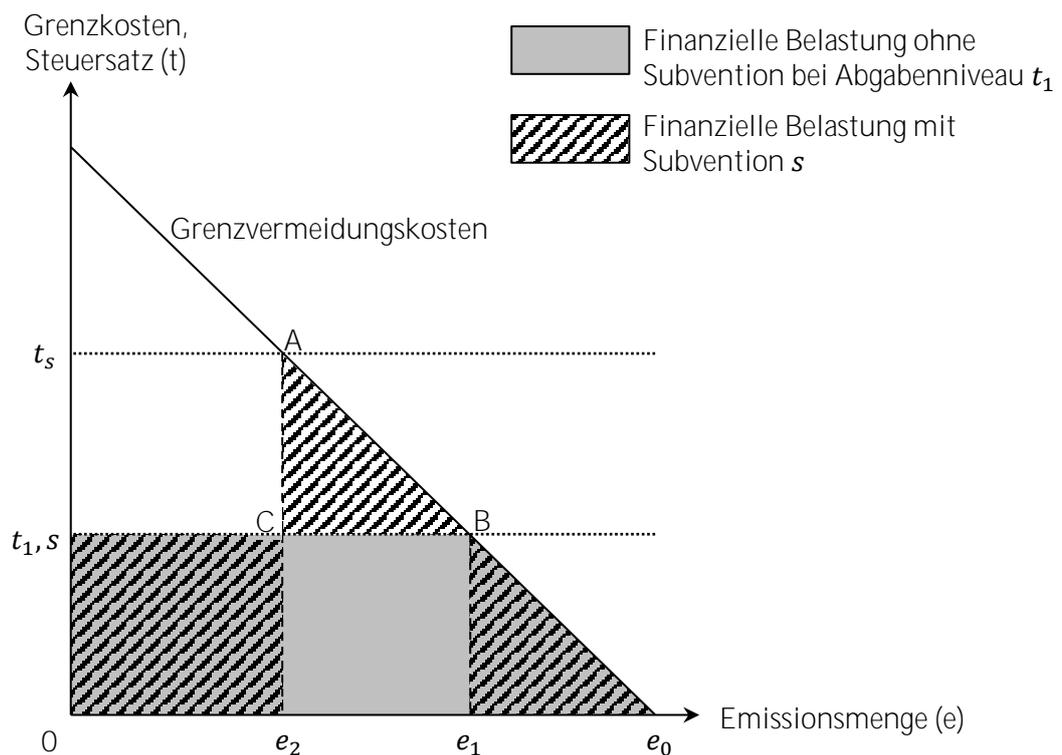


Abbildung 29: Vergleich der finanziellen Gesamtbelastung verschiedener Abgabensätze in Kombination mit einer anreizaufstockenden Subvention s (Quelle: Eigene Darstellung).

sionsminderungen der ursprünglichen Marktteilnehmer kompensiert werden. Der Unterschied zu einer anreizneutralen Subventionsstrategie besteht lediglich darin, dass die zusätzlich erforderlichen Emissionsminderungen nicht durch eine nachträgliche Korrektur des Abgabensatzes in die Wege geleitet werden müssen, sondern durch die Subvention selbst angereizt werden. Unabhängig von der instrumentellen Grundlage der Anreizstruktur muss aber das Anreizniveau in Abbildung 29 über dem Niveau t_1, s liegen, womit entsprechend höhere individuelle und aggregierte Vermeidungsausgaben verbunden sind.

Im Vergleich zu anreizneutralen Subventionen könnte zwar argumentiert werden, dass anreizaufstockende Subventionen in geringerem Umfang zu Markteintritten und somit Effizienzeinbußen führen, da der Netto-Entlastungseffekt aufgrund der gleichzeitig zu tragenden zusätzlichen Vermeidungskosten geringer ist. Das gilt aber nur unter der Prämisse, dass der Subventionssatz von vornherein fest- und nicht das Entlastungsmotiv im Vordergrund steht. Im letzteren Fall könnte einfach ein höherer Subventionssatz gewählt werden, etwa um trotz der zusätzlichen Vermeidungskosten eine vollständige oder weitgehende Aufkommensrückerstattung zu gewährleisten. Der Umfang der Markteintritte dürfte in diesem Fall identisch sein, womit es zu vergleichbaren Kostensteigerungen käme.

Ad 3: Inwieweit Subventionen zu unerwünschten Allokationswirkungen führen, hängt auch davon ab, ob sie in Gänze in die Preisbildung einfließen. Marktunvollkommenheiten und institutionelle Friktionen können den Preiseffekt und damit die langfristige Wirkung von Subventionen abmildern. Ursachen hierfür können Marktmacht privater Emittenten oder das Bestehen staatlicher Preisuntergrenzen sein, welche zur Bildung von ökonomischem Profit anstelle zu Preissenkungen führen.

Insbesondere der Bereich der öffentlichen Abwasserentsorgung ist durch die Abwesenheit von Wettbewerb gekennzeichnet (Marques / Simões 2010: 1). Sofern aber wie üblich ein Kostendeckungsgebot gilt (Hoque / Wichelns 2013: 477) und dieses auch umgesetzt wird, führt eine Subventionierung zu sinkenden Preisen und damit der Notwendigkeit der Nachsteuerung des Abgabesatzes. Eine gewichtige Ausnahme kann sich in der häufig anzutreffenden Konstellation einstellen, in der öffentliche Entsorgungsunternehmen formal unter der Ägide des Kostenunterdeckungsgebotes stehen und dennoch eine dauerhafte und substantielle Kostenunterdeckung aufweisen (Kauffmann 2011: 89; Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) 2012: 83-91; United States Government Accountability Office (GAO) 2010: 8). Entscheiden sich nämlich die Kommunen, ihre bestehenden lokalen Subventionen in dem Umfang zurückzufahren, in dem die kommunalen Kläranlagen von einer neu eingeführten Subvention profitieren, verringert sich ihre finanzielle Belastung im Zusammenhang mit der Bereitstellung von Abwasserbehandlungsdienstleistungen und dementsprechend tendenziell auch der politische Widerstand gegenüber einer Abgabenlenkung. Inwieweit derartige Marktunvollkommenheiten und institutionelle Restriktionen die langfristigen Markt- und Preiseffekte von Subventionen abmildern, kann jedoch nur im Einzelfall beurteilt werden.

Bevor in den folgenden Abschnitten näher betrachtet wird, welche konkreten Subventionsvarianten in welcher Weise Kostenwiderstände abzubauen in der Lage sind, soll der Vollständigkeit halber eine weitere These im Zusammenhang mit Einkommenseffekten von Abgaben kurz erwähnt werden, die zwischenzeitlich zu erheblichen Irritationen in der Debatte um Umweltabgaben geführt hat. Anlass hierfür waren einige Mitte der 1990er Jahre erschienene Aufsätze, welche die These vertraten, dass die mögliche wohlfahrtsfördernde Wirkung der Einkommenseffekte in einer zweitbesten Welt mit verzerrendem Steuersystem durch parallele wohlfahrtsmindernde Effekte wahrscheinlich überkompensiert würde (Bovenberg / Mooij 1994; Bovenberg / Goulder 1996; Parry 1995). Auf dieser Grundlage schlussfolgerte bspw. Zimmermann (1994), Abgaben sollten grundsätzlich durch alternative, aufkommensneutrale Instrumente wie etwa gratis zugeteilte handelbare Emissionszertifikate ersetzt werden. Der hier angesprochene so **genannte** „*tax interaction effect*“ stellte sich jedoch als Artefakt infolge mathematischer und weiterer methodischer Fehler, sowie der Vernachlässigung empirischer Anomalien im Zusammenhang mit dem Faktor Arbeit heraus (Jaeger 2012: 217-221). Er kann somit in der weiteren Diskussion außer Acht gelassen werden.

Als Zwischenergebnis der Analyse der Verwendung von Subventionen zur Senkung von Kostenwiderständen kann festgehalten werden, dass Subventionen zwar kurzfristig anreizneutral sein können, langfristig aber durch zusätzliche Anreize für Markteintritte zu Emissionserhöhungen führen, wodurch die Abgabenlenkung teilweise konterkariert wird. Findet daraufhin eine Nachsteuerung des Abgabesaßes statt (Standard-Preis-Ansatz), kommt es zu höheren Vermeidungskosten gegenüber einem Szenario ohne Subventionskomponente. Dieser Effekt schließt auch anreizaufstockende Subventionen ein, da der Abgabesaß hier aufgrund zusätzlicher Markteintritte nicht um den Subventionsbetrag vermindert werden kann und das erforderliche aggregierte Anreizniveau somit oberhalb dessen liegt, was bei isolierter Abgabenlenkung ausreichend ist. Im Kontext einer Demeritorisierungsabgabe hingegen, bei der in Abwesenheit eines punktförmigen ökologischen Ziels ggf. keine Zielverfehlung festgestellt wird und eine Nachsteuerung des Abgabesaßes folglich u.U. unterlassen wird, schlagen sich Subventionen hingegen – aufgrund zusätzlicher Markteintritte – in der Reduzierung der ökologischen Effektivität des Instruments nieder.

Im Weiteren werden die verschiedenen Subventionsvarianten Aufkommensrückerstattung, Verrechnung und Freibetrag untersucht. Erkenntnisinteresse ist dabei, welche besonderen Anreizwirkungen von ihnen ausgehen und welche Subventionsvariante folglich vorzugswürdig ist.

5.5.4 Variante I: Rückerstattung des Abgabenaufkommens

Resultiert der erhöhte politische Widerstand gegen Umweltabgaben aus der zusätzlichen finanziellen Belastung im Restverschmutzungsbereich, also aus dem an den Staat fließenden Abgabenaufkommen, kann zur Erhöhung der Akzeptanz eine vollständige oder zumindest teilweise Rückerstattung des Aufkommens erwogen werden. Der Gesamtumfang der Subventionszahlung ist in einem Markt mit n Emittenten ($i = 1, \dots, j, \dots, n$) festgelegt auf $S = \theta t \sum_{i=1}^n e_i$, wobei θ mit $0 \leq \theta \leq 1$ den Rückerstattungsanteil am Aufkommen bestimmt. Bisweilen wird argumentiert, dass zur Belastungsneutralisierung der Emittenten (d.h. hinsichtlich der Zahllast) eine teilweise Rückerstattung ausreichend sei, da entsprechend der Preiselastizitäten von Angebot und Nachfrage ein Teil der Abgabenlast von den Emittenten weitergewälzt wird (Bovenberg et al. 2005: 960 f.). Bovenberg und Goulder (2000) zufolge wäre etwa ein Anteil von 15 % am Aufkommen einer CO₂-Steuer in den USA ausreichend zur Kompensation der regulierungsinduzierten Profitverluste. Somit würde der Abgabeanreiz immerhin nicht vollständig konterkariert. Dabei wird allerdings implizit unterstellt, dass zwar abgabeninduzierte Kostensteigerungen an Nachfrager weitergereicht werden, subventionsbedingte Kostensenkungen hingegen nicht bzw. dass Subventionszahlungen keine Preiseffekte bewirken. In einem Wettbewerbsmarkt, aber auch bei natürlichen Monopolen, die einem Kostendeckungsgebot unterliegen, ist diese Annahme jedoch

fragwürdig. Sofern keine rentensichernden Marktunvollkommenheiten bestehen, ist also zur vollständigen Kompensation der Einkommenseffekte auf Seiten der Emittenten auch eine vollständige Rückerstattung des Aufkommens erforderlich (sofern dies das Abgabekonzept zulässt, s.o.).

In der Literatur zu Umweltabgaben wird die Aufkommensverwendung häufig im Hinblick auf die Möglichkeit der Verringerung verzerrender Steuern diskutiert (zur umfangreichen Literatur der doppelten Dividende s. die Übersichten bei Bosquet 2000 und Jaeger 2012). In stärker anwendungsorientierten Untersuchungen wird hingegen anerkannt, dass in der Praxis eine (zumindest partielle) Verwendung des Aufkommens zur Abmilderung politischer Abgabewiderstände die theoretisch attraktive Option einer doppelten Dividende ganz oder teilweise ausschließt (Aldy / Pizer 2008; Bovenberg / Goulder 2000, 2005; Bovenberg et al. 2008; Burtraw / Palmer 2007; Felder / Schleiniger 1999; Fischer 2001; Jenkins 2014). In der Tat weisen etablierte Umweltabgaben häufig Zweckbindungsklauseln auf, die das Aufkommen an die Abgabepflichtigen zurückfließen lassen (Fischer 2001: 1; Glachant 2002: 3).

Eine Aufkommensrückerstattung kann auf vielerlei Arten erfolgen. Dabei hat die Wahl des hiermit angesprochenen Verteilungskriteriums oftmals Auswirkungen auf das kurzfristige Kalkül der Emittenten und somit auf die Effizienzeigenschaften der Abgabe (Sternner / Höglund Isaksson 2006). Im Wesentlichen kann unterschieden werden zwischen (1) einer nichtdiskriminierenden, also pauschalen Rückerstattung (sektorbezogenes Kompensationsmotiv), (2) einer Rückerstattung nach Maßgabe des Umfangs der individuellen finanziellen Belastung der Emittenten durch die Abgabe (agentenbezogenes Kompensationsmotiv), sowie (3) einer Rückerstattung mit Bezugnahme auf das Kriterium der Emissionsminderung (Anreizaufstockungsmotiv).

1) Eine pauschale Rückerstattung weist – zusätzlich zu den im letzten Abschnitt beschriebenen allgemeinen Anreizwirkungen von Subventionen – den Nachteil auf, dass sie auch in statischer Hinsicht eine verzerrende Wirkung entfaltet. Sie verzerrt die relative Wettbewerbsposition der Emittenten, da Unternehmen mit relativ geringer Emissionsmenge pro Emissionseinheit einen höheren Subventionsbetrag erhalten ($s_j = s(e_j) = \frac{\bar{s}}{e_j}$ mit $\bar{s} = \frac{\sum_{i=1}^n te_i}{n}$). Diese werden sich demnach langfristig eher am Markt halten können als große Emittenten, bzw. der Anreiz zum Markteintritt ist für ‚kleine‘ Emittenten höher. Darüber hinaus ist zu beachten, dass auch eine auf den Sektor bezogene vollständige Aufkommensrückerstattung nicht bei allen Emittenten zur vollständigen Neutralisierung der Einkommenseffekte führt. Emittenten mit überdurchschnittlich hohen Vermeidungskosten würden lediglich teilweise entlastet. Sind gerade jene Emittenten politisch einflussreich, können Kostenwiderstände trotz umfangreicher Subventionszahlungen weiter Bestand haben.

2) Eine alternative Rückerstattung entsprechend des individuellen Belastungsumfanges der Emittenten würde dieses Risiko zwar ausschließen. Gleichwohl würden kurzfristige Anreize für eine Erhöhung der Emissionen herbeigeführt, da hierüber die Subventionszahlung erhöht werden kann (Gersbach / Requate 2004: 714). Das verzerrte Optimierungskalkül des Unternehmens entspricht hierbei

$$\max_{q, \mu} \pi = pq - c(q, \mu) - te(q, \mu) + se(q, \mu) \quad (6)$$

$$\frac{\partial \pi}{\partial q} : p - \frac{\partial c}{\partial q} - \mu(t - s) \stackrel{!}{=} 0 \quad (7)$$

$$\frac{\partial \pi}{\partial \mu} : -\frac{\partial c}{\partial \mu} - q(t - s) \stackrel{!}{=} 0 \quad (8),$$

wobei $s = \theta t$ den Subventionssatz darstellt. Der effektive Abgabesatz würde also auf $t - s$ verringert. Somit würde das aggregierte Emissionsziel verfehlt, was entweder eine Anhebung des Abgabesatzes erfordert oder Zugeständnisse im Hinblick auf die ökologische Effektivität der Abgabe. Zwar muss bei der Abgabesatz bei Vorliegen eines ökologischen Punktziels wie in Abschnitt 5.5.3 beschrieben bei Einführung einer Subvention jedweder Art korrigiert werden, womit die damit verbundenen Transaktionskosten unausweichlich sind. Allerdings besteht beim Erfordernis der Anhebung des Abgabesatzes die Gefahr, dass die Anhebung infolge von Widerständen der betroffenen Interessengruppen zu gering ausfällt. Wird anstelle einer Standard-Preis-Abgabe eine Demeritorisierungsabgabe ohne Punktziel mit einem solchen Rückerstattungsmechanismus ausgestattet, besteht mangels sichtbarer Zielverfehlung in noch stärkerem Maße das Risiko, dass das dann resultierende höhere Emissionsniveau in Kauf genommen wird.

3) Bei einer anreizaufstockenden Rückerstattungsstrategie wird zwar ebenfalls eine Nachsteuerung des Abgabesatzes erforderlich sein. Da die Anreizaufstockung aber zu einer Emissionsminderung führt, folgt hieraus die politisch weniger kontroverse Möglichkeit der Absenkung des Abgabesatzes. Zur Anreizaufstockung könnte zunächst erwogen werden, eine Subvention s entweder für jede vermiedene Emissionseinheit zu zahlen ($e_0 - e$), oder für jede über die Abgaben-induzierte Emissionsminderung hinaus vermiedene Emissionseinheit ($e_t - e$) (s. Abbildung 30). Um den anreizaufstockenden Effekt zu maximieren, wäre die zuletzt genannte Variante zu wählen, da sich ansonsten die Anzeizeffekte von Abgabe und Subvention teilweise überlagern und damit neutralisieren (s. Abbildung 30).

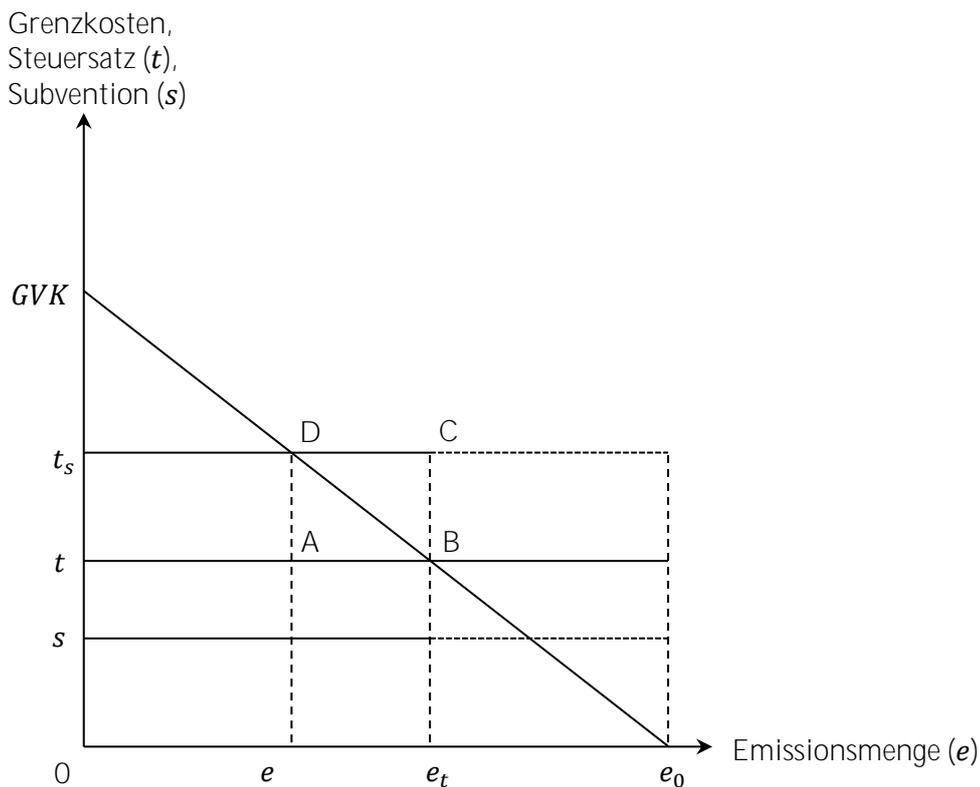


Abbildung 30: Kombinierte Wirkung von Abgabe und Subvention (Aufkommensrückerstattung)
(Quelle: Eigene Darstellung).

Bereits infolge einer Abgabe auf dem Niveau von t würde sich die Emissionsmenge e des hier dargestellten fiktiven Emittenten von e_0 auf e_t reduzieren. Bis zu diesem Niveau übersteigt der Abgabesatz die Grenzvermeidungskosten. Erhält er zusätzlich für jede von e_0 aus vermiedene Emissionseinheit eine Subvention s , erhöht sich zwar infolge des neuen Anreizniveaus t_s die Emissionsminderung auf $e = e_{t,s}$. Da das Emissionsniveau e_t aber bereits durch die Abgabe erreicht wird, entfaltet die Subvention bis zu diesem Punkt keinerlei Wirkung. Diese tritt erst ein, wenn die Grenzvermeidungskosten t übersteigen. Insofern ist eine Subvention in Form von $s(e_t - e)$ und somit im Umfang von **ABCD** ausreichend für den Aufstockungseffekt bis e . Genau genommen sind hierfür lediglich Subventionsmittel im Ausmaß von **ABD** erforderlich. Eine solche Subventionsstrategie scheitert jedoch an der Unkenntnis der Reguliererin in Bezug auf die Grenzvermeidungskosten (Gawel 1996c: 108 ff.) und wäre zudem nicht mit dem erwünschten Verteilungs- bzw. Entlastungseffekt verbunden, der hier dem Umfang von **BCD** entspricht.

Es ist jedoch fraglich, ob sich eine der beiden genannten Rückerstattungsmechanismen in der Praxis umsetzen lässt, da das einzige durch die regulierende Instanz zu beobachtende

Datum der Umfang der verbleibenden Emissionen $e = e_{t,s}$ ist, also der aggregierte Effekt von Abgabe und Subvention. Da die Reguliererin in der Regel nicht über ausreichende Informationen zur individuellen Grenzvermeidungskurve verfügt, wäre e_0 nur in Erfahrung zu bringen, wenn die Einsetzung des beschriebenen Instrumentenmixes auf eine Situation folgt, in der keinerlei staatliche oder private Emissionsrestriktion existiert. Ein solcher Kontext dürfte kaum anzutreffen sein. Ebenso wenig sind öffentlich zugängliche Informationen zu e_t vorhanden. Zwar kann dieses Niveau einmalig bei sequentieller Einführung von Abgabe und Subvention erfasst werden. Anschließend ist e_t aber nicht mehr durch Dritte beobachtbar. Da sich in einem dynamischen System e_t beständig verschiebt, bleibt es ab dem Zeitpunkt der Einführung der Subvention verborgen. Eine auf e_t Bezug nehmende Subvention könnte also lediglich einmalig erfolgen und ist daher zu einer dauerhaften Reduzierung der Abgabenbelastung nicht geeignet. Erschwerend kommt hinzu, dass die auch bei einer Emissionsminderungssubvention zu erwartenden Markteintritte zum kombinierten Anreizniveau von Abgabe und Subvention erfolgen, d.h. e_t bei neu hinzukommenden Emittenten nicht einmal anfänglich beobachtet werden kann. Demnach wäre unklar, in welchem Umfang diese Emittenten subventioniert werden müssten.

Eine alternative anreizaufstockende Option (Sternier / Höglund Isaksson 2006: 98), die im Rahmen der schwedischen Stickoxidabgabe bereits in die Praxis umgesetzt worden ist (Bonilla et al. 2015), besteht darin, Subventionszahlungen an die relative Vermeidungseffizienz eines Emittenten, definiert als Emissionsmenge je Outputeinheit, zu knüpfen. Ein Akteur mit überdurchschnittlicher (unterdurchschnittlicher) Vermeidungseffizienz erhalte dann einen überdurchschnittlichen (unterdurchschnittlichen) Subventionsbetrag pro zusätzlich vermiedener Emissionseinheit. Diese Variante könnte aus Sicht der Neuen Politischen Ökonomie den Vorteil aufweisen, einen Teil der Emittenten gegenüber dem umweltpolitischen Instrumentenmix nicht nur neutral zu stellen, sondern sogar zu seinen Gunsten eintreten zu lassen (sofern die relative Effizienzposition im Vorfeld ersichtlich ist) (Fredriksson / Sternier 2005). Ein in der Literatur nicht beachteter Nachteil ist, dass diese Art der Anreizaufstockung zum Auseinanderfallen der individuellen Grenzvermeidungskosten führt. Denn aus einer Zielfunktion eines Emittenten j ,

$$\max_{q_j, \mu_j} \pi_j = pq_j - c_j(q_j, \mu_j) - te_j(q_j, \mu_j) + S(\mu_j) \quad (9),$$

wobei $S_j(\mu_j) = \theta t \frac{\sum_{i=1}^n e_i}{n} \left(\frac{\sum_{i=1}^n \mu_i}{\mu_j n} \right)$ die individuelle Subventionssumme in Abhängigkeit von der individuellen Emissionsintensität μ_j darstellt, ergibt sich als Bedingung erster Ordnung u.a.

$$\frac{\partial \pi_j}{\partial \mu_j} : - \frac{\partial c_j}{\partial \mu_j} - tq_j + \frac{\partial S}{\partial \mu_j} \stackrel{!}{=} 0 \quad (10).$$

Die Grenzvermeidungskosten werden demnach ausgeglichen mit dem allgemeinen Abgabensatz t abzgl. eines individuellen marginalen Subventionszuschlags $\partial S/\partial \mu_j$. Somit erhielten bspw. zwei Emittenten mit gleicher individueller Emissionsintensität den gleichen Subventionsbetrag, auch wenn sie unterschiedliche Emissionsmengen produzierten. Da sich die Subvention nur auf technische Vermeidungslösungen, nicht aber auf Output-Reduktionen bezieht, kommt es zudem potenziell zu einer suboptimalen Zusammensetzung der Vermeidungsmaßnahmen. Auch ist zu beachten, dass der Emittent mit der geringeren Emissionsmenge einen höheren Subventionsbetrag pro Emissionseinheit zugeschrieben bekäme und dadurch einen Wettbewerbsvorteil erhielte. Abbildung 31 illustriert, dass in einem Markt mit zwei Emittenten beide ihr Vermeidungsniveau erhöhen (von e_1^t auf $e_1^{t,s}$, sowie von e_2^t auf $e_2^{t,s}$), die jeweiligen Grenzvermeidungskosten in der Folge aber variieren. Durch die Verlagerung eines Teils der zusätzlichen Emissionsvermeidung von Emittent 1 auf Emittent 2 ließen sich somit Kosten einsparen.

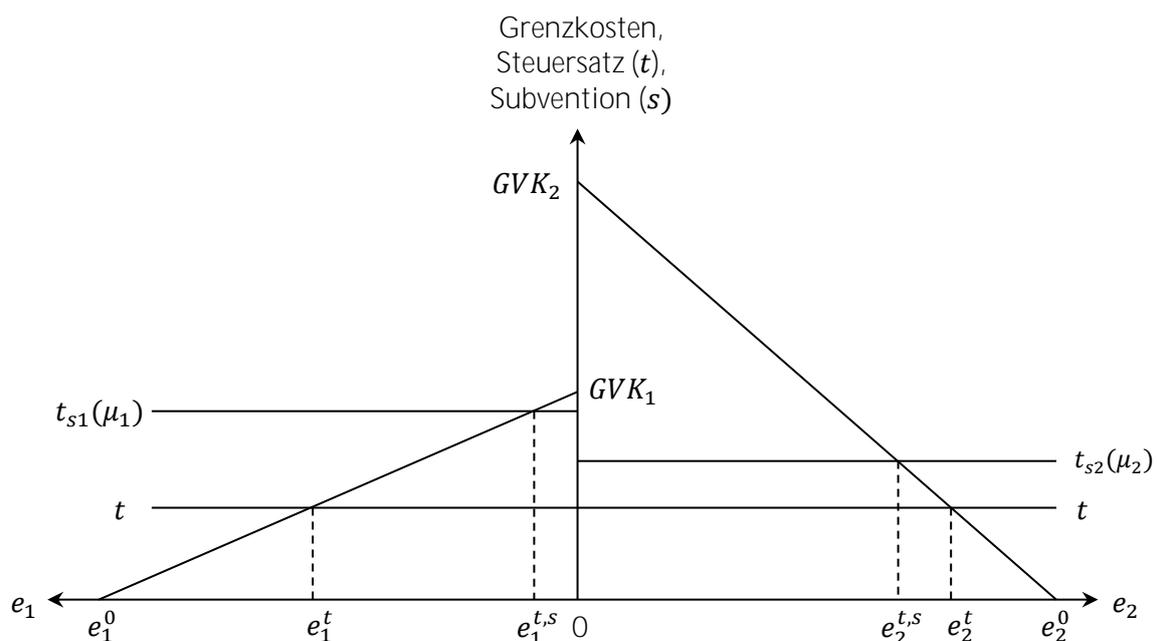


Abbildung 31: Auswirkungen einer nach relativer Vermeidungseffizienz diskriminierenden Aufkommensrückerstattung (Quelle: Eigene Darstellung).

Darüber hinaus stellt sich die Frage, inwieweit sich das Kriterium der relativen Vermeidungseffizienz im Abwassersektor operationalisieren lässt. Das setzt nämlich die Kenntnis der Schadstofffrachten nicht nur nach, sondern auch vor der Abwasserbehandlung voraus. Die Erfassung dieser Größen ist im Fall der schwedischen Stickoxidabgabe wenig problematisch, insbesondere weil der Schadstoffinput anhand der

Menge der eingesetzten Brennstoffe sowie des jeweiligen Schadstoffgehalts vergleichsweise gut dokumentiert ist und seine behördliche Kontrolle keine größeren Kosten verursacht (Sternier / Höglund Isaksson 2006: 100). Im Abwasserkontext würde das jedoch bedeuten, dass die ohnehin aufwändigen (weil mit chemischen Messverfahren verbundenen) Kontrollen nun auch inputseitig erfolgen müssten. Der damit verbundene Aufwand kann hier also eine nicht unerhebliche Bürde für diese Form der Aufkommensrückerstattung darstellen.

Insgesamt zeigt sich somit, dass unter der Bedingung asymmetrischer Information (Grenzvermeidungskosten, Vermeidungseffizienz) eine anreizaufstockende Aufkommensrückerstattung nur begrenzt möglich ist und dann auch nur unter Inkaufnahme zusätzlicher Effizienzverluste (Wettbewerbsverzerrung). Pauschale oder an den Marktanteil (Output) gebundene Rückerstattungen des Aufkommens gehen ebenso mit weiteren Effizienzeinbußen (Wettbewerbsverzerrung) bzw. einer Emissionsmengenausweitung einher.

Ein möglicher Ausweg aus dem Dilemma könnte sein, Subventionszahlungen an die im jeweiligen Bemessungszeitraum beobachtete Emissionsminderung zu zahlen. Hierdurch ergäbe sich zwar insofern kein dauerhafter anreizaufstockender Effekt, als dass die durch ein erhöhtes Vermeidungsniveau steigenden Kosten nur einmalig kompensiert würden. So würde der Emittent in Abbildung 28 für die Verminderung der Emissionsmenge auf $e_{t,s}$ nur in der betreffenden Periode die Subvention **ABCD** erhalten. In der nächsten Periode würde aufgrund der Unkenntnis von e_t seitens der Reguliererin $e_{t,s}$ als Referenzpunkt einer zu subventionierenden Emissionsminderung gelten müssen, womit die Subventionszahlung auf Null sinkt (und sich wieder das Emissionsniveau e_t einstellt).⁵⁸ Allerdings ist eine weitere, über $e_{t,s}$ hinausgehende Emissionsminderung im Zuge des technischen Fortschritts durchaus möglich.

Wird angenommen, dass bei jeder Erneuerung der langlebigen Abwasserbehandlungsinfrastruktur eine gewisse Effizienzsteigerung bzw. Emissionsminderung erfolgt, könnte auf dieser Grundlage eine Aufkommensrückerstattung konzipiert werden, welche die zusätzlichen verzerrenden Wirkungen der anderen Rückerstattungsvarianten vermeidet. Um eine vollständige bzw. substanzielle Rückerstattung zu ermöglichen, müsste dabei allerdings der Subventionssatz so hoch angesetzt werden, dass die u.U. nur in Abständen

⁵⁸ Hierbei zeigt sich die Gefahr eines zyklischen Investitionsverhaltens, welches die Ansteuerung eines punktförmigen Emissionsziels erschweren könnte. Die Erfahrungen mit dem Verrechnungsregime des Abwasserabgabengesetzes, welches Parallelen zu dem hier diskutierten Anreizregime aufzeigt (s. den folgenden Abschnitt) zeigen jedoch, dass Emittenten die Subvention offenbar nur bis zu einem Emissionsniveau in Anspruch nehmen, welches sie infolge einer verschobenen Grenzvermeidungskostenkurve auch dauerhaft, d.h. auch ohne weitere Subventionszahlung zu halten in der Lage sind.

von Jahrzehnten erfolgende Subventionszahlung dem über diesen Zeitraum angefallenen Abgabenaufkommen entspricht.

Ob eine solche Aufkommensrückerstattung den Zweck der Verringerung von Kostenwiderständen erfüllt, ist schwer abzusehen. Es könnte sein, dass die Aussicht auf eine finanzielle Entlastung erst in mittlerer Zukunft keine ausreichende Überzeugungskraft entfaltet. Immerhin würde aber das im Zusammenhang mit Umweltlenkungsabgaben verschiedentlich vorgebrachte Argument, diese dienten nur verschleierte fiskalischen Zwecken (z. B. Nisipeanu 2006: 134, 140), entkräftet.

5.5.5 Variante II: Verrechnung des Abgabenaufkommens

In einigen Fällen hat die Gesetzgeberin als finanzielles Entlastungsvehikel die Möglichkeit zur Verrechnung des Abgabenaufkommens mit Vermeidungsinvestitionskosten eröffnet (§ 10 Abs. 3 u. 4 AbwAG; Rákosi et al. 2015: 43). Diese Option kann ebenfalls als Rückerstattungsvariante betrachtet werden, wobei das Gesamtvolumen nach oben hin zwar weiterhin vom Aufkommen begrenzt ist, allerdings auch dahinter zurückbleiben kann. Das Rückerstattungskriterium der Investitionsausgaben bestimmt somit sowohl die Verteilung der Mittel als auch den Umfang.

Eine Verrechnungsklausel kann zudem als belastungsorientierte Aufkommensrückerstattung verstanden werden, wobei hier auf die Belastung aus den Vermeidungsanstrengungen anstelle der Abgabenzahllast Bezug genommen wird. Diese Aufwendungen wiederum können als Indikator für den Umfang der vermiedenen Emissionen betrachtet werden, womit zu vermuten ist, dass sich eine ähnlich gelagerte Verzerrung des Vermeidungsverhaltens ergibt (Erhöhung der Emissionsmenge zur Vergrößerung der Subventionszahlung).

Das Entscheidungsproblem des Emittenten stellt sich im Kontext der Möglichkeit der Verrechnung der Abgabenschuld mit den Vermeidungskosten wie folgt dar:

$$\max_{\mu} \pi = pq - c(q, \mu) - te(q, \mu) + \theta te(q, \mu) \quad (11)$$

$$\text{s.t. } c(q, \mu) \geq \theta te(q, \mu), \quad (12)$$

$$te(q, \mu) \geq \theta te(q, \mu) \quad (13),$$

$$\theta te(q, \mu) \geq 0 \quad (14)$$

wobei die Bedingungen (12) bzw. (13) widerspiegeln, dass der Umfang der Verrechnungssumme weder das Volumen der Vermeidungskosten noch die Abgabenschuld übersteigen kann und (14) eine Nichtnegativitätsrestriktion in Bezug auf die Verrechnungssumme darstellt.

Als Lagrange-Funktion ergibt sich

$$\begin{aligned} \max_{\mu, \theta, \lambda_1, \lambda_2} L = & pq - c(q, \mu) - te(q, \mu) + \theta te(q, \mu) - \lambda_1(\theta te(q, \mu) - c(q, \mu)) \\ & - \lambda_2(\theta te(q, \mu) - te(q, \mu)) \end{aligned} \quad (15),$$

was zu den folgenden Kuhn-Tucker-Bedingungen führt:

$$\frac{\partial L}{\partial \mu} : -\frac{\partial c}{\partial \mu} - tq + \theta tq - \lambda_1 \theta tq \quad (16) \quad \mu \geq 0 \quad (17) \quad \mu \frac{\partial L}{\partial \mu} = 0 \quad (18)$$

$$\begin{aligned} & + \lambda_1 \frac{\partial c}{\partial \mu} - \lambda_2 \theta tq \\ & + \lambda_2 tq \leq 0 \end{aligned}$$

$$\frac{\partial L}{\partial \theta} : te(q, \mu) - \lambda_1 te(q, \mu) \quad (19) \quad \theta \geq 0 \quad (20) \quad \theta \frac{\partial L}{\partial \theta} = 0 \quad (21)$$

$$- \lambda_2 te(q, \mu) \leq 0$$

$$\frac{\partial L}{\partial \lambda_1} : \theta te(q, \mu) - c(q, \mu) \leq 0 \quad (22) \quad \lambda_1 \geq 0 \quad (23) \quad \lambda_1 \frac{\partial L}{\partial \lambda_1} = 0 \quad (24)$$

$$\frac{\partial L}{\partial \lambda_2} : \theta te(q, \mu) - te(q, \mu) \leq 0 \quad (25) \quad \lambda_2 \geq 0 \quad (26) \quad \lambda_2 \frac{\partial L}{\partial \lambda_2} = 0 \quad (27)$$

Zunächst ist zu beachten, dass entweder die Bedingung (12) oder (13) bindend sein kann, nicht aber beide gleichzeitig: Entweder wird das Verrechnungsvolumen durch die Höhe der Vermeidungskosten begrenzt (Abgabenschuld übersteigt Vermeidungskosten), oder durch den Umfang der Abgabenschuld (Vermeidungskosten übersteigen die Abgabenschuld). Somit ist stets einer der Schattenpreise für die Lockerung der Restriktionen (λ_1 , λ_2) Null (oder auch beide). Stellt etwa die Abgabenschuld den limitierenden Verrechnungsfaktor dar und sind demnach die Vermeidungskosten ausreichend, um die gesamte Abgabenlast im Zuge der Verrechnung aufzuzehren, ist der auf die erste Restriktion verweisende Schattenpreis $\lambda_1 = 0$. Aus der Bedingung (16) ergibt sich dann in Bezug auf den Umfang der Grenzvermeidungskosten

$$\frac{\partial c}{\partial \mu} \geq tq(1 - \theta - \lambda_2(1 - \theta)) \quad (28),$$

Da in diesem Fall die gesamte Abgabenlast verrechnet wird, ist $\theta = 1$, was bedeutet, dass die Grenzvermeidungskosten größer oder gleich Null sein können. Mit der vollständigen Einstellung der Vermeidungsaktivitäten wäre jedoch Bedingung (12) verletzt, die besagt, dass die Vermeidungskosten mindestens so hoch sein müssen, wie der verrechnete Anteil der Abgabenschuld. Der Emittent wird daher seine Vermeidungsanstrengungen nur soweit reduzieren, bis seine Vermeidungskosten der Abgabenlast entsprechen. Dieses Kalkül ist in Abbildung 32a dargestellt:

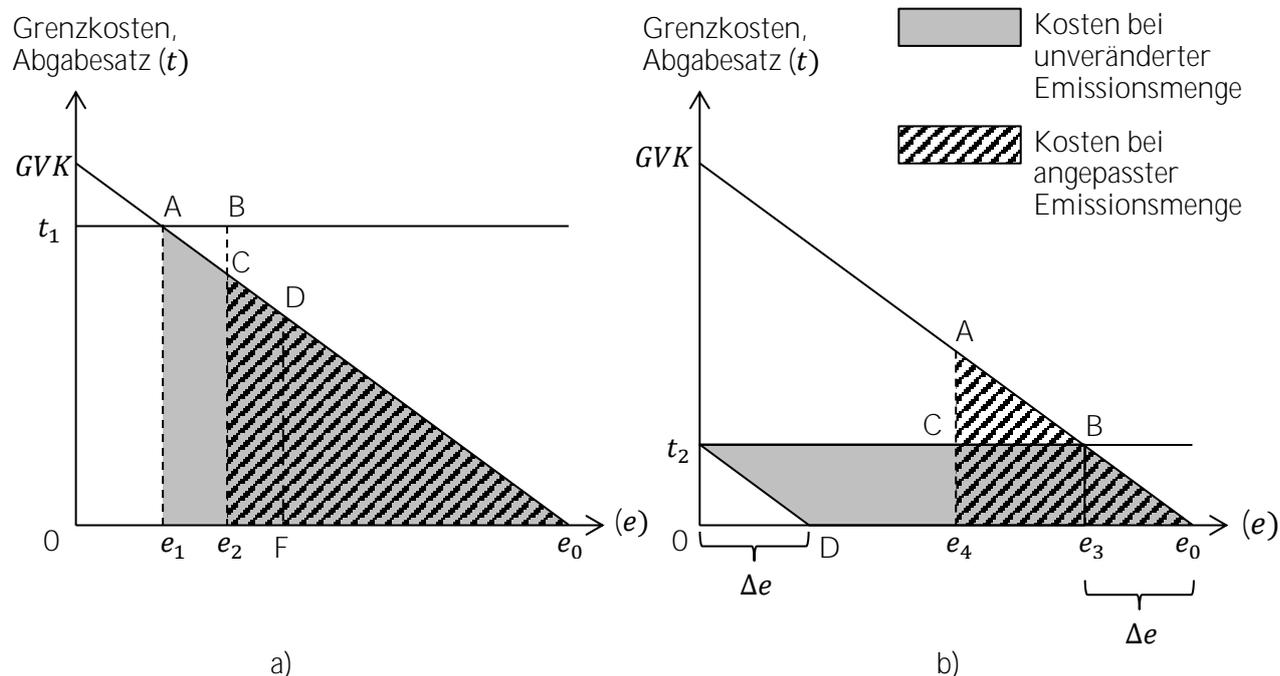


Abbildung 32: Effekte einer voraussetzungslosen Verrechnungsoption
(Quelle: Eigene Darstellung).

Im gewählten hypothetischen Beispiel übersteigen die Vermeidungskosten $e_1 e_0 A$ zum Zeitpunkt der Einführung der Verrechnungsoption die Abgabenlast $0 e_1 A t_1$ aufgrund des hohen Abgabesatzes t_1 . In Abwesenheit einer Verrechnungsmöglichkeit wählt der Emittent zunächst die Emissionsmenge e_1 , da sich hier der Abgabesatz ausgleicht mit den Grenzvermeidungskosten. Behielte er bei Einführung einer Verrechnungsoption dieses Emissionsniveau bei, könnte er zwar seine Abgabenlast im Umfang von $0 e_1 A t_1$ vollständig mit seinen Vermeidungskosten $e_1 e_0 A$ verrechnen. Gleichwohl ließen sich zusätzlich die Vermeidungskosten durch die Erhöhung des Emissionsniveaus auf e_2 um $e_1 e_2 C A$ senken, ohne dass – aufgrund der Verrechnungsmöglichkeit – eine zusätzliche Abgabenlast entstände. Die Verrechnung mindert in diesem Szenario also die Vermeidungsanreize. Eine zusätzliche Erhöhung der Emissionsmenge über e_2 hinaus ist dagegen für den Emittenten nicht von Vorteil, da ab hier das Vermeidungskostenvolumen nicht mehr ausreicht, um die steigende Abgabenlast im Zuge der Verrechnung aufzuzehren. Damit tritt die einzelwirtschaftliche Notwendigkeit der Abwägung zwischen Abgabesatz und Grenzvermeidungskosten wieder in Kraft. Da der Abgabesatz in diesem Bereich höher ist als die eingesparten Grenzvermeidungskosten, wird der Emittent auf dem Emissionsniveau e_2 verharren.

In Abbildung 32b ist im Gegenzug der Fall dargestellt, in dem zum Zeitpunkt der Einführung der Verrechnungsoption die Abgabenlast höher ausfällt als die Vermeidungskosten. Die grafische Analyse legt hier nahe, dass es multiple Optima gibt, unter denen sich auch der *status quo* befindet: Zwar könnten bei einer Verringerung der Emissionsmenge von e_3 bis zum Niveau e_4 sämtliche zusätzlich anfallende Vermeidungskosten mit der dann noch verbleibenden Abgabenlast verrechnet werden ($e_4e_3BA = De_4Ct_2$). Der Aufstockungseffekt erweist sich jedoch insofern als unsicher, als dass der Emittent indifferent zwischen sämtlichen Emissionsniveaus zwischen e_2 und e_3 ist, da er hier lediglich Vermeidungskosten gegen Abgabebzahlungen tauscht (so bereits die Feststellung bei Scholl 1998: 123 f.): So entsprechen seine Gesamtkosten auf dem Emissionsniveau e_3 der Fläche De_0Bt_2 , auf dem Niveau e_4 hingegen der identischen Fläche e_4e_0A .

In jedem Fall ist eine Emissionsminderung über e_4 hinaus ausgeschlossen: Während in dem in Abbildung 32a dargestellten Fall eine weitere Erhöhung der Emissionsmenge über e_2 hinaus Kosten verursacht, weil die Vermeidungskosten nicht mehr ausreichend sind zur Verrechnung des gesamten Abgabenvolumens, ist in Abbildung 32b eine weitere Verringerung der Emissionsmenge mit steigenden Kosten verbunden, weil das Abgabenvolumen bei e_4 bereits vollständig aufgezehrt worden ist und weitere Vermeidungskosten daher nicht mehr verrechnet werden können. In der Summe ist bei voraussetzungslosen Verrechnungen also u.U. (aber nicht zwingend) eine Erhöhung der aggregierten Emissionsmenge zu erwarten, da Emittenten mit relativ geringen Vermeidungskosten ihre Vermeidungsaktivitäten reduzieren, wohingegen Emittenten mit relativ hohen Vermeidungskosten ggf. ihr herkömmliches Emissionsniveau beibehalten.

Die dargestellten Wirkungen einer voraussetzungsfreien Verrechnungsoption basieren allerdings auf einer Reihe von Annahmen, die in der realen Ausgestaltung des Instruments nicht zwingend erfüllt sein müssen. So wurde etwa unterstellt, dass (1) sämtliche Vermeidungskosten einschließlich variabler Kosten verrechnungsfähig sind. Werden hingegen nur Kapitalkosten berücksichtigt, ist der in Abbildung 32b dargestellte Emittent nicht mehr indifferent, da er bei zusätzlicher Emissionsvermeidung Mehrkosten in Höhe der variablen Kosten zu tragen hat (so auch schon Kneese / Bower 1968: 177). Die festgestellte Indifferenz gegenüber höheren Vermeidungsanstrengungen entfällt auch dann, wenn (2) die Abschreibungsdauer der verrechneten Investitionskosten größer ist als der Verrechnungszeitraum, da dann Profite entstehen im Umfang der in den kommenden Veranlagungsperioden eingesparten (weil bereits in der hier betrachteten Periode verrechneten) Vermeidungskosten. In zeitlicher Hinsicht ist weiterhin berücksichtigen, (3) auf welche Abgabenschuld in welcher Periode die Verrechnungsoption Bezug nimmt. Wäre etwa stets die Abgabenlast der vorangegangenen Veranlagungsperiode Verrechnungsgrundlage, so sähe sich der Emittent in Abbildung 32b in der Folgeperiode einem verringerten Verrechnungspotenzial im Umfang von $0e_4Ct_2$ anstelle der bisherigen Abgabenschuld $0e_3Bt_2$ gegenüber, sofern er das Emissionsniveau e_4 wählt, da hierdurch die

Abgabenlast sinkt. Deren Umfang vermag die Vermeidungskosten seines aktuell gewählten Emissionsniveaus e_4 nun nicht mehr zu kompensieren. Er würde daher ein neues Emissionsniveau zwischen e_3 und e_4 wählen. Dadurch erhöht sich die Abgabenschuld in der nächsten Veranlagungsperiode wiederum, was abermals ein neues Verrechnungs- und damit Emissionsniveau bedeutet. Somit ergäbe sich ein zyklisches Emissions- bzw. Verrechnungsverhalten, was die Ansteuerung eines Emissionsziels mittels Standard-Preis-Abgabe verkomplizieren, wenn nicht gar unmöglich machen würde.

Abstrahiert wurde weiterhin von der Möglichkeit (4), Verrechnungen an Voraussetzungen zu knüpfen, wobei in erster Linie an zusätzliche Emissionsminderungen im Vergleich zum Zeitraum vor der Investition zu denken ist. Andernfalls besteht wie in Abbildung 32b dargestellt die Möglichkeit, dass lediglich Bestandserhaltungsmaßnahmen aus dem Abgabenaufkommen finanziert werden und ein Anreizaufstockungseffekt ausbleibt (Hansmeyer / Gawel 1993: 328), bzw. der aggregierte Effekt in Bezug auf die Veränderung der Emissionsmenge negativ ist (Erhöhung der Emissionen von Emittenten mit unterdurchschnittlichen Vermeidungskosten).

Verrechnungen könnten aus diesem Grund an die Bedingung einer zusätzlichen Emissionsminderung im Vergleich zum Zeitraum vor der Verrechnung geknüpft werden. Hiermit würden sowohl Emissionsmengenausweitungen unterbunden, als auch die Indifferenz von Emittenten gegenüber einer Verrechnung emissionsmindernder Maßnahmen beseitigt (sofern sämtliche Vermeidungskosten, einschließlich der variablen, verrechnungsfähig gestellt werden).

Das in Abbildung 32a beschriebene Verhalten des Emittenten ändert sich dann wie folgt (Abbildung 33): Ohne Emissionsminderungskriterium würde der Emittent zunächst seine Emissionen von e_1 auf e_2 erhöhen, da sich seine Vermeidungskosten bis hierhin zurückfahren lassen, ohne dass ein nicht mehr verrechnungsfähiges Abgabenvolumen entsteht ($e_2 e_0 IF = 0 e_2 Ct$). In Gegenwart der Emissionsminderungsvoraussetzung ist diese Entscheidung jedoch blockiert. Gleichwohl lohnt sich eine Verrechnung auch unter der neuen Bedingung, solange die zusätzlichen Kosten einer Emissionsminderung kleiner sind als die nun entfallende, weil vollständig verrechenbare Abgabenschuld. Im hier gezeigten Beispiel nimmt der Emittent eine geringfügige Emissionsminderung auf das Niveau e_3 vor. Hierdurch erleidet er zusätzliche Vermeidungskosten im Umfang von $e_3 e_1 BA$, erhält nun aber die gesamte Abgabenschuld im Zuge der Verrechnung zurück. Sein Verrechnungsvorteil ist demnach die Differenz der beiden Kostengrößen ($0 e_1 Bt - e_3 e_1 BA$).

Verfügte die Reguliererin über die Information, welcher Teil der Vermeidungskosten auf die (zusätzliche) Emissionsminderung entfällt, könnte er den Aufstockungseffekt der Verrechnung noch weiter erhöhen, indem er nur die auf die Emissionsminderung entfallenden Vermeidungskosten verrechnungsfähig stellt. In Abwesenheit dieser Informa-

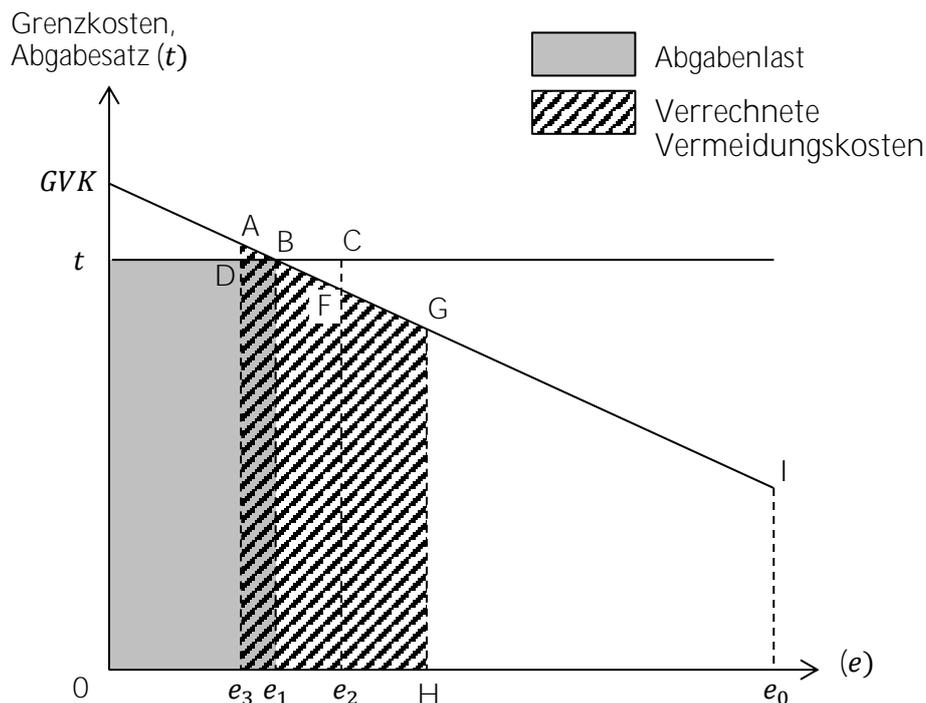


Abbildung 33: Vermeidungsverhalten bei einer Verrechnungsoption mit Emissionsminderungsvoraussetzung (Quelle: Eigene Darstellung).

tionen wird die Verrechnungsoption, wie hier dargestellt, lediglich geringfügige Minderungseffekte zur Folge haben. Allenfalls aufgrund einer mangelnden Teilbarkeit von Vermeidungsinvestitionen sind spürbar von Null abweichende Mengenänderungen zu erwarten. Das kann als ein Grund dafür gewertet werden, dass das bestehende Verrechnungsregime des deutschen Abwasserabgabengesetzes zumindest in Bezug auf einige Verrechnungsgegenstände einen Mindestumfang in Bezug auf die Emissionsminderung festlegt (§ 10 Abs. 3 S. 1 AbwAG).

Es ergibt sich jedoch abermals das Problem, dass der Versuch der Herbeiführung einer anreizaufstockenden Subvention zu einem zyklischen Investitionsverhalten führen kann. Ebenso wie im Fall der an eine Emissionsminderung gebundenen Aufkommensrückerstattung wird die Subventionsvoraussetzung bei der bedingten Verrechnung in der Folgeperiode nicht mehr erfüllt. In Abbildung 33 würde nun e_3 als Ausgangspunkt einer zu bemessenden Emissionsminderung gelten. Entweder werden erneut Investitionen getätigt, welche die Verrechnungsvoraussetzung erfüllen, oder der Emittent fällt auf das Emissionsniveau e_1 zurück.

Ein weiterer Aspekt, der die Wirkung einer Verrechnungsoption beeinflusst, ist (5) eine mögliche Veränderung der Grenzvermeidungskostenkurve im Zuge von Investition-

maßnahmen. Bislang wurde stets angenommen, dass Investitionen die Vermeidungseffizienz der eingesetzten Technologie unverändert lassen und bestenfalls zu Kapazitätserweiterungen führen. Ein potenzielles Motiv für die Eröffnung des Verrechnungsweges kann aber gerade darin bestehen, die Verbreitung neuer, effizienterer Vermeidungstechnologien zu beschleunigen. Gegen die Zweckmäßigkeit von Verrechnungen in einem solchen Szenario kann eingewendet werden, dass sich effizientere Technologien aufgrund des mit ihnen verbundenen Kostenvorteils ohnehin durchsetzen, so dass es hierzu keiner besonderen Anreize bedarf. Gleichwohl können institutionelle Restriktionen die Adoption effizienterer Technologien verzögern, beispielsweise Pfadabhängigkeiten oder Widerstände etablierter Interessen (Arnold 2015). Die Aussicht auf Renten infolge von Verrechnungen könnte zur Überwindung solcher Hindernisse beitragen. Burtraw und Palmer (2007: 3) weisen zudem darauf hin, dass Subventionen Technologiediffusion durch die Bereitstellung von Liquidität beschleunigen können (s. auch Hannsgen 2006: 215).

Schließlich ist zu ergänzen, dass Verrechnungsoptionen aufgrund der Knüpfung des Subventionsumfangs an ein individuelles Merkmal jenseits der Emissionsmenge – hier: die Investitionssumme – ebenso zum Auseinanderfallen der individuellen Grenzvermeidungskosten und entsprechenden Effizienzeinbußen führen wie eine Subventionierung nach individueller Vermeidungseffizienz. Zudem lassen sich Verrechnungsklauseln wohl nur in Bezug auf end-of-pipe-Maßnahmen formulieren, da bei Investitionen in integrierte Maßnahmen von außen schwer einsehbar sein dürfte, welche Teil der Investitionssumme auf emissionsmindernde Maßnahmen entfällt, und welcher Teil auf anderweitige Produktionsaspekte. Eine selektive Maßnahmenverrechnung führt jedoch zu einer Verzerrung des Investitionskalküls hinsichtlich der optimalen Zusammensetzung der Vermeidungsmaßnahmen (Karl / Ranné 1995: 38; Kneese / Bower 1968: 177).

Insgesamt erweisen sich Verrechnungsklauseln als in vielfacher Hinsicht allokativ verzerrend. Dennoch können bedingte Verrechnungsoptionen in der Abgabenpraxis politisch attraktiver sein als das ähnliche Modell einer Aufkommensrückerstattung auf Grundlage zusätzlicher Emissionsminderungen: Beide Subventionsvarianten stellen die Bedingung einer zusätzlichen Emissionsminderung. Eine Rückerstattung nach Maßgabe der Emissionsminderung rekuriert dabei als Bemessungsgrundlage auf die Differenz zwischen aktueller und vormaliger Emissionsmenge, wohingegen die bedingte Verrechnung auf das Investitionsvolumen Bezug nimmt. Zwar ist das Investitionsvolumen schon deshalb kein guter Indikator für die Emissionsminderung, da von der Reguliererin nicht zwischen Investitionen zur Bestandserhaltung und Investitionen, die zu weiteren Emissionsminderungen führen, unterschieden werden kann (Abbildung 33). Dafür scheint die Bedingung einer emissionsvermindernden Investition auszuschließen, dass Subventionen für exogen verursachte Emissionsrückgänge gezahlt werden und somit Mitnahmeeffekte entstehen. Dabei wird allerdings übersehen, dass auch Verrechnungen u.U. keine nennenswerte Anreizaufstockung bewirken, weil, wie argumentiert wurde, nur

geringfügige Alibi-Emissionsminderungen zum Zwecke der Verrechnung von Bestanderhaltungsmaßnahmen vorgenommen werden. Selbst wenn ein Mindestumfang der Emissionsminderung vorausgesetzt wird ergibt sich u.U. kein tragfähiger Aufstockungseffekt, sondern allenfalls ein zyklisches Investitionsverhalten, welches zu schwankenden Emissionsmengen führt. Werden Verrechnungen nur dann in Anspruch genommen, wenn die dafür vorausgesetzte Emissionsminderung dauerhaft erfüllt werden kann, weil im Zuge der Investition ohnehin sinkende Grenzvermeidungskosten zu erwarten sind, bewirkt die Verrechnung ebenfalls nur einen Mitnahmeeffekt.

Im direkten Vergleich zur Aufkommensrückerstattung anlässlich einer Emissionsminderung weisen Verrechnungsklauseln außerdem den Nachteil auf, dass die finanzielle Entlastung durch die Investitionssumme gedeckelt ist. Es könnte sich somit herausstellen, dass auf diese Weise keine vollständige oder wenigstens substantielle Rückerstattung des Aufkommens möglich ist. Eine im Umfang frei wählbare Emissionsminderungssubvention hingegen unterliegt keiner solchen Restriktion.

5.5.6 Variante III: Tarifgestaltung mit Freibetragsregelung

Alternativ zur Aufkommensrückerstattung sind auch andere Entlastungsmechanismen denkbar. Einen Ansatzpunkt hierfür stellt die Tariffunktion dar, also die funktionelle Beziehung zwischen Bemessungsgrundlage und Abgabesatz. Von Ewringmann und Scholl (1996: 10 - 14) stammt der Vorschlag, Abwasserabgaben mit einer Freibetragsregelung zu versehen, der zufolge eine gewisse Emissionsmenge für jeden Emittenten abgabefrei bleibt (Abbildung 34):

Die durch den Freibetrag um e_f reduzierte Bemessungsgrundlage bewirkt bei einem fiktiven Einleiter mit den Grenzvermeidungskosten GVK_1 , dass die Identität von Grenzabgabe t und Durchschnittsabgabe τ ($T' = t = \tau = \frac{te}{e}$) aufgehoben wird. Als neue Durchschnittsbelastung ergibt sich $\tau = \frac{t(e-e_f)}{e} = t\left(1 - \frac{e_f}{e}\right)$. Die vormalige Abgabenbelastung des abgebildeten Emittenten vermindert sich somit von $0e_1Bt$ um den Freibetrag $0e_0At$ auf $e_f e_1BA = 0e_1CD$. Da die marginale Abgabenbelastung im Bereich $e \geq e_f$ unverändert bleibt (der Tarifverlauf ist nun $0e_fA\tilde{t}$), wird auch das Emissionsverhalten nicht beeinflusst, solange der Schnittpunkt der individuellen Grenzvermeidungskostenkurve mit der Tariffunktion oberhalb („rechts“) des Niveaus e_f liegt.

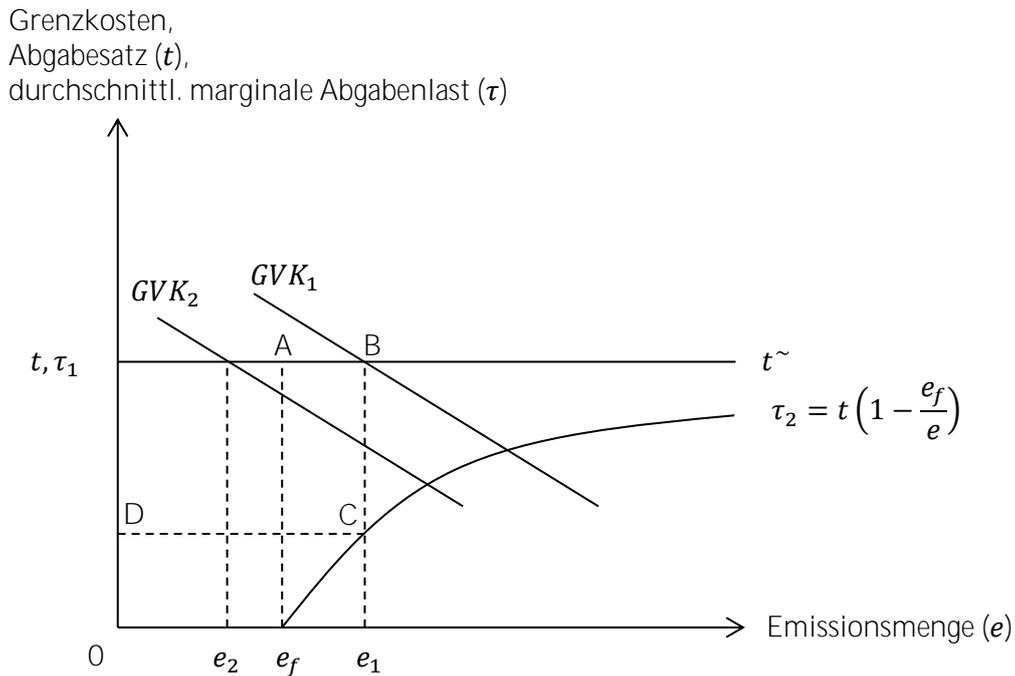


Abbildung 34: Wirkungsweise einer Freibetragsregelung im Tarifregime.
(Quelle: Verändert nach Ewringmann / Scholl 1996: 12).

Allerdings erhalten nun – wie bereits im Zusammenhang mit einer pauschalen Subvention erwähnt – alle Emittenten unabhängig von ihrem Marktanteil einen identischen Kostenvorteil, woraus eine Verzerrung des Wettbewerbs resultiert. Dieses Problem könnte durch die Gewichtung des Freibetrags mit der individuellen Emissionsmenge zwar beseitigt werden. Da sich dann aber der Umfang der Subventionszahlung durch eine Ausweitung der Emissionstätigkeit steigern lässt, wird das individuelle Anreizkalkül in Richtung einer Erhöhung des Emissionsumfangs verzerrt:

$$\max_{q, \mu} \pi = pq - c(q, \mu) - (1 - \theta)te(q, \mu) \quad (29)$$

$$\frac{\partial \pi}{\partial q} : p - \frac{\partial c}{\partial q} - \mu t(1 - \theta) \stackrel{!}{=} 0 \quad (30)$$

$$\frac{\partial \pi}{\partial \mu} : -\frac{\partial c}{\partial \mu} - qt(1 - \theta) \stackrel{!}{=} 0 \quad (31),$$

wobei θ den Freibetrag als prozentualen Anteil an der Bemessungsgrundlage darstellt. Abbildung 35 veranschaulicht exemplarisch ein solches Szenario:

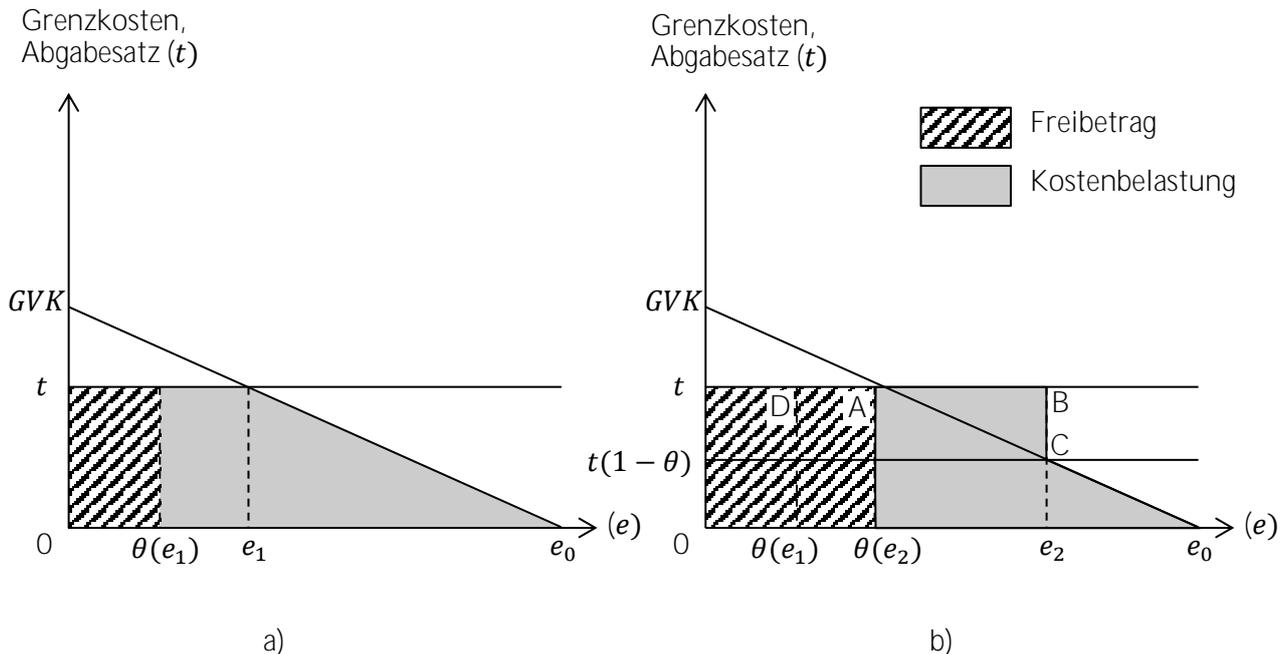


Abbildung 35: Exemplarischer Anreizeffekt einer individuell bemessenen Freibetragslösung (Quelle: Eigene Darstellung).

Im abgebildeten Beispiel wird einem Emittenten ein Freibetrag von $\theta = \frac{1}{2}e$ seiner Bemessungsgrundlage gewährt. Gleichet er seine Grenzvermeidungskosten (GVK) mit dem Abgabesatz t aus und emittiert die Menge e_1 , erhält er somit einen Abzug von der Bemessungsgrundlage im Umfang von θ_1 (Abbildung a). Durch eine Erhöhung der Emissionsmenge auf e_2 entstehen ihm zwar Zusatzkosten im Umfang von ABC , gleichzeitig verringert sich aber auch die Zahllast um den höheren Betrag $\theta(e_1)\theta(e_2)AD$. Der Emittent wird seine Verschmutzungsmenge dabei so lange ausweiten, bis die marginalen Zusatzkosten der Erhöhung der Emissionsmenge dem marginalen Freibetragszuwachs entsprechen.

Eine pauschale Bemessung ist daher trotz der damit verbundenen verzerrenden Effekte vorzuziehen (so im Ergebnis bereits Scholl 1998: 151). Gegenüber einer pauschalen Subvention hat der pauschale Freibetrag möglicherweise den Vorteil, politisch weniger kontrovers zu sein, insoweit als die Rückübertragung eines Teils des bereits an den Staat übergegangenen Abgabeaufkommens an Emittenten eine höhere Sichtbarkeit der Subventionszahlung bedeutet als eine in der Wirkung vergleichbare Beschneidung der Bemessungsgrundlage. Als nachteilig könnte sich erweisen, dass der potenzielle finanzielle Entlastungsumfang durch eine Freibetragsregelung begrenzt ist: Die Bemessungsgrenze kann nur so hoch angesetzt werden, wie zu vermuten ist, dass kein Entscheidungskalkül irgendeines Emittenten beeinträchtigt wird. In Abbildung 34 könnte sich bspw. die

Freibetragsgrenze e_f bereits also zu großzügig erweisen, wenn angenommen werden muss, dass ein Emittent mit den Grenzermeidungskosten GVK_2 existiert, dessen Grenzermeidungskostenkurve die Tariffunktion im Bereich \bar{tA} schneidet. Anstelle des volkswirtschaftlich kostenminimalen Emissionsniveaus e_2 würde er bis e_f emittieren, da der Freibetrag bis zu diesem Niveau jeglichen Vermeidungsanreiz eliminiert. Da aufgrund der Unkenntnis aller individuellen Grenzermeidungskostenkurven kein individueller Freibetrag festgelegt werden kann, der zu einer vollständigen Abgabefreiheit führt ($e_{f_i} = e_i^t$), wird die finanzielle Entlastung mit diesem Instrument umso stärker eingegrenzt, je größer die Streuung der individuellen Grenzermeidungskosten ausfällt.

5.5.7 Zusammenfassung und Fazit

Umweltabgaben provozieren aufgrund ihrer Verteilungswirkungen oftmals politische Widerstände der Betroffenen. Damit diese Widerstände nicht in ineffektive Abgabesätze oder andere anreizsenkende Maßnahmen im Abgabendesign münden, sollten alternative Wege zur finanziellen Belastungsminderung der Abgabepflichtigen erwogen werden. Diese sollten den Effizienzbeitrag einer Abgabe so weit wie möglich bewahren oder wo möglich sogar verstärken. Die Prüfung verschiedener Entlastungsszenarien hat allerdings gezeigt, dass eine vollständig anreizneutrale Umverteilung der Ressourcenrente kaum möglich ist. Eine solche Umverteilung müsste (1) subventionsbedingte Markteintritte ausschließen, 2) den Ausgleich der Grenzermeidungskosten unangetastet lassen, 3) wettbewerbsneutral und (4) frei von anderweitigen Verzerrungen der Vermeidungs- und Produktionsentscheidungen der Emittenten sein. Schon allein, weil jede Subvention eines Marktes zu zusätzlichen Markteintritten und damit zur Notwendigkeit der Etablierung eines höheren Anreizniveaus im Vergleich zu einem isolierten Abgabenregime führt, was wiederum zusätzliche Vermeidungskosten zur Folge hat, führt aber jede Subventionsstrategie zwangsläufig zu Effizienzverlusten (s. Tabelle 2, Spalte 2).

Der in Tabelle 2 abgebildete Vergleich der angesprochenen Subventionsvarianten zeigt, dass fast alle Entlastungsoptionen mit weiteren Nachteilen verbunden sind. Entweder bewirken sie zusätzliche Abweichungen von Kostenminimum, da sie infolge der Bemessung nach anderen Kriterien als der Emissionsmenge zu einem Auseinanderfallen der individuellen Grenzermeidungskosten führen (Spalte 3), oder weil sie aufgrund der Bevorzugung von Teilen der Abgabepflichtigen wettbewerbsverzerrende Bedingungen hervorrufen (Spalte 4). Auch lassen sie u.U. keine vollständige Kompensation der Abgabenschuld zu, entweder weil sie nicht anreizaufstockend wirken und eine vollständige Aufkommensrückerstattung *ceteris paribus* eine Abgabesatzerhöhung zur Zielerreichung erforderlich werden lässt, welche die Subvention wieder teilweise neutralisiert, oder weil, etwa bei Verrechnungen oder Freibetragsregelungen, zusätzliche Bedingungen für den maximalen Entlastungsumfang gelten (Spalte 7). Hierdurch werden dem angestrebten Abbau von Kostenwiderständen Grenzen gesetzt. In einigen Fällen muss zudem infolge

Tabelle 2: Vergleich verschiedener Subventionsvarianten anhand der Kriterien Effizienz, Effektivität und politische Transaktionskosten.
(Quelle: Eigene Darstellung)

Subventionskriterium	Erhöhte aggreg. Vermeidungs-	Ausgleich der GVK	Wettbewerbs-neutral	Kurzfristig Emissions-erhöhend	Kurzfristig emissions-mindernd	Kurzfristig Kompensation begrenzt	Praktikabilität	Sonstiges
(ohne)	Ja	Ja	Nein	Nein	Nein	Nein	Ja	
Abgabenlast	Ja	Nein	Ja	Ja	Nein	Nein	Ja	
Emissionsminderung (Basis: e_t, e_0)	Ja	Ja	Nein	Nein	Ja	Nein	Nein	
Emissionsminderung (Basis: e)	Ja	Ja	Nein	Nein	Ja	(Nein)	Ja	Zyklisches Vermeidungsverhalten
Vermeidungseffizienz	Ja	Nein	Nein	Nein	Ja	Nein	(Nein)	
bedingungslose Verrechnung	Ja	Nein	Nein	(Ja)	Nein	(Nein)	Ja	Selektive Maßnahmen-förderung
bedingte Verrechnung	Ja	Nein	Nein	Nein	(Ja)	(Ja)	Ja	Selektive Maßnahmen-förderung
Pauschaler Freibetrag	Ja	Ja	Nein	Nein	Nein	Ja	Ja	
Individueller Freibetrag	Ja	(Ja)	Ja	(Nein)	Nein	Ja	Ja	

Effizienzmindernd

Bewirkt / zementiert politische Transaktionskosten

() Kontextabhängig

GVK: Grenzvermeidungskosten; e : Emissionsmenge; e_0 : Emissionsmenge in Abwesenheit staatlicher Regulierung; e_t : Emissionsmenge in der Gegenwart einer Abgabe

einer kurzfristigen Erhöhung der Emissionsmenge der Abgabesatz erhöht werden, und zwar zusätzlich zur bereits notwendigen Erhöhung infolge der langfristigen Anreiz-

wirkungen, wenn das ohne Subvention erreichte Emissionsergebnis bewahrt werden soll (Spalte 5). Hierdurch ist mit zusätzlichen politischen Widerständen bzw. Transaktionskosten zu rechnen. Besonders ungünstig schneiden in der Zusammenschau Verrechnungsklauseln ab, die den zusätzlichen Nachteil aufweisen, selektiv end-of-pipe-Maßnahmen anzureizen und somit weitere Effizienzverluste infolge der Verzerrung der Auswahl von Vermeidungsoptionen hervorrufen (Spalte 9).

Als vorzugswürdig erweist sich demgegenüber auf den ersten Blick die finanzielle Entlastung der Emittenten durch Subventionen, die unmittelbar für zusätzliche Emissionsminderungen gezahlt werden. Da der Regulierer die Verläufe der individuellen Grenzvermeidungskosten unbekannt sind, kann er die Aufstockungswirkung jedoch langfristig nicht präzise erfassen, womit die Bemessungsgrundlage für die Subventionszahlung unbekannt ist. Aus diesem Grund können Emissionsminderungssubventionen in der Praxis nur für jeweils neu erfolgte Mengenänderungen – etwa zwischen dem aktuellen und dem vorherigen Bemessungszeitraum – gezahlt werden.

Hieraus ergibt sich jedoch die Gefahr eines zyklischen Vermeidungsverhaltens, was insbesondere im Kontext von Standard-Preis-Abgaben problematisch sein kann, wenn das aggregierte Emissionsergebnis in der Folge beständig schwankt. Die Ansteuerung eines Punktziels kann hierdurch erschwert, wenn nicht gar unmöglich werden. Ein zyklisches Verhalten kann resultieren, weil eine Emissionsminderungssubvention das Niveau der Vermeidungsanreize zunächst erhöht. Anschließend sinkt das Anreizniveau jedoch wieder auf den Abgabesatz zurück, da in der Folgeperiode die Beibehaltung des Emissionsniveaus nicht für eine weitere Subventionszahlung qualifiziert. Folglich fallen die Emittenten wieder auf das ursprüngliche Emissionsniveau zurück. Erst in der darauffolgenden Periode wird das aufgestockte Anreizniveau wieder aktiviert, weil nunmehr – im Vergleich zur vorherigen Periode – dessen Umsetzung wieder eine aktuelle Emissionsminderung bedeutet und somit die Subventionsvoraussetzung erfüllt ist. Aufgrund der langen Investitionszeiträume in der Abwasserbehandlung kann dieser Effekt aber u.U. eine lediglich geringe Volatilität erzeugen.

Die mangelnde Praktikabilität bzw. Effektivität anreizaufstockender Subventionen könnte eine Ursache für die Bevorzugung von Verrechnungsklauseln durch die Politik sein: In Verbindung mit einer Emissionsminderungsvoraussetzung ähneln derartige Subventionsstrategien dem Modell einer Emissionsminderungssubvention. Der Unterschied liegt im Wesentlichen in der Bemessungsgrundlage, die im Fall der Verrechnung das Investitionsvolumen (Vermeidungskosten) als vermeintlicher Indikator für die Emissionsminderung darstellt, wohingegen die Emissionsminderungssubvention unmittelbar an dieser Zielgröße ansetzt. Auch die bedingte Verrechnung läuft Gefahr, das beschriebene zyklische Verhalten hervorzurufen: Demnach würde der Kostenvorteil der Verrechnung nicht in jeder Periode abgerufen werden können, da, *ceteris paribus*, die

Emissionsminderungs-bedingung nicht beständig erfüllt werden kann bzw. die zusätzlichen vermeidungsinduzierten Kosten der Erfüllung der Bedingung den Verrechnungsvorteil ab einem bestimmten Punkt überkompensieren. Für den Emittenten könnte es daher rational sein, in einer Periode zu investieren und den damit verbundenen Verrechnungsvorteil abzurufen, in der Folgeperiode aber ebenfalls wieder auf das ursprüngliche Emissionsniveau vor der Investition zurückzukehren.

Da Verrechnungen zudem anderweitige Nachteile aufweisen, etwa die Verzerrung der kostenminimalen Zusammensetzung der Vermeidungsmaßnahmen, könnten sich vollkommen voraussetzungsfree, pauschale Subventionen als Kostensenkungsinstrument mit den geringsten allokativen Verzerrungen erweisen (so bereits die Empfehlung bei Scholl 1998: 150 - 155). Da Subventionen an Emittenten ebenfalls politische Widerstände (etwa seitens ökologischer Parteien bzw. ihrer Wählerschaft) hervorrufen können, könnte sich unter den hier betrachteten pauschalen Varianten die Freibetragsregelung als vorteilhaft erweisen, insofern sie eine weniger sichtbare Form der Subventionierung darstellt als eine Rückzahlung des bereit an den Staat übertragenen Abgabenaufkommens. Pauschale Entlastungsstrategien weisen allerdings den Nachteil auf, angesichts individuell variierender Abgabelasten keine vollständige oder zumindest weitgehende Entlastung jedes individuellen Emittenten herbeizuführen. Auch bei vollständigem Rücktransfer des Aufkommens können politische Widerstände daher Bestand haben.

Wird keine weitestmögliche zahllastbezogene Belastungsminderung angestrebt bzw. im Hinblick auf Kostenwiderstände eine begrenzte Aufkommensrückerstattung als ausreichend angesehen, kann auch ein Freibetrag gewählt werden. Dieser sollte pauschal, d.h. in absoluten Größen (Emissionseinheiten) festgesetzt werden, wobei hierbei Wettbewerbsverzerrungen zwischen Emittenten unterschiedlicher Größe in Kauf genommen werden müssten. Würde – um diesen Effekt zu vermeiden – ein Freibetrag gewählt, dessen Umfang mit der individuellen Emissionsmenge gewichtet wird, erhielten Emittenten Anreize zur Ausweitung ihrer Emissionsmenge, um mithilfe des Freibetrags Vermeidungskosten zu reduzieren.

Bei der Wahl einer Strategie zur Verringerung von Kostenwiderständen sollte auch der Typus der Anlass gebenden Abgabe berücksichtigt werden: Im Falle einer Standard-Preis-Abgabe kann argumentiert werden, dass kurz- und langfristige Emissionsmengenausweitungen infolge einer Subventionsmaßnahme ökologisch irrelevant sind, solange der Abgabesatz entsprechend angepasst wird. Bei Demeritorisierungsabgaben ohne punktförmige Zielsetzung hingegen besteht die Gefahr, dass erhöhte Emissionsmengen politisch folgenlos bleiben. Das Ziel, durch die Minderung der Kostenbelastung eine Wahrung des gewünschten Anreizniveaus und damit auch des ökologischen Ergebnisses zu gewährleisten, würde damit verfehlt. Bei Abgaben dieses Typus sind daher anreizaufstockende Subventionsstrategien empfehlenswert. Da einige dieser Strategien nicht praktikabel sind, bestünde lediglich die Wahlmöglichkeit zwischen

möglicherweise zyklisch wirkenden Emissionsminderungssubventionen oder Verrechnungen mit einer Emissionsminderungsvoraussetzung. Aufgrund der vielfältigen verzerrenden Wirkungen von Verrechnungsklauseln wäre also zu erwägen, ob das Risiko eines zyklischen Emissionsverhaltens im Kontext eines Demeritorisierungsansatzes tragbar ist.

6 Instrumenten-Mix

6.1 Einleitung

In den voranstehenden Ausführungen ist sichtbar geworden, dass – entgegen der Einfachheit des Grundmodells der Abgabenlenkung – die optimale Ausgestaltung des Instruments in konkreten Anwendungskontexten wie dem der Abwasserentsorgung viele Herausforderungen birgt. In der Gegenwart von kurzfristigen Belastungsschwankungen, der räumlichen (Grenz-)Schadensvariation, sequentiellen Einleitungsstrukturen (Indirekteinleitung) und Kostenwiderständen kann es sich unter Effizienz- oder Effektivitätsgesichtspunkten als vorteilhaft erweisen, Abgabenelemente wie die Höhe des Abgabesatzes, die Bemessungsgrundlage, die Tarifstruktur oder die Aufkommensverwendung anders zu gestalten, als dies im Grundmodell vorgesehen ist bzw. angenommen wird.

Die genannten Herausforderungen bzw. die ihnen zugrunde liegenden Ursachen in Form von Unsicherheit, asymmetrischer Information und Transaktionskosten müssen dabei nicht zwingend als Fehler des Modells verstanden, sondern können stattdessen als (vernachlässigte) Optimierungsrestriktionen aufgefasst werden. Die in Abschnitt 4.2.3 bereits angesprochene Theorie des Zweitbesten (Lipsey / Lancaster 1956-57) legt dann jedoch nahe, dass anstelle der Modifikation des Abgabendesigns die Kombination der Abgabe mit zusätzlichen Instrumenten zu einem unter den gegebenen Bedingungen optimalen bzw. kostengünstigeren Ergebnis führen kann.

In diesem Abschnitt soll untersucht werden, ob zusätzliche Instrumente einen institutionell effizienteren oder effektiveren Gewässerschutz gewährleisten können als eine isolierte Abwasserabgabe. Hierzu werden die bisherigen Lösungsvorschläge noch einmal aufgerufen und mit der Literatur zu Mischinstrumenten abgeglichen.

Darüber hinaus ist eine Befassung mit Instrumentenkombinationen auch unter dem Gesichtspunkt sinnvoll, dass sich Abgaben ohnehin regelmäßig in einen Regulierungskontext mit bereits existierenden Instrumenten einfügen müssen. In vielen Anwendungsfeldern ist nicht der im Grundmodell der Abgabenlenkung angenommene Zustand anzutreffen, in dem Emittenten unberührt von staatlichen Regelsetzungen Produktions- bzw. Vermeidungsentscheidungen treffen. Es kann auch nicht davon ausgegangen werden, dass die politische Einigung auf die Einsetzung bzw. Änderung einer Abgabe mit der Abschaffung bestehender Instrumente einhergeht. Stattdessen ist in der Praxis zu beobachten, dass auf durch die bisherigen Steuerungsansätze nicht zufriedenstellend gelöste Problemlagen mit dem Hinzufügen weiterer Instrumente reagiert wird. Hieraus resultieren idiosynkratische Regulierungsgeflechte mit Anreizwirkungen

jenseits der gängigen ökonomischen Empfehlungen (Braathen 2007; Fankhauser et al. 2011; Rosenow et al. 2016).

Zur Sicherstellung der intendierten Wirkungen einer Abwasserabgabe muss daher das Zusammenspiel mit den bestehenden Instrumenten sorgfältig analysiert werden. Auch wenn eine Abschaffung ggf. konfligierender Instrumente politisch nicht aussichtsreich erscheint, ist nicht ausgeschlossen, dass sich diese in eine kompatiblere Form überführen lassen oder eine Berücksichtigung bei der Gestaltung des Abgabendesigns ein effizienteres und effektiveres Zusammenspiel ermöglicht.

Tatsächlich berührt die Frage nach der Wirkung instrumenteller Mischlösungen in beiden Situationen – **der Kreation einer Mischlösung auf der instrumentellen ‚grünen Wiese‘** sowie dem Hinzufügen einer Abgabe zu bestehenden Instrumenten – nur zum Teil die Wahl des Instruments (z. B. Abgaben, Auflagen, Subventionen, handelbare Emissionsrechte usw.). Vielmehr ist häufig die konkrete Ausgestaltung der Instrumente bzw. ihres Zusammenspiels maßgeblich (Howlett / Yong 2013: 18; Ring / Schröter-Schlaack 2011: 200). Bisweilen kann sich ein und dieselbe Instrumentenkombination, je nach Konfiguration und Gewichtung der Zielkriterien, als vorteilhaft oder nachteilig erweisen (z. B. Sorrell 2003: 34).

Als Leitfrage für die folgenden Abschnitte ergibt sich somit, bei welcher Konfiguration sich welche Vor- und Nachteile aus der Kombination einer Abwasserabgabe mit weiteren Steuerungsformen ergeben können, und wie diese Instrumente dementsprechend im Idealfall ausgestaltet sein sollten. Aufgrund der nicht unerheblichen Vielzahl an Instrumenten bzw. möglichen Instrumentenkombinationen – Gunningham und Sinclair (1999) **sprechen hier von einer „encyclopaedic task“** (ebd.: 52, entsprechende Ansätze finden sich bei Sorrell 2003 und Rosenow et al. 2016) – wird hier eine Fokussierung vorgenommen. Im Zusammenhang mit Abwasserabgaben sollen vor allem ordnungsrechtliche Vorgaben für maximal zulässige Schadstoffkonzentrationen bzw. -Frachten, Abwasserentsorgungsentgelte und Subventionen betrachtet werden. Haftungsrechtliche Arrangements oder handelbare Emissionsrechte werden hingegen nicht betrachtet, da sie in Bezug auf die Regulierung der Gewässerqualität in der Praxis nur eine untergeordnete Rolle spielen (Rose 2013; Vries / Hanley 2016: 692 f.).

Im Weiteren werden zunächst die theoretischen Grundlagen von mischinstrumentellen Lösungen rekapituliert und geprüft, unter welchen allgemeinen Voraussetzungen diese zu Effizienzgewinnen oder Effektivitätsvorteilen führen. Anschließend werden die Kombinationen Abgabe / Auflage, Abgabe / Entgelt und Abgabe / Subvention daraufhin untersucht, wie sie zielführend aufeinander abgestimmt werden können und inwieweit sie hilfreich bei der Bewältigung von Spitzenlasten, räumlicher Schadensvariation, Indirekteinleitung und Kostenwiderständen sind.

6.2 Begründungsmuster und Potenziale instrumenteller Mischlösungen

Der Einsatz von Instrumentenkombinationen kann sowohl auf der Grundlage der ‚Tinbergen-Regel‘ als auch nach der Theorie des Zweitbesten begründet werden. Tinbergen (1952) stellte zunächst fest, dass bei Vorliegen mehrerer Zielsetzungen der Einsatz mehrerer Instrumente zu Effizienzgewinnen führt. Die Theorie des Zweitbesten (Lipsey / Lancaster 1956-57) postuliert eine negativ gefasste Variante dieser Aussage, wobei die zusätzlichen Zielsetzungen als Restriktionen interpretiert werden (Braathen 2007: 186). Ihre Kernaussage lautet, dass, sobald eine Bedingung für das Erreichen eines Pareto-optimalen Zustands nicht erfüllt wird, die Erfüllung der anderen Optimalitätsbedingungen nicht zwingend wohlfahrtsfördernd sein muss. Hieraus kann beispielsweise geschlussfolgert werden, dass eine Pigou-Steuer in Höhe des Grenzschadens anstatt zur Pareto-optimalen Internalisierung zu Effizienzverlusten führen kann, wenn eine andere Bedingung für einen vollkommenen Markt verletzt ist.

Dieses Postulat kann exemplarisch an der parallelen Präsenz von Umweltexternalität und Marktmacht verdeutlicht werden: Zwar kann durch die Korrektur des Abgabesatzes der Monopoleffekt in Form eines suboptimalen Outputs berücksichtigt und somit ein optimaler Angebots- bzw. Vermeidungsumfang erreicht werden (Buchanan 1969, s. auch Abschnitt 3.4.3). Das Ergebnis ist jedoch nicht Pareto-optimal, da der Monopolist angesichts der aus Sicht der sozialen PlanerIn unverändert suboptimalen Angebotskurve keine kostenminimale Kombination von technologischen Vermeidungsmaßnahmen und Output-Verringerung wählt. Ein optimales Ergebnis kann nur durch Ergänzung der Pigou-Steuer mit einer Output-Subvention erreicht werden (Endres 2000: 199).

Dieses Beispiel zeigt bereits, dass Instrumentenkombinationen theoretisch in Situationen mit zusätzlichen Restriktionen ungeachtet des Begriffs der Theorie des Zweitbesten auch erstbeste Ergebnisse erzielen können.⁵⁹ Ob sich ein erstbestes oder zweitbestes Resultat erzielen lässt, hängt davon ab, ob die betreffende Restriktion aus Sicht der sozialen PlanerIn endogener Natur ist und somit durch ein zusätzliches Instrument wie im Falle der Marktmacht vollständig aufgelöst werden kann, oder exogen (s. zu dieser Unterscheidung auch Bennear / Stavins 2007). Während multiple Externalitäten, Marktmacht, Informationsasymmetrien oder, in manchen Fällen, unvollständige Informationen bei MarktakteurInnen durch zusätzliche Instrumente theoretisch umfassend korrigiert werden können und somit ein erstbestes Ergebnis durch die Kombination mehrerer Instrumente zulassen, sind im Unterschied dazu Unsicherheit (Nichtwissen) und

⁵⁹ Zumindest solange von den Transaktionskosten der Anwendung zusätzlicher Instrumente abstrahiert wird. Unter Berücksichtigung von Transaktionskosten sind allerdings auch ohne zusätzliche Restriktionen keine erstbesten Lösungen möglich, da bereits die Abgabe selbst u.a. mit Erhebungs- und Kontrollkosten verbunden ist.

Transaktionskosten einschließlich politischer Widerstände nicht gänzlich aufhebbar. Die Ergänzung einer Abgabe mit weiteren Instrumenten kann lediglich den effizienzschmälernden Effekt einer exogenen Restriktion verringern. So können etwa Informationsdefizite in Bezug auf raum-zeit-spezifische Emissions-Immissions-Prozesse durch keine Steuerungsform beseitigt werden. Gleichwohl könnte die Sicherung ökologischer Mindeststandards unter dieser Voraussetzung mithilfe zusätzlicher Auflagen zu geringeren Abweichungen vom Pareto-Optimum führen als wenn dies allein mit einer Abgabe gewährleistet werden müsste (s. den nachfolgenden Abschnitt 6.3).

Hiermit sind bereits eine Reihe von Restriktionen genannt, bei deren Vorliegen der Einsatz von Instrumentenkombinationen diskutiert wird (s. die Übersichten bei Benneer / Stavins 2007 und Lehmann 2012). Das damit angesprochene Zielkriterium ist dabei das der Pareto- oder Kosteneffizienz. Gawel (1996c: 19) weist jedoch darauf hin, dass in der praktischen Umweltpolitik auch Effektivitätserwägungen den Einsatz mehrerer Instrumente nahelegen können. Zwar würde in der theoretischen Literatur der Effektivitätsaspekt dem Effizienzkriterium oftmals als inhärenter Teilaspekt zugeordnet. In der komplexen umweltpolitischen Realität ist es jedoch häufig nicht klar, wann sich die angestrebte effiziente Ressourcenallokation einstellt bzw. ob überhaupt. Um unter den Bedingungen ökologischer und sozialer Unsicherheit eine aus politischer Sicht zufriedenstellende Emissionsminderung oder auch nur die Absicherung ökologischer Mindeststandards gewährleisten zu können, kann ein funktional überlappender Instrumentenmix sich als zielführender erweisen als ein Einzelinstrument (Braathen 2007: 207 f.; Ring / Schröter-Schlaack 2011: 28 f.; Sorrell 2003: 55; Twomey 2012: 21).

Wie in Abschnitt 3.1 erläutert, bietet die Theorie des Zweitbesten jedoch keine konkrete Hilfestellung für eine effiziente oder effektive Kombination von Instrumenten, da entsprechende Optimierungsbedingungen kaum interpretierbar sind und zudem empirische Informationen für deren Anwendung fehlen. Instrumentelle Mischlösungen müssen unter solchen Voraussetzungen fallspezifisch mithilfe von Heuristiken gestaltet werden. Eine solche Herangehensweise legt auch die wachsende methodologische Literatur zu Mischlösungen nahe, in der Gestaltungskriterien wie Widerspruchsminimierung oder Schwachstellenkompensation als Orientierungshilfe angeboten werden (z. B. Rogge / Reichardt 2016; Rosenow et al. 2016; Sorrell 2003). Zwar ist es nicht ausgeschlossen, die komplexen Wirkungen von Mischlösungen mittels analytischer und agentenbasierter Modellierung ggf. präziser zu erfassen (Eppstein et al. 2011; Lu et al. 2017; Sullivan et al. 2009; van der Vooren / Brouillat 2015). Der damit verbundene Aufwand würde jedoch den Rahmen der vorliegenden Untersuchung sprengen. Stattdessen wird auf die bestehende Literatur zu Instrumentenkombinationen Bezug genommen und dort, wo keine hinreichenden Erkenntnisse vorliegen, auf heuristischem Wege nach „vielversprechenden“ (Rosenow et al. 2016: 564) Lösungen gesucht. Als vielversprechend wird die Ergänzung einer Abwasserabgabe mit weiteren Instrumenten dann erachtet, wenn diese Instrumente eine identifizierte Schwachstelle bzw. Grenze der Abgabenlenkung ganz oder teilweise

kompensieren, ohne dass die dabei zu erwartenden zusätzlichen Transaktionskosten und Allokationsverzerrungen eine Neutralisierung der Vorteile des Instrumentenverbunds wahrscheinlich werden lassen.

6.3 Abgaben und Auflagen

Abwasserabgaben finden sich regelmäßig in der Gegenwart ordnungsrechtlicher Begrenzungen von Abwassereinleitungen (Zimmermann et al. 2009: 470). So entfalten beispielsweise alle 18 nationalen Abwasserabgaben innerhalb der Europäischen Union (EEA 2016: 21) ihre Wirkung u.a. im Rahmen der EU-Richtlinie über die Behandlung von kommunalem Abwasser, die für diesen Sektor sowohl Technologiestandards (Art. 4 Abs. 1 RL 91/271/EWG) als auch Emissionskonzentrationsgrenzwerte oder alternativ Mindestreduktionsziele vorgibt (Anhang 1, Tabelle 1).

Ungeachtet dessen nimmt die Kombination von Abgabe und Auflage in der umweltökonomischen Literatur immer noch einen nachgeordneten Raum ein. Häufig werden Technologie- oder Emissions-/Immissions-Standards als durch marktförmige Instrumente zu überwindende, weil ineffiziente Regulierungsmechanismen betrachtet. Es ist insofern üblich, in der Literatur zu umweltpolitischen Instrumenten auf eine Gegenüberstellung separat wirkender Standards und preissteuernder Ansätze zu treffen, bei der in aller Regel die komparativen Effizienzgewinne letzterer hervorgehoben werden.⁶⁰

Werden Abgaben (oder andere preissteuernde Instrumente) bei ihrer Einführung nicht ersatzweise sondern ergänzend zur bestehenden Auflage eingeführt, wird dies aus ökonomischer Sicht häufig als Malus betrachtet und auf die damit verbundenen Opportunitätskosten in Form entgangener Effizienzgewinne verwiesen (z. B. Karplus et al. 2013; SRU 2004: 268 f.; Sprenger 1994: 128 f.). Diese Einschätzung ist insofern verständlich, als dass in der umweltpolitischen Praxis anzutreffende Mischlösungen von marktförmigen Instrumenten und Auflagen oftmals nicht optimal ausgestaltet sind (Braathen 2007; Fankhauser et al. 2011), und Abgaben in der Folge ihre Lenkungsfunktion weitgehend einbüßen (Andersen 1994; Möller-Gulland et al. 2015; Rákosi et al. 2015).

Zu einem solchen Resultat kommt es, wenn Auflagen derart restriktiv gestaltet sind, dass ein großer Teil der Emittenten seine Vermeidungsentscheidung nicht nach Maßgabe der Abgabe, sondern auf Basis der Auflage treffen, diese also eine umfassende Bindung ausübt. Auflagen können allerdings auch sinnvoll sein, und zwar in Kontexten, in denen eine hohe

⁶⁰ z. B. Bárcena-Ruiz / Campo 2017; Ebert / Welsch 2011; Freeman 2007; Goulder / Parry 2008; Holland 2012; Li / Sun 2015; Newell / Stavins 2003; Olmstead / Stavins 2009; Tietenberg 1985: 46, 1990; Tombe / Winter 2015; Yang et al. 2017.

ökologische Treffsicherheit erforderlich ist, die von Abgaben aufgrund der kaum präzise vorhersehbaren Markt- und Preiseffekte des Instruments nicht geleistet werden kann (Endres 2000: 144 f.; Feess / Seeliger 2013: 76 f.). Das betrifft bei uniformen Abgaben vor allem die Absicherung ökologischer Mindeststandards im Falle räumlich unterschiedlich wirkender Schadstoffe (Vermeidung von hot-spots), weshalb sich gerade hier Empfehlungen für ergänzende Auflagen finden (z. B. Bennear / Stavins 2007: 125; Farrow et al. 2005). Im Folgenden soll untersucht werden, ob die Kombination von Abgabe und Auflage auch im Hinblick auf die in diesem Kapitel vertieften Fragestellungen im Zusammenhang mit Abwasserabgaben Effizienzvorteile birgt oder die ökologische Leistungsfähigkeit der Abgabe verbessern hilft. Dabei werden die Aspekte Spitzenlasten, räumliche Knappheitsvariation und Indirekteinleitung betrachtet.

6.3.1 Spitzenlastproblematik

Was neben der räumlichen die zeitliche Grenzschatensvariation betrifft, so ist in Abschnitt 5.2.6 bereits auf den Vorschlag eines Instrumentenmixes von Baumol und Oates (1988) verwiesen worden. Das Kernargument zugunsten des Verbunds lautete hier, dass das langfristige und damit schwerfällige Versuch-und-Irrtum-Verfahren von Standard-Preis-Abgaben ungeeignet sei zum Auffinden eines Abgabebesatzes, der kurzfristige Belastungsspitzen gerade bis zum politisch gesetzten Maximalkonzentrationsziel verringert (ebd.: 192 - 194).

Der unmittelbar einsichtigen Erkenntnis der Vorteilhaftigkeit des Instrumentenmixes schließt sich die Frage nach seiner konkreten Konfiguration an. Von Interesse ist hierbei vor allem, wie der Abgabentarif auf die Grenzwertverletzung reagieren soll. Da, wie bereits diskutiert, die Überschreitung von Grenzwerten in aller Regel keine prohibitiven Kosten verursacht, erscheint es nicht zielführend, die ordnungsrechtlich bereits vorgenommene Einteilung in zulässige und unzulässige Handlungsräume (Gawel 1999a: 205 f.) durch einen Tarif mit normalem und prohibitivem Abgabebesatz zu reproduzieren. Hieraus würde lediglich eine unverhältnismäßige Übersanktionierung etabliert, welche Emittenten zu extremen Vorsichtsmaßnahmen zu entsprechend hohen Kosten zwänge (Bandyopadhyay / Horowitz 2006). Vielmehr sollte der Emittent infolge einer Grenzwertübertretung mit den dabei aufgetretenen, im Umfang freilich nur grob abschätzbaren zusätzlichen Schadenskosten konfrontiert werden, die gegenüber einer normkonformen Einleitung erwartet werden. Die ebenfalls anfallenden ordnungsrechtlichen Sanktionen (bspw. Bußgelder) müssten hierbei berücksichtigt werden, um eine Übersanktionierung zu vermeiden.

Somit ergibt sich ein konzeptioneller Widerspruch im Instrumentenverbund, da das Ordnungsrecht auf die weitgehende Unterbindung, eine verursachergerechte Abgabenstruktur hingegen nur auf die effiziente Verringerung von Belastungsspitzen

hinwirken würde. So wie es aus ordnungsrechtlicher Sicht als unbefriedigend gewertet werden könnte, dass die Vollzugshilfefunktion der Abgabe begrenzt wird, erscheint aus Sicht der Abgabenlenkung die ordnungsrechtliche Absolutsetzung eines Emissionskonzentrationswertes als effizienzschmälernde Restriktion. Dahinter steht letztlich der Konflikt zwischen einer ordnungsrechtlichen Grenzwertphilosophie einerseits, welche auf einer staatlichen Unterscheidung zwischen gesellschaftlich vermeintlich pauschal akzeptablen und inakzeptablen Risikobereichen beruht (Streffer et al. 2000: 11), sowie der umweltökonomischen Sichtweise andererseits, die alle Handlungen als akzeptabel weil effizient erachtet, solange die damit verbundenen sozialen Kosten getragen werden. Im letzteren Fall lassen sich ebenfalls dichotome Handlungsräume in Form effizienter und ineffizienter Allokationsergebnisse ausmachen. Aufgrund der räumlichen und zeitlichen Kontextabhängigkeit der kosteneffizienten Allokation ist hierbei allerdings keine pauschale Trennlinie möglich.

Ein Kompromiss, der sowohl den Bedenken in ökologischer Hinsicht als auch den Kosten Rechnung trägt, kann in der Verwendung probabilistischer Grenzwerte gesehen werden (Beavis / Walker 1983a: 103; Horan 2001: 375; Horan / Shortle 2011: 64; Roberts 1976: 173; s. auch Bandyopadhyay / Horowitz 2006). Hierbei wird entweder eine zulässige Überschreitungs-häufigkeit formal festgeschrieben (bspw. 5 % aller behördlichen Messungen dürfen Überschreitungen der gesetzlichen Grenzwerte ergeben) oder schlichtweg *de facto* nicht geahndet (Beavis / Walker 1979: 112 f.). Dass sich solche **Regelungen gezielt „ausnutzen“** (Scholl 1998: 78) lassen in dem Sinne, dass Emittenten ihre Sorgfalt bzgl. der Stabilität ihrer Ablaufwerte zielgenau soweit vernachlässigen, dass das zugestandene Überschreitungskontingent auch ausgeschöpft wird, kann dann gerade als zweckmäßig betrachtet werden.

6.3.2 Räumliche Variation der Knappheit

Die Kombination marktbasierter Instrumente und (Emissions- oder Immissions-) Standards im Kontext der Problematik räumlich variierender Knappheiten wird insbesondere zur Vermeidung lokaler Belastungsschwerpunkte („hot spots“) empfohlen, da das kostengünstiger sein kann als die Alternative in Form einer räumlichen Differenzierung (Lehmann 2012: 81 f. m.w.N.). Die einschlägige Literatur bezieht sich dabei auf idealtypische Systeme handelbarer Emissionsrechte, die entweder mit tendenziell prohibitiven Kosten aufgrund der hohen Anzahl an erforderlichen Handelstransaktionen einhergehen („ambient permit system“ nach Montgomery 1972), oder hohe Effizienzverluste verursachen, weil gewisse Handelstransaktionen ausgeschlossen und somit der Grenzkostenausgleich unterbunden wird (Doyle et al. 2014: 7231).

Im Hinblick auf Abgabenlösungen ist die Kombination mit dem Ordnungsrecht ebenfalls empfohlen worden (Bennear / Stavins 2007: 125; Farrow et al. 2005; Endres 2000: 144 f.;

Feess / Seeliger 2013: 76 f.). Auch hier besteht die grundlegende Idee darin, ein ökologisches Mindestniveau ordnungsrechtlich abzusichern, da eine Abgabe das Risiko lokaler Belastungsschwerpunkte mit sich führt. Sowohl im Falle handelbarer Emissionszertifikate als auch der Abgabe bezieht sich diese Diskussion allerdings auf uniforme Instrumente.

Bei einer räumlich differenzierten Abgabe des Internalisierungs-Typus ist zwar ebenfalls das Risiko der Unterschreitung des ökologischen Stabilitätsniveaus möglich. Dies wäre bspw. der Fall, wenn in einer Region die qualitätsmindernden Nutzungsansprüche den qualitätssensiblen Nutzungsansprüchen so weit überlegen sind, dass die Nutzeneinbußen der letzteren selbst im Falle der Übernutzung eines Gewässers durch den Nutzen der ersteren überkompensiert wird. Beim hier betrachteten Szenario einer politischen Zielsetzung ist die Gefährdung der ökologischen Stabilität jedoch unwahrscheinlich, da das Zielniveau oberhalb des Stabilitätsniveaus angesetzt werden dürfte. Wird die Abgabe solange angepasst, bis das Zielniveau überall erreicht ist, ist also ein ökologische Stabilitätsrisiko ausgeschlossen. Am ehesten könnte sich die Notwendigkeit einer ordnungsrechtlichen Basissicherung im Hinblick auf politische Restriktionen ergeben, etwa wenn lokal stark angespannte Knappheitssituationen Abgabesätze auf einem politisch nicht tragfähigen Niveau erforderten. Eine dann möglicherweise vorgenommene Deckelung des Abgabesatzes könnte unter Verweis auf die Sicherungsfunktion des Ordnungsrechts legitimiert werden, die freilich in Teilen symbolischer Natur ist, da seine strikte Anwendung gerade in solchen Fällen durch lokale Aushandlungsprozesse zwischen Umweltadministration und Emittenten ausgesetzt würde (Gawel 1999a: 270).

Werden allerdings die potenziell hohen Transaktionskosten der räumlichen Differenzierung von Umweltabgaben betrachtet, gewinnt das Motiv der ordnungsrechtlichen Basissicherung auch bei differenzierten Abgaben an Plausibilität. So ist in Abschnitt 5.3.5.7 ausgeführt worden, dass zur Begrenzung der Transaktionskosten statt individuell bemessener Abgabesätze regionalspezifische Sätze erwogen werden können. Da innerhalb einer Region dann ein uniformer Abgabesatz zur Anwendung kommt, liegen die gleichen Bedingungen für Effizienzgewinne eines Policy-Mixes vor wie in der Literatur beschrieben. Konkret können ergänzende Mindeststandards die mit einer isolierten Abgabensteuerung (innerhalb der Region) verbundenen Effizienzverluste mindern, die daraus entstehen, dass die Abgabe innerhalb der Region so hoch angesetzt werden muss, dass das politische Zielniveau (Standard-Preis-Ansatz) auch am Ort mit der stärksten Belastung erfüllt wird. An allen anderen Orten innerhalb der Region ergibt sich somit eine Zielübererfüllung mit entsprechenden Effizienzverlusten. In der Gegenwart ergänzender ordnungsrechtlicher Mindestanforderungen kann das Anreizniveau der Abgabe dann entsprechend verringert werden mit der Folge sinkender Vermeidungskosten in der Region. In der folgenden Darstellung ist dies veranschaulicht (Abbildung 36):

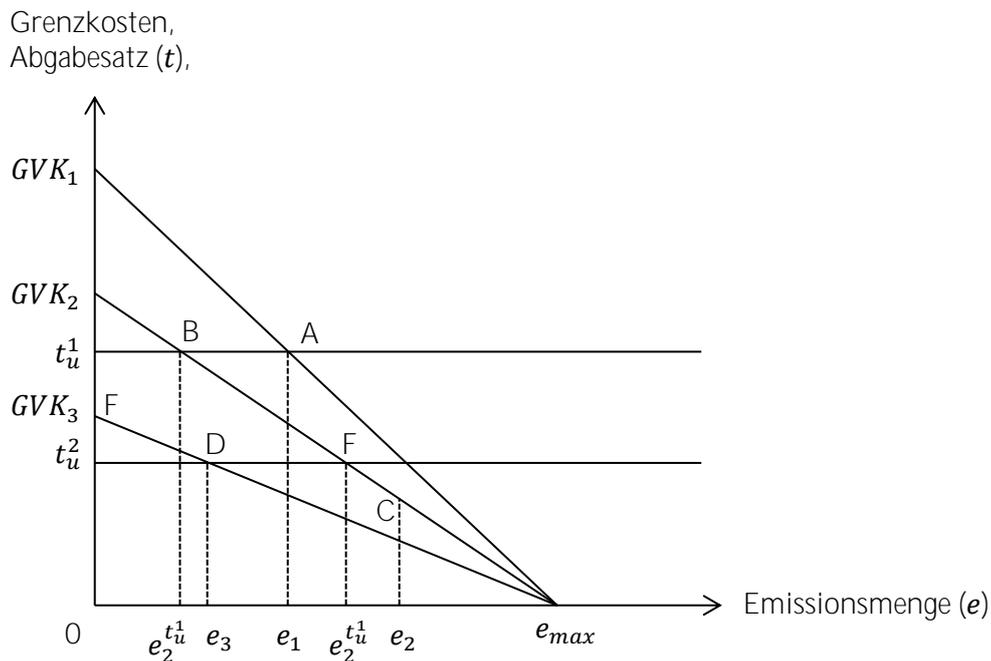


Abbildung 36: Effizienzvorteile des Instrumentenverbunds aus Abgabe und Auflage
(Quelle: Eigene Darstellung)

Abgebildet sind drei Emittenten aus derselben Region, deren Emissionen allerdings lokal unterschiedliche Auswirkungen haben ($GVK_1 - GVK_3$). Wie in allen anderen Regionen soll auch in dieser ein bestimmtes Immissionsziel erreicht werden. Aufgrund unterschiedlicher lokaler Voraussetzungen (Wasserangebot, Diffusionskoeffizient) erfordert dies von allen Emittenten einen unterschiedlichen Emissionsminderungsumfang (auf e_1 , e_2 und e_3). Werden zur Begrenzung der Transaktionskosten anstelle individueller lediglich regionale, d.h. innerhalb der betreffenden Regionen uniformen Abgabesätze gewählt, ist zur Zielerreichung in der betrachteten Region das Abgabesatzniveau von t_u^1 erforderlich, da nur hiermit in allen drei Lokalitäten der erforderliche Minderungsumfang erreicht wird. Emittenten 2 und 3 werden hierdurch zu ineffizient hohen Vermeidungsanstrengungen angehalten, die Zusatzkosten im Umfang von $e_2^{t_u^1} e_2 CB$ und $0 e_3 DF$ gegenüber dem theoretischen Optimum (individualisierte Abgabe) bedeuten. Diese Zusatzkosten ließen sich dadurch verringern, dass der Emittent mit der ungünstigsten Ausgangslage (Verhältnis von Emissionsanspruch und lokalem Wasserangebot unter der Bedingung des individuellen Transferkoeffizienten) einem Emissionsstandard unterworfen wird, bzw. ein für alle Emittenten existierender, aber nicht bindender Mindeststandard selektiv hierhin verschärft wird. Im hier gewählten Beispiel ließen sich etwa durch die Etablierung eines Emissionsstandards auf dem Niveau von e_1 die von Emittent 3 ausgehenden

Effizienzverluste vollständig beseitigen, da der Abgabesatz nunmehr an dessen erforderliches Vermeidungsniveau angepasst werden könnte (Reduzierung von t_u^1 auf t_u^2), ohne dass es in der Region zur Verfehlung des Immissionsziels käme. Die Transaktionskosten-bedingten Effizienzverluste würden somit auf $e_2^{t_u^2} e_2 CF$ begrenzt. Die Kombination einer auf pragmatische Weise räumlich (regional) differenzierten Abgabe mit einer ebenso pragmatisch räumlich (lokal) differenzierten Auflage kann also durchaus von Vorteil sein.

Das gleiche Ergebnis könnte auch dadurch erreicht werden, dass allein Emittent 1 dem Abgabenniveau t_u^1 unterworfen wird, wohingegen für alle anderen Emittenten der geringere Satz gilt. Der hier aufgezeigte Vorteil des Instrumentenverbunds aus Abgabe und Auflage könnte somit auch durch eine alleinige Abgabenslösung bewirkt werden, wobei hierbei aber die Transaktionskosten aufgrund der zunehmenden Bewegung hin zum Extrem individueller Abgabesätze zunehmen.

Jenseits dieser spezifischen Ausprägung des Instrumentenmixes sind infolge der Kombination einer räumlich differenzierten Abgabe mit emissionsbegrenzenden Auflagen eher Effizienzverluste zu erwarten, insbesondere wenn diese überregional uniform ausgeprägt sind. Ist das Anreizniveau der Abgabe hoch genug, um das Immissionsziel selbstständig zu erreichen, erfolgt bei Eintreten der Bindungswirkung einer solchen Auflage eine Übererfüllung des Immissionsziels in den entsprechenden Regionen mit entsprechenden Mehrkosten (Effizienzverluste). Es kommt hier zum bekannten Konflikt zwischen Abgaben- und Auflagenlösung, in dem die Lenkungswirkung der Abgabe mit zunehmender Restriktivität der Auflage eingeschränkt wird (z. B. Gawel 1996c: 89 - 96).

Ist das Anreizniveau der räumlich differenzierten Abgabe zu gering und würde demzufolge das Immissionsziel in sämtlichen Regionen verfehlt, impliziert eine das Immissionsziel erreichende ergänzende Auflage potenziell hohe Effizienzverluste, da ihre Restriktivität so hoch angesetzt werden muss, dass eine Zielerreichung auch in der Region mit der ungünstigsten Knappheitssituation (starke Abweichung vom Immissionsziel) erfolgt. Es kommt somit, wie im Falle einer isolierten uniformen Abgabenslösung, zu einer Übererfüllung des Immissionsziels in allen anderen Regionen, die eine geringere Knappheit aufweisen. Darüber hinaus ist diese Ausprägung des Instrumentenmix' mit einer Verringerung der Substitutionseffekte der Abgabe verbunden, die somit tendenziell zu einer Restverschmutzungsabgabe degradiert wird (Gawel / Ewringmann 1994b). Anstelle eines Beitrags zur Erreichung des Immissionsziels würde sie also zunehmend auf die Funktion der Anlastung der Ressourcenkosten im ordnungsrechtlich zulässigen Bereich beschränkt. Dabei müsste sich eine dem Ansatz in Abschnitt 5.3 folgende Differenzierung der Abgabe an der Varianz der lokalen Knappheitsverhältnisse orientieren, die sich infolge der Auflage einstellt. Sie würde folglich in Regionen, in denen der Standard zu einer deutlichen Übererfüllung des Immissionsziels führt, geringer ausfallen, als in Regionen, in denen der Standard gerade zur Zielerreichung ausreicht.

Da Restverschmutzungsabgaben aber im Wesentlichen langfristige Effizienzvorteile ausgehend von ihrer dynamischen Anreizfunktion entfalten (s. Abschnitt 4.3.3) stellt sich die Frage nach der Sinnhaftigkeit einer räumlichen Differenzierung in einem solchen Szenario. Wird von der in der Ökonomik weit verbreiteten Ansicht ausgegangen, dass sich das Wissen in Bezug auf technologische Neuerungen in der Regel nicht dauerhaft geheim halten lässt und sich somit über regionale Grenzen hinweg verbreitet (s. die kritische Übersicht bei Breschi / Lissoni 2001), ist es unerheblich, in welcher Region sich dynamische Anreize manifestieren. Zwar gibt es an der These der Wissensdiffusion Zweifel (ebd.). Allerdings werden Innovationen im Abwassersektor ohnehin häufig nicht dezentral durch die Emittenten selbst, sondern von externen Forschungseinrichtungen und Unternehmen durchgeführt (z. B. Conway et al. 2015: 6; exemplarisch für den Fall Mikroverunreinigungen Hillenbrand et al. 2014). Diese AkteurInnen bzw. ihre AuftraggeberInnen haben nicht nur kein Interesse an einer Geheimhaltung, sondern sind, wie die staatliche Förderung der Forschung zur Verringerung von Mikroverunreinigungen in Deutschland und der Schweiz demonstriert, häufig sogar gezielt auf Wissensdiffusion aus (s. bspw. die mit öffentlichen Geldern geförderten und öffentlich zugänglichen Forschungsberichte von Hillenbrand et al. 2014 sowie McArdell et al. 2011).

6.3.3 Indirekteinleitung

Die Kombination einer Umweltabgabe mit Auflagen im Zusammenhang mit Indirekteinleitungen ist ambivalent und kann je Ausgestaltung des Instrumentenverbunds ökonomische und ökologische Vorteile oder Nachteile mit sich bringen.

Als vorteilhaft können sich etwa Auflagen in Form von Begrenzungen der maximalen Konzentration von Schadstoffen in den Abwässern von Indirekteinleitern erweisen. Das gilt dort, wo einerseits eine Indirekteinleiterabgabe nicht zu verhältnismäßigem Aufwand etabliert werden kann, andererseits mengenbezogene Benutzungsentgelte zu einer starken Verzerrung der kostenminimalen Verteilung der Vermeidungsaktivitäten mit der Folge einer zu weitgehenden Verlagerung zur zentralen Kläranlage bewirken. Legt eine kostenminimale Lösung umfangreichere Vermeidungsbeiträge der Peripherie nahe, kann ein ersatzweise wirkender ordnungsrechtlicher Zwang zur Vorbehandlung stark belasteter Abwässer aus Unternehmen eine Annäherung an das Kostenminimum bewirken. Gerade im Hinblick auf die vorteilhaften Voraussetzungen einer dezentralen Behandlung – höhere Schadstoff-konzentration, Potenzial zur Nutzung integrierter Vermeidungsmaßnahmen – könnte selbst eine hinsichtlich individueller Grenzvermeidungskosten undifferenzierte und somit im Vergleich zu Abgaben ineffizientere ordnungsrechtliche Initiierung dieser Maßnahmen ein effizienteres Allokationsergebnis bewirken als die Alternative eines Transaktionskosten-bedingten vollständigen Verzichts auf eine Regulierung von Indirekteinleitern. Können bestimmte Sektoren oder Stoffe identifiziert werden, in denen eine dezentrale Behandlung überwiegend von Vorteil ist und in Abwesenheit

entsprechender ordnungsrechtlicher Vorgaben, d.h. allein auf Grundlage der durch Benutzungsentgelte vermittelten Anreize nicht erfolgt, sollte deren Einführung also erwogen werden, wenn eine abgabenrechtliche Erfassung aufgrund hoher Transaktionskosten nicht zweckmäßig erscheint. In diesem Zusammenhang können etwa die in Deutschland geltenden Verdünnungs- und Vermischungsverbote für Indirekteinleiter zielführend sein (z. B. § 3 Abs. 3 AbwV), wenn diese konzentrationsbasierte ordnungsrechtliche Auflagen zur dezentralen Vorbehandlung absichern helfen. Voraussetzung hierfür ist allerdings, dass die mit der Durchsetzung dieser Auflagen verbundenen Transaktionskosten (Überwachungsaufwand) substanziell geringer ausfallen als bei einer alternativen Indirekteinleiterabgabe. Pauschale Aussagen sind in dieser Hinsicht allerdings nicht möglich (Häder 1997: 159 ff.).

Schwieriger zu beurteilen sind die Effizienzwirkungen von Auflagen im Kontext einer Abwasserabgabe, wenn sie auch jene Indirekteinleiter zu pauschalen Vermeidungsleistungen anhalten, die einer effizienten Regulierung mithilfe einer Indirekteinleiterabgabe unterstellt werden können. Üblicherweise werden Indirekteinleiter Auflagen in Bezug auf in die öffentliche Kanalisation eingeleiteten Abwässer unterworfen, etwa in Form maximal zulässiger Schadstoffkonzentrationen (zu den Anforderungen an Indirekteinleitung in Deutschland s. Gawel et al. 2014: 130 – 142). Hierdurch soll vor allem verhindert werden, dass es zu Beeinträchtigungen der biologischen Reaktoren zentraler Kläranlagen kommt. Das ist dann der Fall, wenn die zu behandelnden Abwässer eine zu saure, alkalische, antiseptische oder anderweitig toxische Qualität aufweisen (Barrera-Díaz et al. 2009; Lefebvre / Moletta 2006; Nemerow 2007: 183; Román-Sanchez et al. 2014: 964).

Im Hinblick auf dieses Risiko findet sich in der ingenieurwissenschaftlichen Literatur die Position, dass prinzipiell jeder Stoff eine zentrale Behandlung – zu vertretbaren Kosten – von vornherein ausschließen kann, wenn dieser in zu hoher (oder zu geringer) Konzentration anfällt (Nemerow 2007: 183). Dabei wird jedoch implizit unterstellt, dass eine zentrale Behandlung zwingend mit einer Technologie durchgeführt werden muss, die auf einen begrenzten Konzentrationsbereich hin ausgelegt ist. Übersehen wird dabei, dass zentrale Kläranlagen – ggf. ergänzend zur Behandlung moderat belasteter Abwässer – zusätzliche Technologien installieren können, welche auf die Behandlung von Abwässern mit höheren Toxizitätsgraden abzielen bzw. ausgelegt sind. So berichten etwa Abma et al. (2010) von einer Erweiterung einer kommunalen Kläranlage in der niederländischen Stadt Olburgen um einen speziellen Reaktor, der auf die Vorbehandlung von Abwässern aus der Kartoffel-verarbeitenden Industrie ausgelegt ist. Selbst wenn hierdurch die Kosten der zentralen Behandlung zunehmen gegenüber einer Situation, in der industrielle Abwässer dezentral vorgeklärt werden, kann letzteres die weniger kostengünstige Option darstellen. Das ist immer dann der Fall, wenn die (Größen-)Vorteile der zentralen Behandlung die Kostenvorteile der dezentralen Behandlung überwiegen.

Würden also ordnungsrechtliche Beschränkungen für Indirekteinleiter aufgehoben, die in das Abgabenregime einbezogen sind, ergäben sich unter geeigneten Voraussetzungen, vermittelt durch Marktkräfte, dezentral effiziente Entscheidungen hinsichtlich der zentralen Behandlung hoch konzentrierter Schadstofffrachten in Abwässern. Konkret würden erhöhte Vermeidungskosten infolge höher konzentrierter Schadstoffe in Form erhöhter Benutzungsentgelte den Anschlussnehmern Anreize vermitteln, zu prüfen, ob die betriebsinterne Vermeidung zu geringeren Kosten möglich ist. Ist dies nicht der Fall, würden die höheren Entgelte gezahlt und die Kostenvorteile der zentralen Behandlung in Anspruch genommen.

Die Hürden für einen derartigen kostensenkenden Instrumentenmix sind allerdings hoch. Erstens sind verursachergerechte, d.h. fracht- statt mengenbezogene Benutzungsentgelte erforderlich, die in aller Regel nicht vorliegen (Abschnitt 5.4.2). Andernfalls findet eine Abwägung der zusätzlichen zentralen Behandlungskosten mit den Kosten der dezentralen Behandlung seitens der Indirekteinleiter mit stark belasteten Schadstofffrachten statt. Im Falle mengenbezogener Entgelte würden die gestiegenen Benutzungsentgelte auf sämtliche Anschlussnehmer verteilt, und dort zudem Anreize zur Minderung der Abwassermenge anstelle der Schadstofffrachten setzen (Ewringmann 1981: 47). Zweitens ist zu bedenken, dass die Umstellung einer ordnungsrechtlichen Begrenzung von indirekt eingeleiteten Schadstoffkonzentrationen auf eine reine Entgelt- und Abgabenbasierte Steuerung des Binnenverhältnisses zur zentralen Kläranlage nicht friktionslos vonstattengehen dürfte. Da eine entsprechende Betreiberin nicht absehen kann, welche Schadstoffkonzentrationen in diesem Fall auf sie zukommen, kann sie keine effizienten vorsorglichen Entscheidungen hinsichtlich einer Erweiterung ihres Technologiespektrums vornehmen. Wählt sie den Weg einer ex-post Anpassung, riskiert sie wiederum eine zeitweilige Überlastung der gegenwärtigen Kapazitäten mit der Folge substanziell erhöhter Emissionen einschließlich entsprechender ordnungs- und abgaberechtlicher Konsequenzen. Hinzu kommen potenziell steigende Spezifitätsrisiken in dem Sinne, dass die Gefahr von Überkapazitäten auf der zentralen Kläranlage steigt, wenn eine gesonderte Vermeidungstechnologie für bestimmte Schadstoffe vorrätig gehalten wird. Wandern die entsprechenden Indirekteinleiter aus dem Einzugsgebiet ab, liegen die diesbzgl. Kapazitäten brach. Das Risiko von Überkapazitäten besteht zwar auch im Zusammenhang mit Standardtechnologien. Insofern als diese aber ein breiteres Schadstoffspektrum abdecken, können Abwanderungen von Anschlussnehmern aber durch ein breiteres Spektrum an neu angesiedelten, abwassererzeugenden Unternehmen kompensiert werden.

Ungünstig wirken sich parallel bestehende ordnungsrechtliche Anforderungen bei der Etablierung einer Indirekteinleiterabgabe hingegen aus, wenn sie die Entscheidung in Bezug auf den Status Direkt- oder Indirekteinleiter verzerren. In Abschnitt 0 ist argumentiert worden, dass eine Indirekteinleiterabgabe wahlweise die Veränderung des Verhältnisses der Vermeidungsanstrengungen von Direkt- und Indirekteinleiter herbeiführen oder aber gänzlich zur Aufgabe des Indirekteinleiterstatus bewegen kann.

Letzteres geschieht dann, wenn die Kostenvorteile der kombinierten zentralen und dezentralen Behandlung geringer ausfallen als die Kostennachteile der kombinierten Behandlung in Form der dann auf beiden Seiten anfallenden, vom Behandlungsniveau unabhängigen Fixkosten. Bestehen nun allerdings ordnungsrechtliche Emissionsanforderungen für Direkteinleiter, sieht sich ein Emittent mit daraus resultierenden potenziellen zusätzlichen Vermeidungskosten konfrontiert. Diese bewegen ihn tendenziell dazu, in einer Indirekteinleiterposition zu verharren und die damit verbundene doppelte Fixkostenbelastung in Kauf zu nehmen.

Abbildung 37 veranschaulicht diesen Zusammenhang: In Abwesenheit einer Indirekteinleiterabgabe wird der hier dargestellte exemplarische Indirekteinleiter (GVK_{IE}) das durch kommunale Auflagen zum Schutz der Kläranlage bestimmte Emissionsniveau \bar{e}_{IE} wählen, um satzungsrechtliche Vertragsstrafen zu vermeiden. Seine Kosten setzen sich aus Vermeidungskosten im Umfang von $\bar{e}_{IE}e_0A$ sowie dem Benutzungsentgelt im Umfang von $0\bar{e}_{IE}Bf_1$ zusammen, wobei das angenommenemengenbezogene Benutzungsentgelt hier zu Zwecken der Veranschaulichung in ein frachtbezogenes Entgeltniveau f_1 gemäß der durch das Satzungsrecht begrenzten Emissionsmenge übersetzt wurde. Ohne Indirekteinleiterabgabe wird der Indirekteinleiter keine Direkteinleiterposition einnehmen, da in diesem Fall die Summe aus Vermeidungskosten und Zahllast (Abgabe) höher ausfällt ($e^*e_0C + 0e^*Ct$). Wird nun eine Indirekteinleiterabgabe etabliert, könnte der Wechsel in eine Direkteinleiterposition hingegen von Vorteil sein, da die zuletzt genannten Kosten anfallen, sofern eine kombinierte Behandlung nicht eine nennenswerte Verringerung der Vermeidungskosten ermöglicht. Von Vorteil ist die Aufgabe des Indirekteinleiterstatus dann, weil bei Beharrung hierin zusätzlich zu Abgabeschuld und Vermeidungskosten Benutzungsentgelte im Umfang von $0e^*Df_2$ anfallen, wobei das Benutzungsentgelt pro Emissionseinheit nun noch höher ausfällt, da weiterhin nach Mengenmaßstab bemessen wird, die Schadstofffracht aber gesunken ist (f_2), insgesamt aufgrund der veränderten Abwassermenge als Bemessungsgrundlage aber identisch bleibt ($0\bar{e}_{IE}Bf_1 = 0e^*Df_2$). Im hier dargestellten Fall unterwirft sich der Indirekteinleiter bei Wechsel in den Direkteinleiterstatus jedoch dem schärferen, für Direkteinleiter geltenden Emissionsstandard \bar{e}_{DE} und erleidet hierdurch zusätzliche Kosten im Umfang von CFG . Es ist leicht ersichtlich, dass diese zusätzlichen Kosten bei entsprechender Restriktivität des Emissionsstandards oder bei einem stärkeren Anstieg der Grenzvermeidungskostenkurve die zusätzliche Entgeltbelastung im Rahmen einer Indirekteinleiterposition überkompensieren können. Der Emittent hat also nur die Wahl zwischen überhöhten Vermeidungsanstrengungen (Direkteinleiter) oder der zusätzlichen Zahlung von Benutzungsentgelten (Indirekteinleiter).

Insgesamt entstehen in diesem Szenario durch ordnungsrechtliche Vorgaben für Direkteinleiter Anreize, in ihrem Indirekteinleiterstatus zu beharren. In langfristiger Hinsicht könnte dies das Risiko von Überkapazitäten auf Seiten der Direkteinleiter bei Einführung einer Indirekteinleiterabgabe mindern. Zwar führt auch bei Festhalten am In-

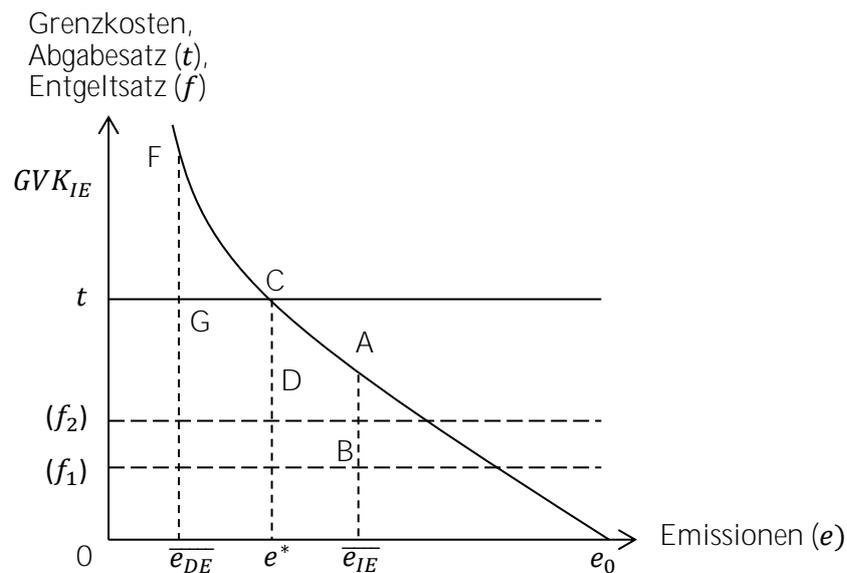


Abbildung 37: Auswirkungen ordnungsrechtlicher Anforderungen für Direkteinleiter auf das Verhalten von Indirekteinleitern bei Einführung einer Indirekteinleiterabgabe (Quelle: Eigene Darstellung).

direkteinleiterstatus die verstärkte dezentrale Behandlung zu einer verminderten Schadstofffracht auf der zentralen Kläranlage und somit zu Überkapazitäten. Ungeachtet dessen nimmt der Indirekteinleiter das öffentliche Kanalnetz bzw. hydraulische Einrichtungen auf der Kläranlage weiter in Anspruch und wird hierfür auch entgeltrechtlich herangezogen werden. U.U. verändert sich der Umfang der zu zahlenden Benutzungsentgelte überhaupt nicht (mengenbezogene Bemessungsgrundlage). Zwar bedeuten die dann unveränderten Entgeltzahlungen, dass der zentralen Kläranlage keine Einnahmeausfälle entstehen. Aus volkswirtschaftlicher Sicht bestehen gleichwohl insofern Überkapazitäten, als die Nutzung der zentralen Kläranlage zu Verminderungen der Schadstofffracht über das von der (Indirekteinleiter-)Abgabe angereizte effiziente Vermeidungsniveau hinausgeht. Andererseits kann aber auch argumentiert werden, dass auf diese Weise der Emissionsminimierungsphilosophie entsprochen wird, der zufolge sämtliche Emissionen zu vermeiden sind, die dem Stand der Technik entsprechend vermieden werden können (Bonus 1984). Inwieweit hier Überkapazitäten vorliegen, ist also eine Frage des Standpunktes bzw. der politischen Zielsetzung.

6.4 Abgaben und Entgelte

In der theoretischen umweltökonomischen Literatur werden unter dem Begriff instrumentelle Mischlösen weitestgehend Steuerungsformen diskutiert, welche die gleiche

AdressatInnen haben (Benneer / Stavins 2007; Gunningham / Sinclair 1999; Lehmann 2008; Rosenow et al. 2016). Die denkbar breit angelegten Begriffsdefinitionen in der Literatur (für eine Übersicht s. Rogge / Reichardt 2016: 1621) bieten jedoch ausreichend Raum dafür, auch ‚sequentielle‘ bzw. mehrstufige Instrumentenkombinationen, die sich mit gleichgelagerter Zielsetzung an unterschiedliche AdressatInnen richten, als solche zu einzuordnen. Ring und Schröter-Schlaack (2011: 17) nennen die Vielfalt relevanter AdressatInnen in politischen Mehrebenensystemen als ein mögliches Motiv für eine derart gelagerte Verwendung mehrerer Instrumente.

Den Hintergrund des Zusammenwirkens von Lenkungsabgaben und Benutzungsentgelten im Abwassersektor stellt allerdings weniger die Verteilung der maßgeblichen AkteurInnen auf unterschiedliche politische Ebenen dar. Stattdessen unterscheiden sich die Abgaben- und EntgeltadressatInnen dadurch, ob sie eine zentralisierte Behandlungsleistung in Anspruch nehmen oder nicht.⁶¹ Im Kontext der Abwasserbehandlung verweist die Diskussion um einen Instrumentenmix aus Entgelt und Abgabe im Wesentlichen auf die in Abschnitt 5.4 diskutierte Indirekteinleiterproblematik. Das Zusammenspiel beider Instrumente ist dort bereits ausführlich diskutiert worden und soll hier noch einmal kurz nachskizziert werden.

Direkt- und Indirekteinleiter haben Abgaben bzw. Entgelte zu entrichten (wobei Entgelte Abgaben-bezogene Zahllasten des Direkteinleiters enthalten können). Entgelte werden für die Inanspruchnahme einer zentralen Kläranlage durch Indirekteinleiter erhoben, da diese Dienstleistung den Einsatz knapper privater Produktionsmittel impliziert. Die Inanspruchnahme von Gewässerkörpern durch Direkteinleiter hingegen erfordert keinen solchen unmittelbaren Ressourceneinsatz seitens privater oder öffentlich-rechtlicher Körperschaften und bleibt daher in Abwesenheit einer umweltpolitisch motivierten Abgabenerhebung entgeltfrei.

Aus der Diskussion um eine Indirekteinleiterabgabe, welche die Entgeltfunktion (Refinanzierung) in ihrem Geltungsbereich einschliesse (Gawel / Ewringmann 1994a: 40 - 44), ist erkennbar, dass das maßgebliche Unterscheidungskriterium zwischen Entgelt- und Abgabepflichtigkeit die individuelle Frachtmenge bzw. das damit einhergehende Verhältnis von Kontroll- und Abgabenerhebungskosten zu möglichen Effizienzgewinnen ist: So bestünde in einer transaktionskostenfreien Welt – zumindest bei kommunalen Kläranlagen – keinerlei funktionaler Bedarf für Benutzungsentgelte. Eine Indirekteinleiterabgabe könnte hier die Gesamtheit aller AbwassererzeugerInnen erfassen und aus dem entsprechenden Aufkommen den Refinanzierungsbedarf der zentralen Kläranlagen decken.

⁶¹ In der Policy-Mix-Literatur kommt das unter Akteursgesichtspunkten nacheinander gelagerte Zusammenwirken aus Abgabe und Benutzungsentgelt kaum vor. Eine Ausnahme bildet Braathen (2007: 191 ff.)

Die maßgebliche Frage ist nun, ob in einer Welt *mit* Transaktionskosten bzw. Informationsasymmetrien (hinsichtlich individueller Vermeidungskosten und Emissionsmengen) die Kombination aus Abgabe und Entgelt Vorteile in Bezug auf die Kriterien Effizienz, Effektivität oder ökologische Nachhaltigkeit gegenüber einer alleinigen **Abgabenlenkung** bietet. Unter ‚**alleiniger Abgabenlenkung**‘ wird dabei auch ein Instrumentenregime verstanden, in dem zwar formal Benutzungsentgelte erhoben werden, eine parallel dazu verlaufende, auf die volkswirtschaftlichen Abwasserentsorgungskosten abstellende Indirekteinleiterabgabe aber letztlich entscheidend für die Höhe der Vermeidungsanreize auf Seiten der Indirekteinleiter ist.

Der Instrumentenverbund aus Benutzungsentgelt und Abgabe könnte sich unter ökologischen und Effizienzgesichtspunkten dann als vorteilhaft erweisen, wenn die entgelterhebenden zentralen Kläranlagen über exklusives lokales Wissen in Bezug auf die von den Indirekteinleitern überantwortete Abwassermengen einschließlich Schadstofffrachten verfügten. In diesem Fall könnte der Instrumentenverbund eine verursachergerechtere Kostenanlastung bewirken. Woraus sich ein solcher Wissensvorsprung ergeben sollte, ist allerdings nicht ersichtlich. Zwar ist es durchaus vorstellbar, dass bei kleineren Gemeinden bzw. einer begrenzten Anzahl gewerblicher und industrieller Anschlussnehmer kurzfristig stark erhöhte Schadstoffkonzentrationen durch lokale AkteurInnen eher einer VerursacherIn zugeordnet (und dann mit einem Starkverschmutzerzuschlag belegt werden) können als seitens meist überregionaler Verantwortlicher für die Erhebung einer Abgabe (für Deutschland s. Köhler / Meyer 2006: Vorbem. §§ 11-13, Rn. 3). Ein solcher Informationsvorsprung beschränkt sich jedoch auf außergewöhnliche Ereignisse und Fälle mit einem überschaubaren Kreis an potenziellen VerursacherInnen. Ein substanzieller Informationsvorteil in Bezug auf die kontinuierliche Überwachung individueller Schadstofffrachten ist hingegen nicht erkennbar, da zentrale Kläranlagen hier prinzipiell einen vergleichbaren Messaufwand betreiben müssen wie überregionale AkteurInnen (Gawel et al. 2014: 149).

Wie in Abschnitt 5.4.2 beschrieben, hätten zentrale Kläranlagen darüber hinaus selbst im Falle eines Informationsvorsprungs keine ausreichenden Anreize, diesen in verursachergerechtere Entgelte zu überführen. Stattdessen sprechen Aspekte wie der kommunale Standortwettbewerb, die Sorge des Betreibers der zentralen Kläranlage vor der Errichtung eigener Vermeidungskapazitäten auf Seiten des Indirekteinleiters oder vor einer ungünstigeren Zusammensetzung der Abwässer infolge veränderter Entgelte gegen eine stärker individualisierte Entgeltbemessung (Bailey 1994: 753; Bhansali et al. 1992; Gawel et al. 2014: 149).

Hinzu kommt – neben fehlendem Informationsvorteil und Anreizen – als drittes Problem das bei kommunalen Kläranlagen üblicherweise bestehende Kostendeckungsgebot. In Abschnitt 5.4.2 ist dargelegt worden, dass diese Restriktion im Falle steigender Grenzvermeidungskosten seitens der zentralen Kläranlage selbst dann zur Erhebung eines

aus volkswirtschaftlicher Sicht zu geringen Entgeltsatzes führt, wenn die zentrale Anlage die vollständigen gesellschaftlichen Ressourcennutzungskosten tragen muss (Abgabepflicht). Nur durch den Verzicht auf die Erhebung effizienter Entgelte in Höhe der Grenzvermeidungskosten der zentralen Kläranlage lässt sich ein dem Kostendeckungsgebot zuwiderlaufender Gewinn verhindern, der ansonsten wie üblich aus der Differenz zwischen fallender Kostenkurve und konstanter Entgeltfunktion resultieren würde.

Benutzungsentgelte sind somit in Bezug auf die Indirekteinleiterproblematik unter den üblichen Voraussetzungen (steigende Grenzvermeidungskosten, unzureichende Informationen zur Gestaltung nicht-linearer Entgelttarife) nicht in der Lage, den Steuerungsbereich einer Lenkungsabgabe auf zielführende Weise auszuweiten. Sofern die Erhebung von Entgelten im kommunalen Bereich – wie etwa in Deutschland aufgrund der kommunalen Finanzhoheit – nicht aus rechtlichen Gründen unumgänglich ist, könnte dieses Instrument ohne Weiteres durch einen vergleichbar pauschalierenden Abgabenzugriff auf Indirekteinleiter ersetzt werden.

6.5 Abgaben und Subventionen

Die Ergänzung von Umweltabgaben oder auch handelbaren Emissionsrechten durch Subventionen ist in der umweltökonomischen Literatur im Hinblick auf diverse Problemlagen empfohlen worden. Hierzu zählen positive Externalitäten im Zusammenhang mit technologischen Innovationen (Jaffe et al. 2005), Marktmacht (Carraro 1999), Informationsasymmetrien (Fullerton / Mohr 2003) und Kostenwiderständen (Gawel 1995: 106-122; Goulder et al. 1997; Parry / Williams 1999; Stavins 1989). Im Folgenden wird untersucht, ob die hier vorgeschlagenen Mechanismen zur Erhöhung der Zielbeiträge einer Abwasserabgabe eingesetzt werden können.

6.5.1 Subventionen zur Adressierung von Informationsasymmetrien

Ein effizientes Ressourcenmanagement mittels Abwasserabgaben wird neben Kostenwiderständen und Transaktionskosten auch durch Informationsasymmetrien erschwert. Der Bedarf zur Hebung privater Informationen (des Emittenten) durch die abgabenerhebende Instanz ist insbesondere im Hinblick auf die Spitzenlast- als auch der Indirekteinleiterproblematik von Bedeutung. In beiden Fällen verhindert das von außen nicht mit hinreichender Genauigkeit – zu vertretbaren Kosten – nachvollziehbare Emissionsverhalten der Einleiter die präzise Feststellung der Bemessungsgrundlage (Schadstofffracht). In Bezug auf Konzentrationsschwankungen im Abwasserstrom kann von privaten Informationen ausgegangen werden, wenn der Emittent von den

Eigenschaften seines Produktionsprozesses (z. B. Kläranlagenzulauf bei zentralen Behandlungsanlagen oder Produktionsoutput in industriellen Kontexten) auf die Eigenschaften des Abwassers schließen kann. Aus dem gleichen Grund können auch Indirekteinleiter über bessere Informationen in Bezug auf die Eigenschaften ihrer Abwässer verfügen als eine angeschlossene zentrale Kläranlage.

In den Abschnitten 5.2 und 5.4 sind Lösungsvorschläge im Rahmen einer isolierten Abgabengleichung gesucht worden. Im Kontext der Spitzenlastproblematik besteht dieser Vorschlag aus der Kombination eines *self-reporting* Mechanismus (Bereitstellung von Informationen durch den Emittenten) mit einem speziellen Kontroll- und Sanktionsregime, das ohne zusätzliche Transaktionskosten hinreichende Anreize für eine wahrheitsgemäße Angabe bzw. zur Vermeidung kurzfristiger Konzentrationsspitzen setzt. Der Grundgedanke besteht hier wie im ursprünglichen Becker'schen Modell (Becker 1968) darin, Kontrollkosten durch hohe Strafzahlungen bei behördlicher Aufdeckung nicht gemeldeter Belastungsspitzen einzusparen (Harrington 1988). In Bezug auf Indirekteinleiter hingegen wurde, im Einklang mit der bestehenden Literatur, eine Ausweitung der Abgabepflicht auf ausgewählte Emittenten empfohlen. Für die Auswahl wurde eine Liste an Prüfkriterien erstellt, deren Zutreffen Effizienzgewinne durch die Abgabepflicht erwarten lässt.

Aufgrund der mit der Abgabenbelastung verbundenen potenziellen Kosten haben sowohl Einleiter in Bezug auf Spitzenlasten als auch Indirekteinleiter einen Anreiz zur Verschleierung ihrer individuellen Emissionsmenge. Auf diese Weise werden Spitzenlasten u.U. gar nicht erfasst, Frachten von Indirekteinleitern hingegen durch pauschalierte Benutzungsentgelte hingegen teilweise *de facto* anderen Anschlussnehmern der zentralen Kläranlage zugeordnet. Die Anwendung von Subventionen könnte einen Behelf gegen diesen Verschleierungsanreiz darstellen, wenn die Subventionszahlung an die korrekte Angabe von Emissionsfrachten gebunden würde. Anwendung findet diese Idee bei Pfandsystemen, wo die Kosten der staatlichen Erhebung der Anzahl von bspw. nicht sachgerecht entsorgten Getränkedosen im Rahmen einer Abgabengleichung tendenziell prohibitive Ausmaße annehmen (Fullerton / Mohr 2003).

Im Zusammenhang mit Abwasseremissionen ist eine Übertragung dieser Lösung jedoch nicht möglich, weil hier, anders als beim Dosenpfand, eine nachträgliche Überprüfung der Angaben des Emittenten zur Bemessungsgrundlage nicht möglich ist. Konkret würden Subventionen Anreize zur Übertreibung aufgetretener Spitzenlastereignisse bzw. im Falle von Indirekteinleitern der gesamten Emissionsmenge setzen, da auf diese Weise die Subventionszahlungen erhöht werden können. Dennoch hat die Idee der Verwendung von Subventionen zur Offenlegung privater Informationen Anklang in der Literatur zur Emissionsvermeidung gefunden: So schlägt etwa Swierzbinski (1994) vor, wahlweise Belohnungen zu zahlen oder Strafen zu erheben, je nachdem ob Angaben des Emittenten über seine *zukünftigen* Emissionen im Rahmen der anschließenden behördlichen Kontrolle

bestätigt wird oder nicht. Im Zusammenhang mit der Abwasserentsorgung ist allerdings nicht absehbar, inwieweit die Abgabe von Prognosen zweckmäßig ist, wenn die zu behandelnden Abwasser- und Frachtmengen und die damit verbundenen Behandlungskosten regelmäßig infolge exogener Einflussfaktoren schwanken. Die Selbstverpflichtung des Emittenten auf ein bestimmtes Emissionsdichteniveau könnte dann auch dazu führen, dass bei einem unerwartet hohen Zufluss von Schadstofffrachten ineffizient hohe Vermeidungskosten in Kauf genommen werden, um die andernfalls drohende Strafzahlung aufgrund des Abweichens vom prognostizierten Emissionspfad abzuwenden. Sind die Abflusswerte einer Kläranlage hingegen weitgehend konstant und somit verlässlich prognostizierbar, oder bestehen ohnehin ordnungsrechtliche Pflichten zur Wahrung bestimmter Konzentrations- oder Frachtgrenzen, kann die partielle Substitution von Strafzahlungen durch Subventionen durchaus erwogen werden. Dabei ist allerdings zu beachten, ob sich hieraus ein dauerhafter substanzialer Subventionsstrom ergibt, da dieser die dynamischen Vermeidungsanreize sowie die Anzahl der Emittenten im Markt beeinflussen kann (s. Abschnitt 5.5).

6.5.2 Subventionen zur Adressierung von Kostenwiderständen

Dass Abgaben oder andere aus Sicht der Emittenten finanziell belastenden marktförmige Instrumente oftmals blockiert oder deformiert werden, hat in der umweltökonomischen Literatur durchaus Beachtung gefunden.⁶² Die Adressierung dieser Widerstände mittels Beiordnung belastungsmindernder Subventionen ist ein naheliegender Schritt (z. B. Bennear / Stavins 2007: 123 f.; Gawel 1996c: 106 - 122). In Abschnitt 5.5 ist ausführlich auf verschiedene Varianten zur Kostenminderung eingegangen worden (Aufkommensrückerstattung, Verrechnung, Freibetragsregelung). Im Ergebnis zeigte sich, dass diese Maßnahmen zwar sämtlich mit einer Reihe von Effizienzverlusten einhergehen, etwa infolge von Wettbewerbsverzerrungen oder überhöhten Anreizen für Markteintritte (langfristige Effizienz). Unter geeigneten Voraussetzungen können diese Verluste im Umfang allerdings geringer ausfallen als bei der ansonsten zu erwartenden Belastungsminderung mittels Verringerung des Abgabesatzes und der damit einhergehenden Beschneidung der Vermeidungsanreize. Für die weiteren Details sei hier auf den genannten Abschnitt verwiesen.

⁶² Z. B. Aldy / Pizer 2008; Bertram et al. 2015; Bovenberg / Goulder 2001; Burtraw / Palmer 2007; Felder / Schleiniger 2002; Fischer 2001; Fredriksson / Sterner 2005; Gawel 1995; Gersbach / Requate 2004; Glachant 2002; Jenkins 2014; Kirchgässner / Schneider 2003; Krutilla / Krause 2010; Oates / Portney 2003; Sterner / Höglund Isaksson 2006.

6.6 Zusammenfassung

In der neoklassisch geprägten umweltökonomischen Debatte geht die Idee der Kombination mehrerer Instrumente auf die grundlegenden Arbeiten von Lipsey und Lancaster (1956-57) sowie Tinbergen (1952) zurück. Diese führten Nachweise über die theoretische Vorteilhaftigkeit der Verwendung mehrerer Instrumente bei Vorliegen multipler Restriktionen bzw. politischer Zielsetzungen. Hieraus lassen sich jedoch kaum konkrete Anhaltspunkte ableiten, wie instrumentelle Mischlösungen gestaltet werden sollen. Die wachsende methodische Literatur hierzu trägt starke heuristische Züge und bestätigt somit frühere Urteile zur mangelnden Anwendbarkeit dieser Theorien (Gawel 1996c: 63).

Ein Ergebnis dieser Literatur und auch der vorliegenden Analyse ist, dass pauschale Empfehlungen für oder gegen die Kombination bestimmter Instrumente selten möglich sind. Stattdessen erfordert die Gestaltung von zweitbesten Lösungen fallspezifische Konstruktionen, in denen sich die Stärken der jeweiligen Steuerungsformen ergänzen, ohne dass potenzielle Widersprüche in den Wirkungsmechanismen überhandnehmen. So kann die Vermeidung lokaler Belastungsschwerpunkte durch eine Kombination von räumlich uniformen Abgaben und Emissionsgrenzwerten möglicherweise geringere Kosten verursachen, als wenn diese Aufgabe allein der Abgabe überantwortet wird. Da Grenzwerte aber die Freiheitsgrade von Emittenten in einem Abgabenregime beschränken, verringern sie mit zunehmender Restriktivität die Effizienzgewinne der Abgabenlenkung und somit auch des Instrumentenverbunds.

Im vorliegenden Abschnitt wurde untersucht, welchen Einfluss der ergänzende Einsatz von Emissionsauflagen, Entgelten oder Subventionen auf die Effizienzeigenschaften und ökologischen Zielbeiträge von Umweltabgaben hat und ob hierdurch die Leistungsfähigkeit des Instruments verbessert werden kann.

Im Hinblick auf **Emissionsauflagen** ergibt sich ein gemischtes Bild. Die effiziente Regulierung von Spitzenlasten profitiert hiervon nicht: Emissionsauflagen trennen regelwidrige von rechtskonformen Handlungsräumen (Konzentrationsbereiche). Hierdurch unterbinden sie den durch eine Abgabe initiierten, marginalen Abwägungsprozess zwischen Kosten und Nutzen, der auch im Spitzenlastbereich seine Berechtigung hat, wenngleich die Abwägung hier aufgrund erhöhter Schadensrisiken anders ausfallen sollte als im Bereich regelkonformer Emissionskonzentrationen. Dieser Widerspruch kann lediglich abgemildert werden, indem die von Auflagen ausgehenden Verhaltensanreize an die Abgabenanreize angepasst werden (Formulierung probabilistischer Grenzwerte).

Die Regulierung lokal wirkender Emissionen in räumlich variierenden Knappheitslagen kann hingegen von der Ergänzung durch Emissionsauflagen u.U. kostengünstiger gestaltet

werden. Voraussetzung hierfür ist, dass zur Begrenzung der mit der räumlichen Abgabendifferenzierung verbundenen Transaktionskosten Emittenten gruppiert und anschließend innerhalb der jeweiligen Region uniforme Abgabesätze erhoben werden. In der Gegenwart eines politischen Immissionsziels müssten diese regionalspezifischen Abgabesätze an die Lokalität (Messstelle) mit der am stärksten ausgeprägten Knappheit angepasst werden, wodurch sich eine Übererfüllung des Immissionsziels an anderen Messstellen innerhalb der jeweiligen Region ergibt. Durch die ergänzende Etablierung eines Emissionsstandards können die mit der Übererfüllung einhergehenden und im Hinblick auf das Ziel der kostenminimalen Umsetzung des Immissionsziels überhöhten Vermeidungskosten verringert werden, wenn lokale Belastungsschwerpunkte nicht (nur) auf ökologische Bedingungen zurückgehen, sondern (auch) Folge geringer Grenzvermeidungskosten der dort angesiedelten Emittenten sind. Zwingt ein Standard diese AkteurInnen zu zusätzlichen Vermeidungsanstrengungen, nimmt die intraregionale Knappheitsvarianz ab. Der zur Zielerreichung erforderliche Abgabesatz kann dann an einer weniger stark ausgeprägten Knappheitslage ausgerichtet werden, wodurch die Übererfüllung des Immissionsziels an anderen Lokalitäten einschließlich der damit verbundenen Kosten abnimmt. Je restriktiver ein solcher Standard ausgestaltet wird und je mehr Emittenten durch ihn gebunden werden, desto stärker wandelt sich jedoch die Funktion des Abgabensystems hin zu einer Restverschmutzungsabgabe. Wirkt diese nur noch über Einkommenseffekte, ist eine räumliche Abgabendifferenzierung nicht mehr zielführend, da die von Einkommenseffekten ausgelösten Markt- und Preiswirkungen einschließlich dynamischer Effekte in aller Regel nicht auf eine betreffende Region beschränkt sein dürften.

Auch im Zusammenhang mit Indirekteinleitungen nehmen ergänzende Auflagen eine ambivalente Rolle ein. In industriellen bzw. gewerblichen Sektoren, in denen eine Einbeziehung von Indirekteinleitern in das Abgabenregime aufgrund damit verbundener Transaktionskosten nicht zweckmäßig (v.a. kostensenkend), eine dezentrale Vorbehandlung von Schadstofffrachten aber überwiegend ökonomisch und ökologisch vorteilhaft ist, kann diese Vorbehandlung durch satzungsrechtliche Anforderungen an die Qualität der Einleitungen in eine öffentliche Kanalisation zumindest in groben Zügen – d.h. ohne Berücksichtigung des individuell effizienten Ausmaßes der Vorbehandlung – gewährleistet werden. Der ordnungsrechtliche Zugriff kompensiert hierbei partiell die Verzerrung des Abgabensignals durch kommunale Benutzungsentgelte. Voraussetzung ist dabei, dass eine ordnungsrechtliche Steuerung von Indirekteinleitungen zu geringeren Transaktionskosten möglich ist (z. B. geringere erforderliche Kontrolldichte). Dort hingegen, wo eine selektive Indirekteinleiterabgabe nicht an unverhältnismäßigen Transaktionskosten scheitert und somit eine effizientere Allokation gewährleisten könnte, schränken Auflagen die hierfür erforderlichen Freiheitsgrade ein: Ist der Indirekteinleiter durch kommunales Satzungsrecht zur Vorbehandlung seines Abwassers gezwungen, kann seine Vermeidungsentscheidung nicht mehr einzig nach Maßgabe seiner Grenzvermeidungskosten erfolgen.

Was die Kombination von Abgabe und **Benutzungsentgelten** betrifft, die im Zusammenhang mit der Regulierung von Indirekteinleitungen relevant ist, sind weder ökonomische noch ökologische Vorteile erkennbar. Dass durch den Einsatz von Benutzungsentgelten die Transaktionskosten einer verursachergerechten Erfassung von Indirekteinleiterfrachten verringert werden können, ist nicht ersichtlich. Schließlich sehen sich lokale Regulierungsinstanzen (zentrale Kläranlagen bzw. deren kommunale Betreiber) den gleichen Kosten bei der Ermittlung individueller Indirekteinleiterfrachten gegenüber wie eine überregionale Gesetzgeberin. Selbst wenn Informationsvorteile bestünden, hinge es von kommunalen Entgeltphilosophien ab, ob diese Vorteile für die Gestaltung verursachergerechter Entgeltstrukturen genutzt werden. Stattdessen könnten Effizienzgewinne durch das Ersetzen bestehender Entgeltregime durch eine ähnlich pauschal formulierte Indirekteinleiterabgabe entstehen, da die Höhe des Abgabesatzes im Gegensatz zur Höhe eines Benutzungsentgeltes nicht der Restriktion eines Kostendeckungsgebotes unterliegt und sich somit stärker am Umfang der sozialen Kosten orientieren kann.

Die Kombination von Abgaben und **Subventionen** ist in der umweltökonomischen Literatur zum einen im Zusammenhang mit Pfandsystemen erörtert worden, zum anderen im Hinblick auf die Verringerung von Kostenwiderständen. Pfandsysteme können unter geeigneten Voraussetzungen dazu beitragen, Informationsasymmetrien in Bezug auf die Bemessungsgrundlage aufzulösen, indem Anreize in Form von Subventionen zur Offenbarung diesbzgl. Informationen gesetzt werden. Hierdurch könnten hohe staatliche Kosten zur Erfassung der Bemessungsgrundlage verringert werden. Im Kontext der Abwasserentsorgung verfügen Emittenten bspw. dann über Informationsvorteile hierzu, wenn die Eigenschaften ihrer Abwässer mit kostengünstig oder gar kostenfrei beobachtbaren Eigenschaften ihrer Produktion korrelieren (z. B. mit dem Produktionsoutput). Ein Mechanismus zur Preisgabe solcher Informationen wäre sowohl im Zusammenhang mit der Regulierung von Belastungsspitzen als auch für die effiziente Erfassung von Indirekteinleitungen hilfreich. Eine Übertragung des Pfandprinzips im Sinne einer Zahlung von Subventionen bspw. für von Emittenten offenbarte Belastungsspitzen scheitert jedoch an der fehlenden Möglichkeit einer nachträglichen Verifizierung der Angaben der Emittenten, die somit Emissionsmengen bzw. Vermeidungsaktivitäten schlicht behaupten könnten, um auf diese Weise Subventionszahlungen zu maximieren. Insgesamt erscheint die Ergänzung einer Abwasserabgabe durch Emissionen daher am ehesten zur Verringerung von Kostenwiderständen zielführend, zumindest dann, wenn die hierdurch ausgelösten allokativen Verzerrungen geringere Effizienzeinbußen zur Folge haben als die Alternative in Form politisch deformierter Abgaben.

Insgesamt zeigt sich, dass zusätzliche Instrumente die Abgabenlenkung im Abwassersektor sowohl behindern als auch unterstützen können. Voraussetzung für ein synergistisches Verhältnis ist die genaue Abstimmung unterstützender regulativer Arrangements auf die Lenkungsfunktion der Abgabe. Werden hingegen

ordnungsrechtliche Anforderungen an Emittenten so restriktiv ausgestaltet, dass die mit der Abgabenlenkung gewährten Freiheitsgrade weitgehend verschwinden, oder werden Subventionen stark anreizverzerrend anstatt möglichst neutral ausgestaltet, können sich auch Effizienzverluste oder ökologische Nachteile gegenüber einer isolierten Abgabenlenkung einstellen.

7 Implikationen für die Gestaltung der Abwasserabgabe in Deutschland

7.1 Einleitung

In Kapitel 5 wurden einige zentrale Herausforderungen für die praktische Gestaltung einer Lenkungsabgabe im Abwassersektor analysiert: Spitzenlasten, räumlich variierende Schadstoffwirkungen, Indirekteinleitungen und Kostenwiderstände. Eine effiziente Bewältigung dieser Herausforderungen im erstbesten Sinne ist aufgrund von Informationsdefiziten, Transaktionskosten und politischen Widerständen nicht möglich. Dennoch können, unter geeigneten Rahmenbedingungen, auch zweit- oder drittbeste Lösungen spürbare Kostenminderungen beim qualitätsbezogenen Gewässerschutz herbeiführen. Nachdem die abstrakte, um Berücksichtigung von Restriktionen erkennbar bemühte umweltökonomische Literatur in anwendungsorientierte Lösungsvorschläge überführt worden ist, soll nun der Versuch unternommen werden, auf dieser Grundlage konkrete Reformschritte für die bundesdeutsche Abwasserabgabe zu formulieren.

Das hiermit angesprochene Abwasserabgabengesetz (AbwAG) trat bereits 1978 in Kraft und hat nach Ansicht Vieler, einschließlich kritischer Stimmen, einen maßgeblichen Anteil an der deutlichen Verbesserung der Gewässerqualität seitdem (z. B. Gawel et al. 2011: 90 - 102; Möller-Gulland et al. 2015: 26 - 28; Nisipeanu 2013: 463). Nachdem die Abwasserabgabe ursprünglich auch im Hinblick auf das Erreichen eines Punktziels (der sog. Gewässergüteklasse II, s. etwa Berendes / Winters 1995: 2 f.) eingeführt wurde (BtDrs. 7-2272: 2, 36; Berendes / Winters 1995: 6; Ewringmann 2002: 271; SRU 1974: 2, 4) und somit zumindest teilweise als Standard-Preis-Abgabe verstanden werden konnte, ist mittlerweile der auch zu Beginn bereits angelegte Demeritorisierungsansatz klar in den Vordergrund gerückt (Gawel et al. 2011: 72; Gawel / Schindler 2015b). Demnach zielt die Abgabe heute auf eine fortlaufende, kostenminimale Verbesserung der Gewässerqualität im Sinne eines vorsorgenden Ressourcenschutzes (Gawel 2013). Ausweislich der Gesetzesbegründung (BtDrs. 7-2272: 2) geschieht dies mittels Anreizen zum Bau von Kläranlagen, der Verbesserung des Stands der Abwasserbehandlungstechnik, der verstärkten Einführung abwasserarmer oder abwasserfreier Produktionsverfahren, sowie der sparsamen Verwendung abwasserintensiv hergestellter Güter. Darüber hinaus weist die Abgabe mittels einer engen Verzahnung mit dem Ordnungsrecht eine hierauf bezogene vollzugsunterstützende Funktion auf (s.u.).

Die Abgabe richtet sich an alle AkteurInnen, die Abwässer unmittelbar in ein Gewässer oder in den Untergrund einleiten, womit transaktionskostensparend ausschließlich Direkteinleiter adressiert werden (Kotulla 2005: § 9 Rn. 3). Hierunter fallen im Wesentlichen kommunale Kläranlagen, zentrale private Behandlungsanlagen in

Industrieparks sowie gewerbliche und industrielle Betriebe, welche ihr Abwasser nicht einer zentralen Behandlungsanlage überantworten. Abgabepflichtige Substanzen bzw. Wirkungen umfassen oxidierbare Stoffe (Sauerstoffzehrung), die zentralen Pflanzennährstoffe Stickstoff und Phosphor, eine Reihe von Metallen einschl. ihrer Verbindungen, organische Halogenverbindungen sowie die Fischeigiftigkeit (§ 3 Abs. 1 S. 1 AbwAG).

Die maßgebliche Rechtssetzungskompetenz obliegt der Bundesgesetzgebung, wobei das AbwAG einige Ermächtigungsklauseln enthält, welche bundeslandspezifische Regelungen in den Landesausführungsgesetzen sowie nachgeordneten Verwaltungsvorschriften zulassen (Köhler / Meyer 2006: Einl. Rn. 16 – 38; Kotulla 2005: Einf. Rn. 15 - 21). Letztere eröffnen durchaus bedeutsame Gestaltungsmöglichkeiten im Vollzug der Abgabe (Kotulla 2005: Einf. Rn. 18).

Das AbwAG selbst ist wiederum eingebettet in einen ausdifferenzierten rechtlichen, administrativen und politischen Kontext. Der rechtliche Rahmen reicht hinauf bis auf zur Europäischen Ebene, wo insbesondere die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), aber auch andere Normen (z. B. Richtlinie über die Behandlung kommunaler Abwässer, Industrieemissions-Richtlinie, s. Gawel et al. 2014: 181 - 183, 209) z. T. sehr grundsätzliche (bspw. Emissions- oder Immissionsorientierung des Gewässerschutzes), teils auch sehr spezifische Vorgaben (z. B. Mindestanzahl der behördlichen Kontrollmessungen) für die Gestaltung und Umsetzung einer Abwasserabgabe setzen. Auf nationaler Ebene ist das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) mit seinen nachgeordneten Verwaltungsvorschriften, insbesondere der Abwasserverordnung (AbwV), von maßgeblicher Bedeutung. Neben einem grundsätzlichen Genehmigungsvorbehalt für Abwassereinleitungen (§ 57 Abs. 1 WHG) resultiert diese Bedeutung vor allem aus der Anforderung, dass bei Abwassereinleitungen der geltende Stand der Technik einzuhalten ist (§ 57 Abs. 1 S. 1). Diese Anforderung- ist in Form spezifischer, nach Art und Herkunft des Abwassers differenzierten Mindestanforderungen in Form von nicht zu überschreitenden Emissionskonzentrationen in den Anhängen der AbwV operationalisiert.

Diese Mindestanforderungen beschränken die Wirkung der Abwasserabgabe auf den Bereich der ordnungsrechtlich zulässigen Schadstoffkonzentrationen, was die Möglichkeit des Ausgleichs der Grenzvermeidungskosten stark einschränkt. Die Lenkungsfunktion der Abgabe wird hierdurch zu weiten Teilen auf Einkommenseffekte beschränkt (Verteuerung abwasserintensiver Güter und Dienstleistungen, Anreize zur (Weiter-)Entwicklung schadstoffarmer Produktionsprozesse und Konsummuster, s. Abschnitt 2.5) (sog. Restverschmutzungsabgabe, s. Gawel / Ewringmann 1994b). Selbst die in diesem Bereich bestehenden Lenkungswirkungen werden infolge zu geringer Abgabesätze, Ermäßigungen und Verrechnungsmöglichkeiten aus ökonomischer Perspektive einhellig als unzureichend betrachtet (Ewringmann 2002; Gawel et al. 2011: 139-150; Hansjürgens 1992: 71-76;

Hansmeyer / Gawel 1993; Karl / Ranné 1995; Scholl 1998; Sprenger 1994: 123-132; Stehling 1999: 43 f.).

Die hier nur grob skizzierte rechtliche Einbettung der Abwasserabgabe ist jedoch nicht nur im Sinne einer vom Ordnungsrecht ausgehenden Schwächung des Abgabensystems zu verstehen. Zum Gesamtbild des Policy Mix gehört auch die Würdigung der von der Abgabe ausgehenden Unterstützung des ordnungsrechtlichen Vollzugs: Da sich u.a. der Tarifverlauf der Abgabe an der Einhaltung der Mindestanforderungen bzw. Umsetzung des Stands der Technik orientiert und Einleitungen, welche die Anforderungen nicht erfüllen, mit dem vollen Abgabesatz (anstelle des ansonsten zur Hälfte ermäßigten, s. § 9 Abs. 5 u. 6 AbwAG) belegt werden, setzt die Abgabe ergänzend zu ordnungsrechtlichen Sanktionen zusätzliche Anreize zur Einhaltung dieser Anforderungen. Auf diese Weise konnte der bis zur Einführung der Abwasserabgabe mangelhafte Vollzug des Ordnungsrechts erheblich verbessert werden (Berendes / Winters 1995: 22; Gawel et al. 2014: 397).

Neben rechtlichen Vorgaben, die bei der Formulierung von Reformvorschlägen für die Abwasserabgabe zu beachten sind, gilt es auch, den begrenzten Kapazitäten der Umweltverwaltung, sowie den finanziellen Belastungen der Einleiter, bzw. den daraus erwachsenden politischen Widerständen Rechnung zu tragen. So wird es etwa angesichts der seit langem beklagten (z. B. Lübke-Wolff 1995; Mayntz 1978; Rüther 1991; Sußmann 2006; Winter 1975) und nach wie vor aktuellen (z. B. O.A. 2017) Defizite im umweltrechtlichen Vollzug wenig sinnvoll sein, unter Ausblendung von Transaktionskosten Reformvorschläge zu entwerfen, welche den Arbeitsaufwand der zuständigen Vollzugsbehörden vervielfachen.

In erster Linie ist hierbei an eine präzisere Erfassung der Bemessungsgrundlage zu denken. Das wäre theoretisch wünschenswert, ist aber nur begrenzt möglich (zur **Diskussion um eine sog. ‚Messlösung‘** siehe Ewringmann / Scholl 1996; Gawel / Fälsch 2011; Gawel et al. 2014: 180 - 223). Auf Seiten der Einleiter ist **die sog. ‚kleine Messlösung‘**, bei der Einleiter auf Antrag nach der tatsächlich eingeleiteten anstelle der ordnungsrechtlich zugestandenen Schadstofffracht veranlagt werden (zu den verschiedenen Verfahren der Ermittlung der Ermessungsgrundlage im AbwAG s. im Detail Berendes / Winters 1995: 63 - 108; Köhler / Meyer 2006: 227 - 396; Kotulla 2005: 82 - 121) bereits jetzt für über 90 % der mit der Abgabenerhebung verbundenen Verwaltungskosten verantwortlich,⁶³ und das obwohl eine Vielzahl weiterer abgabenbezogener Verwaltungsvorgänge vollzogen werden können bzw. müssen.⁶⁴ Auf Seiten der Vollzugsbehörden sind ähnliche Verhältnisse anzunehmen, auch wenn hierzu keine öffentlich zugänglichen Daten vorliegen.

⁶³ <https://www-skm.destatis.de/webskm/online/> (abgerufen am 15.01.2018).

⁶⁴ Antrag auf Herabklärung nach § 4 Abs. 5 AbwAG, Erklärung der einzuhaltenden Werte durch Einleiter im Fall, dass kein Bescheid vorliegt (nach § 6 Abs. 1 AbwAG), Antrag auf Verrechnung nach § 10 Abs. 3-5

Das bedeutet nicht, dass Reformoptionen von vornherein ausscheiden, sobald sie mit einem erhöhten Vollzugsaufwand für Einleiter oder Behörden einhergehen. Eine sinnvolle Berücksichtigung der Restriktionsgröße Transaktionskosten bzw. der begrenzten Kapazitäten im Vollzug bedeutet stattdessen, dass ein steigender Vollzugsaufwand in einem angemessenen Verhältnis stehen sollte zu der mit dem Reformschritt einhergehenden Verbesserung der Lenkungswirkung der Abgabe und den daraus resultierenden Effizienzvorteilen.

In ähnlicher Weise ist im Hinblick auf politische Widerstände gegen die mit der Abgabe verbundenen finanziellen Belastungen zu verfahren. Die wechselvolle Geschichte des AbwAG (Berendes / Winters 1995: 6 – 11; Kotulla 2005: Einl. Rn. 27 – 52) legt ein beredtes Zeugnis davon ab, wie die Bestrebungen der Abgabepflichtigen zu einer Aushöhlung der Lenkungsanreize des Instruments geführt haben (Hansmeyer / Gawel 1993; Gawel et al. 2011: 140 f., 143 f., 149 f.). Bereits im Gutachten des Sachverständigenrats für Umweltfragen (SRU) von 1974 wurden Wege zur Begrenzung der Höhe der Abgabesätze im Hinblick auf die finanziellen Belastungen der Unternehmen und Gemeinden ausgelotet (ebd., S. 19, 31 ff.). Bis heute muss sich die – deutlich zu geringe – Abwasserabgabe anhaltenden Forderungen nach ihrer weiteren Schwächung (etwa im Zuge der Ausweitung der Verrechnungsmöglichkeiten, kritisch hierzu Gawel et al. 2014: 324 - 327) oder gar ihrer Abschaffung erwehren (Bode 2011; Nisipeanu 2006, 2013).

Vor diesem Hintergrund ist es wenig aussichtsreich, Reformvorschläge zu formulieren, die zu einer unmittelbaren Vervielfachung der abgabenbezogenen Zahlungspflichten führen. Auf der anderen Seite kann eine Reformoption nicht schon deshalb von vornherein verworfen werden, weil sie zu einer erhöhten Abgabenbelastung führt und somit nicht mit ungeteilter Zustimmung der Abgabepflichtigen zu rechnen ist. Es gilt vielmehr, sich in einem – abseits detaillierter, hier nicht leistbarer politökonomischer Analysen – nur vage **abgrenzbaren Raum des ‚politisch Machbaren‘ zu bewegen**. Dieser Raum sollte angesichts der im Gesetzgebungsverfahren ohnehin anstehenden Aushandlungs- und Kompromissfindungsprozesse eher zu weit als zu eng ausgelegt werden. Auch die Tatsache, dass die Abwasserabgabe seit vielen Jahren lediglich 2 - 5 % der Gesamtkosten der Abwasserentsorgung ausmacht (ATT et al. 2011: 26, 2015: 26), spricht gegen eine allzu große Vorsicht im Hinblick auf eine mögliche Steigerung der Abgabenbelastung (s. hierzu auch Gawel et al. 2014: 278 ff.). Darüber hinaus sind in Abschnitt 5.5 Mechanismen diskutiert worden, die – unabhängig von der Höhe der Belastung – zu einer Verringerung von Kostenwiderständen beitragen können, was den Spielraum für zahlasterhöhende Reformen nochmals erweitern kann.

AbwAG, Überlassung von Informationen zur Berechnung der Schadeinheiten bei Niederschlagswasser und Kleineinleitungen nach § 11 Abs. 2 Satz 2 AbwAG, Berechnung der Schadeinheiten und Vorlage der dazugehörigen Unterlagen durch Einleiter nach § 11 Abs. 2 Satz 1 AbwAG, sowie Antrag auf Anrechnung der Vorbelastung nach § 4 Abs. 3 AbwAG (s. ebd.).

Die im Folgenden unterbreiteten Reformvorschläge knüpfen an eine seit den 1970ern intensiv geführte Debatte um die zweckmäßige Ausgestaltung der Abwasserabgabe an.⁶⁵ Die Diskussion erlebte zunächst mit der Verabschiedung der Wasserrahmenrichtlinie einen neuen Aufschwung. Insbesondere im Zusammenhang mit Art. 9 der Richtlinie wurde kontrovers diskutiert, ob und in welcher Weise **der dort verankerte „Grundsatz der Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten“ (Art. 9 Abs. 1 Satz 1 WRRL)**, sowie das Gebot, im Rahmen der „Wassergebührenpolitik angemessene Anreize für die Benutzer [zu setzen], **Wasserressourcen effizient zu nutzen“ (Art. 9 Abs. 1 Spiegelstrich 1)** einen Imperativ zur Reformierung der Abwasserabgabe bedeute.⁶⁶ Ein zusätzlicher Debattenschub ergab sich durch die Neuordnung des deutschen Wasserrechts nach 2006 und die in diesem Zusammenhang unternommenen Vorstöße zu einer neuen Novellierung des AbwAG.⁶⁷ Die bisherigen Beiträge haben bereits viel zur Aufdeckung der Defizite der Abgabe beigetragen. Gleichwohl haben die in Kapitel 5 diskutierten Herausforderungen – Spitzenlastproblematik, räumlich variierende Schadstoffwirkung, Indirekteinleitung und Kostenwiderstände – keine ausreichende Aufmerksamkeit erfahren (erste Ansätze finden sich allerdings bei Gawel / Ewringmann 1994a; Gawel et al. 2014; Gawel / Möckel 2011). Hinzu kommt, dass die Debatte in weiten Teilen ohne Rückgriff auf die einschlägige umweltökonomische Literatur verläuft. In den nachstehenden Absätzen sollen daher die im Kapitel 4 zusammengetragenen und erweiterten umweltökonomischen Konzepte unter Berücksichtigung der institutionellen Einbettung des AbwAG in praxistaugliche Reformvorschläge überführt werden. Dabei wird in Anlehnung an den Vorschlag von Michaelis (1996a: 53 – 56) folgende Vorgehensweise gewählt: Zunächst erfolgt in einem ersten Schritt eine Analyse des Ist-Zustands der Regelung. In einem zweiten Schritt wird, unter Einbeziehung der bisherigen Reformdiskussion zum AbwAG, der *status quo* im Hinblick auf die mehrschichtige Zielsetzung des Instruments – v.a. die effiziente, vorsorgende Verbesserung der Gewässerqualität, aber auch die Unterstützung des Vollzugs der ordnungsrechtlichen Anforderungen an Abwassereinleiter – kritisch bewertet. Ausgehend von den hierbei festgestellten Defiziten werden schließlich in einem dritten Schritt unter Berücksichtigung des institutionellen Kontextes Reformoptionen für das AbwAG formuliert.

⁶⁵ Z. B. Ewringmann / Scholl 1996; Hansmeyer 1977; Hansjürgens 1992: 68 - 76; Hansmeyer / Gawel 1993; Hansmeyer / Schneider 1992; Karl / Ranné 1995; Rincke 1977; SRU 1974; Scholl 1998.

⁶⁶ Desens 2008; Ewringmann 2002; Gawel 2012a, 2012b, Gawel 2014a; Gawel / Unnerstall 2014; Kolcu 2008, 2010; Reinhard 2006; SRU 2004: Tz. 478 ff.

⁶⁷ Berendes 2014; Gawel et al. 2011; Gawel et al. 2014; Gawel / Schindler 2015a, 2015b; Nisipeanu 2013; Palm et al. 2012, 2013; Rüger et al. 2015; Schendel 2016.

7.2 Spitzenlasten

In Abschnitt 5.2 wurde erörtert, dass im Ablauf von Kläranlagen kurzfristige Schwankungen der Schadstofffracht auftreten können. Da bei der Einleitung großer Schadstoffmengen in kurzer Zeit überproportionale Effekte im aquatischen System nicht ausgeschlossen werden können, sollten Abwasserabgaben im Sinne eines vorbeugenden Gewässerschutzes Anreize zur Verminderung derartiger Belastungsspitzen bzw. zur Erhöhung der Prozessstabilität von Kläranlagen setzen. Im Zuge einer parallel bestehenden ordnungsrechtlichen Begrenzung von Emissionskonzentrationen (AbwV) kann zudem an die Abgabe das Anliegen herangetragen werden, die Einhaltung dieser Grenzwerte abgabenrechtlich zu flankieren (Vollzugsunterstützung).

In diesem Zusammenhang wurde weiterhin ausgeführt, dass aufgrund der asymmetrischen Informationslage zwischen Emittent und Umweltbehörde bzw. begrenzten Kontrollkapazitäten letzterer Abgaben nur sehr begrenzt in der Lage sind, Belastungsspitzen auf effiziente Weise einzuschränken. Konkret fehlen der Reguliererin ausreichende Informationen zur Bemessungsgrundlage, um effiziente Anreize zur Vermeidung bzw. Begrenzung von Belastungsspitzen zu setzen ohne dabei gleichzeitig die effiziente Allokation von Schadstofffrachten im normkonformen Bereich zu verzerren. Aus der Diskussion um zweitbeste Lösungsansätze, die in der umweltökonomischen Literatur vorgeschlagen worden sind, schälte sich letztendlich eine dynamische Regulierungs- bzw. Kontrollstrategie nach Harrington (1988) heraus. Diesem Ansatz zufolge kann dem zugrunde liegenden Problem der geringen behördliche Entdeckungswahrscheinlichkeit von Normverletzungen durch eine selektive Erhöhung der Kontrolldichte bei jenen Emittenten begegnet werden, bei denen eine nicht freiwillig gemeldete Normverletzung festgestellt wurde bzw. aufgrund von Indizien wahrscheinlich ist. Durch die daraus folgende Erhöhung der Entdeckungswahrscheinlichkeit in Bezug auf normwidrige Schadstoffkonzentrationen werden auf Seiten der Einleiter Anreize gesetzt, Belastungsspitzen freiwillig zu melden. Mittels einer geeigneten Tariffunktion können diese Spitzen dann auf ein politisch gewünschtes Niveau reduziert werden (z. B. bestimmte Häufigkeit von Regelverletzungen pro Veranlagungsperiode).

7.2.1 Aktuelle Regelung des AbwAG

Zur Einordnung der gegenwärtigen Reaktion der Abwasserabgabe auf Belastungsspitzen soll zunächst das grundlegende Prinzip zur Erfassung der Bemessungsgrundlage umrissen werden: **Dem sogenannten ‚Bescheidsystem‘ folgend** (Berendes / Winters 1995: 66 – 108; Kotulla 2005: 82-111) wird jene Schadstofffracht zur Ermittlung der Abgabenschuld herangezogen, welche nach den im wasserrechtlichen Zulassungsbescheid festgelegten **‚Überwachungswerten‘** für (Abwasser-)Konzentration und (Schmutzwasser-)Menge eingeleitet werden darf. Die Abgabe orientiert sich damit an der nach der wasserrechtlichen

Einleiteerlaubnis *zulässigen* anstelle von *tatsächlichen* Frachten (Berendes / Winters 1995: 67; Kotulla 2005: § 4 Rn. 3). Die konzentrationsbezogenen Überwachungswerte werden dabei unter Berücksichtigung einer gewissen tolerablen Schwankungsbreite deutlich oberhalb der Durchschnittskonzentration festgelegt (Berendes / Winters 1995: 80 f.). Sie entsprechen inzwischen in aller Regel mindestens den Anforderungen der AbwV (ebd., 76 f.; Kotulla 2005: § 9 Rn. 50), wodurch sich eine vollzugsunterstützende Funktion der Abgabe in Bezug auf das Ordnungsrecht ergibt. Lediglich in Ausnahmefällen dürfen die Überwachungswerte weniger strikt ausfallen, (ebd., 82). Sie können allerdings auch darüber hinausgehen (schärfer ausfallen), etwa wenn der Einleiter die Überwachungswerte dauerhaft deutlich unterschreitet und deshalb geringere Überwachungswerte beantragt (ebd., 72, 88). Dem Einleiter steht im zuletzt genannten Fall allerdings auch die Möglichkeit offen, von sich aus niedrigere Werte zu erklären und anhand dieser veranlagt zu werden (Heraberkklärung nach § 4 Abs. 5 AbwAG).

Grundsätzlich nehmen die Regelungen des AbwAG im Zusammenhang mit Belastungsspitzen auf die im Bescheid festgelegten Überwachungswerte Bezug. Das gilt auch im Fall einer Heraberkklärung, da bei Überschreitung der erklärten Werte wieder auf die vormals festgesetzten Überwachungswerte zurückgegriffen wird (§ 4 Abs. 5 Satz 6 AbwAG; Zöllner 2008: § 4 Rn. 50). Dass die – unter Berücksichtigung einer gewissen Schwankungsbreite der Ablaufkonzentration festgesetzten – Überwachungswerte anstelle der tatsächlichen Einleiteverhältnisse (etwa die Durchschnittskonzentration) maßgeblich sind für die Erhöhung der Abwasserabgabe bei Belastungsspitzen, bedeutet, dass die Abgabe auf geringe Schwankungen der tatsächlichen Emissionen nicht reagiert. Genau genommen wird abgabenrechtlich unterstellt, dass sich die Ablaufkonzentrationen permanent bzw. konstant an der oberen Grenze des als normal bzw. unvermeidbar angenommenen Schwankungsbereichs bewegen. Diese aus Gründen der Vollzugsvereinfachung getroffene **und nach dem Prinzip ‚im Zweifel gegen den Angeklagten‘ operierende Regelung** hat gegenüber einer Veranlagung nach tatsächlichen Konzentrationen bzw. Frachten eine nicht unerhebliche finanzielle Mehrbelastung zur Folge (Berendes / Winters 1995: 67; Nisipeanu 2006: 133).

Wird nun der normale Schwankungsbereich verlassen und ein Überwachungswert überschritten, erfolgt nach § 4 Abs. 4 AbwAG eine Erhöhung der Abgabe, die formal durch eine Ausweitung der Bemessungsgrundlage bewirkt wird. Der Umfang der Erhöhung richtet sich dabei nach dem Umfang der Überschreitung (prozentuale Differenz zwischen Bescheidwert und Messwert), sowie nach der Häufigkeit: Bei einmaliger Überschreitung eines Überwachungswertes erfolgt eine Erhöhung der Bemessungsgrundlage um 50 % der Überschreitung, bei wiederholter Überschreitung um 100 %. Im Rahmen des üblichen einjährigen Veranlagungszeitraums bedeutet das, dass der Einleiter bei behördlicher Feststellung einer bescheidwidrigen Belastungsspitze abgabenrechtlich so veranlagt wird, als würde diese 6 bzw. 12 Monate andauern (Gawel et al. 2014: 214; Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 153). Bezieht sich die Überschreitung auf den Überwachungswert der Abwassermenge,

erfolgt die Erhöhung für sämtliche Schadparameter, für die ein Überwachungswert festgelegt wurde (§ 4 Abs. 4 Satz 7).

Führt eine Belastungsspitze nicht nur zur Überschreitung eines Überwachungswertes, sondern auch der ggf. weniger strikten ordnungsrechtlichen Vorgaben der AbwV, erleidet der Einleiter zudem den Verlust der nach § 9 Abs. 5 u. 6 möglichen hälftigen Ermäßigung des Abgabesatzes. Auch hieraus erwächst eine starke vollzugsunterstützende Funktion der Abwasserabgabe (Berendes / Winters 1995: 141).

7.2.2 Bewertung der aktuellen Regelung

Obwohl die Reaktion der Abwasserabgabe auf Spitzenlasten nicht im Zentrum der Reformdebatte steht, hat sie mehrfach in ähnlicher Weise Kritik auf sich gezogen. Weitgehend übereinstimmend erfolgt die Beurteilung, dass eine halb- bzw. ganzjährige Erhöhung u.U. nicht verhältnismäßig (Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 153; Palm et al. 2012: 1052; Schendel 2016: 169), in jedem Fall aber hinsichtlich der tatsächlichen Bemessungsgrundlage zu umfangreich sei (Berendes / Winters 1995: 98; Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 157 ff.). Daneben gibt es allerdings auch einzelne Stimmen, die in Teilbereichen eine mangelnde Konsequenz in der Erfassung von Belastungsspitzen sehen (Scholl 1998: 77).

Trotz der vermeintlichen Widersprüchlichkeit dieser Einschätzungen sind beide Positionen zutreffend: Aus dem kaum mehr überschaubaren Geflecht aus für die Reaktion der Abgabe relevanten Gesetzesvorgaben, Gerichtsurteilen und Verwaltungsvorschriften nebst bestimmten Vollzugspraktiken resultieren – je nach Eigenschaften und Umständen einer Belastungsspitze – sowohl Tendenzen zum Ausblenden von Belastungsspitzen, als auch zur Überbewertung ihrer Relevanz. Diese widersprüchlichen Tendenzen werden im Folgenden dargelegt:

- Eine der wichtigsten, in den bisherigen Diskussionsbeiträgen zu § 4 Abs. 4 AbwAG aber kaum thematisierte Unschärfen der Regelung zur Reaktion der Abgabe auf Belastungsspitzen ist, dass sie sich auf Schadstoff*konzentrationen* oder aber auf die Abwasser*menge* bezieht, diese beiden Größen aber nicht miteinander in Bezug gesetzt werden. Die Abwasserabgabe wird zum einen dann erhöht, wenn *konzentrationsbezogene* Überwachungswerte als nicht eingehalten gelten, unabhängig vom Umfang der eingeleiteten Abwassermenge zum Zeitpunkt der Überschreitung. Ökologisch und ökonomisch relevant sind aber Emissions*frachten*, also das Produkt aus Konzentration und Menge in einem gegebenen Zeitraum. Zur Hochrechnung der gemessenen Konzentrationen auf Frachtwerte wird auf – im Hinblick auf kurzfristige Frachtschwankungen wenig aussagekräftigen – Werte der Jahresschmutzwassermenge abgestellt (§ 4 Abs. 1 Satz 2, das Niederschlagswasser wird gesondert nach § 7 AbwAG veranlagt). Dass sich die der Abgabebemessung zugrunde

gelegten Konzentrationswerte (unweigerlich) auf die *Abwassermenge* beziehen (Schmutzwasser zzgl. Niederschlagswasser), während sich der verwendete Mengewert auf das Schmutzwasser bezieht, wird in der Literatur zwar als widersprüchlich anerkannt, aber nicht weiter problematisiert (Berendes / Winters 1995: 82; Kotulla 2005: § 4 Rn. 12).

U.U. erfolgt somit eine Erhöhung der Abwasserabgabe, ohne dass sich die Ablauffracht wesentlich geändert hätte, oder eine Erhöhung bleibt trotz starkem Frachtanstieg aus. Es ist sogar vorstellbar, dass eine negative Korrelation zwischen Konzentration und Menge besteht, da eine höhere Menge einen Verdünnungseffekt nach sich ziehen kann. Bei zu umfangreichen zu behandelnden Abwassermengen wiederum kann es zur Beeinträchtigung der Behandlungsprozesse mit der Folge von Konzentrationserhöhungen kommen (LUBW 2007: 8). Eine empirische Untersuchung von Rouleau et al. (1997) kommt zum Ergebnis, dass sich Ablaufkonzentrationen bei Regenereignissen erst erhöhen, und anschließend ein Verdünnungseffekt eintritt. Auch Fiorentino et al. (2016) finden statistisch signifikante Konzentrationseffekte im Kläranlagenablauf infolge regenbedingt erhöhter Zuflussmengen.

Ob es einen pauschalen Zusammenhang über alle Arten und Größen von Kläranlagen hinweg gibt, ist aufgrund der Unterschiede bei den eingesetzten Behandlungstechnologien und der unterschiedlichen Ausstattung mit Zwischenspeicherkapazitäten unklar. Das bedeutet, dass lediglich bei konstanter Abwassermenge sicher davon ausgegangen werden kann, dass der konzentrationsbezogenen Korrektur der Abgabe auch eine proportionale Frachterhöhung im Kläranlagenablauf zugrunde liegt. Eine gleichmäßige Ablaufmenge ist aber schon allein aufgrund zeitlich variierender Niederschlagsmengen nicht zu erwarten, selbst wenn eine Zwischenspeicherung erfolgt (s. etwa die exemplarischen Darstellungen bei Imhoff und Imhoff (2018): 21 und im Staatsanzeiger Hessen vom 14. Dez. 2015: 1323).

Abbildung 38 veranschaulicht das Problem anhand exemplarischer Ablaufdaten einer kommunalen Kläranlage der Größenklasse 4: Im dargestellten Halbjahreszeitraum sind in Bezug auf die Ammoniumstickstoff-konzentration, die Teil des Stickstoffparameters nach Anlage zu §3 AbwAG ist, mehrere ausgeprägte Schwankungen erkennbar, die beiden höchsten Anfang April sowie Mitte August. Würden diese Messwerte im Verbund des Stickstoffparameters eine Überschreitung des betreffenden Überwachungswertes darstellen, bezögen sie sich trotz ähnlicher Ausprägung (6,5 mg/l bzw. 5,4 mg/l) auf stark verschiedene Abwassermengen (12.500 m³ bzw. 6.400 m³) und folglich Schadstofffrachten. Während die Konzentrationswerte vom Konzentrationsdurchschnitt um die Faktoren 4,4 bzw. 3,6 abweichen, übersteigt der erste Spitzenwert die Durchschnittsfracht um den Faktor 6,7, der zweite hingegen

nur um den Faktor 2,8. Diese starke Differenz zwischen beiden (Fracht-)Spitzen wird im gegenwärtigen, konzentrationsbezogenen Korrekturregime der Abwasserabgabe nicht berücksichtigt.

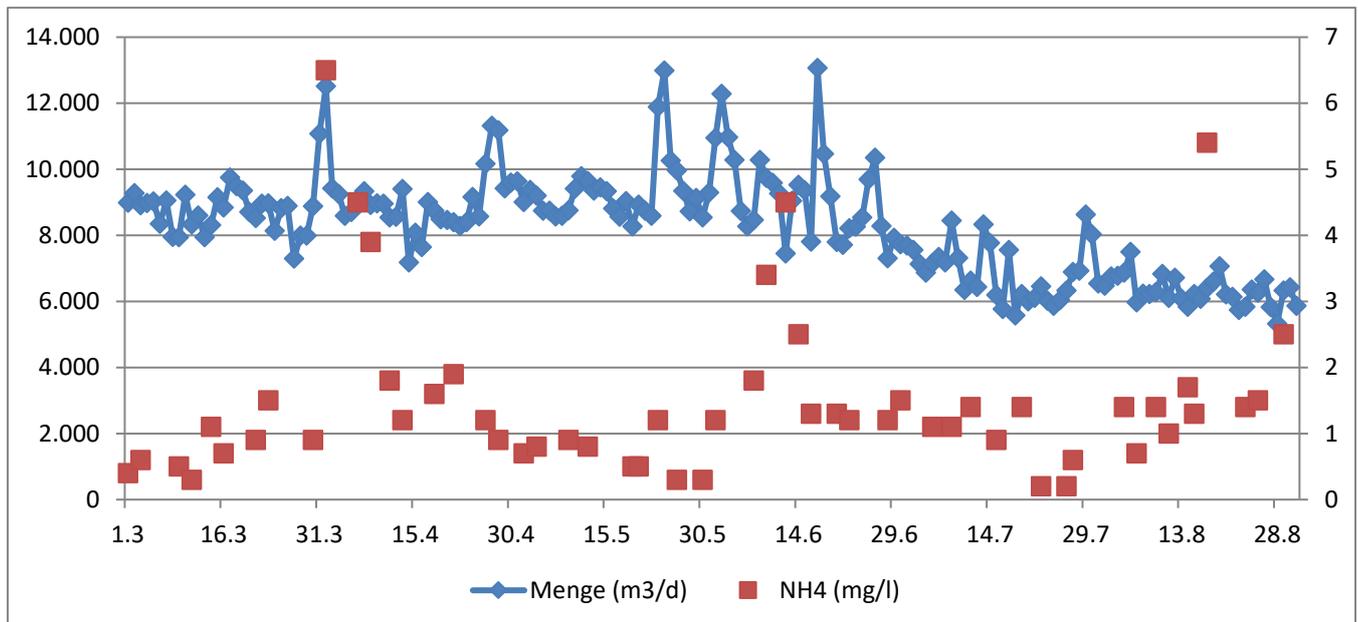


Abbildung 38: Exemplarische Ablaufwerte (Ablaufmenge und Ammoniumstickstoffkonzentration) (Quelle: Eigene Darstellung, Daten: Digitale Darstellung durch Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt – Mit Genehmigung des LAU Gen.-Nr. LAU/FB 2/FG 21.111/01-01/2018).

Zwar wird zum anderen auch bei einer Überschreitung des Überwachungswertes für die Abwassermenge die Bemessungsgrundlage korrigiert (§ 4 Abs. 4 Satz 7 AbwAG). Die Einhaltung dieses Überwachungswertes wird allerdings nur indirekt und in langen Zeitabständen (mehrere Jahre) kontrolliert (Berendes / Winters 1995: 78 f.; Zöllner 2008: § 4 Rn. 14). Kurzfristige Schwankungen der Abflussmenge und ggf. damit einhergehender Schwankungen der eingeleiteten Schadstofffrachten bleiben somit außer Betracht. Insgesamt können somit bereits aus der weitgehenden Beschränkung des Systems zur Korrektur der Bemessungsgrundlage der Abwasserabgabe auf Konzentrationen im Gegensatz zu Frachten sowohl Tendenzen zur Über- als auch zur Untertreibung der tatsächlichen Schadstofffracht geschlossen werden.

- In den Mindestvorgaben nach AbwV und folglich auch in den Überwachungswerten sind Mess-, Ablese- und Dokumentationsfehler im Rahmen der behördlichen Kontrolle berücksichtigt (§ 6 Abs. 2 Satz 2 AbwV; Berendes / Winters 1995: 80 f.). Allein

die Standardabweichung der Messwerte im Rahmen der Erfassung der Schadstoffkonzentrationen beträgt bei vielen Parametern 15 – 20 % (Fiorentino et al. 2016: 1983; s. auch Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 163). Darüber hinaus wird im Rahmen der Festlegung der Überwachungswerte wie bereits beschrieben ein Sicherheitszuschlag berücksichtigt. Dieser Zuschlag wird so bemessen, dass bei funktionierendem Kläranlagenbetrieb keine Überschreitungen zu erwarten sind (Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 8). Berendes und Winters (1995: 81) schätzen, dass konzentrationsbezogene Überwachungswerte die durchschnittliche Ablaufkonzentration um etwa zwei Drittel übersteigen. Somit werden Konzentrationschwankungen in der Höhe von etwa 66 % zuungunsten des Einleiters ausgeblendet, da der Überwachungswert als Grundlage der Abgabebemessung dient. Faktisch wird eine in diesem Umfang dauerhafte Abweichung vom tatsächlichen Durchschnitt unterstellt.

Das Gegenteil ist der Fall in Bezug auf den abwassermengenbezogenen Überwachungswert: Mengenschwankungen werden hier gezielt ignoriert. Um angesichts der in § 7 AbwAG erhobenen Niederschlagswasserabgabe eine Doppelveranlagung des Niederschlagswassers zu vermeiden, wird – ungeachtet der Begrenzung der *Abwassermenge* nach § 4 Abs. 4 AbwAG – die Abgabenerhebung auf Basis der *Schmutzwassermenge* vollzogen (Abwassermenge abzgl. Niederschlagswassermenge, s. § 4 Abs. 1 Satz 2 AbwAG). Die Ermittlung der Schmutzwassermenge erfolgt auf Basis von Messwerten an Trockenwettertagen (s. bspw. Staatsanzeiger Hessen vom 14. Dez. 2015: 1322 f.). Hierdurch wird eine Doppelveranlagung zwar vermieden, allerdings um den Preis des Ausblendens sämtlicher mengeninduzierter Belastungsspitzen, wie in der folgenden exemplarischen Grafik ersichtlich wird (Abbildung 39):

Der grüne Funktionsgraph zeigt hierbei die tatsächlich anfallende Abwassermenge, d.h. einschließlich des Niederschlagswassers. Die hier sichtbaren starken Schwankungen bleiben jedoch hinsichtlich einer Korrektur der Bemessungsgrundlage außer Betracht, da diese Korrektur auf die hier rot dargestellte, mit schließender Statistik geschätzte Schmutzwassermenge (sog. Trockenwetterabfluss) abstellt.

Eine Beurteilung der sachlichen Angemessenheit ist schwierig. Zum einen mag das Bescheidsystem zumindest in Bezug auf die konzentrationsbezogene Bemessungsgrundlage ungerechtfertigt erscheinen, da sich bei einer Normalverteilung der **Messwerte Schwankungen ,nach oben‘ und ,nach unten‘ ausgleichen müssten, womit** der Durchschnittswert eine korrekte Bemessung der tatsächlichen Fracht ermöglichen sollte. Andererseits impliziert die repräsentative Abbildung der Schadstofffracht mit Hilfe der Durchschnittskonzentration noch keine repräsentative Abbildung der damit einhergehenden Schadenswirkung: Wird die Annahme steigen-

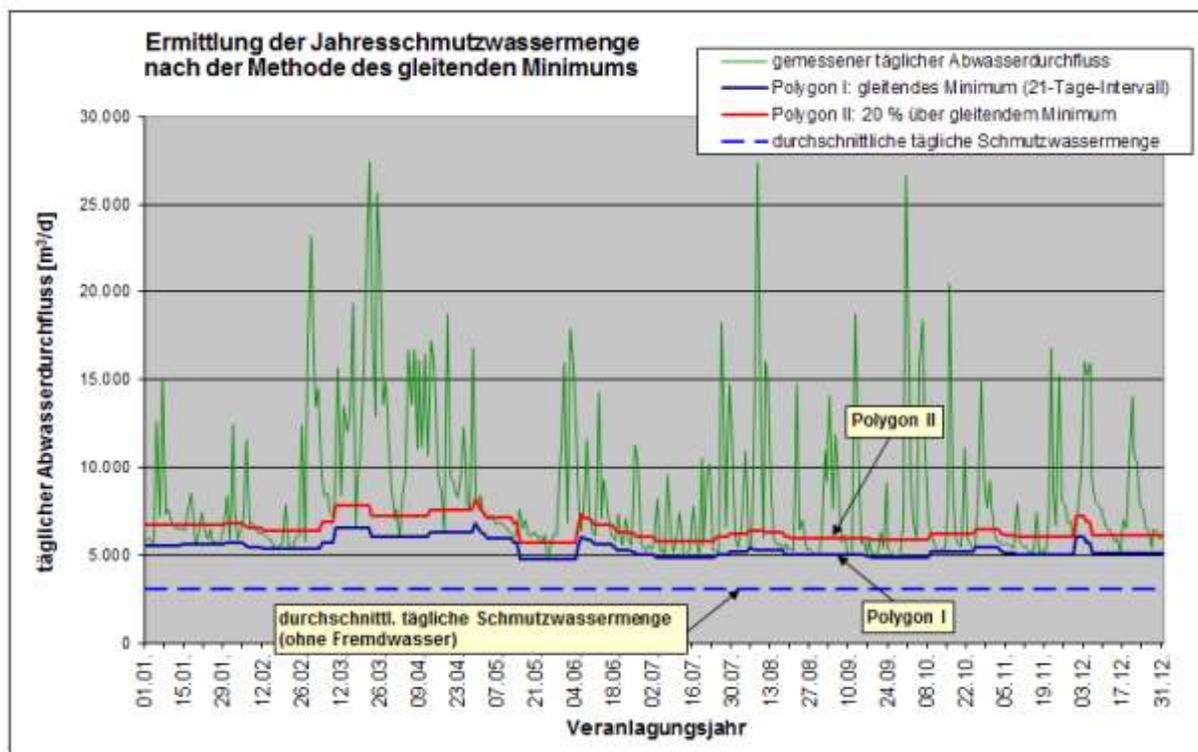


Abbildung 39: Ermittlung der Jahresschmutzwassermenge als der Bemessungsgrundlage für die Abwasserabgabe.
(Quelle: Staatsanzeiger Hessen vom 14. Dez. 2015: 1323).

der Grenzsäden zugrunde gelegt (s. hierzu die Abschnitte 5.2.3 und 5.2.4), fällt der Rückgang der Schadenswirkung durch eine Schwankung ‚nach unten‘ geringer aus als der Anstieg der Schadenswirkung durch eine Schwankung in gleichem Umfang ‚nach oben‘. Dabei ist allerdings auch zu fragen, ob in den hier angesprochenen Konzentrationsbereichen überhaupt von einem substanziellen Unterschied im Grenzsaden auszugehen ist. In Bezug auf das Abgabenregime zur Berücksichtigung von Belastungsspitzen ist die Bewertung des Bescheidsystems allerdings auch nicht vorrangig und soll daher hier nicht weiter vertieft werden.

Wichtig für die vorliegende Erörterung ist, dass durch die Art und Weise der Festlegung von Überwachungswerten (nach Maßgabe der ordnungsrechtlichen Anforderungen der AbwV) definiert wird, was eine außergewöhnliche Belastungsspitze ist. Als solche werden alle Werte bestimmt, die nicht mehr in den Bereich der Konzentrationsschwankungen bei ordnungsgemäßem Betrieb einer Kläranlage zu erwarten sind. Angesichts unterschiedlich starker Schwankungsbreiten von Kläranlagen verschiedener Größenklassen bedeutet das, dass eine Korrektur der Bemessungsgrundlage u.U. abhängig gemacht wird von der Art der Kläranlage. Je stabiler deren Ablauf bei ordnungsgemäßem Betrieb, desto geringer der angesetzte

Sicherheitsaufschlag auf die Durchschnittskonzentration und desto geringer in absoluten Werten die Konzentrationsspitze, bei der eine Korrektur der Bemessungsgrundlage nach § 4 Abs. 4 AbwAG erfolgt. So ist anzunehmen, dass kleinere, weniger stabile Kläranlagen bei gleicher durchschnittlicher Ablaufkonzentration eher einen Überwachungswert in Höhe der Mindestanforderung nach AbwV erhalten als eine große, prozessstabilere Anlage, die infolge der dauerhaften Unterschreitung der Mindestanforderungen geringere Überwachungswerte erhält bzw. beantragen kann. Dieses Verfahren mag zweckmäßig sein, situationsgerechte Anreize zum möglichst prozessstabilen Betrieb zu geben. Wie bereits erwähnt, dürfte die Prozessstabilität aber kaum als Wert an sich zu betrachten sein. Unter dem Gesichtspunkt der Kostenminimierung bzw. der Verursachergerechtigkeit ist dieses Verfahren fragwürdig, da prozessstabilere Kläranlagen bereits für Konzentrationsspitzen zusätzliche, nach § 4 Abs. 4 AbwAG festgelegte Vermeidungsanreize für die betreffende Fracht erhalten, die bei weniger prozessstabileren Kläranlagen u.U. ausbleiben, wenn sich diese Spitze hier noch im Rahmen der großzügiger bemessenen Überwachungswerte bewegt. Gleichzeitig ist die weniger stabile Kläranlage infolge der höheren Überwachungswerte mit höheren Vermeidungsanreizen in Bezug auf ihre regelkonformen Einleitungen unterhalb der Bescheidwerte konfrontiert.

- Während das Bescheidsystem kleinere Belastungsschwankungen zuungunsten des Einleiters ignoriert und zudem definiert, ab welcher Schwelle das Korrektursystem der Abgabe eingreift, führt die sogenannte 4-aus-5-Regel (**„Gilt-Regelung“** nach § 4 Abs. 4 Satz 2 i.V.m. § 6 Abs. 1 AbwV, s. Kotulla 2005: § 4 Rn. 43) zum Ausblenden mittlerer, seltener Schwankungen. Die Regel besagt, dass ein Überwachungswert auch dann als **eingehalten gilt**, **„wenn die Ergebnisse dieser und der vier vorausgegangenen staatlichen Überprüfungen in vier Fällen den jeweils maßgebenden Wert nicht überschreiten und kein Ergebnis den Wert um mehr als 100 Prozent übersteigt“** (§ 6 Abs. 1 AbwV). In der Literatur sind uneinheitliche Ansichten dahingehend anzutreffen, welche Rechtfertigung dieser Klausel zugrunde liegt. Zum einen wird sie abermals mit Messunsicherheiten begründet (Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 161). Das erscheint nicht völlig abwegig, da die im Rahmen der Mindestanforderungen und Überwachungswerte berücksichtigte Messunsicherheit nur eine Standardabweichung erfasst, womit nach gängiger Definition lediglich etwa 68 % der Gesamtstreuung abgedeckt sind und ein Messwert folglich mit einer Wahrscheinlichkeit von ca. 32 % jenseits der in den Werten berücksichtigten Streuung liegt. Andererseits argumentiert Scholl (1998: 77), dass die 4-aus-5-Regel eine bewusste Ausnutzung durch Abwassereinleitung im Sinne einer Vernachlässigung ihrer Sorgfaltspflichten beim Betrieb der Behandlungsanlage ermöglicht. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Einleiter bei einer solchen Ausnutzung dieser Regel das Risiko eingeht, allein aufgrund eines Messfehlers für eine vermeintliche Überschreitung eines Überwachungswertes abgabenrechtlich herangezogen zu werden. Ob unter diesen

Voraussetzungen die 4-aus-5-Regel tatsächlich in nennenswertem Umfang zu bewusst illegalem Verhalten führt, dürfte kaum auszumachen sein.

Unabhängig davon bleibt jedoch die Tatsache bestehen, dass die 4-aus-5 Regel sowohl Messfehler als auch tatsächliche seltene Überschreitungen im mittleren Bereich erfasst bzw. abgabenrechtlich neutralisiert. Während (konzentrationsbezogene) Messunsicherheiten durch das Bescheidprinzip zuungunsten des Einleiters wirken (Erhöhung der Abgabe für Regelfrachten), wirkt die 4-aus-5 Regel in die gegenteilige Richtung und urteilt hier **„im Zweifel für den Angeklagten“**. Ob dies vertretbar im Sinne des Verursacherprinzips ist, entzieht sich einer einfachen Bewertung. Grundsätzlich stellt die Berücksichtigung von Messunsicherheiten ein legitimes Anliegen dar. Ob dieses Anliegen schwerer wiegt als das Anliegen einer präzisen Feststellung der Bemessungsgrundlage hängt letztlich ab von der behördlichen Entdeckungswahrscheinlichkeit in Bezug auf Belastungsspitzen: Bei sehr häufigen Kontrollmessungen führt die Voraussetzung, dass die vorangegangenen 4 Messungen ein regelkonformes Einleiterverhalten ausgewiesen haben müssen, eher zur Sicherstellung, dass es sich tatsächlich um einen seltenen (und moderaten) Ausreißer handelt, als bei sehr wenigen Messungen, mit denen ohnehin kaum je Belastungsspitzen erfasst werden.

- Einfluss auf die Reaktion der Abwasserabgabe auf schwankende Ablaufwerte hat weiterhin § 4 Abs. 1 Satz 3 AbwAG. Diesem zufolge ist im Fall, in dem ein Zulassungsbescheid mehrere Überwachungswerte für unterschiedliche „Zeiträume“ festlegt, für die Abgabebemessung der Überwachungswert für **„den längsten Zeitraum zugrunde zu legen“** (ebd.). Diese etwas missverständliche Formulierung bezieht sich nicht etwa auf den Zeitraum der Veranlagung, sondern den der Probenahme (Berendes / Winters 1995: 81 f.; Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 101). Der Probenahmezeitraum hat eine erhebliche Bedeutung für die abgabenrechtliche Bewertung von Belastungsspitzen, da mit zunehmender Probenahmedauer das Messergebnis repräsentativer wird und sehr kurze Belastungsspitzen hierdurch weniger stark ins Gewicht fallen (Berendes / Winters 1995: 81 f.; Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 101). Satz 3 führt also – die Existenz mehrerer Überwachungswerte auf Basis verschiedener Probenahmezeiträume vorausgesetzt – potenziell zur Verringerung der Schwankungsbreite, die bei der Festlegung von Überwachungswerten berücksichtigt werden muss (Sicherheitsaufschlag). Während das für den Einleiter von Vorteil ist, wirkt sich für ihn nachteilig aus, dass sich in der Folge die Grenze nach unten verschiebt, ab der Konzentrationsspitzen abgabenrechtlich als nach § 4 Abs. 4 AbwAG zu ahndende Überschreitung eines Überwachungswertes in Erscheinung treten. Diese Regelung erscheint angesichts der oben beschriebenen mangelhaften Abbildung der tatsächlichen Schadstofffracht durch das Bescheidsystem einleuchtend. Im Kern trägt sie also zur Erhöhung der Repräsentativität der Bemessungsgrundlage bei, mit der Folge, dass Belastungsspitzen eher eine (unten noch näher zu bewertende) Korrektur

der Bemessungsgrundlage bewirken, anstelle einer pauschalen Erhöhung der Abgabe für die ordnungsrechtlich zugestandene Emissionsmenge im Bescheidsystem.

- Die eben beschriebene Regelung zum Probenahmezeitraum für normkonforme Einleitungen wird jedoch im Falle einer Überschreitung eines Überwachungswertes in ihr Gegenteil gekehrt: Nach § 4 Abs. 4 Satz 6 AbwAG gilt im Falle normwidriger Einleitungen der kürzeste Zeitraum als maßgeblich für die (nunmehr erhöhte) Abgabebemessung, der u.U. nur Sekunden umfasst (Stichprobe i. S. einer einmaligen Probenahme aus dem Abwasserstrom; zu den verschiedenen Probenahmezeiträumen s. im Detail Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 72 – 83). Die Repräsentativität des Messergebnisses wird hier also bewusst herabgesetzt zugunsten einer starken vollzugsunterstützenden Wirkung der Abwasserabgabe. Im Grunde kann diese Regel so gelesen werden, dass auch eine noch so kurze Überschreitung der die ordnungsrechtlichen Vorgaben (Überwachungswerte bzw. Mindestanforderungen) unerwünscht ist, unabhängig von der damit einhergehenden tatsächlichen ökologischen Belastung (Schadstofffracht). Angesichts der drastischen Auswirkungen von § 4 Abs. 4 Satz 3 u. 4 auf die Bemessungsgrundlage und damit auf die Abgabenlast (s.u.) erscheint diese Regelung als unsachgemäß (keine adäquate Übereinstimmung zwischen Fracht und Reaktion der Abgabe). Die hieraus resultierende Potenzierung der im Weiteren beschriebenen Verzerrung der Bemessungsgrundlage kann auch nicht im Hinblick auf den Vollzugsaufwand gerechtfertigt werden, da die Festlegung mehrerer Probenahmezeiträume impliziert, dass die aufwändigeren aber dafür repräsentativeren Messungen ohnehin durchgeführt werden.
- Neben dem Probenahmezeitraum ist die (behördliche) Probenahmehäufigkeit von hoher Relevanz für die abgabenrechtliche Bewertung von Belastungsspitzen. Durch sie bestimmt sich die Wahrscheinlichkeit, mit der Spitzen erfasst und mit einer erhöhten Abgabe belegt werden. Die Europäischen Richtlinie Kommunales Abwasser (RL 91/271/EWG) legt zwar in Abhängigkeit von der Größe der Kläranlage als Minimum monatliche oder zweiwöchige Kontrollmessungen fest (Anhang 1D Punkt 3). Die Bundesländer haben jedoch hiervon abweichende Regelungen getroffen. Der Freistaat Bayern gibt bspw. an, dass je nach Größenklasse einer kommunalen Abwasserbehandlungsanlage i.d.R. 1 - 3 Kontrollen pro Jahr erfolgen, in Mecklenburg-Vorpommern verweisen Verwaltungsvorschriften auf 2 - 6 Kontrollen.⁶⁸ Es ist unmittelbar einsichtig, dass diese Kontrolldichte nicht annähernd ausreichend ist, um

⁶⁸ http://www.lfu.bayern.de/wasser/ue_abwasser_bayweg/index.htm, abgerufen am 10.04.2017; Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz Mecklenburg-Vorpommern vom 12. Mai 2009 - VI 700-1/5242.2.113 „Behördliche Überwachung von Abwassereinleitungen in Gewässer und in öffentliche Abwasseranlagen einschließlich der zugehörigen Behandlungsanlagen“, Abs. 5.1.2. Hintergrund der Abweichung von den Vorgaben der EU Richtlinie Kommunales Abwasser ist, dass auch die Eigenkontrollmessungen der Einleiter als Kontrollen im Sinne der Richtlinie gewertet werden.

tage- oder gar wochenweise Überschreitungen festzustellen. Zwar werden zur Überwachung der Einleiter auch Daten aus der Eigenkontrolle herangezogen. Diese sind jedoch manipulierbar und werden daher nicht zur Abgabenermittlung herangezogen. Behördliche Kontrollmessungen zur abgabenrechtlichen Validierung von Eigenüberwachungswerten sind wiederum u.U. unzulässig (so Berendes / Winters 1995: 98) und zudem bei sehr kurzfristigen Belastungsspitzen auch gar nicht effektiv (Verzögerung zwischen Auftreten und Meldung eines Störfalls bis zur Durchführung der behördlichen Messung).

Zwar ist es aus Gründen der Begrenzung des Vollzugsaufwands grundsätzlich zweckmäßig, die Anzahl der Messungen zu beschränken. Ob die Abgabenerhebung auf Basis einer Kontrolldichte erfolgen sollte, die deutlich unterhalb der von der Europäischen Gesetzgeberin für erforderlich erachteten Kontrollhäufigkeit liegt, muss jedoch mit einem Fragezeichen versehen werden. Darüber hinaus erscheint es mit Blick auf das Gleichbehandlungsgebot fragwürdig, dass ein für das Ausmaß der Anwendung von § 4 Abs. 4 AbwAG zentraler Faktor wie die Überwachungshäufigkeit nach landespolitischem Ermessen festgelegt werden kann. Hieraus resultieren für Einleiter in unterschiedlichen Bundesländern faktisch unterschiedliche Abgabenfolgen für (die Gesamtheit aller) Belastungsspitzen.

- Zentrale Regelung zur Bestimmung der Folgen der Abwasserabgabe bei (normwidrigen) Belastungsspitzen sind § 4 Abs. 3. u. 4. Die Regelungen bewirken bei einmaliger Überschreitung eines konzentrationsbezogenen Überwachungswertes eine halbjährige, bei mehrmaliger Überschreitung eine ganzjährige Erhöhung der Bemessungsgrundlage und damit der Abgabenschuld für den betreffenden Schadparameter um den Prozentsatz, um den der höchste Messwert den Überwachungswert übersteigt. Wie oben bereits angedeutet, dreht sich die Diskussion um diese Regelung um die Frage, ob der damit implizierte starke Anstieg der Abgabenbelastung selbst bei sehr kurzzeitigen Spitzen verhältnismäßig ist (s. hierzu auch Gawel et al. 2014: 202 f.).

Zwar orientiert sich aus ökonomischer Sicht die Abwasserabgabe als Demeritorisierungsabgabe nicht am Ausgleich von Grenzvermeidungs- und Grenzschadenskosten, zumal – wie im Abschnitt 5.2.3 dargelegt – die Grenzschadensfunktion kaum pauschal (d.h. schadstoff- und situationsunabhängig) zu bestimmen sein dürfte. Gleichwohl ist es unter dem Gesichtspunkt des kostenminimierenden Ausgleichs der Grenzvermeidungskosten nicht zweckmäßig, im Spitzenlastbereich Vermeidungsanreize in einem Umfang zu setzen, der in seiner **Differenz zu den Vermeidungsanreizen im ‚Normallastbereich‘ über die Differenz der ökologischen bzw. ökonomischen Wirkung einer Schadstoffeinheit offenkundig hinausgeht**. Einleiter sollen, m.a.W., ihre Vermeidungskosten in einem vernünftigen Verhältnis auf die Aufgaben Verringerung der Schadstoffmenge insgesamt einerseits

und Prozessstabilität andererseits aufteilen (ausgeglichene Grenzvermeidungskosten, s. Baumol und Oates 1988: 190 – 210, sowie im Kontext der Abwasserabgabe Gawel et al. 2014: 213), wobei sich die ‚Vernünftigkeit‘ des Verhältnisses aus der Kongruenz zum Verhältnis der Schadstoffwirkung einer Emissionseinheit in beiden Einleitungssituationen bestimmt. Darüber hinaus kann es auch im Rahmen einer Demeritorisierungsabgabe nicht zweckmäßig sein, eine offenkundige Kluft (Unverhältnismäßigkeit) zwischen Schadens- und Vermeidungskosten zu etablieren.

Bei der Diskussion, ob eine halb- oder ganzjährige Erhöhung verhältnismäßig ist, kann jedenfalls nicht allein darauf abgestellt werden, dass eine Belastungsspitze u.U. ausweislich weiterer behördlicher Messergebnisse, die in vielen Fällen vorliegen dürften (Überwachungshäufigkeit > 2 bzw. 1 pro Jahr) kürzer als halb- bzw. ganzjährig Bestand hat. Neben dem (somit zumindest vage bekannten) Umfang der erhöhten Schadstofffracht ist weiterhin auch die Wahrscheinlichkeit seiner behördlichen Entdeckung zu berücksichtigen (s. Abschnitt 5.2.7). Die Frage nach der Verhältnismäßigkeit der Abgabenreaktion kann daher nur mit Blick auf die Kontrolldichte beantwortet werden. Köhler und Meyer (2006: § 4 Rn. 171) rechnen beispielhaft vor, dass bei einer monatlich erfolgenden Kontrolle die Wahrscheinlichkeit der Entdeckung einer Belastungsspitze mit der Dauer von unter 15 Minuten bei einer Probenahmedauer in gleichem Umfang bei 1:2.920 liegt. Erfolgt, was wie oben bereits erwähnt nicht unüblich ist, nur eine Kontrolle pro Jahr, liegt die Entdeckungswahrscheinlichkeit bei 1:35.040 (ebd.). Eine drastische Reaktion der Abgabensteigerung erscheint vor diesem Hintergrund nicht per se unverhältnismäßig. Kritisch anzumerken ist allerdings, dass sich aufgrund der zwischen den Ländern variierenden Kontrolldichte u.U. unterschiedliche Bewertungsergebnisse je nach Bundesland ergeben (verhältnismäßig in einem Bundesland, nicht verhältnismäßig in einem anderen).

Zielführender als solche Überlegungen ist jedoch, zu berücksichtigen, dass selbst bei Kenntnis der exakten Wahrscheinlichkeiten keine letztgültige Aussage getroffen werden kann, da sich der angemessene Umfang der Erhöhung der Abgabe bei einer Belastungsspitze nicht nach der Fracht, sondern nach deren Wirkung bestimmen sollte, die letztlich nicht bekannt ist bzw. nicht pauschal oder zu vertretbarem Aufwand fallbezogen bestimmt werden kann (Abschnitt 5.2.3). Es ist daher argumentiert worden, dass es letztlich dem Urteil der Gesetzgeberin obliegt, den Umfang der Abgabenerhöhung und damit die Relation der Gewichte der beiden Vermeidungsziele Mengenreduzierung und Prozessstabilität zu bestimmen. Dabei sollte er sich von den verfügbaren Informationen so weit wie möglich leiten lassen, anstelle der Prozessstabilität einen kaum zu begründenden Eigenwert zuzuschreiben, wie es auf Seiten der Vollzugsbehörden bisweilen durchscheint (Gawel et al. 2014: 214).

Dass der Gesetzgeberin hierdurch ein nicht unerheblicher Gestaltungsspielraum in Bezug auf den *grundsätzlichen Umfang* der Reaktion der Abwasserabgabe auf Spitzenlasten zugestanden werden muss, bedeutet allerdings nicht, dass die gegenwärtige Regelung der Sachlage bzw. der Zielsetzung des AbwAG zwangsläufig angemessen ist. Unabhängig von der Frage der allgemeinen Verhältnismäßigkeit durchbricht der gegenwärtige Mechanismus von § 4 Abs. 4 Satz 3. u. 4 auf zweierlei Weise ohne ausreichenden Grund das Verursacherprinzip: Erstens werden Einleiter potenziell gleich behandelt, auch wenn ihre Frachten unter Berücksichtigung des Wahrscheinlichkeitsmaßstabs erwiesenermaßen variieren. So muss bei gleichem Umfang der Überschreitung ein Einleiter A die gleiche Erhöhung der Abgabe wie ein Einleiter B auf sich nehmen, selbst wenn behördliche Kontrollmessungen bei Einleiter A sicherstellen, dass seine Überschreitung nicht so lange angedauert haben kann wie bei Einleiter B. M.a.W. wird der behördlich eingegrenzte Zeitraum der Überschreitung und die daraus resultierende Präzisierung der nach dem Wahrscheinlichkeitsprinzip zugrunde legenden Schadstofffracht nicht berücksichtigt. Zweitens wird zwar differenziert zwischen ein und mehrmaligen Überschreitungen, nicht aber zwischen mehrmaligen Überschreitungen unterschiedlicher Häufigkeit. Einleiter werden demnach abgabenrechtlich gleichgestellt, egal ob 2, 3 oder 10 Überschreitungen behördlich nachgewiesen wurden. Die hier angesprochene Regelung zur Korrektur der Bemessungsgrundlage ist also weniger in ihrem grundsätzlichen Umfang zu kritisieren, als in ihrer Präzision, die ohne triftigen Grund (Transaktionskosten) herabgestuft wird.

- Ein weiteres Beispiel für eine unscheinbare rechtliche Vorgabe, welche die Ahndung von Belastungsspitzen durch die Abwasserabgabe aber potenziell stark beeinflusst, ist die gerichtlich festgestellte Unzulässigkeit der mehrfachen behördlichen Kontrolle bei Feststellung eines Störfalls (Zöllner 2008: § 4 Rn. 34). Auf den ersten Blick erscheint diese Regelung als sachwidrig, da hierdurch die präzise Feststellung der Bemessungsgrundlage behindert wird. Im Rahmen des Sanktionssystems der Abwasserabgabe ist die Vorgabe allerdings zweckmäßig, da durch § 4 Abs. 4 Satz 3 u. 4 AbwAG ohnehin eine halb- oder ganzjährige Überschreitung unterstellt wird. Eine zeitnahe behördliche Feststellung der Rückkehr des Emittenten in den regelkonformen Bereich (Einhaltung der Überwachungswerte) hat somit keine Präzisierung der Bemessungsgrundlage zur Folge. Umgekehrt würde die Feststellung, dass eine Belastungsspitze nach einer Woche noch anhält, dazu führen, dass ggf. von einer einmaligen auf eine mehrmalige Überschreitung geschlossen wird und der Einleiter statt einer halbjährigen eine ganzjährige Erhöhung erleidet. Würde jedoch ein Korrekturregime etabliert, welches auf den behördlich eingegrenzten Zeitraum der Überschreitung Bezug nimmt (s. hierzu Abschnitt 7.2.3), sollte diese Restriktion beseitigt, es der Behörde mithin ermöglicht werden, in kürzest möglicher Zeit eine weitere Messung im Anschluss an die Meldung bzw. Feststellung eines Störfalls

vorzunehmen. Der Entdeckungswahrscheinlichkeit ist allerdings auch in diesem Fall angemessen Rechnung zu tragen.

- Weiterhin einflussreich ist der Zeitpunkt der Probenahme. Es ist unmittelbar einsichtig, dass die Entdeckungswahrscheinlichkeit als wesentlicher Parameter für den Umfang der langfristigen Vermeidungsanreize hiervon maßgeblich abhängt (Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 174). So wird eine behördliche Kontrollstrategie, die bspw. auf die Messung unmittelbar nach Starkregenereignissen abzielt, eher hiervon ausgehende Belastungsspitzen erfassen, als eine Strategie, die willkürlich oder gezielt nach Trockenwetterlage erfolgt. Nach Ansicht von Köhler und Meyer (2006: § 4 Rn. 171) sind die Messzeitpunkte zwar so zu wählen, dass sich ein repräsentatives Bild ergibt. Wie oben bereits beschrieben, ist dies angesichts der geringen Anzahl an Kontrollen aber praktisch ausgeschlossen, womit ein nicht unerheblicher Ermessensspielraum der Behörden bestehen dürfte. Je nachdem wie dieser Spielraum gehandhabt wird, kann sich zwischen den Bundesländern, zusätzlich zum Einflussfaktor Kontrollhäufigkeit, eine stark unterschiedliche Entdeckungswahrscheinlichkeit ergeben.
- Schlussendlich ist auch die Ermäßigungsregelung nach § 9 Abs. 5 u. 6 AbwAG zum Sanktionsregime der Abwasserabgabe zu zählen. Während sich sämtliche bisher angeführten Einflussfaktoren auf die Korrektur der Bemessungsgrundlage bezogen, erfolgt nach dieser Regel eine Anpassung des Abgabesatzes. Dieser wird bei Einhaltung der Mindestanforderungen des WHG an Abwassereinleitungen halbiert. Im Umkehrschluss erfolgt aus Sicht des Abgabepflichtigen eine Verdoppelung des (ermäßigten) Abgabesatzes, wenn eine Belastungsspitze nicht nur gegen einen Überwachungswert, sondern gleichzeitig gegen die Mindestanforderungen verstößt. Da sich die Überwachungswerte oftmals an den Mindestanforderungen orientieren, sehen sich Einleiter bei einer Korrektur der Bemessungsgrundlage folglich zusätzlich mit der Erhöhung des Abgabesatzes konfrontiert (Gawel et al. 2014: 202). Hierdurch wird die vollzugsunterstützende Funktion der Abwasserabgabe verdoppelt, was die Frage aufwirft, ob dies zweckmäßig ist. Das wird z.T. u.a. deshalb verneint, weil die Ermäßigung mittlerweile flächendeckend zum Tragen kommt (ebd.: 285) und die grundsätzlich legitime Vollzugsunterstützungsfunktion somit als erloschen betrachtet wird. Gleichwohl ist zu berücksichtigen, dass die flächendeckende Einhaltung der Mindestanforderungen gerade Folge des mit der Ermäßigung verbundenen Vermeidungsanreizes sein kann und ohne diese Regelung u.U. wieder häufigere Überschreitungen auftreten.

Zielführender für eine Bewertung ist daher die Frage, ob die mit Ermäßigung und Korrektursystem nach § 4 Abs. 4 AbwAG doppelt bewirkte Vollzugshilfefunktion in diesem Umfang gerechtfertigt ist angesichts der damit verbundenen Schwächung der Lenkungswirkung (§ 9 Abs. 5 u. 6) sowie Verzerrung der Bemessungsgrundlage (§ 4

Abs. 4). Nicht zuletzt aufgrund dieser Doppelung wird die Abgabe in ihrer aktuellen Form z.T. vorrangig als Vollzugshilfe des Ordnungsrechts sowie als Finanzierungsinstrument wahrgenommen, wohingegen eine Lenkungsfunktion weitgehend abwesend ist (Ewringmann 2002: 276). Werden sowohl Vollzugsunterstützungs- als auch Lenkungsfunktion seitens der Politik als berechnete Anliegen erkannt, muss diese Schiefelage revidiert werden. Aus ökonomischer Sicht ist eine Stärkung der Lenkungswirkung dringend geboten, schon allein im Hinblick auf das Verursacherprinzip, das im Zusammenhang mit der Abwasserabgabe bedeutet, jede Schadstofffracht vollumfänglich abgabepflichtig zu stellen (Gawel et al. 2014: 285 f.). Darüber hinaus kann hierin ein Verstoß gegen den Auftrag von Art. 9 WRRL gesehen werden, der die Mitgliedstaaten zur (vollständigen) Anlastung von „Umwelt- und Ressourcenkosten“ anhält (ebd.).

Selbst wenn der Vollzugshilfefunktion seitens der Politik ein Primat ggü. der (in der Gesetzesbegründung vorrangigen) Lenkungsfunktion zugewiesen würde, stellt sich die Frage, ob beide Aufträge tatsächlich unvereinbar sind. Auch eine allein am Effizienzkriterium orientierte Erhöhung der Abgabe bei Spitzenlasten kann einen nicht unerheblichen vollzugsunterstützenden Effekt entfalten, zumal, wie bereits erwähnt, der Politik auch unter Effizienzgesichtspunkten ein nicht substanzieller Spielraum bei der Festlegung der Reaktion der Abgabe auf Belastungsspitzen zukommt. Da letztlich die Politik das gesellschaftlich tolerable Ausmaß der Überschreitung ordnungsrechtlicher Vorgaben definieren muss – und, wie die Auflistung der verschiedenen relevanten Regelungen und Praktiken zeigt, das bereits jetzt auf eine Weise tut, die nicht auf eine vollkommene Unterbindung jeglicher Überschreitung abzielt (4-aus-5 Regel, geringe Probenahmehäufigkeit, Ausschluss der Erhebung mehrerer Messwerte innerhalb von 2 Wochen nach einem Störfall) (so auch in anderen Staaten üblich, s. etwa Beavis / Walker 1979: 112 f. mit Bezug zu den USA) –, steht es ihr prinzipiell frei, dies in einem Maße zu tun, das der jetzigen umfangreichen Sanktionswirkung gleichkommt. M.a.W. lässt sich durch eine konzeptkonforme (verursachergerechte) Erhöhung der Abgabe bei normwidrigen Einleitungen eine im Umfang vergleichbare vollzugsunterstützende Wirkung erzielen, wie mit der jetzigen Verringerung bei normkonformen Einleitungen (Ermäßigung). Eine Erhöhung kann also mit dem Verursacherprinzip gerechtfertigt werden, da im Zuge von Belastungsspitzen auch das Risiko mit der Fracht überproportional zunehmender Schäden verbunden ist (Abschnitt 5.2.3).

Im Gesamtbild (s. die Übersicht in Tabelle 3) ergibt sich somit eine komplexe, zwischen den Bundesländern potenziell erheblich variierende Reaktion der Abwasserabgabe auf Belastungsspitzen. Während kleinere Konzentrationsschwankungen vom Sanktionssystem systematisch ignoriert werden (Bescheidsystem, Wahl des Probenahmezeitraums im Regelfall), führen Ausreißer schnell zu einer ‚raketenartigen‘ Erhöhung der Abgabenlast (Korrektursystem nach § 4 Abs. 4 Satz 3 u. 4 AbwAG, Wahl des Probenahmezeitraums bei

Tabelle 3: Übersicht: Einflussfaktoren auf die Reaktion der Abwasserabgabe auf Belastungsspitzen (Quelle: Eigene Darstellung)

Einflussfaktor auf Reaktion der Abgabe	Wirkungsbereich	Regulierungsantwort	Effekt
System zur Feststellung normwidriger Einleitungen	Alle Schwankungen	Berücksichtigung von Schwankungen der Konzentration (§ 4 Abs. 1 AbwAG)	Zufällige Korrektur der Bemessungsgrundlage da nicht frachtbezogen; Schwankungen der Abflussmenge werden ignoriert
Mess-, Ablese- und Dokumentationsfehler I	Kleine Schwankungen (normkonform)	Berücksichtigung in Mindestanforderung (§ 6 Abs. 2 S. 2 AbwAG) und Überwachungswerten	Häufige, kleinere Schwankungen bleiben unberücksichtigt
Mess-, Ablese- und Dokumentationsfehler II	Mittlere normwidrige Schwankungen (< 100 % des Überwachungswertes)	4-aus-5-Regel	Seltene mittlere Schwankungen bleiben unberücksichtigt (Erhöhung und Ermäßigung)
Dauer der Probennahme I	Kleine Schwankungen (normkonform)	Verwendung des längsten Messzeitraums im Regelfall (§ 4 Abs. 1 Satz 3 AbwAG)	Bei Anwendung bleiben häufige, kleinere Schwankungen unberücksichtigt (Erhöhung und Ermäßigung)
Dauer der Probennahme II	Mittlere und hohe Schwankungen (normwidrig)	Im Überschreitungsfall auch kürzere ÜW-Zeiträume relevant (§ 4 Abs. 4 Satz 6 AbwAG)	Hohe kurze Schwankungen werden berücksichtigt = Ausnahme zum Faktor Dauer der Probennahme I
Häufigkeit der Probennahme I	Alle Schwankungen	Festlegung durch Bundesländer, Mindestvorgaben durch EU-Recht (EU Urban Wastewater Directive Anhang 1 D)	Mindestvorgabe, beeinflusst Wahrscheinlichkeit der Feststellung einer Belastungsspitze

(Fortsetzung von Tabelle 3)

Einflussfaktor auf Reaktion der Abgabe	Wirkungsbereich	Regulierungsantwort	Effekt
Häufigkeit der Probennahme II	Mittlere und hohe Schwankungen (Normwidrigkeit)	Erhöhung der SE für halben bzw. gesamten Veranlagungszeitraum (§4 Abs. 4 Satz 3 u. 4 AbwAG)	Kompensiert geringe Entdeckungswahrscheinlichkeit
Häufigkeit der Probennahme III	Mittlere und hohe Schwankungen (Normwidrigkeit)	Bei Feststellung Störfall nur ein behördlicher Messwert innerhalb von 2 Wochen zulässig	Verhindert im Kontext von § 4 Abs. 4 AbwAG, dass einmalige Überschreitung als mehrmalig mit entsprechenden Abgabefolgen gewertet wird
Zeitpunkt der Probenahme	Alle Schwankungen	Keine, ist der Vollzugsbehörde überlassen	Keine pauschale Wirkung, eröffnet aber Spielraum sowohl zur über- als auch zur unterdurchschnittlichen Erfassung von Spitzenlasten (z. B. Messung außerhalb von / gezielt nach Starkregenereignissen)
Einhaltung der Vorgaben des Ordnungsrechts	Mittlere und hohe Schwankungen (Normwidrigkeit)	Verlust der Ermäßigung nach § 9 Abs. 5. u. 6 AbwAG	Verdoppelung des (ermäßigten) Abgabesatzes

normwidriger Einleitung). Extreme Abgabenbelastungen werden allerdings wiederum dadurch in ihrem Ausmaß begrenzt, dass behördliche Mehrfachmessungen im Störfall untersagt sind und die Abgabe zudem keine weitergehende Reaktion auf eine dauerhafte bzw. vielfache Normverletzung zeigt. Schließlich sorgt die 4-aus-5 Regel für eine Toleranz seltener mittlerer Schwankungen.

Die Reaktion der Abgabe auf Konzentrationsspitzen kann in Abhängigkeit vom Umfang des normwidrigen Verhaltens anhand der folgenden fiktiven Einleitersituation veranschaulicht werden (Abbildung 40). Dabei handelt es sich um einen exemplarischen Fall, der nicht alle Varianten abdeckt, aber auch nicht untypisch sein dürfte. Insbesondere wird angenommen, dass der betrachtete Konzentrationsbezogene Überwachungswert den Vorgaben des WHG entspricht, über diese aber nicht hinausgeht. Ausgeblendet werden zudem mögliche Teilerlasse nach Landesrecht (Gawel et al. 2014: 216 f.).

Je nachdem, in welchem Ausmaß der Einleiter in die Prozessstabilität seiner Kläranlage investiert, verändern sich die marginalen Vermeidungsanreize der Abwasserabgabe in Bezug auf eine Erhöhung der Prozessstabilität wie folgt (Abbildung 40):

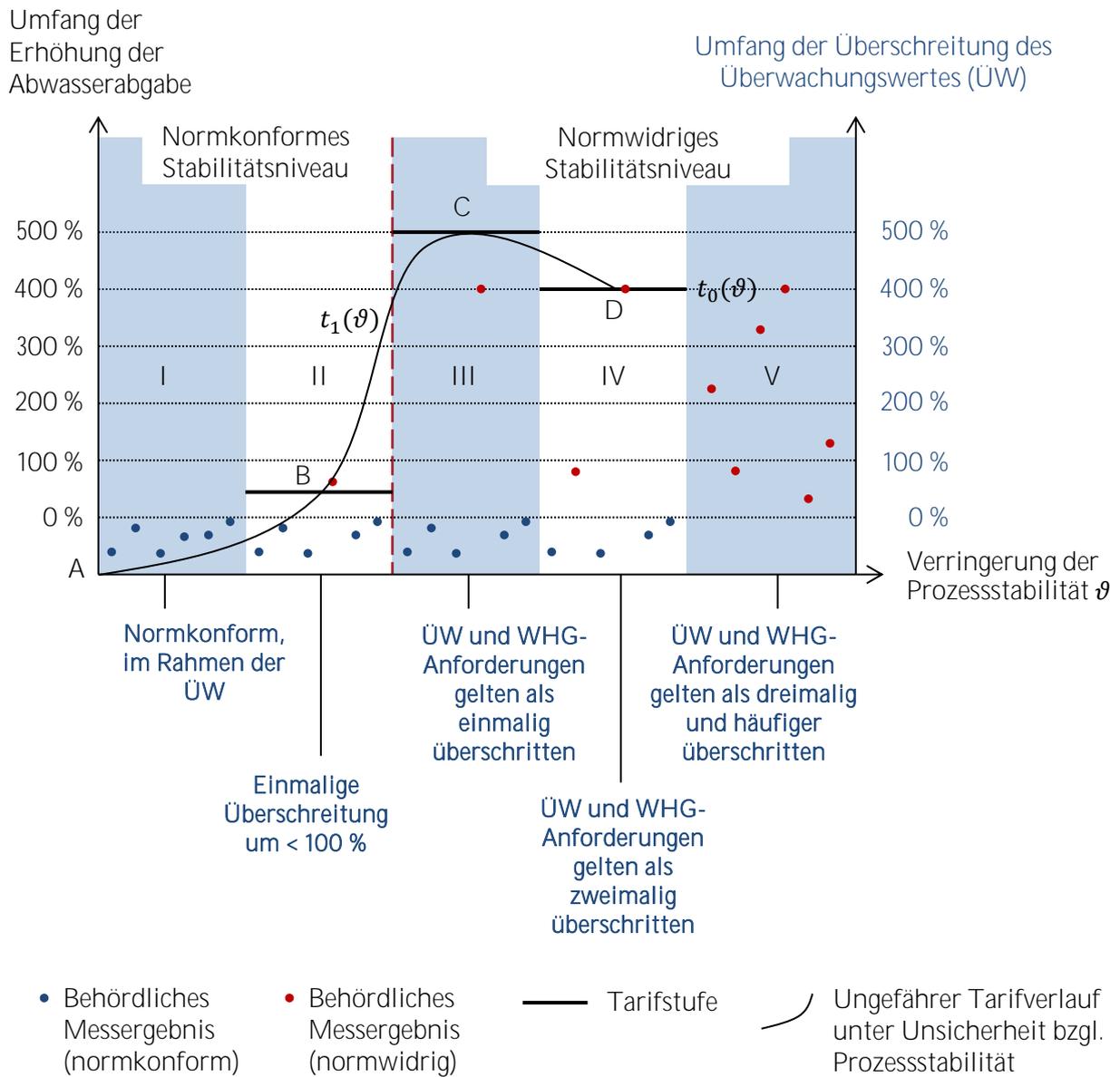


Abbildung 40: Marginale Anreizwirkung der Abwasserabgabe auf die Erhöhung der Prozessstabilität von Kläranlagen (ÜW: Konzentrationsbezogener Überwachungswert) (Quelle: Eigene Darstellung)

- Im Bereich I der Prozessstabilität hat der Einleiter adäquate Stabilitätsinvestitionen vorgenommen und muss daher weder eine Korrektur der Bemessungsgrundlage nach § 4 Abs. 4 AbwAG, noch den Verlust des Ermäßigungsbonus' befürchten. Sämtliche

behördliche Überwachungswerte liegen mit einer ausreichend hohen Wahrscheinlichkeit im normkonformen Bereich (unterhalb der Überwachungswerte). Folglich bleibt eine Erhöhung der Abwasserabgabe aus.

- Verringert der Einleiter nun seine Investitionen in die Prozessstabilität, um Kosten zu sparen (bspw. seltenere Schulung des Personals, seltenere Kontrolle der technischen Vorrichtungen auf Verschleiß etc.), erhöht sich das Risiko einer Überschreitung eines exemplarischen Überwachungswertes und damit einer Erhöhung der Abgabe. Zunächst betritt der Einleiter den Stabilitätsbereich II, in dem noch eine hohe Prozessstabilität besteht, allerdings seltene, aber noch moderate Überschreitungen des Überwachungswertes vorkommen (< 100 %). Mit einer gewissen Entdeckungswahrscheinlichkeit führen diese Überschreitungen zur Anwendung der 4-aus-5 Regel, und bleiben insofern abgabenrechtlich folgenlos. Allerdings wurde argumentiert, dass der Einleiter bei bewusster Ausnutzung des durch die 4-aus-5 Regel gegebenen Spielraums in Bezug auf die Prozessstabilität damit rechnen muss, dass ihm infolge eines Messfehlers eine weitere Überschreitung zugerechnet wird, für die dann eine Erhöhung der Abgabe nach § 4 Abs. 4 AbwAG erfolgt. Spiegelbildlich kann auch der Fall eintreten, dass der ‚Schwankungsfreiraum‘ der 4-aus-5 Regel durch einen Messfehler aufgezehrt bzw. ausgefüllt wird und dann die in Kauf genommene Überschreitung zur Erhöhung der Abgaben führt. Aufgrund dieses Risikos besteht also, entsprechend der kombinierten Wahrscheinlichkeit eines Messfehlers und einer behördlich aufgedeckten Überschreitung, eine Anreizwirkung der Abgabe zur Erhöhung der Prozessstabilität (hier exemplarisch bei etwa 50 % der regelkonformen Abwasserabgabenlast verortet).

Da der Einleiter die Prozessstabilität bzw. die damit einhergehende Überschreitungswahrscheinlichkeit nicht exakt steuern kann – etwa aufgrund des probabilistischen Messfehlers sowie der probabilistischen Schwankungen etwa der Kläranlagenbiologie – und die Überschreitungswahrscheinlichkeit somit bei zunehmender Prozessinstabilität nicht sprunghaft (wie anhand der Tariffunktion $t_0(\vartheta)$ angedeutet, wobei ϑ den Grad der Prozessstabilität darstellt), sondern graduell zunehmen dürfte, nimmt auch die (stabilitätsbezogene) Anreizwirkung der Abwasserabgabe *de facto* nicht sprunghaft, sondern graduell zu. In der grafischen Darstellung ist dies mittels der ungefähren Tariffunktion $t_1(\vartheta)$ dargestellt.

- Verringert der Einleiter die Prozessstabilität weiter, bewegt er sich in den Stabilitätsbereich III. Dieser Bereich ist gekennzeichnet durch die zunehmende Wahrscheinlichkeit, dass einzelne Schwankungen der Ablaufkonzentration jenseits der 100 % Schwelle der 4-aus-5 Regel auftreten und behördlich festgestellt werden. In der Mitte von Bereich III beträgt die Entdeckungswahrscheinlichkeit 100 %. Der Einleiter muss demnach im langfristigen Durchschnitt mit einer behördlich festgestellten Überschreitung rechnen. Angenommen wurde hier eine exemplarische

Überschreitung des konzentrationsbezogenen Überwachungswertes von 400 %. In vielen Fällen, und auch im hier dargestellten, wird dabei es aufgrund der Übereinstimmung der Überwachungswerte mit den Anforderungen des WHG simultan zu einer Erhöhung der Abwasserabgabe sowohl durch die Korrektur der Bemessungsgrundlage nach § 4 Abs. 4 AbwAG als auch durch den Verlust des **Ermäßigungsbonus**⁶⁹ nach § 9 Abs. 5 u. 6 AbwAG kommen. Der (marginale) Anreiz, den Übergang in diesen Stabilitätsbereich zu vermeiden, ist demnach sehr hoch: Die Korrekturfunktion bewirkt bei einer einmaligen Überschreitung gemäß § 4 Abs. 4 Sätze 3 u. 4 AbwAG eine Erhöhung um 50 % des Überschreitungsumfangs, hier also um 200 %. **Der Verlust des Ermäßigungsbonus**⁶⁹ bewirkt dann die Verdoppelung des Abgabesatzes, was in der Abbildung 40 der Vergleichbarkeit halber ebenfalls als Erhöhung (Verdoppelung) der – erhöhten – Bemessungsgrundlage dargestellt ist. Somit ergibt sich eine Erhöhung um 500 % (dargestellt) auf insgesamt 600 % der Bemessungsgrundlage.⁶⁹ Abermals gilt: Könnte der Einleiter seine Prozessstabilität punktgenau steuern, und wäre ihm die Entdeckungswahrscheinlichkeit unter Berücksichtigung aller möglichen Mess- und Ablesefehler sowie des Schwankungsverhaltens seiner biologischen Behandlungsstufe bekannt, ergäbe sich ein abrupter Sprung in der Tariffunktion von Niveau B zu Anreizniveau C. Aufgrund unvollständiger Information dürfte der Übergang zwischen den Stabilitätsbereichen II und III aber nur näherungsweise zu bestimmen bzw. anzusteuern sein.

- Nimmt der Einleiter eine noch stärkere Verringerung der Prozessstabilität in Kauf, betritt er Stabilitätsbereich IV. In der Mitte dieses Bereichs sieht er sich im langfristigen Mittel einer behördlichen Feststellung von zwei Überschreitungen jenseits der 100 % Schwelle gegenüber. Obwohl der Umfang der Korrektur der Bemessungsgrundlage nun auf 100 % des Überschreitungsumfangs erhöht wird, nimmt im gewählten Beispiel eines konstanten Überschreitungsniveaus (400 % oberhalb des Überwachungswertes) die marginale Anreizwirkung der Abwasserabgabe ab. Ursache hierfür ist, dass es nicht mehr zur ergänzenden Erhöhung des Abgabesatzes nach § 9 Abs. 5 u. 6 AbwAG kommt, da der Ermäßigungsbonus bereits im Zuge der ersten Überschreitung entfallen ist. Im Beispiel erfolgt aufgrund der zweiten Überschreitung eine Erhöhung um 400 % auf Anreizniveau D, das somit geringer ausfällt als das Niveau der ersten Überschreitung (Erhöhung um 500 %). Wird von steigenden Grenzschäden und einer konstanten Entdeckungswahrscheinlichkeit ausgegangen, wäre hingegen ein zusätzlicher Anstieg des Tarifniveaus angezeigt. Der hier beschriebene Vorzeichenwechsel in der stabilitätsbezogenen Anreizfunktion illustriert den Fokus des Sanktionsregimes auf die Vollzughilfefunktion der Abgabe.

⁶⁹ Erhöhungsumfang = (Bemessungsgrundlage nach Bescheid (100 %) plus hälftige Erhöhung im Umfang der Differenz zwischen Überwachungswert und Messwert (200 %)) gewichtet mit Faktor 2 infolge des Verlusts des Ermäßigungsbonus abzgl. Bemessungsgrundlage nach Bescheid (100 %).

- Dieser Fokus wird umso mehr unterstrichen, als dass im Stabilitätsbereich V keinerlei Reaktion der Abgabe mehr erfolgt, zumindest solange, wie weitere Überschreitungen den Umfang der ersten beiden nicht übertreffen. Aus Sicht des Einleiters ist es jenseits von zwei Überschreitungen nicht nur unerheblich, sondern – aufgrund des damit verbundenen Absinkens der Vermeidungskosten – sogar von Vorteil, weitere Überschreitungen zuzulassen. U.U. ging die Gesetzgeberin davon aus, dass eine Prozessstabilität in diesem Bereich nicht intentional wäre und der Kläranlagenbetreiber ohnehin alles in seiner Macht Stehende täte, um wieder in einen höheren Stabilitätsbereich zu gelangen. Denkbar ist auch, dass die aus den Bereichen III und IV resultierenden Stabilitätsanreize in der Summe auch für den Bereich V und damit für gezielt illegales Einleiterverhalten für ausreichend gehalten wurden. Weiterhin ist vorstellbar, dass jenseits von Bereich IV angenommen wurde, dass etwa bei offensichtlich illegalem Einleiterverhalten unweigerlich effektive ordnungsrechtliche Sanktionen das (hier nicht abgebildete) aggregierte Anreizniveau zusätzlich aufstocken bzw. im Extremfall eine Einleitungsgenehmigung widerrufen wird. Im Hinblick auf die Vollzugsunterstützungsfunktion der Abgabe ergibt sich somit eine durchaus plausible Tarifkonstruktion. Verursachergerechte Vermeidungsanreize sind hiermit hingegen nicht verbunden, da dies einen mit abnehmender Prozessstabilität kontinuierlich, u.U. sogar progressiv steigenden Tarifverlauf nahelegt (Annahme steigender Grenzschadenskosten, s. Abschnitt 5.2.3).

7.2.3 Reformoptionen

Den obigen Ausführungen können drei wesentliche Kritikpunkte am System der Abwasserabgabe zur Reaktion auf Spitzenlasten nach § 4 Abs. 4 AbwAG entnommen werden: Erstens reagiert dieses System auf konzentrationsbezogene Schwankungen anstelle frachtbezogener Schwankungen. Zweitens bewirkt es, im Verbund mit der Tarifspaltung nach § 9 Abs. 5 u. 6 AbwAG, eine nach Maßstab der Schädlichkeit zunächst nach oben, sowie anschließend nach unten verzerrte Tariffunktion zwecks Ausrichtung der Abgabe auf die Unterstützung des ordnungsrechtlichen Vollzugs. Drittens sind mehrere, für die Ermittlung der Schädlichkeit zentrale Aspekte nicht bundesrechtlich und damit einheitlich geregelt, sondern dem Vollzug der Länder überlassen, wodurch sich erhebliche Unterschiede in der Korrektur- bzw. Sanktionswirkung ergeben können. Für alle drei Punkte soll im Folgenden geprüft werden, ob unter den gegebenen institutionellen Bedingungen geeignete Reformvorschläge formuliert werden können.

Die Herstellung eines **Frachtbezugs** im Korrektursystem der Abgabe gestaltet sich auf den ersten Blick einfach. Es müsste lediglich im Zuge der behördlichen Kontrollmessung eine Ablesung der entsprechenden Messreinrichtung vorgenommen und der Wert mit der gemessenen Konzentration in Bezug gesetzt werden. Allerdings ist unklar, welche Abwassermenge mit der gemessenen Konzentration in Verbindung zu bringen ist, wenn die

Konzentrationsmessung nur einen punktuellen Wert liefert (Stichprobe, 2-Stunden Probe) und somit den Zeitraum der Überschreitung nicht erfasst (Tage, Wochen, Monate). Sowohl im gegenwärtigen Veranlagungssystem, als auch im Rahmen der weiter unten diskutierten Reform des Tarifsystems wird der Zeitraum unter Berücksichtigung der Kontrolldichte bzw. Entdeckungswahrscheinlichkeit lediglich grob geschätzt und faktisch bis zum Zeitpunkt der nächsten behördlichen Kontrollmessung angesetzt (aktuell: halbes bzw. ganzes Kalenderjahr). Würde neben der Interpolation des konzentrationsbezogenen Messwertes zusätzlich der mengenbezogene Messwert auf einen solchen umfangreichen Zeitraum hochgerechnet, würde sich der Umfang der Abgabenerhöhung nochmals deutlich ausweiten, wenn parallel zur Konzentrations- auch eine Mengenspitze erfasst würde. Anders als bei konzentrationsbezogenen Messwerten erscheint eine solche Interpolation in der Mengendimension nicht sinnvoll, da die Abwassermenge letztlich gar keinen Steuerungsparameter des Einleiters darstellt. Zwar kann er die ablaufende Menge mittels Speicherbecken zeitlich strecken oder durch Regenüberläufe vermindern. Anders als bei Schadstoffkonzentrationen führen jedoch Einschränkungen der Behandlungskapazitäten bzw. eine Verringerung der Vermeidungskosten nicht zu einer dauerhaft proportionalen Erhöhung der Abwassermenge jenseits des normalen Trockenwetterabflusses. Letztendlich sind etwa Starkregenereignisse nur vereinzelte Vorkommnisse, womit die Hochrechnung einer hiervon ausgehenden Mengenspitze auf ein halbes oder ganzes Jahr die tatsächlich vorliegenden Verhältnisse nicht adäquat widerspiegeln würde. M.a.W. ist es nicht erforderlich, bei der Bemessung der Abgabenfolgen auch die Möglichkeit einer dauerhaft erhöhten Menge zu berücksichtigen. Im Gegenzug dürfte eine ggf. nur einen einzelnen Tag anhaltende Mengenspitze in Bezug auf die in einem halben oder ganzen Jahr anfallende Abwassermenge kaum ins Gewicht fallen. Steht die Gesetzgeberin aber vor der Wahl, im Rahmen seines sehr ungenauen Systems zur Erfassung von Belastungsspitzen entweder pauschal Trockenwetter oder ein permanentes Starkregenereignis zu unterstellen, ist ersteres sicherlich die verursachergerechtere Wahl, trotz der in Abbildung 39 exemplarisch sichtbaren starken Differenz beider Größen. Unter der Bedingung unvollständiger Information erscheint die gegenwärtige, allein auf Konzentrationen abstellende Regelung zur Bewertung von Belastungsspitzen somit vertretbar.

Etwas anderes gilt jedoch, wenn, wie in Bezug auf den Tarifverlauf unten diskutiert, der Zeitraum der Überschreitung präzise(r) eingegrenzt wird. Dann könnte zum Zeitpunkt der behördlichen Feststellung der Rückkehr des Einleiters in den normkonformen Konzentrationsbereich gleichzeitig und somit ohne zusätzlichen Vollzugsaufwand die Abwassermenge für den Zeitraum der Überschreitung genauer erfasst (behördlich abgelesen) und der Abgabenbemessung zugrunde gelegt werden. Dass hierbei ein gewisses Risiko einer Manipulation der Messeinrichtung bzw. der gespeicherten Daten besteht, ist dabei nicht zu vermeiden und wird bereits im jetzigen Abgabenregime im Zuge der Regelveranlagung in Kauf genommen (Berendes / Winters 1995: 78 f.; Zöllner 2008: § 4 Rn. 14).

Eine Doppelveranlagung des Niederschlagswassers, welches gesondert durch § 7 AbwAG berücksichtigt wird, wäre hierbei nicht auszuschließen. Die Gesetzgeberin steht hier u.U. vor der unbequemen Wahl einer – für den begrenzten Zeitraum der Korrektur der Abgabe – zu hohen Abgabenbelastung des Niederschlagswassers im Umfang der pauschalierten Regelfracht, oder aber einer zu geringen Abgabenbelastung im Umfang der andernfalls im Zuge einer Belastungsspitze über die Regelfracht hinausgehenden Schadstoffmenge. Darüber hinaus würde mit einem frachtbezogenen Korrektursystem, welches auch Niederschlagswasser berücksichtigt, eine weitere Widersprüchlichkeit innerhalb der Abwasserabgabe etabliert, deren Regelveranlagung auf den Trockenwetterabfluss abstellt, um den Vollzug zu vereinfachen. Damit besteht eine ganze Reihe an Hürden für einen Frachtbezug der Korrekturregelung, die aber ins Verhältnis zu setzen sind mit den als nicht unerheblich einzustufenden Nachteilen der gegenwärtigen Regelung (unvollständige bzw. verzerrende Bewertung von Belastungsspitzen). Dieses Verhältnis wird letztlich im Hinblick auf die Zielsetzung der Abwasserabgabe zu bewerten sein: Soll sie weiterhin primär den Vollzug des – auf Konzentrationswerte abstellenden – Ordnungsrechts unterstützen, oder soll sie verursachergerechte Vermeidungsanreize setzen? In letzterem Fall sollte die Transformation in ein frachtbezogenes Korrektursystem wohlwollend geprüft werden.

Neben dem fehlenden Frachtbezug resultiert die zentrale Reformbedürftigkeit der Abwasserabgabe hinsichtlich der Bewertung kurzfristiger Belastungsspitzen zweitens aus einem deformierten **Tarifverlauf** in Bezug auf nicht normkonforme Einleitungen. In den Abschnitten 5.2.2 und 5.2.3 ist argumentiert worden, dass gemäß dem Vorsorgeprinzip ein zunehmender Umfang (Dauer und Amplitude) von Belastungsspitzen grundsätzlich in einer kontinuierlichen Steigerung der Abgabenlast resultieren sollte. Aufgrund der Unsicherheit in Bezug auf den jeweiligen Grenzscha-den sind die exakte Höhe und der genaue Tarifverlauf (z. B. linear oder progressiv) letztlich politisch festzulegen. Beide sollten sich an einem politisch definierten Überschreitungsziel orientieren, in dem ein gesellschaftlich akzeptabler Überschreitungs-umfang (z. B. Häufigkeit entsprechend eines bestimmten Konzentrations-intervalls) zum Ausdruck kommt. Bei der Festlegung eines solchen Ziels sind die behördliche Kontroll-dichte und die daraus resultierende Entdeckungswahrscheinlichkeit zu berücksichtigen.

Da nicht zu erwarten ist, dass die gegenwärtige, geringe Kontroll-dichte auch nur annähernd ein repräsentatives Bild von Belastungsspitzen zu zeichnen in der Lage ist, ergäben sich selbst bei einem dergestalt reformierten Tarifverlauf sprunghafte Anstiege der Abgabenlast. So wird bei halbjährlich erfolgenden Kontrollen eine eintägige Belastungsspitze mit einer Wahrscheinlichkeit von 1:183 entdeckt. Würde der Abgabesatz hiermit gewichtet, käme dies einer Erhöhung der Abgabe um den Betrag eines halben Kalenderjahres unter Zugrundelegung des jeweiligen (mit Blick auf den anzunehmenden, erhöhten Grenzscha-den) erhöhten Abgabesatzes gleich. Selbst bei Anwendung des geltenden Regelsatzes würde sich die Abgabeschuld somit bei einer Überschreitung

schlagartig verdoppeln. Da dem Einleiter nicht pauschal unterstellt werden kann, dass die behördlich festgestellte Konzentrationsspitze *nicht* repräsentativ ist – schließlich muss auch intentional, d.h. dauerhaft normwidriges Verhalten berücksichtigt werden –, darf die Erhöhung jedoch auch nicht hinter dieses Niveau zurückfallen.

Selbst ein nach obigen Überlegungen reformierter, d.h. ohne Rücksicht auf den Vollzug des Ordnungsrechts angelegter Überschreitungstarif würde also eine sprunghafte Erhöhung der Abgabenlast schon bei einmaliger Überschreitung eines Überwachungswertes zur Folge haben, wenn auch nicht zwingend so stark wie das gegenwärtig der Fall ist (abhängig vom politisch definierten Überschreitzungsziel und dem daraus abgeleiteten Abgabesatz für normwidrige Einleitungen). In Abschnitt 5.2.7 ist daher vorgeschlagen worden, die Repräsentativität der Kontrollmessungen transaktionskostenschonend mithilfe einer dynamischen Kontrollstrategie nach Harrington (1988) zu erhöhen. Hierbei werden zunächst die Daten der – deutlich umfangreicheren, teils wöchentlich erfolgenden⁷⁰ – Eigenüberwachung zur Erfassung und Bewertung normwidriger Einleitungen herangezogen. Aufgrund der mit der höheren Ergebnisdichte höheren Entdeckungswahrscheinlichkeit (52 statt 2 Messungen bei wöchentlichen Messungen) kann der Abgabesatz für solchermaßen freiwillig gemeldete Überschreitungen um den Faktor 26 und damit wesentlich geringer ausfallen als etwa bei halbjährlichen Kontrollen (Entdeckungswahrscheinlichkeit in Bezug auf 24-stündige Überschreitungen von 1:7), ohne dass sich hierdurch die Anreize für normkonformes Emissionsverhalten verringern. Während bei anhaltender Überschreitung weiterhin eine identische Abgabenerhöhung erfolgt, ermöglicht die höhere Kontrolldichte im Wesentlichen die Reduzierung der Dauer der Anwendung des unter Ausblendung der Entdeckungswahrscheinlichkeit gleichen Tarifs.

Um nun sicherzustellen, dass ein Einleiter dem aus diesem Regime resultierenden Anreiz nicht nachgibt, normwidrige Einleitungen zu verschweigen oder zu untertreiben, ist ein gegenläufiger Anreiz zur Angabe wahrheitswidriger Informationen erforderlich. Dem oben beschriebenen reformierten *Korrektur*system der Abgabe müsste also zusätzlich ein *Sanktion*ssystem i.e.S. beigeordnet werden, das allerdings nicht auf die Belastungsspitze an sich, sondern auf dessen (ausbleibende) Meldung durch den Einleiter Bezug nimmt. Der Anreiz zur wahrheitsgemäßen Meldung von Belastungsspitzen wird dabei etabliert durch die Androhung einer zeitlich begrenzten Erhöhung der Kontrolldichte sowie ggf. ergänzend der Anwendung eines höheren Abgabesatzes für normwidrige Einleitungen. Der vom strengeren Kontrollregime ausgehende Anreiz muss dabei den Anreiz zum wahrheitswidrigen Verhalten überkompensieren. Ob dies zutrifft, dürfte sich in der Praxis daran zeigen, wie viele Einleiter dem strengeren Kontrollregime zugeführt werden. Schon

⁷⁰ S. z. B. Eigenüberwachungsverordnung (EigÜVO) von Sachsen-Anhalt vom 25.10.2010, Abschnitt 4 (1).

allein, um den mit der intensivierten Kontrolle verbundenen zusätzlichen Kontrollaufwand zu beschränken, sollte ein ausreichendes Anreizniveau etabliert werden.

Ein neuralgischer Punkt des Harrington-Ansatzes besteht in der Art und Weise der Überführung eines Einleiters in das strengere Kontrollregime. Der Abwasserkontext birgt die besondere Herausforderung, dass Angaben des Einleiters nicht nachträglich durch behördliche Kontrollen überprüft werden können. Ein direkter Nachweis falscher Angaben ist somit nicht möglich. Es bleibt damit nur die Option einer indirekten Feststellung falscher Angaben zu Konzentrationsprofilen auf Grundlage von Indizien, wie bspw. der Feststellung von Verstößen gegen die allgemein anerkannten Regeln der Technik (a.a.R.d.T.), von erhöhten Immissionskonzentrationen oder von anderen Verdachtsmomente wie bspw. der Tatsache, dass die behördliche Regelkontrolle häufiger normwidrige Einleitungen feststellt, wohingegen die Eigenkontrolle jenseits dieser Zeitpunkte stets normkonforme Konzentrationen ausweist. Je seltener diese Indizien zur Ahndung tatsächlich erfolgter normwidriger Einleitungen beitragen, desto höher müsste der vom strengeren Kontrollregime ausgehende Vermeidungsanreiz ausfallen (hohe Kontrolldichte und ggf. ergänzend erhöhter Abgabesatz für normwidrige Einleitungen).

Es ist jedoch unklar, ob ein solcher indiziengestützter Sanktionsmechanismus hinreichend zuverlässig gestaltet werden kann, sowohl in Richtung der Erfassung möglichst vieler Täuschungen als auch in Richtung der Vermeidung einer nicht gerechtfertigten bzw. fehlerhaften Überstellung in das strengere Kontrollregime. Bspw. kann sich die Verwendung von Immissionsdaten als irreführend oder nicht praktikabel erweisen, etwa wenn häufiger extern verursachte, d.h. nicht einleitungsbezogene Schwankungen des Immissionszustands auftreten oder auch, wenn mehrere Einleiter den gleichen Gewässerkörper bzw. -abschnitt beanspruchen und folglich unklar ist, welchem Akteur eine Qualitätsverschlechterung zuzuordnen ist.

Als Alternative zum indiziengestützten Sanktionssystem könnte erwogen werden, jede behördlich festgestellte Überschreitung als Anlass für eine verschärfte Kontrolle zu nehmen, unabhängig davon, ob sie vom Einleiter gemeldet wurde oder nicht. Somit würde, wie gegenwärtig auch, jede behördlich festgestellte Überschreitung in eine Erhöhung der Abgabe münden. Ein Vorteil gegenüber der aktuellen Regelung wäre, dass zusätzlich auch freiwillig gemeldete Belastungsspitzen erfasst und abgabenrechtlich bewertet würden. Auch wäre der Umfang der Erhöhung bei behördlich festgestellten Überschreitungen unter der hier vorgeschlagenen Regelung insofern weniger willkürlich, als dass nicht mehr auf Grundlage eines einzelnen punktuellen Messwertes auf die Bemessungsgrundlage eines halben Kalenderjahres geschlossen würde (Unterstellung konstant erhöhter Konzentration in diesem Zeitraum). Stattdessen würde die Erhöhung auf Basis einer weitaus präziseren Bemessungsgrundlage (höhere Kontrolldichte im strengeren Kontrollregime) erfolgen. Das kann aber nicht darüber hinweg täuschen, dass der Umfang einer derart konzipierten Erhöhung nach wie vor nicht auf ein repräsentatives Bild der Einleitungssituation zum

Zeitpunkt der Belastungsspitze Bezug nimmt. Vielmehr würde auf darauffolgende Einleitungen abgestellt werden. Der Unterschied zum gegenwärtigen Korrektursystem läge letztlich also darin, dass der Umfang der Erhöhung nicht mehr von einem einzelnen Ereignis (punktuelle Belastungsspitze), sondern vom allgemeinen Emissions- und Stabilitätsniveau des Einleiters abhängig gemacht würde. M.a.W. würden Belastungsspitzen in diesem System einen umso höheren Anstieg der Abgabenlast zur Folge haben, je umfangreicher die Emissionsmenge ausfällt und je weniger der Einleiter zur kurzfristigen Erhöhung seiner Prozessstabilität in der Lage ist. Dadurch würden jedoch letztlich Einleiter mit relativ hohen Grenzvermeidungskosten benachteiligt.

Erweist sich das Harrington-Modell mit indiziengestütztem Sanktionsmechanismus im Rahmen einer – an dieser Stelle nicht zu leistenden – näheren Prüfung als nicht praktikabel, sollte das bisherige System zur Korrektur der Bemessungsgrundlage nach § 4 Abs. 4 AbwAG zumindest stärker vom Ordnungsrecht abgekoppelt und dem Verursacherprinzip angenähert werden. Grundsätzlich wäre hierfür der in Abschnitt 7.2.2 analysierte Tarifverlauf kontinuierlich auszugestalten. Hierzu sollte zum einen die Tarifspaltung nach § 9 Abs. 5 u. 6 entfallen, so dass einer wiederholten Überschreitung in jedem Fall ein höherer marginaler Vermeidungsanreiz gegenübersteht als der erstmaligen Überschreitung. Zweitens sollte die Korrektur auch auf Überschreitungen jenseits der bislang im AbwAG adressierten zwei Ereignisse reagieren und zu einer proportionalen Erhöhung der Bemessungsgrundlage führen. Drittens sollte ein erhöhter Abgabesatz für Überschreitungen zur Anwendung kommen, der mit dem Ausmaß der gemessenen Konzentration zunimmt.

Weiterhin sollten transaktionskostenarme Optionen zur Präzisierung der Bemessungsgrundlageausgeschöpft werden. Einen solchen Weg stellt insbesondere die Durchführung zusätzlicher, zeitnaher behördlicher Kontrollmessungen nach Feststellung einer Überschreitung von Überwachungswerten dar. Denkbar wäre, den Zeitpunkt der nächsten (außerplanmäßigen, d.h. zusätzlichen) behördlichen Kontrolle durch den Einleiter wählen zu lassen. Dieser wird zur Begrenzung der Abgabenfolgen den nächstmöglichen Zeitpunkt nach Beendigung der Ursache der Überschreitung wählen, womit sich ein präziser Zeitraum der Überschreitung ohne unverhältnismäßigen Mehraufwand für die überwachende Behörde ergibt (eine Zusatzmessung pro festgestellter Überschreitung). Hierfür wäre eine gesetzliche Klarstellung erforderlich, die es – anders als gegenwärtig (Zöllner 2008: § 4 Rn. 34) – ermöglicht, kurzfristig nach einer festgestellten Überschreitung eine weitere Kontrolle vorzunehmen.

Die Abgabenfolgen ließen sich hierdurch gleichwohl gegenüber der gegenwärtigen Regelung nicht verringern. Vielmehr würden sie tendenziell sogar zunehmen. Zur Berücksichtigung der geringen Entdeckungswahrscheinlichkeit muss der Abgabesatz für so eingegrenzte Überschreitungsfrachten – zusätzlich zur o.g. Erhöhung im Hinblick auf die Wahrscheinlichkeit höherer Grenzschaäden durch Belastungsspitzen – ein Vielfaches des

Regelsatzes betragen. Andernfalls läuft die Reguliererin Gefahr, illegales Einleiterverhalten zur dominanten Strategie werden zu lassen. Wird eine Kontrolldichte von zwei jährlichen Messungen zugrunde gelegt, beträgt die Entdeckungswahrscheinlichkeit einer eintägigen Spitzenbelastung wie erwähnt 1:187. Eine abgabenrechtliche Bewertung einer eintägigen Spitze mit einem um den Faktor 187 multiplizierten Regelabgabesatz entspricht präzise der gegenwärtigen Regelung der hälftigen Erhöhung der Bemessungsgrundlage auf den Niveau des Messergebnisses nach § 4 Abs. 4 Sätze 3 u. 4 AbwAG. Mit einem entsprechend der Wahrscheinlichkeit eines erhöhten Grenzschadens noch erhöhten Abgabesatz und einer ggf. mehrtägig anhaltenden Belastungsspitze würden die Abgabefolgen sogar noch (ggf. deutlich) über das bisherige Maß hinausreichen. Die starke vollzugunterstützende Funktion des § 4 Abs. 4 lässt sich somit als Nebeneffekt der geringen Entdeckungswahrscheinlichkeit begreifen. Sie kann somit auf verursachergerechte Weise nur durch eine pauschale (anlassunabhängige) Erhöhung der Kontrolldichte begrenzt werden, oder aber durch die oben beschriebene dynamische Kontrollstrategie. Gleichwohl wäre ein Korrektursystem, welches den Zeitraum der Überschreitung präzise eingrenzt, der gegenwärtigen Regelung insofern überlegen, als dass hierdurch ggf. die oben diskutierte Möglichkeit eröffnet wird, eine fach- anstelle nur konzentrationsbezogene Anpassung der Bemessungsgrundlage vorzunehmen.

Zusätzlich zur Erwägung eines Frachtbezugs und eines korrigierten Tarifverlauf sind auch **kleinere ‚Reparaturen‘ am Korrektursystem der Abwasserabgabe sinnvoll**. So sollten die rechtlichen Möglichkeiten zur **bundesweiten Vereinheitlichung von Vollzugsaspekten** geprüft werden, die einen wesentlichen Einfluss auf die Bewertung von Belastungsspitzen haben. Hierzu zählt etwa das Verfahren zur Ermittlung der Jahresschmutzwassermenge. Es ist nicht nachvollziehbar, warum einerseits präzise, bundesweit einheitliche Vorgaben zur Bestimmung der Konzentrationswerte gesetzt werden (Anlage zu § 3 AbwAG), wohingegen andererseits das von zahlreichen Annahmen abhängige Verfahren zur Bestimmung der Schmutzwassermenge (Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 53 ff.) den Bundesländern freigestellt und von diesen z.T. sogar den Einleitern überantwortet wird (Gawel et al. 2014: 184 f.). Der Verweis von Köhler und Meyer (2006: § 4 Rn. 55) auf eine von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser erstellte Methode, die Eingang in die Regelungen der Bundesländer gefunden haben soll, kann vor diesem Hintergrund nicht befriedigen. Stattdessen ist zu fragen, warum angesichts der Existenz eines konsensfähigen Verfahrens dieses nicht als verbindlich vorgeschrieben wird.

Eine weitere aus ökonomischer Sicht zu befürwortende Vereinheitlichung der Rechtslage betrifft die Auswahl bzw. Festlegung der Zeitpunkte der behördlichen Kontrolle. Auch hier ist ein maßgeblicher Einfluss auf den Umfang der Abgabenlast erkennbar: Da bspw. die Behandlungsleistung einer Kläranlage von der zu behandelnden Abwassermenge abhängt (Bosseler et al. 2015; Rouleau et al. 1997), dürfte eine gezielte Vornahme von Messungen im Anschluss an starke Niederschlagsereignisse sicherlich zu anderen Konzentrationsergebnissen führen, als wenn gezielt an Trockenwettertagen gemessen

wird. Zwar sind nach Ansicht der juristischen Literatur die Messzeitpunkte so zu wählen, dass sich ein repräsentatives Ergebnis ergibt (Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 171). Gleichwohl wird ergänzt, dass Behörden bei zu erwartenden, weil bspw. infolge von Produktionsprozessen regelmäßig auftretenden Konzentrationsschwankungen im Ablauf diese zu berücksichtigen hätten (ebd.: Rn. 170).

Inwieweit unter solchen Voraussetzungen ein repräsentatives Bild überhaupt möglich ist und wie dementsprechend die Messzeitpunkte zu setzen sind, bleibt dabei aber offen. Zudem kann ungeachtet der hier zugrunde gelegten grundgesetzlichen Erwägungen (Gleichbehandlungs-grundsatz) nicht zwingend davon ausgegangen werden, dass sich der konkrete Vollzug tatsächlich stets an diesem abstrakten Leitbild orientiert. Stattdessen ist seit langem dokumentiert, dass umweltbezogene Regulierungen aus Gründen des regionalen Standortwettbewerbs bisweilen nicht selten weniger strikt bzw. gezielt zugunsten der zu überwachenden Emittenten gehandhabt werden, sofern sich entsprechende Ermessensspielräume öffnen (für den Bereich des Wasserrechts s. die wegweisende Untersuchung von Winter (1975)). Eindeutige Vorgaben auf einfachgesetzlicher Ebene könnten dieses Risiko vermindern.

7.2.4 Zusammenfassung

Das System der Abwasserabgabe zur Korrektur der Bemessungsgrundlage im Falle von behördlich festgestellten Überschreitungen der Überwachungswerte weist einen hohen Komplexitätsgrad auf, der aber der Problemlage angemessen erscheint. Für eine verursachergerechte Reaktion der Abgabe auf Belastungsspitzen sind etwa die Beziehung zwischen Konzentrations- und Mengengrößen, die Häufigkeit der behördlichen Kontrolle, Dauer und Zeitpunkt der Probenahme, Messunsicherheiten, sowie die Häufigkeit der Überschreitungen zu berücksichtigen. Die bisherige Regelung ist hier in vielerlei Hinsicht tendenziell zweckmäßig, etwa was den hohen Umfang der Korrektur angesichts der geringen Entdeckungswahrscheinlichkeit betrifft. Fragwürdig erscheint die bestehende Regelung im Hinblick auf den fehlenden Frachtbezug des Korrekturmechanismus (anstelle des gegenwärtigen Konzentrationsbezugs), den Tarifverlauf, der wiederholte Überschreitungen nicht konsistent berücksichtigt, sowie auf den potenziell bundesweit uneinheitlichen Vollzug, der maßgebliche Einflussfaktoren wie den Zeitpunkt der behördlichen Kontrolle sowie das Verfahren zur Bestimmung der Schmutzwassermenge den Bundesländern überantwortet.

Eine Reform des Korrektursystems sollte zunächst einmal einen Frachtbezug durch das Heranziehen von Abwassermengengeneninformationen herstellen. Voraussetzung hierfür ist eine Begrenzung des Korrekturzeitraums durch häufigere Kontrollen, da eine Korrektur anhand eines halb- oder ganzjährig interpolierten Mengenwertes nicht verhältnismäßig wäre angesichts nicht dauerhaft auftretender Ereignisse, welche die Abflussmenge erhöhen

(Starkregenereignisse). Zweitens sollte der Korrekturmechanismus so angepasst werden, dass der Vermeidungsanreiz mit der Häufigkeit der festgestellten Überschreitungen stetig zunimmt. Das bedeutet den Verzicht auf die Ermäßigungsregelung und die Berücksichtigung ebenjener Häufigkeit im Korrektursystem. Zusätzlich bzw. ergänzend kann eine Begrenzung der abgabenrechtlichen Überschreitungsfolgen mithilfe einer selektiven Erhöhung der Kontrollichte für jene Einleiter angestrebt werden, bei denen eine Überschreitung der Überwachungswerte behördlich festgestellt wurde. Die Praxistauglichkeit eines solchen, letztlich auf Indizien basierenden Überwachungsmechanismus wäre allerdings noch weiter zu prüfen. Drittens kann eine bundesweite Vereinheitlichung des abgabenrechtlichen Vollzugs in Betracht gezogen werden, welche auf die o.g. Aspekte (Zeitpunkt der behördlichen Kontrolle, Verfahren zur Bestimmung der Schmutzwassermenge) abstellt. Hierdurch könnten u.U. substantiell variierende Abgabeanreize zwischen den Bundesländern vermieden werden.

7.3 Räumliche Differenzierung

7.3.1 Einleitung

Die institutionenökonomische Analyse der Voraussetzungen und Perspektiven einer räumlichen Abgabendifferenzierung in Abschnitt 5.3 hat eine Reihe ökonomischer, rechtlicher und politischer Hindernisse identifiziert. Insbesondere die Unsicherheit in Bezug auf raumspezifische Umwelteffekte bzw. die entsprechenden Schadenswirkungen bzw. die damit einhergehenden Informationsbeschaffungskosten erschweren eine optimale Differenzierung. Gleichwohl wurde geschlossen, dass beim Vorliegen günstiger Voraussetzungen (hoher Umfang der Heterogenität der räumlichen Knappheiten sowie der individuellen Grenzvermeidungskosten, weder zu striktes noch zu moderates Immissionsziel) eine Abgabesatzdifferenzierung mit Hilfe einiger Vereinfachungen (Verwendung von Knappheitsindikatoren, regionale Gruppierung von oder Beschränkung auf maßgebliche Emittenten, Ausblenden interregionaler Stoffströme) die Vermeidungskosten gegenüber einer uniformen Abgabe verringern kann. Im Folgenden soll untersucht werden, inwieweit eine solche Differenzierung unter den institutionellen Bedingungen im Kontext des Abwasserabgabengesetzes möglich und sinnvoll ist.

7.3.2 Aktuelle Regelung des AbwAG

In ihrer gegenwärtigen Form sieht die Abwasserabgabe keine räumliche Differenzierung vor. Weder der Abgabesatz (§ 9 Abs. 4), noch der Parameterkatalog (§ 3 Abs. 1), die Verrechnungsoptionen (§ 10 Abs. 3 u. 4), die Ermäßigungsklausel (§ 9 Abs. 5 u. 6) oder die

Aufkommensverwendung (§ 13) haben einen raumspezifischen Bezug. Die einzige Ausnahme bildet die mittlerweile obsoletere Verrechnungsklausel aus § 10 Abs. 5, die ostdeutschen Bundesländern zwischenzeitlich eine erweiterte Verrechnungsoption zugestand, um so ein zügigeres Aufschließen zum Behandlungsniveau der westdeutschen Bundesländer nach der Wiedervereinigung zu ermöglichen (Köhler / Meyer 2006: § 10 Rn. 139).

Den Erläuterungen zum Abgabensatz im ersten Gesetzesentwurf zur Abwasserabgabe von 1974 kann entnommen werden, dass die Idee einer räumlichen Differenzierung zumindest bekannt, möglicherweise im Vorfeld sogar erwogen worden war (BtDrs. 7/2272, S. 37). Die ungeachtet dessen getroffene Wahl eines uniformen Abgabesatzes wurde begründet mit dem allgemeinen, d.h. flächendeckenden Nachholbedarf in Sachen Abwasserbehandlung. Im Falle einer räumlich differenzierten Abgabe wurde befürchtet, dass sich Emittenten eher auf die Verlagerung ihres Standortes anstelle auf eine Verminderung ihrer Emissionen konzentrieren (ebd.). Mittlerweile ist jedoch bundesweit ein so hohes, international führendes Behandlungsniveau erreicht (BMUB 2014: 85; Möller-Gulland et al. 2015: 27 f.), dass ein allgemeiner Nachholbedarf nicht mehr besteht (Gawel et al. 2011: 186). Darüber hinaus finden sich in der empirischen Literatur keine belastbaren Hinweise darauf, dass betriebliche Umweltschutzkosten eine hohe Relevanz für die Standortwahl besitzen (Landua et al. 2017: 17; in Bezug auf den Abwassersektor ähnlich Massarutto 2007: 602 f.).

7.3.3 Reformbedarf

Während einerseits also die ursprünglich angeführten Gründe einer Regionalisierung der Abwasserabgabe nicht mehr im Wege stehen, existieren andererseits gute Argumente zugunsten eines solchen Reformschritts. Wie in Abschnitt 5.3 erläutert, können räumlich differenzierte Instrumente erhebliche Effizienzvorteile gegenüber uniformen Steuerungsansätzen generieren, womit sich Gewässerschutzziele potenziell deutlich kostengünstiger umsetzen lassen. Bereits relative Vorteile in der Größenordnung von wenigen Prozentpunkten bedeuten aufgrund der hohen Kosten der Abwasserbehandlung von mehreren Milliarden Euro jährlich (Horstmeyer et al. 2014: 15), sowie einem Investitionsbedarf im zweistelligen Milliardenbereich (ebd.; s. auch Oelmann et al. 2017b) Einsparungen im Millionenbereich, wenn es um die kostenminimale Umsetzung eines punktförmigen Emissions- bzw. Immissionsziels geht. Im Hinblick auf den Demeritorisierungscharakter der Abwasserabgabe und ihrer untergeordneten Rolle im Instrumentenmix mit dem Ordnungsrecht (Ewringmann 2002) sind die Vorteile hingegen eher in Form einer Verbesserung der Gewässerqualität zu erwarten, insbesondere in bislang stark belasteten Gebieten, was aber aus volkswirtschaftlicher Perspektive keine geringere Relevanz im Vergleich zu monetären Entlastungen bedeutet. In diesem Zusammenhang ist zudem zu bedenken, dass eine verstärkte Unterstützung der Qualitätsziele der WRRL in stark belasteten Regionen durch die Abwasserabgabe zwar nicht zwingend die Kosten der

Abwasserbehandlung mindert, gleichwohl aber die Kosten alternativer Gewässerschutzmaßnahmen, die andernfalls zur Umsetzung der Richtlinienziele erforderlich sind (z. B. LfULG Sachsen 2012). Dabei kann die Abgabe auch das Problem lösen, dass in der Politik z. T. unklar zu sein scheint, mit Hilfe welcher Maßnahmen Einträge aus Punktquellen überhaupt noch reduziert werden können, wenn diese die ordnungsrechtlichen Vorgaben bereits einhalten (ebd.: S. 15 f.).

Ungeachtet dessen hat eine mögliche Differenzierung der Abwasserabgabe in der langjährigen Reformdebatte zum Instrument nur eine randständige Rolle gespielt. Erst im Zusammenhang mit Art. 9 der Wasserrahmenrichtlinie ist eine Regionalisierung der Abgabe wieder stärker in den Fokus geraten, wenn auch bislang praktisch ausschließlich bei ÖkonomInnen (Ewringmann 2002: 281; Gawel 2011b: 212 f.; Gawel / Möckel 2011; SRU 2004: 269, 270). Konkret wird dabei auf folgende Passagen von Art. 9 Bezug genommen:

„Die Mitgliedstaaten berücksichtigen unter Einbeziehung der wirtschaftlichen Analyse gemäß Anhang III und insbesondere unter Zugrundelegung des Verursacherprinzips den Grundsatz der Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen einschließlich umwelt und ressourcenbezogener Kosten“ (Art. 9 Abs. 1 UA 1);

„Die Mitgliedstaaten sorgen bis zum Jahr 2010 dafür,

- *dass die Wassergebührenpolitik angemessene Anreize für die Benutzer darstellt, Wasserressourcen effizient zu nutzen, und somit zu den Umweltzielen dieser Richtlinie beiträgt;*
- *dass die verschiedenen Wassernutzungen [...] unter Berücksichtigung des Verursacherprinzips einen angemessenen Beitrag leisten zur Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen.“* (Art. 9 Abs. 1 UA 2)

In der rechtswissenschaftlichen Literatur besteht weitgehend Konsens, dass diese Bestimmungen aufgrund der weichen bzw. abschwächenden Formulierungen „berücksichtigen“, „angemessen“, oder „beitragen“ **keine rechtsverbindliche Wirkung** entfalten (Berendes 2014: 3; Kolcu 2010: 74; Reinhard 2006: 743 f., 2016: 1040; a. A. Unnerstall 2009). Auch der in Art. 9 Abs. 1 UA 3 verankerte Vorbehalt,

„Die Mitgliedstaaten können dabei den sozialen, ökologischen und wirtschaftlichen Auswirkungen der Kostendeckung sowie die geographischen und klimatischen Gegebenheiten der betreffenden Region oder Regionen Rechnung tragen“,

hat zum Urteil einer zurückhaltenden Beurteilung der Tragweite der Vorschrift beigetragen (Interwies / Kraemer 2001: 7; Reinhard 2006: 740). Im Einklang mit dieser Beurteilung hat der Europäische Gerichtshof (EuGH) 2014 anlässlich einer Klage gegen die Bundesrepublik im Kontext des Kostendeckungsgrundsatzes von Art. 9 klargestellt, dass die

Mitgliedstaaten einen weiten Spielraum in Bezug auf dessen Umsetzung genießen. So wurde im genannten Fall argumentiert, dass die Nichtberücksichtigung verschiedener Wassernutzungen bzw. -Dienstleistungen bei den Kostenanlastungsinstrumenten unerheblich sei, solange die Ziele der WRRL (in anderer Weise) erreicht werden (Hendry 2017: 260).

Hiervon unbeschadet kann, wie Ewringmann (2002: 278) betont, Art. 9 WRRL gleichwohl als Anstoß genommen werden, zu überlegen, wie der Gewässerschutz im Allgemeinen und die Abwasserabgabe im Besonderen verbessert werden können. Aus diesem Blickwinkel heraus soll analysiert werden, welche Reformimplikationen von Art. 9 ausgehen, wenn man seinen Anspruch ungeachtet seiner mangelnden Verbindlichkeit berücksichtigen möchte. Einige Untersuchungen zur Umsetzung der ökonomischen Anforderungen der WRRL im Auftrag von Behörden und der Wasserwirtschaft (DWA 2011; Interwies / Kraemer 2001), sowie die wiederkehrende Bezugnahme auf den Kostendeckungsgrundsatz in staatlichen Dokumenten (z. B. BMUB 2014: 36; BMUB / Umweltbundesamt 2016: 133, 2017: 137) legen nahe, dass tatsächlich eine gewisse Bereitschaft seitens dieser AkteurInnen besteht, sich hiermit auseinanderzusetzen, anstatt sich pauschal auf die offenkundig mangelnde Verbindlichkeit der Regelung zu berufen. Allerdings könnte sich diese Bereitschaft auch dadurch erklären, dass frühzeitig die mit Art. 9 verbundenen Anforderungen mit Blick auf die bestehenden Nutzungsentgelte (im Abwasserbereich Gebühren sowie die Abwasserabgabe) als längst erfüllt beurteilt wurden (s. hierzu die kritische Diskussion bei Gawel 2012a).

Diese Haltung verweist auf das nächste Hindernis bei der Herleitung von Implikationen aus Art. 9 WRRL, nämlich den **auslegungsbedürftigen Begriff der „Umwelt- und Ressourcenkosten“** (Art. 9 Abs. 1 UA. 1) (Lindhout 2013: 324, 332). Bevor eine Beurteilung von Art. 9 aus umweltökonomischer Sicht vorgenommen wird, soll zunächst ein Blick auf die Position des Normgebers geworfen werden, um eventuelle beabsichtigte Einschränkungen des Interpretationsspielraums berücksichtigen zu können. Hierfür kann auf Dokumente zurückgegriffen werden, in denen die Europäische Kommission, z.T. in Zusammenarbeit mit den Mitgliedstaaten, versucht hat, den Begriff sowie die ökonomischen Anforderungen insgesamt zu präzisieren (Drafting Group ECO2 2004; European Communities 2003a). Aufschlussreich ist zudem ein Arbeitsgruppenbericht zur Bestandsaufnahme und Weiterentwicklung der ökonomischen Dimension der WRRL (O.A. 2010).

Eine Konstante in diesen Dokumenten ist die Unterscheidung zwischen „**umweltbezogenen**“ und „**ressourcenbezogenen**“ Kosten. Ressourcenbezogene Kosten werden dabei als „**Opportunitätskosten**“ (Drafting Group ECO2 2004: 2) bezeichnet, die wiederum als Differenz zwischen den Kosten der tatsächlichen gegenüber potenziellen anderen Nutzungen definiert werden und nur vorlägen, wenn letztere erstere übersteigen:

„Resource costs only arise if alternative water use generates a higher economic value than present or foreseen future water use (i.e. the difference between net benefits is negative)”(ebd.).

Umweltbezogene Kosten werden demgegenüber definiert als

„environmental damage costs of aquatic ecosystem degradation and depletion caused by a particular water use”(ebd.).

Bei beiden Definitionsansätzen fällt die Bezugnahme auf den Sprachgebrauch der Wirtschaftswissenschaften auf (Ressourcenkosten, Schadenskosten, Opportunitätskosten). Gleichwohl weicht deren Verwendung in zweierlei Hinsicht von den wissenschaftlich gebräuchlichen Begriffsdefinitionen ab: So liegen Ressourcen- bzw. Opportunitätskosten stets vor, wenn alternative Verwendungszwecke existieren (Rivalität im Konsum vorausgesetzt), unabhängig davon, ob der ausgeübte Verwendungszweck einen höheren Wert hat oder nicht (allgemein Gawel 2009: 12; mit Bezug zur Umweltthematik z. B. Siebert 1976: 14 - 22). Der in EU-Dokumenten verwendete Ressourcenkostenbegriff impliziert hingegen, dass keinerlei Ressourcenkosten und keinerlei Verwendungskonkurrenz bestehen, solange Ressourcen ihrem optimalen Verwendungszweck zugeführt werden. Das ist aus ökonomischer Sicht unzutreffend oder kommt einer fragwürdigen Umdeutung bzw. konkurrierenden Neuschöpfung der Kostenbegriffe gleich. Während also zum einen das Bestreben zur Beseitigung von Ineffizienz klar zutage tritt, werden zum anderen wissenschaftliche Grundlagen einer effizienten Ressourcenallokation nicht präzise rezipiert. Eine solche Allokation erfordert die Anlastung sämtlicher Knappheitskosten anstelle nur der Differenz zwischen optimalem und tatsächlichem Preis (z. B. Endres 2000: 95 ff.).

Auch die mühsame und offenkundig Abgrenzungsprobleme verursachende (Drafting Group ECO2 2004: 2) Unterscheidung zwischen Umwelt(-schadens-)kosten einerseits und Ressourcenkosten andererseits erscheint aus wirtschaftswissenschaftlicher Sicht verfehlt. Umweltschadenskosten verweisen gerade auf die ausgeschlossenen Nutzungsansprüche in Bezug auf eine Ressource und sind somit identisch mit Ressourcenkosten im wirtschaftswissenschaftlichen Sinne (so bereits Gawel 2014b: 5 f.). Selbst unter Zugrundelegung der o.g. Ressourcenkosten-Definition würde sich dieser Widerspruch bzw. diese Überlappung nicht auflösen. Dies lässt sich daran sehen, dass es nicht möglich ist, Fälle zu bestimmen, in denen Ressourcenkosten dieser Art ohne Umweltschadenskosten auftreten bzw. über diese hinausgehen. Sobald eine alternative Gewässernutzung existiert, die nicht zum Zuge kommt, treten – unabhängig von ihrem Gewicht gegenüber der durchgesetzten Verwendung – unausweichlich auch Umweltschadenskosten auf, da diese als entgangener Nutzen der alternativen Verwendung definiert sind (z. B. Cansier 1996: 16).

Vor dem Hintergrund eines ansonsten klar erkennbaren Ziels einer effizienten Nutzung von Gewässerressourcen (Art. 9 Abs. 1 UA 2 SpStr. 1, s. auch Gawel 2014a: 78 f.), für das auch

das angesprochene Verursacherprinzip (Art. 9 Abs. 1 UA 1, UA 2 SpStr. 2) sowie der Anspruch einer (umfassenden) Kostendeckung (Art. 9 Abs. 1 UA 1) sprechen, erscheint es daher letztlich ratsam, die offiziellen Handreichungen zum Begriff der Umwelt- und Ressourcenkosten nicht als Richtschnur der Implementation zu verwenden. Die zuständige technische Arbeitsgruppe räumte selbst 2010 ein, dass die im guidance document no. 1 unternommenen Klärungsbemühungen unzureichend gewesen sind und weiterer Bedarf zur Ausräumung von Widersprüchen besteht (O.A. 2010: 3).

Durch das Beiseitelassen der widersprüchlichen Erläuterungen könnte auch in den Mitgliedstaaten im Anschluss zu besichtigenden Bestrebungen entgegengewirkt werden, sich ausgehend von den scheinpräzise definierten Kostengrößen in letztlich wenig zielführenden Diskussionen um ökonomische Bewertungsmethoden für Umweltgüter zu verlieren (z. B. Brouwer et al. 2009: 32 - 48; DWA 2011: 364 f.; Viaggi et al. 2010; s. auch die kritischen Anmerkungen hierzu von Gawel 2014b). In Abschnitt 5.3 ist im Zusammenhang mit der Erfassung der räumlichen Schadensvariation dargelegt worden, dass eine – mit diesen Methoden letztlich angestrebte – umfassende Ermittlung der Kosten aufgrund des Missverhältnisses zwischen Aufwand und Genauigkeit nicht zweckmäßig ist. Wie in Kapitel 4 ausführlich erläutert, hat die Umweltökonomie aus genau diesem Grund den Internalisierungsansatz zugunsten des Standard-Preis- und Demeritorisierungsansatzes hinter sich gelassen (so in Bezug auf Art. 9 auch Gawel 2014b: 29 - 39).

In den Abschnitten 5.2 und 5.3 ist argumentiert worden, dass diese mit einer politischen Zielgröße ausgestatteten Steuerungsansätze gleichwohl auf pragmatische (transaktionskostenarme) Weise mit räumlichen und zeitlichen Schadensinformationen kombiniert werden können. Unter geeigneten Voraussetzungen sind hierdurch Effizienzgewinne möglich jenseits einer vollständigen (nicht einlösbaren) Internalisierung externer Kosten. Eine Regionalisierung der Abwasserabgabe kann somit eher als zielführend im Sinne von Art. 9 gewertet werden als eine neuerliche und kaum aussichtsreiche Bewertungsdiskussion. Diese Implikation des Effizienzziels ist außerhalb der Ökonomik jedoch verkannt worden. Sowohl in der Literatur als auch in den offiziellen Dokumenten zur Umsetzung von Art. 9 ist eine intensive Debatte um geeignete Instrumente nicht erkennbar, schon gar nicht, was deren Ausgestaltung betrifft (kritisch hierzu Gawel 2014b: 79 ff.).

Die am Umsetzungsprozess auf Europäischer Ebene beteiligten AkteurInnen selbst scheinen hin- und hergerissen zwischen dem Bestreben, den Mitgliedstaaten einerseits bei der Umsetzung von Art. 9 einen möglichst weiten Gestaltungs- und Interpretationsspielraum zu lassen, andererseits insbesondere den Kostendeckungsgrundsatz hierdurch nicht allzu stark aufzuweichen. So finden sich einerseits in den technischen Dokumenten kaum nähere Hinweise auf Instrumente. Im guidance document no. 1 wird explizit hervorgehoben, dass dieses nur dem Verständnis der Rolle möglicher Instrumente dient, nicht aber deren Vorselektion und Ausgestaltung

(European Communities 2003a: 13). An den wenigen Stellen, wo preissteuernde Instrumente Erwähnung finden, findet sich ebenfalls keine klare Empfehlung. So wird auf S. 19 (ebd.) lediglich empfohlen, diese Instrumente im Einklang mit Art. 9 zu überarbeiten, falls dies durch die Mitgliedstaaten für erforderlich erachtet werde. Andererseits wird der zurückhaltende Einsatz preissteuernder Instrumente in den Mitgliedstaaten kritisiert (Europäische Kommission 2012: 10) und ein vollständiger Verzicht hierauf als klarer Verstoß gegen die Wasserrahmenrichtlinie gewertet (Bardon 2016).

Während also auf die Wahl der Instrumente kaum und deren Ausgestaltung gar nicht eingegangen wird, ist an verschiedenen Stellen dennoch erkennbar, dass sich die Europäische Gesetzgeberin der räumlichen Implikationen der ökonomischen Dimension der Wasserrahmenrichtlinie durchaus, zumindest in Ansätzen, bewusst ist. So wird etwa die grundsätzlich an sog. Flussgebietseinheiten (Art. 2 Punkt 15 WRRL) ausgerichtete Bewirtschaftung von Gewässern als unzureichend aufgelöst in Bezug auf die Erfassung von Schadenskosten erkannt und eine kleinteiligere ökonomische Analyse für angemessener erachtet (European Communities 2003a: 19; Europäische Kommission 2012: 11). Noch weitsichtiger ist die in Bezug auf Art. 5 WRRL festgehaltene Einschätzung, dass für die hier geforderte Erfassung der Gewässerbelastungen – an die sich wiederum die ökonomische Analyse der Wassernutzung anschließt – eine Analyseebene zu wählen ist, die einen Ausgleich verspricht zwischen den widerstreitenden Erfordernissen Genauigkeit und Begrenzung der Informationsbeschaffungskosten (European Communities 2003b: 15). Obwohl sich die hiermit angesprochenen, regional zu erfassenden Gewässerbelastungen sachlich überschneiden mit den in Art. 9 u.a. angeführten Umweltschadenskosten, deren **Definition sich explizit auf Kosten der „environmental degradation“** (Drafting Group ECO2 2004: 2) bezieht, findet eine Übertragung des hier aufscheinenden Raumbezugs auf den Begriff der Umwelt- und Ressourcenkosten aber nicht statt. Letztendlich sind die genannten Ansätze eines raumspezifischen Denkens jenseits des bloßen flussgebietsbezogenen Ansatzes nicht konsequent zu Ende gedacht, bzw. auf alle Bereiche der Richtlinie übertragen worden. Ursache hierfür könnte das Bewusstsein der Gesetzgeberin sein, dass die Frage der konkreten Implikationen von Art. 9 WRRL für die Steuerungsinstrumente des Gewässerschutzes noch weitaus schwerer zu beantworten ist als die den Instrumenten vorgelagerte Frage nach der Erfassung der ‚Umwelt- und Ressourcenkosten‘ (O.A. 2010: 7).

Insgesamt lässt sich also festhalten, dass die Europäische Gesetzgeberin einschließlich der im Nachhinein **mit den ‚technischen‘ Dokumenten betrauten Vertreter von Kommission und Mitgliedstaaten** mit der ökonomischen Materie überfordert gewesen zu sein scheint. Hieraus könnte sich die Vorsicht erklären, den Gestaltungsspielraum der Mitgliedstaaten in Bezug auf Instrumente und deren Ausgestaltung einzuschränken. Aus ökonomischer Sicht stellt sich dieser Spielraum jedoch als enger dar als von den Mitgliedsstaaten dankbar angenommen: So vermag etwa die Position der Bundesregierung nicht zu überzeugen, die Abwasserabgabe setze in ihrer jetzigen – räumlich undifferenzierten und zudem durch

Ermäßigung und Verrechnungen geschwächten – Form die Anforderungen von Art. 9 WRRL bereits ausreichend um (z. B. BMUB / Umweltbundesamt 2017: 165). Selbst wenn davon ausgegangen würde, dass das gegenwärtige – im Hinblick auf den Zielzustand der WRRL vielfach unzureichende (ebd.: 126, 128) – Qualitätsniveau eine Folge der vollständigen Anlastung externer Kosten wäre, würde dieses Niveau das übergeordnete Ziel der effizienten Nutzung von Gewässerressourcen verfehlen, da die bestehenden Instrumente (sowohl Abgabe als auch Ordnungsrecht) die räumliche Schadensvariation ignorieren und hiermit potenziell vermeidbare Effizienzverluste in Kauf genommen werden.

In dieser Hinsicht besteht also mindestens der Bedarf der Prüfung möglicher Effizienzvorteile einer räumlichen Differenzierung der Abwasserabgabe. Dieser erscheint umso dringlicher, wenn beachtet wird, dass der Zielzustand der Wasserrahmenrichtlinie, der in den Anlagen 6 und 7 zur Oberflächengewässerverordnung implementiert worden ist, an vielen Stellen deutlich verfehlt wird (zum räumlichen Ausmaß der Zielverfehlung s. BMUB / Umweltbundesamt 2017: 125 f.; zum sachlichen Grad der Zielverfehlung s. den folgenden Abschnitt). Würde das – keineswegs flächendeckend vorherrschende – Verfehlen der entsprechenden Umweltqualitätsnormen durch ein einheitliches Anheben der undifferenzierten Abwasserabgabe und/oder durch eine Verschärfung des formal ebenso undifferenzierten Ordnungsrechts bewerkstelligt, wären exorbitante Abgabesätze und/oder ordnungsrechtliche Anforderungen weit unterhalb des gegenwärtigen Niveaus erforderlich, da sich diese am Zustand der am stärksten belasteten Region orientieren müssten (s. Abschnitte 5.3 und 6.3.1). Selbst wenn in Regionen mit extremen Belastungen schwächere Umweltziele nach Art. 4 Abs. 5 WRRL definiert werden, bliebe die Tatsache bestehen, dass an einer Vielzahl von Messstellen eine Übererfüllung des Zielniveaus mit entsprechenden Mehrkosten eintritt, solange sich das Anreiz- bzw. Anforderungsniveau der Instrumente nach den Messstellen mit dem ungünstigsten Verhältnis von Ist- zu Sollzustand orientieren.

Eine Regionalisierung der bestehenden Steuerungsinstrumente erscheint somit im Hinblick auf das übergeordnete Effizienzziel zweckdienlicher als das Bestreben um Kostendeckung in Bezug auf konzeptionell fragwürdige Kostengrößen. Im hier anklingenden Internalisierungsansatz (so bspw. auch die Interpretation bei Desens 2008) sind beide Maßnahmen zwar funktionell identisch, womit die Ausrichtung der Instrumente (bspw. der Abwasserabgabe) an den externen Kosten unweigerlich zur räumlichen Differenzierung führen müsste. Die Aufgabe des Internalisierungsanspruchs bedeutet jedoch letztlich auch die Aufgabe des unter den Bedingungen von Unsicherheit und Transaktionskosten letztlich nicht einlösbaren Kostendeckungsprinzips im engeren Sinne. Demgegenüber bestehen durchaus Chancen auf die Erhöhung der Effizienz der Gewässernutzung durch Berücksichtigung räumlich variierender Knappheiten.

Eine pragmatische räumliche Differenzierung im Hinblick auf eine Unterstützung der Umsetzung der in Art. 4 WRRL genannten und in den Anhängen der OGewV implementierten Qualitätsziele ist zudem nicht nur vielversprechender im Sinne des Effizienzauftrags als eine Kostendeckung nach Maßgabe von Schadenskosten. Sie würde sich auch kohärenter einfügen in das politische Zielsystem der Wasserrahmenrichtlinie. Schließlich impliziert der Internalisierungsansatz ein an ökonomischen Kriterien ausgerichtetes Umweltziel, das regional durchaus zur Unterschreitung des politischen Zielniveaus führen könnte.⁷¹ Eine effiziente Nutzung der Gewässerressourcen in diesem Sinne würde demnach, anders als von Art. 9 Abs. 1 UA 1 SpStr. 1 WRRL gefordert, nicht in jedem Fall (in jeder Region) zu den Umweltzielen der Richtlinie beitragen. Stattdessen könnte diese Auslegung im Extremfall den Verzicht auf jegliche Schutzmaßnahme (Abgabenerhebung oder ordnungsrechtliche Einleitebeschränkung) nahelegen, nämlich dort, wo aufgrund fehlender qualitätssensibler Gewässernutzungen definitionsgemäß keinerlei externe Kosten anfallen. Um diesen potenziellen Widerspruch im Zielkanon der Richtlinie abzumildern, kann der Effizienzauftrag von Art. 9 im Hinblick auf die politisch definierten Ziele ausgelegt werden. Im Falle einer Abgabenerhebung verweist das entweder auf den Standard-Preis- oder den Demeritorisierungsansatz, sowie auf eine jenseits von Schadenskosten, wohl aber an regional variierenden Knappheiten (Verhältnis von Nutzungsintensität und der sich hieraus sowie dem Umfang der verfügbaren Gewässerressourcen ergebenden Schadstoffbelastung zum Qualitätsziel) orientierte räumliche Differenzierung des Instruments.

7.3.4 Voraussetzungen und Hindernisse

Dass eine räumliche Differenzierung der Abwasserabgabe dem Effizienzauftrag von Art. 9 WRRL entspricht gilt allerdings nur, wenn die in Abschnitt 5.3.3 aufgeführten Voraussetzungen für Effizienzvorteile einer räumlichen Differenzierung unter den Bedingungen von Unsicherheit und Transaktionskosten vorliegen. Diese Voraussetzungen bzw. ihre Erfüllung sollen mit hinreichender Wahrscheinlichkeit sicherstellen, dass die voraussichtlich nicht unerheblichen Kosten einer räumlichen Differenzierung (Beschaffung und Verarbeitung von Daten zur räumlichen Knappheit im Rahmen der Abgabengestaltung) überkompensiert werden durch die damit erreichten Effizienzvorteile. Zu diesen Voraussetzungen zählen 1) substantiell variierende Knappheitslagen, 2) eine substantielle Heterogenität der individuellen Grenzvermeidungskosten sowie 3) ein in Bezug auf die Grenzvermeidungskosten weder zu moderates noch zu anspruchsvolles Zielniveau. Die folgende kursorische Einschätzung legt nahe, dass – zumindest in Bezug auf einige Schadstoffe – alle Bedingungen erfüllt sind.

⁷¹ Zusätzlich wären Verstöße gegen das in Art. 4 Abs. 1 verankerte Verschlechterungsverbot zu erwarten. Dessen Implikationen sind allerdings auch bei einer im Hinblick auf die in Art. 4 festgelegten Qualitätsziele zu beachten. S. hierzu den folgenden Abschnitt.

Im Hinblick auf die erste Bedingung (variierende Knappheiten) zeigen etwa Überwachungsdaten aus Nordrhein-Westfalen für einen Teil der von der Abwasserabgabe bewerteten Schadstoffe eine deutliche räumliche Varianz (Abbildung 41). Anhand dieser exemplarischen Belastungskarten wird sichtbar, dass die Konzentration einiger von der Abwasserabgabe erfassten Schadstoffe in den Gewässern um mehr als das Achtfache variiert. Das gilt allerdings nicht für alle Stoffe: Im Fall von Blei oder Chrom ergibt sich ein vergleichsweise homogenes Belastungsbild, womit der Vorteil der räumlichen Differenzierung bei diesen Stoffen geringer ausfällt. Somit könnte es sinnvoll sein, eine mögliche Abgabendifferenzierung auf einen Teil der Parameter zu beschränken.

Was die Heterogenität der Grenzvermeidungskosten der Einleiter als zweite Voraussetzung betrifft, so ist in Abschnitt 3.3.2.1 bereits dargelegt worden, dass in Deutschland, zumindest was die öffentliche Abwasserentsorgung betrifft, spürbare Kostenunterschiede vorliegen.

Die Relevanz des Zielniveaus (dritte Voraussetzung) ergibt sich bei konvexen Grenzvermeidungskostenkurven daraus, dass in diesem Fall die marginalen Kosten sowohl mit abnehmender als auch mit zunehmender Emissionsminderung tendenziell konvergieren. In der Folge ist die Bedingung (substanziell) heterogener Grenzvermeidungskosten nicht erfüllt, wenn das Zielniveau Grenzvermeidungskosten in einem Randbereich erfordert (Destandau 2013). Ein Indiz für die Eignung des Zielniveaus der Wasserrahmenrichtlinie kann der exemplarischen Untersuchung von Destandau und Nafi (2010) zum Flusseinzugsgebiet Adour-Garonne in Frankreich entnommen werden. Die hier (allerdings nur grob geschätzten) marginalen Kostenkurven zeigen, dass die Vorgaben der WRRL in Bezug auf sauerstoffzehrendes Material weder zu strikt noch zu gering ist, so dass substanzielle Effizienzgewinne mithilfe eines räumlich differenzierenden Instruments abgeschöpft werden könnten (Abbildung 42 und Abbildung 43).

Neben diesen allgemeinen Anwendungsvoraussetzungen bestehen weitere Hürden. Zu nennen ist hier zum einen das in Art. 4 Abs. 1 WRRL genannte Verschlechterungsverbot. Dieses droht nicht nur die Lenkungswirkung einer Abgabe einzuschränken, sofern ihr Anreizniveau nicht mit dem zunehmenden Qualitätsniveau erhöht wird (Abschnitt 5.3.4.2). Auch besteht die Gefahr, dass es im Zuge der Umstellung von der bislang uniformen auf eine räumlich differenzierte Abwasserabgabe zur Verringerung von Vermeidungsanreizen in einigen Regionen mit hoher Gewässerqualität kommt. Um einen hiervon ausgehenden Verstoß gegen das Verschlechterungsverbot zu vermeiden, ist also eine räumliche Abgabendifferenzierung nur in Form von Aufschlägen für stark belastete Regionen möglich, wohingegen Abschläge für Regionen, die sich bereits in gutem Zustand befinden, ausgeschlossen sind. Genau genommen müsste das Abgabenniveau in sämtlichen Regionen

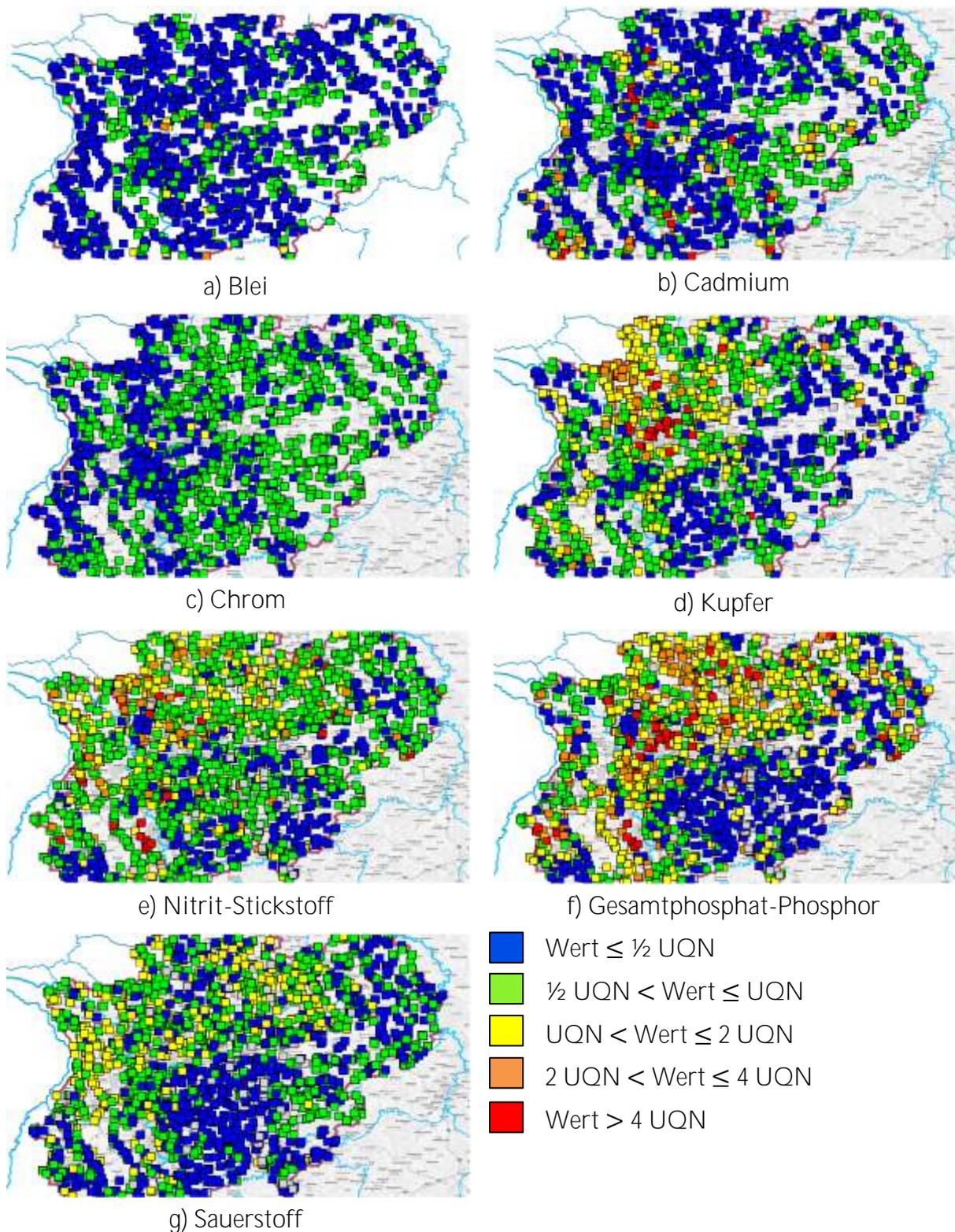


Abbildung 41: Chemische Belastung der Oberflächengewässer in Nordrhein-Westfalen (Mittelwert von 2012-2014; Kartenmaßstab 1:1.555.000; UQN: Umweltqualitäts-norm nach Anlage 6 der OGewV; Quelle: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW, <http://www.elwasweb.nrw.de>, abgerufen am 13.02.2018)

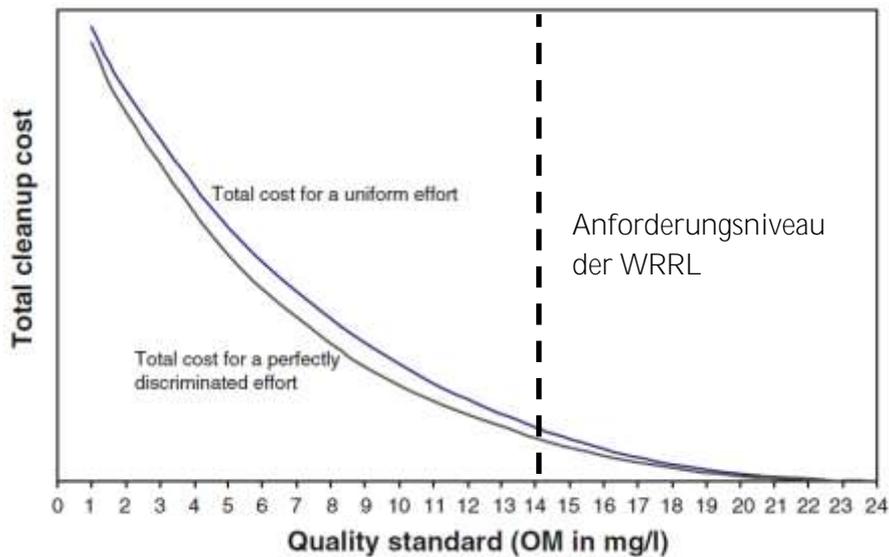


Abbildung 42: Differenz der Gesamtvermeidungskosten infolge eines uniformen und eines räumlich differenzierten Instruments zur Emissionsminderung im Flusseinzugsgebiet Adour-Garonne in Abhängigkeit von der Restriktivität des Zielniveaus (OM: Organic Matter; Quelle: Destandau / Nafi 2010: 355 mit Ergänzung der Zielniveaumarkierung durch den Verf.).

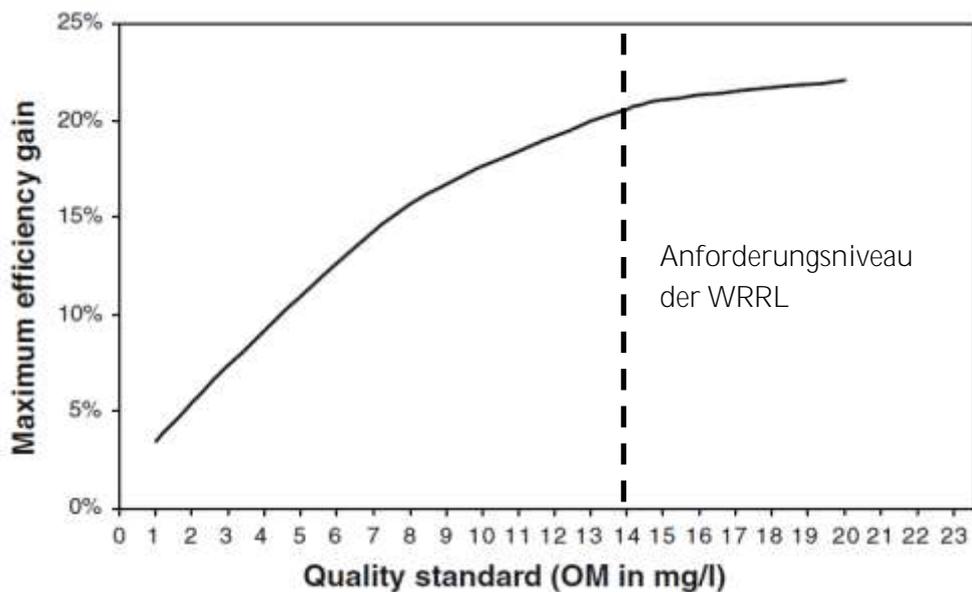


Abbildung 43: Theoretisch maximale relative Effizienzgewinne eines räumlich differenzierten Instruments zur Emissionsminderung im Flusseinzugsgebiet Adour-Garonne in Abhängigkeit von der Restriktivität des Zielniveaus (OM: Organic Matter; Quelle: Destandau / Nafi 2010: 355 mit Ergänzung der Zielniveaumarkierung durch den Autor).

steigen, da in Regionen mit gleichbleibendem Abgabesatz eine Verschlechterung der Gewässerqualität infolge der potenziellen Ansiedlung neuer Emittenten aus Regionen mit erhöhten Abgabesätzen nicht auszuschließen ist. Eine solche Vorgehensweise kommt dem ohnehin bestehenden Ertüchtigungsbedarf der Abwasserabgabe entgegen (Gawel et al. 2011; Gawel et al. 2014).

Eine Erhöhung des von der Abgabe ausgehenden Anreizniveaus ist darüber hinaus auch im Hinblick auf die gegenwärtige Rolle der Abgabe im Verbund mit dem Ordnungsrecht erforderlich. In der Analyse der verschiedenen Instrumentenverbünde wurde deutlich, dass im Zuge der Regionalisierung einer Restverschmutzungsabgabe, die ihrer Anreizfunktion in Bezug auf Substitutionseffekte durch ordnungsrechtliche Emissionsbeschränkungen weitgehend beraubt ist, nicht mit nennenswerten Effizienzvorteilen gerechnet werden kann (Abschnitt 6.3.1). Auch jenseits eines Verschlechterungsverbotes ist eine allgemeine Anhebung des Anreizniveaus der Abwasserabgabe also Voraussetzung für das Vorhaben einer räumlichen Differenzierung und somit auch für die Umsetzung des Effizienzauftrags von Art. 9 WRRL.

7.3.5 Reformoptionen

In der Debatte um eine Reform der Abwasserabgabe sind, wie eingangs erwähnt, zwar vereinzelt Forderungen nach einer Regionalisierung erhoben worden. Mit der Ausnahme von Gawel und Möckel (2011) wurden jedoch kaum weitergehende Überlegungen angestellt, wie eine Regionalisierung konkret umzusetzen wäre. Gawel und Möckel (2011) haben bereits erörtert, dass es durchaus mehrere Gestaltungsoptionen gibt. Hierzu zählen die nach räumlichen Kriterien vorgenommene Differenzierung des Abgabesatzes, des Parameterkatalogs, der Verrechnungsoptionen oder der Aufkommensverwendung. Da Verrechnungen ohnehin konzeptwidrig sind (Gawel et al. 2014: 302 - 308) und auch keine vorzugswürdige Form der Belastungsminderung darstellen (s. Abschnitt 5.5.5), scheidet diese Option aus. Auch das Ansetzen an der Mittelverwendung erscheint allein nicht zielführend, da hiermit lediglich die Finanzierungs-, nicht aber die vorrangige Lenkungsfunction der Abgabe berührt ist. Das schließt nicht aus, eine ergänzende Differenzierung auch der Finanzierungsfunktion vorzunehmen. Diese soll hier aber nicht im Vordergrund stehen.

Stattdessen erscheint sowohl eine Differenzierung des Abgabesatzes als auch des Parameterkatalogs angebracht. Letzteres ergibt sich aus der Prüfung der Voraussetzungen für regionalisierte Abgaben (s. den voranstehenden Abschnitt). Jene Schadstoffe, die eine räumlich relativ homogene Gewässerbelastung verursachen, sollten zwar nicht abgabefrei gestellt werden, schon allein, weil hieraus die Gefahr eines Verstoßes gegen das Verschlechterungsverbot erwächst. Sie könnten jedoch von regionalspezifischen

Aufschlägen auf den Abgabesatz ausgenommen werden (im Ergebnis ähnlich Gawel / Möckel 2011: 336).

Ausgehend von den räumlichen Belastungsmustern in den Abbildung 41 a - g müsste die Differenzierung des Abgabesatzes bei einigen der verbleibenden Parameter anhand recht kleinteiliger Regionen erfolgen. Tatsächlich finden sich z.T. starke Knappheitsvariationen in Abständen von weniger als 10 km, wie in der höher aufgelösten Abbildung 44 erkennbar wird.

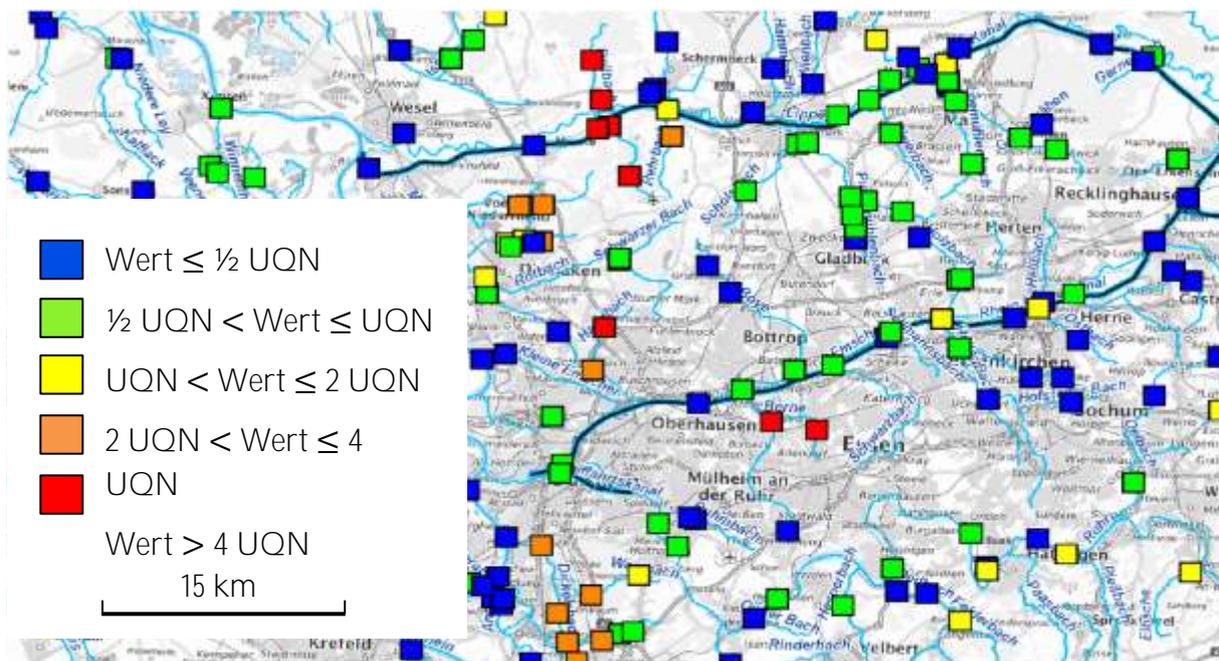


Abbildung 44: Chemische Belastung der Oberflächengewässer im Ruhrgebiet mit Cadmium (Mittelwert von 2012 - 2014; Kartenmaßstab 1:300.000; UQN: Umweltqualitätsnorm nach Anlage 6 der OGeWV) (Quelle: Geobasisdaten der Kommunen und des Landes NRW, <http://www.elwasweb.nrw.de>, abgerufen am 20.02.2018)

Bei einer solchen Sachlage dürfte es zweckmäßiger sein, Emittenten nicht nach Regionen zu gruppieren, sondern individualisierte Abgabesätze zu verwenden und diese dann auf wenige Belastungsschwerpunkte und ggf. zusätzlich ausgewählte verantwortliche Emittenten zu beschränken, sofern eine individuelle Zuordnung der Verantwortung möglich ist. Auf dieser Ebene könnte u.U. auf die aufwändige Ermittlung von Transferkoeffizienten verzichtet werden, nämlich dann, wenn lediglich eine einzelne EmittentIn als VerursacherIn in Frage kommt, oder wenn sich die betreffenden Emittenten in unmittelbarer räumlicher Nähe befinden (z. B. Industriepark oder Industriegebiet) und somit ähnliche Transferkoeffizienten aufweisen dürften. Ungeachtet solcher Vereinfachungen kann mit einer (selektiv) individualisierten Abgabesatzkalkulation ein

starker Anstieg des bisherigen Vollzugsaufwands einhergehen. Diesem Mehraufwand sind freilich die Kosten einer alternativen, uniformen Politikmaßnahme gegenüberzustellen, mit der das Immissionsziel erreicht werden kann.

Die hier aufscheinenden Spezifika einer räumlichen Abgabendifferenzierung lassen bereits erahnen, dass die Regionalisierung selbst unter Einschluss der in Abschnitt 5.3.5 diskutierten notwendigen Vereinfachungen zahlreiche Detailfragen aufwirft und die Gefahr besteht, ein überkomplexes System zu entwerfen, um den diversen Fallgestaltungen gerecht zu werden (Unterscheidung zwischen verschiedenen Schadparametern, Unterscheidung zwischen regionalen Belastungs-Clustern und lokal isolierten Belastungsschwerpunkten, Unterscheidung zwischen Knappheitsbemessungen unter Einschluss oder Ausschluss individueller Transferkoeffizienten, Unterscheidung zwischen großen und kleinen Einleitungen zur Begrenzung der Transaktionskosten). Auf der anderen Seite laufen zu stark vereinfachende Ansätze Gefahr, die potenziellen Effizienzgewinne einer regionalisierten Abgabe preiszugeben. So dürfte bei der in Abbildung 44 dargestellten stark heterogenen Belastungsregion die Festlegung eines regional uniformen Abgabesatzes kaum zielführend sein.

Eine weitere Herausforderung in diesem Zusammenhang betrifft das bislang überwiegend emissionsorientierte Design der Abwasserabgabe, das bei der Eröffnung einer Immissionsorientierung in weiten Teilen zu überarbeiten wäre. Immissionsaspekte finden bislang lediglich im Zusammenhang mit speziellen, unter Gewässerschutzaspekten eher nachrangigen bzw. unüblichen Formen der Abwassereinleitung Beachtung, etwa im Kontext von Flusskläranlagen (§ 3 Abs. 2 AbwAG), im Zusammenhang mit der Berücksichtigung von Vorbelastungen in aus Gewässern entnommenen und anschließend wieder eingeleitetem Wasser (§§ 4 Abs. 3, 10 Abs. 1 Punkt 1 AbwAG) oder der Möglichkeit der Bundesländer, Einleitungen in Untergrundschichten abgabefrei zu stellen, wenn das betroffene Grundwasser für die Trinkwassergewinnung ungeeignet ist (§ 10 Abs. 2 AbwAG). Von diesen Ausnahmen abgesehen nehmen die Bemessungsgrundlage (§§ 3 Abs. 1, 7, 8 AbwAG) einschließlich der Option der Herabberklärung (§ 4 Abs. 5 AbwAG) sowie des hier enthaltenen Korrektursystems (§ 4 Abs. 4 AbwAG i.V.m. § 6 Abs. 1 AbwV), die Ermäßigungsklausel (§ 9 Abs. 5 u. 6 AbwAG) sowie das Verrechnungsregime (§ 10 Abs. 3-5 AbwAG) ausschließlich auf Emissionsaspekte Bezug.

Im Rahmen einer räumlich differenzierten Abgabe wäre zunächst die Bemessungsgrundlage um Immissionsaspekte zu erweitern. Hierbei müssten die maßgeblichen Aspekte der Knappheitsvariation integriert werden, also Transferkoeffizienten (lokalspezifischer Effekt von Emissionsvorgängen) und Abstand zwischen Ist- und Soll-Zustand der Gewässerbelastung. Die Synthese von Emissions- und Immissionsaspekten könnte über eine Gewichtung der emissionsbezogenen Bemessungsgrundlage mit den Immissionsbedingungen erfolgen, konkret über hierauf bezogene Aufschläge des Abgabesatzes. Die Herabberklärung könnte auf dieser Basis weiter

emissionsorientiert operieren und entsprechende Minderungsleistungen der Emittenten honorieren. Die Herabberklärungsvorteile würden dennoch nach Maßgabe des mit Immissionsaspekten gewichteten Abgabebesatzes von den Immissionsgegebenheiten abhängig sein.

Eine Integration der Immissionsdimension in das System zur Korrektur der Bemessungsgrundlage wirft hingegen komplexere Fragen auf. Zwar erscheint es grundsätzlich plausibel, eine kurzfristige Emissionsspitze mit höheren Abgabefolgen zu belegen wenn sie ein bereits stark vorbelastetes Gewässer betrifft oder aufgrund eines ungünstigen Transferkoeffizienten eine stärkere Auswirkung hat als eine Spitze vergleichbaren Umfangs eines anderen Emittenten mit einem günstigeren Transferkoeffizienten. Allerdings ist es nicht ausgeschlossen, dass die Immissionscharakteristika ebenfalls zeitlich erheblich variieren, etwa infolge jahreszeitlich bedingter Dürre- oder Hochwasserereignisse. Werden die Immissionsparameter aber aus Kostengründen nur in Form von Jahresmittelwerten erfasst, ist eine adäquate Bewertung kurzfristiger Ablaufschwankungen nicht möglich. Andererseits ist in den Abschnitten 5.2.7 und 7.2 darauf hingewiesen worden, dass die Bewertung einer Belastungsspitze nicht nur auf die Eigenschaften des kurzfristigen Ereignisses selbst Bezug nehmen kann, sondern aufgrund der geringen Entdeckungswahrscheinlichkeit auch auf größere Zeiträume (zwischen den Kontrollmessungen) Bezug nehmen muss. Je größer diese Zeiträume ausfallen bzw. je seltener Kontrollen stattfinden, desto eher ist die Gewichtung der korrigierten Bemessungsgrundlage mit durchschnittlichen Immissionsdaten gerechtfertigt, da die erfasste Belastungsspitze u.U. stellvertretend steht für weitere Spitzen zu anderen Zeitpunkten zu entsprechenden Immissionswerten.

Die Ermäßigungsoption erscheint in ihrer gegenwärtigen Form am wenigsten kompatibel mit dem Ausbau der Immissionsorientierung der Abwasserabgabe. Der Abgabebesatz wird ermäßigt, wenn den Anforderungen des Wasserhaushaltsgesetzes entsprochen wird, die sich auf die Einhaltung des Stands der Technik bezieht, der wiederum in den Anhängen der AbwV in Form von einzuhaltenden Emissionsgrenzwerten konkretisiert ist (Köhler / Meyer 2006: § 9 Rn. 39, 41 ff.). Zum einen trägt die mittlerweile flächendeckend zur Anwendung kommende Ermäßigung zur weiteren Erosion der ohnehin nur noch spärlich vorhandenen Substitutionseffekte der Abwasserabgabe bei (Gawel et al. 2014: 285 f.), was, wie bereits erwähnt, die Zweckmäßigkeit einer räumlichen Differenzierung infrage stellt. Zum anderen läuft der Ermäßigungsbonus bzw. dessen Ausbleiben dem Ziel der Gewichtung der Abgabe nach Immissionsaspekten potenziell zuwider, etwa wenn in Regionen mit gutem Gewässerzustand eine Ermäßigung versagt, in Regionen mit schlechtem Zustand aber gewährt wird. Der Abgabebesatz würde hierbei verringert, die Bemessungsgrundlage hingegen erhöht werden und andersherum. Gawel und Möckel (2011: 337 f. mit Bezug zu Bonus 1984) verweisen in diesem Zusammenhang auf einen Widerspruch zwischen einer am Stand der Technik orientierten Emissions-Minimierungsphilosophie und einer

Immissionsphilosophie, die auf das Erreichen eines bestimmten Qualitätsziels ausgerichtet ist.

Eine Vereinbarkeit beider Ansätze wäre zwar in gewisser Weise denkbar, nämlich dann, wenn die Abgabe so hoch angesetzt würde, dass sie flächendeckend sowohl die Einhaltung des Stands der Technik gewährleistet, als auch die immissionsbezogenen Vorgaben der WRRL bzw. OGewV erfüllt. Politisch erscheint ein solcher Schritt aufgrund der hiermit verbundenen hohen Vermeidungskosten jedoch wenig aussichtsreich, da sich das Abgaben- und somit auch das durchschnittliche Vermeidungsniveau hierbei am Emittenten mit den höchsten Grenzvermeidungskosten bezogen auf das durch den Stand der Technik definierte Emissionsniveau orientieren müsste.

Stattdessen sollte sich die Abwasserabgabe von der engen Anbindung an das Ordnungsrecht lösen (so schon Ewringmann 2002; vorsichtiger aber im Ergebnis ähnlich Gawel et al. 2014: 390 - 396). Hiermit ist nicht zwingend eine Aufgabe der Emissionsminimierungsphilosophie verbunden. Auch mittels einer (ggf. räumlich differenzierten) Demeritorisierungsabgabe kann eine Emissionsminimierungsstrategie umgesetzt werden. Die Minimierung erfolgt hierbei nicht nach Maßgabe technischer Kriterien, sondern nach dem Umfang der aggregierten Vermeidungskosten, die – indirekt über die Höhe des Abgabesatzes – politisch als maximal tragfähig erachtet werden. Die Emissionsminimierung erfolgt dann nach **dem Kriterium der ‚gesellschaftlichen Machbarkeit‘ bzw. Zahlungsbereitschaft**, anstelle nach dem ohnehin irreführenden Begriff der **‚technischen Machbarkeit‘**. Irreführend ist der Begriff deshalb, weil auch die **Festsetzung einer ‚technischen Machbarkeitsschwelle‘ bereits Kostenerwägungen** beinhaltet und somit letztlich ebenfalls auf Zahlungsbereitschaften statt auf technische Grenzen verweist. So wird Stand der Technik stets auch nach Maßgabe der Verhältnismäßigkeit der mit dem verbundenen Behandlungsniveau implizierten Kosten festgelegt (Gawel 1999c: 266 f.). In Bezug auf Gewässerschutzmaßnahmen gibt etwa das Wasserhaushaltsgesetz vor, **dass der Stand der Technik „unter Berücksichtigung der Verhältnismäßigkeit zwischen Aufwand und Nutzen möglicher Maßnahmen“ festzulegen** ist (Anlage 1 zu § 3 Nummer 11 WHG). Der Einfluss des Kostenkriteriums ist bereits daran erkennbar, dass im Bereich der Abwasserbehandlung durchaus höhere Reinigungsgrade jenseits des geltenden Standes der Technik zu erzielen sind, wie etwa im Rahmen der Debatte um die Elimination von Mikroverunreinigungen sichtbar wird (z. B. Barjenbruch et al. 2014; Hillenbrand et al. 2014; Joss et al. 2008; Schwentner et al. 2013). Tatsächlich ist eine Reinigung des Abwassers bis hin zur Trinkwasserqualität und somit weit über den Stand der Technik der Abwasserbehandlung hinaus technisch problemlos möglich, wobei freilich entsprechend höhere Kosten anfallen (Imhoff und Imhoff 2018: 255).

Eine Loslösung vom Stand-der-Technik-bezogenen Emissionsminimierungsansatz ist also im Hinblick auf umweltpolitische Strategiekonflikte nicht unbedingt problematisch. Die Loslösung einer immissionsorientierten Abwasserabgabe vom Ordnungsrecht dürfte

eher vor dem Hintergrund der dann entfallenden Vollzugsunterstützung für das Ordnungsrecht kritisch gesehen werden, an dem aus verschiedenen, bisweilen sachfernen (d.h. nicht gewässerschutzbezogenen) Gründen oftmals festgehalten wird (Andersen 1994: 14). Wie bei Gawel et al. (2014: 394) bereits betont, würde die Abkopplung der Abwasserabgabe vom Ordnungsrecht jedoch keine vollständige Aufgabe der vollzugsunterstützenden Funktion bedeuten, sondern diese Funktion lediglich in eine mit dem Lenkungsauftrag der Abgabe kompatiblere Form überführen. Schließlich würden Überschreitungen der ordnungsrechtlichen Vorgaben nach wie vor auch in eine Erhöhung der Abwasserabgabe münden, wenn auch nicht mehr in dem durch den Wegfall des **Ermäßigungsbonus‘ verursachten Ausmaß.**

Im Rahmen einer immissionsorientierten Abwasserabgabe wären weiterhin die gegenwärtigen Verrechnungsoptionen zu überdenken, sofern ihre Abschaffung bzw. der Ersatz durch eine weniger verzerrende Kostenentlastungsoption politisch nicht durchsetzbar sind. Gegenwärtig führen die Verrechnungsmöglichkeiten vor allem (wenn überhaupt) bei Emittenten mit hohem Investitionsbedarf zu Emissionsminderungen (s. Abschnitt 5.5.5). Eine Verknüpfung mit Immissionszielen bzw. Transferkoeffizienten entspräche besser dem dann veränderten Anspruch der Abgabe, auch Immissionsaspekte zu berücksichtigen und auf diese Weise Punkt- oder Richtungsziele kostengünstiger umzusetzen. So wird eine entsprechende gezielte Förderung von Investitionsmaßnahmen in stark belasteten Regionen bzw. von Emittenten mit günstigen Transferkoeffizienten eher zum Erreichen eines uniformen punktförmigen Immissionsziels bzw. zu einer stärkeren allgemeinen Verbesserung der Immissionssituation (Richtungsziel) führen, als eine in räumlicher Hinsicht wahllose Verteilung des knappen Abgabenaufkommens. In eine ähnliche Richtung könnte auch eine Neugestaltung der Regelung zur Aufkommensverwendung nach § 13 AbwAG gehen.

7.3.6 Zusammenfassung

In ihrer gegenwärtigen Form ist die Abwasserabgabe nahezu ausschließlich emissionsorientiert und berücksichtigt demnach keine räumlich variierenden Knappheitslagen. Insbesondere in wirtschaftswissenschaftlichen Kommentaren zur Abgabe wird ein Aufgreifen dieser Gestaltungsoption befürwortet, nicht zuletzt im Hinblick auf den in Art. 9 der Wasserrahmenrichtlinie verankerten Grundsatz einer effizienten Ressourcennutzung. Zwar enthalten die Formulierungen von Art. 9 WRRL Inkonsistenzen, insbesondere was den Begriff der Umwelt- und Ressourcenkosten, aber auch das Verhältnis des Kostendeckungsgrundsatzes zum weitgehend uniformen Immissionsziel der Richtlinie betrifft. Diese Unstimmigkeiten treten jedoch hinter dem übergeordneten Ziel einer effizienten Gewässerbewirtschaftung zurück. Jenseits eines nicht praktikablen Internalisierungskonzepts legt dieses Ziel demnach eine Öffnung der Abwasserabgabe hin zu Immissionsaspekten nahe. Während einerseits die Formulierungen

von Art. 9 WRRL keine rechtsverbindlichen Vorgaben in dieser Hinsicht bereithalten, dürften andererseits die absehbar hohen (Zusatz-)Kosten uniformer Gewässerschutzinstrumente (ordnungsrechtliche Emissionsbegrenzungen und/oder Abwasserabgabe) zur Umsetzung der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie eine räumliche Differenzierung unabdingbar werden lassen, soll die Zielerreichung nicht durch dauerhaftes Ausweichen auf lokal abgesenkte Umweltziele faktisch aufgegeben werden.

Angesichts der in Deutschland stark heterogenen Gewässerqualität sowie der mittleren Stringenz der Umweltqualitätsziele, welche eine individuelle Variation der Grenzvermeidungskosten als Voraussetzung für Effizienzgewinne zulässt, liegen günstige ökonomische Voraussetzungen für die Einführung einer räumlich differenzierten Abwasserabgabe vor. Hierfür sollte deren Anreizniveau allerdings substantiell erhöht werden, da sich Vorteile aus der räumlichen Differenzierung maßgeblich aus Substitutionseffekten ergeben, die Lenkungswirkung der Abgabe bislang aber überwiegend auf Einkommenseffekte beschränkt ist. Die hiervon ausgehenden dynamischen Anreizwirkungen, die von manchen BeobachterInnen als eigentliche Funktion der Abwasserabgabe in ihrer gegenwärtigen Form eingestuft wird, dürften weitgehend unabhängig vom Immissionsbezug der Abgabe sein. Der Bedarf einer allgemeinen Erhöhung des Anreizniveaus ergibt sich darüber hinaus zusätzlich aus dem Verschlechterungsverbot aus 4 Abs. 1 Buchst. a Ziff. I WRRL: Da dieses Verbot (*ceteris paribus*) eine Absenkung der Vermeidungsanreize in gering belasteten Regionen ausschließt, kann eine räumliche Differenzierung nur in Form einer Erhöhung von Abgabesätzen für Regionen mit geringer Gewässerqualität bzw. hohem Abstand zum Zielniveau der Wasserrahmenrichtlinie umgesetzt werden. Darüber hinaus sollte selbst in den am geringsten belasteten Regionen der Abgabesatz erhöht werden, um einer Verschlechterung der Gewässerqualität infolge eines möglichen Zuzugs von Emittenten aus Regionen mit stark erhöhtem Abgabesatz vorzubeugen.

Angesichts der räumlich sehr kleinteilig variierenden Gewässerqualität (z.T. im ein- bis zweistelligen Quadratkilometerbereich) ist es fraglich, ob – wie in der Literatur und in der theoretischen Diskussion in Abschnitt 5.3 vorgeschlagen wurde – eine räumliche Differenzierung des Abgabesatzes transaktionskostensparend durch die Gruppierung von Emittenten in größere Knappheitsregionen (z. B. Landkreise, Regierungsbezirke) zweckmäßig ist. Stattdessen legen exemplarische Daten zur Variation der Knappheit in Nordrhein-Westfalen eine räumlich sehr kleinteilige Differenzierung nahe. Untersuchungen aus anderen Staaten deuten darauf hin, dass dem hiermit verbundenen hohen Planungs- und Vollzugsaufwand durch hohe Bagatellgrenzen in Bezug auf die Bemessungsgrundlage begegnet werden kann, ohne dass dabei substantielle Effizienzvorteile der Differenzierung preisgegeben werden müssen. Auch kann bei sehr kleinräumigen Zonen tendenziell auf die aufwändige Ermittlung individueller Transferkoeffizienten ggf. verzichtet werden, da davon auszugehen ist, dass diese auf kurze Distanz nicht substantiell voneinander abweichen.

Dennoch kann es in der Praxis herausfordernd sein, ein einfaches, d.h. administrativ leicht zu handhabendes und geringen Aufwand verursachendes Regionalisierungssystem zu entwickeln, das gleichzeitig einen Großteil der theoretisch möglichen Effizienzgewinne einer räumlichen Differenzierung abrufen. Auf Grundlage bundesweiter Daten zur räumlichen Varianz der Gewässerbelastung wäre im Weiteren zu prüfen, wo welche Schadparameter sich für eine Abgabendifferenzierung eignen, wo der räumliche Zuschnitt sich nur an lokalen Belastungsschwerpunkten und wo doch an größeren Regionen anknüpfen soll, in welchen Fällen auf die Ermittlung individueller Transferkoeffizienten verzichtet werden kann und wo nicht, und zudem welche Bagatellgrenzen in Bezug auf die Emissionsmenge in welcher Region zielführend sind. Diese Aspekte illustrieren die Gefahr, dass der Versuch einer Differenzierung der Abwasserabgabe in die Etablierung eines überkomplexen Abgabendesigns münden kann.

Weiterhin müsste die räumliche Differenzierung der Abgabe mit einem Umbau des Abgabendesigns einhergehen. Neben der Eröffnung der Immissionsperspektive im Rahmen der Bemessungsgrundlage an sich ist vor allem eine Veränderung der Tarifstruktur erforderlich. Die gegenwärtige Ermäßigungsregelung würde jedenfalls in ihrer jetzigen Form potenziell widersprüchliche Anreize setzen, da sie ausschließlich emissionsbezogen ist und somit keine Rücksicht auf immissionsbedingt unterschiedliche Knappheitssituationen nimmt. Die Gewährung einer Ermäßigung in einer stark belasteten Region, in der ein hoher Aufschlag auf den Abgabesatz zu wählen ist, sendet keine konsistenten Verhaltensanreize. Einer Emissionsminimierungsphilosophie würde hierbei nicht zwingend widersprochen, selbst wenn infolge der Abschaffung des Ermäßigungsbonus der Stand der Technik nicht mehr flächendeckend umgesetzt würde. Stattdessen würde sich lediglich die Definition des Minimierungsansatzes weg von dem **Konstrukt des ‚technisch Machbaren‘ hin zu letztlich ausschlaggebenden Kostengrößen** bewegen (Emissionsminimierung nach Maßgabe der gesellschaftlich als tragfähig erachteten Abgabenbelastung bzw. Vermeidungskosten).

Über die Tarifstruktur hinaus hat eine Immissionsorientierung der Abwasserabgabe zusätzlich potenziell Implikationen für das System zur Korrektur der Bemessungsgrundlage. Zu überlegen wäre dahingehend, inwieweit jahreszeitlich bedingt variierende Immissionszustände bei der Bewertung kurzfristiger Belastungsspitzen zu berücksichtigen wären. Schließlich sollte auch das Verrechnungssystem der Abwasserabgabe dergestalt angepasst werden, dass Investitionen in Emissionsminderungsmaßnahmen vor allem in stark belastete Regionen gelenkt werden.

7.4 Indirekteinleiter

7.4.1 Einleitung

In Abschnitt 5.4 wurde analysiert, dass unter geeigneten Bedingungen eine Einbeziehung ausgewählter Indirekteinleiter in das Abgabenregime ökonomisch und ökologisch vorteilhaft sein kann, trotz des damit verbundenen Mehraufwands im Gesetzesvollzug. Kosteneinsparungen können sich u.a. daraus ergeben, dass die Behandlung von Abwässern am Entstehungsort aufgrund höherer Schadstoffkonzentrationen effektiver bewerkstelligt werden kann, sowie aus der Möglichkeit des Rückgriffs auf integrierte Vermeidungsmaßnahmen. Eine Vermeidung an der Quelle weist zudem ökologische Vorteile auf, da Schadstoffe im Rahmen integrierter Vermeidungsmaßnahmen u.U. wieder in den Produktionskreislauf zurückfließen, wohingegen bei der dezentralen Behandlung lediglich eine Abscheidung aus dem Abwasserstrom möglich ist, womit es zu einer Verlagerung in andere Umweltmedien (Boden, Luft) kommt.

Eine Beurteilung, bei welchen Indirekteinleitern diese Vorteile den höheren Vollzugsaufwand überkompensieren, gestaltet sich jedoch schwierig vor dem Hintergrund fehlender Daten zu zentralen und dezentralen Behandlungskosten (z. B. Maurer et al. 2005). Insofern kann lediglich eine indiziengestützte Prüfung vorgenommen werden, die eine Empfehlung bei Vorliegen günstiger Rahmenbedingungen ausspricht. In Abschnitt 5.4.5 sind diese Rahmenbedingungen genannt worden. Sie werden hier im Folgenden noch einmal aufgerufen und im Hinblick auf die Situation des Abwassersektors in Deutschland diskutiert. Hierbei sind auch die rechtlichen Rahmenbedingungen zu beachten, insbesondere die bestehenden ordnungsrechtlichen Anforderungen an Indirekteinleiter.

7.4.2 Aktuelle Regelung des AbwAG

In ihrer gegenwärtigen Form richtet sich die Abwasserabgabe ausschließlich an AkteurInnen, die Abwasser einleiten (§ 9 Abs.1 AbwAG). Die in § 2 Abs.2 AbwAG vorgenommene Definition, „**Einleiten im Sinne dieses Gesetzes ist das unmittelbare Verbringen des Abwassers in ein Gewässer**“, schließt somit private Haushalte und Unternehmen aus, die ihre Abwässer einer zentralen Behandlungsanlage zuführen. Die Abgabepflicht beschränkt sich daher auf kommunale Kläranlagen (Körperschaften des öffentlichen Rechts), Gewerbe und Industrie mit von den öffentlichen Kläranlagen unabhängiger Abwasserbehandlung, und anschließender Einleitung in Gewässer, sowie den Sonderfall Flusskläranlagen (Köhler / Meyer 2006: § 9 Rn. 2 - 10). Indirekteinleiter tragen die Abwasserabgabe damit lediglich mittelbar im Rahmen kommunaler Benutzungsentgelte.

7.4.3 Reformbedarf

In Abschnitt 5.4.5 sind ausgehend von den Wirkungsbrüchen des Abgabeanreizes durch kommunale Benutzungsentgelte günstige Rahmenbedingungen für die Einführung einer selektiven Indirekteinleiterabgabe formuliert worden. Ob die Abwasserabgabe in Bezug auf Indirekteinleitungen reformbedürftig ist, hängt davon ab, inwieweit diese Bedingungen vorliegen. Dies wird im Folgenden auf Grundlage öffentlich verfügbarer Daten zu Indirekteinleitungen geprüft.

7.4.3.1 Hohe Vermeidungskosten

Als erste Bedingung wurden hohe Vermeidungskosten je Indirekteinleiter genannt. Je höher die absoluten Vermeidungskosten in Bezug auf von Indirekteinleitern verantwortete Schadstoffe ausfallen, desto höhere absolute Kosteneinsparungen sind durch eine effiziente Restrukturierung der Vermeidungsanstrengungen im Verhältnis zwischen Direkt- und Indirekteinleitern möglich und desto eher werden zusätzliche Kosten aus der abgabenrechtlichen Erfassung von Indirekteinleitungen überkompensiert. Da die Behandlungskosten von Stoff zu Stoff verschieden sind (unterschiedliche Mengen, unterschiedliche Vermeidungskosten pro Einheit), ist eine parameterbezogene Betrachtung erforderlich. In einer Veröffentlichung von 1990 geht die Abwassertechnische Vereinigung (ATV) davon aus, dass auf die Verminderung des Chemischen Sauerstoffbedarfs als Parameter für die organische Belastung von Abwässern etwa 50 - 60 % der Gesamtkosten einer Kläranlage (ohne Kanalnetz) entfallen (Dockhorn 2007: 45). Auf die Parameter (Gesamt-)Stickstoff und (Gesamt-)Phosphor entfallen 10 - 15 % bzw. 1 - 5 % (ebd.). Für Schwermetalle und Adsorbierbare organisch gebundene Halogene (AOX) werden keine spezifischen Kosten verzeichnet (ebd.).

Neuere, präzisere Daten können aus stoffspezifischen Entgeltregelungen der Kläranlagen bzw. der Kommunen abgeleitet werden, wenn diese in Bezug zu den behandelten Frachten gesetzt werden. Während Benutzungsentgelte für die Abwasserbehandlung üblicherweise einer mengenbezogenen Kalkulation unterliegen (Horstmeyer et al. 2014: 20), werden für haushaltsunübliche Schadstoffkonzentrationen häufig Starkverschmutzerzuschläge erhoben, die sich an den stoffspezifischen Behandlungskosten orientieren (Dockhorn 2007: 40 ff.; für ein konkretes Bsp. s. die Darstellung zur hessischen Rechtslage bei Schöcke 2007). Eine Auswertung solcher stoffspezifischen Entgelte in Bezug auf ausgewählte spanische Kläranlagen mit mechanischer, chemischer und biologischer Reinigungsstufe durch Román-Sánchez et al. (2014: 965) ergab relative Entgeltfaktoren von 16,5 für den Parameter Leitfähigkeit (u.a. Chlor), 2,6 für Phosphor, 0,8 für Stickstoff und 0,4 für CSB. Für die Kläranlagenbiologie schädigende Substanzen betrug der Kostenfaktor lediglich 0,02. Detailliertere Kostenverhältnisse in Bezug auf die Elimination von Schadstoffen kann den Entgeltsatzungen einiger Kommunen entnommen werden. Exemplarisch werden an dieser

Stelle die Starkverschmutzerzuschläge der Stadt Leipzig aufgeführt, die eine Kläranlage der Größenklasse 5 betreibt (Tabelle 4).⁷²

Tabelle 4: Starkverschmutzerzuschläge der Stadt Leipzig 2018
(Quelle: Preise der Kommunalen Wasserwerke Leipzig GmbH)

Parameter	Zuschlag in €/kg
CSB	0,27
N	7,03
P	5,14
Abfiltrierbare Stoffe	0,21
AOX	26,62
Hg	2661,91
Cu	53,24
Cd	532,38
Cr	106,48
Ni	106,48
Pb	106,48

Durch die Gewichtung anfallender Indirekteinleiterfrachten mit diesen Zuschlägen kann tendenziell auf die stoffspezifischen Behandlungskosten der Abwasserabgaben-Parameter geschlossen werden. Da für den Leipziger Fall keine Frachtdaten zugänglich sind, wird behelfsweise auf aggregierte Frachtdaten des nationalen Schadstoffemissionsregisters PRTR für das Jahr 2015 zurückgegriffen (www.thru.de). Diese Daten beschränkten sich zwar auf wenige ‚große‘ Einleiter (bspw. mit mind. 50.000 kg im Jahr bei CSB-Fracht). Allerdings ist eine abgabenrechtliche Erfassung tausender gewerblicher Klein- und Kleinstfrachten im Hinblick auf den damit verbundenen Vollzugsaufwand ohnehin ausgeschlossen (s. hierzu weiter unten in diesem Abschnitt). Hieraus ergeben sich die in Tabelle 5 dargestellten stoffspezifischen Kostenverhältnisse.

⁷² Die Starkverschmutzerzuschläge spiegeln lt. Leipziger Stadtwerke die anfallenden Kosten der Abwasserbehandlung wider (telefonische Mitteilung vom 11.03.2018).

Tabelle 5: Stoffspezifische Kosten der Behandlung von Indirekteinleiter-Abwässern auf zentralen Kläranlagen
(Eigene Darstellung nach Frachtdaten von www.thru.de, sowie nach Kostendaten des Preisblatts der Leipziger Wasserwerke vom 1.1.2016, Ziff. 2.1.4.1.2. IE: Indirekteinleiter).

Parameter	IE-Fracht 2015 (t)	Anteil an IE- Gesamtfracht	Kostenfaktor (€/kg)	Gesamtkosten 2015 (Mio. €)	Anteil Gesamtkosten
CSB/TOC	21.134,6	90,3 %	0,27	326,5	23,5 %
N	2.811,0	7,8 %	7	735,6	52,9 %
P	207,1	1,5 %	5	104,2	7,5 %
AOX	5,1	0,3 %	27	107,3	7,7 %
Cu	0,9	> 0,01 %	53	5,2	0,4 %
Ni	2,3	> 0,01 %	106	8,0	0,6 %
Pb	0,5	> 0,01 %	106	3,5	0,3 %
Cd	0,01	> 0,01 %	532	17,4	1,3 %
Hg	0,02	> 0,01 %	2662	81,1	5,8 %
Cr	0,01	> 0,01 %	106	2,7	0,2 %
Gesamt	24.161,7	100 %		1.391,5	100 %

Entgegen der oben angeführten Literatur entfällt der größte Kostenanteil nach dieser Rechnung auf den Parameter Stickstoff. Tatsächlich ist das Verhältnis der Leipziger Starkverschmutzerzuschläge für CSB und Stickstoff ungewöhnlich und fällt in vielen anderen Kommunen geringer aus (Dockhorn 2007: 56; s. auch Evers et al. 1999: 259, der von einem durchschnittlichen Kostenverhältnis CSB – Stickstoff von 1:10 ausgeht, während das Kosten-verhältnis in Leipzig 1:26 beträgt). Unabhängig von dieser Besonderheit untermauern die Daten jedoch die in der Literatur angetroffene Einschätzung, dass die Parameter CSB, N und P die Kosten der Behandlung von Industrieabwässern auf (großen) kommunalen Kläranlagen dominieren (insgesamt ca. 84 %). Dieser Umstand dürfte erklären, warum viele Kommunen die Bemessung ihrer Starkverschmutzerzuschläge auf diese Parameter beschränken (s. z. B. Dockhorn 2007: 56; Schöcke 2007). Zwar ist die Rückhaltung von Metallen und anderen gefährlichen Substanzen⁷³ pro Mengeneinheit

⁷³ Als gefährliche Substanzen werden in der Regel Stoffe mit folgenden Eigenschaften bezeichnet: hohe Toxizität, Langlebigkeit, Bioakkumulation. Als ungefährliche Stoffe hingegen werden Substanzen bezeichnet, die in der natürlichen Umwelt vergleichsweise schnell in biologisch unschädliche Stoffe umgewandelt werden (s. Anhang I der Richtlinie 2006/11/EG vom 15.2.2006 betreffend die Verschmutzung infolge der Ableitung bestimmter gefährlicher Stoffe in die Gewässer der Gemeinschaft).

deutlich kostenintensiver. So ist vor allem die Eliminierung eines Kilogramms Quecksilber (in Leipzig) fast um den Faktor 10.000 teuer als die Verringerung eines Kilogramms sauerstoffzehrender Stoffe (CSB). Aufgrund der geringen Mengenanteile weisen diese Stoffe letztendlich aber in Bezug auf die Gesamtkosten der Abwasserbehandlung mit insgesamt ca. 16 % nur eine untergeordnete Bedeutung auf. Dabei erscheinen am ehesten noch der Summenparameter AOX (adsorbierbare organisch gebundene Halogene), sowie Quecksilber relevant (8 % bzw. 6 % der Gesamtkosten).

Effizienzvorteile aus dem Einschluss von Indirekteinleitern in das Regime der Abwasserabgabe sind somit überwiegend in Bezug auf nichtgefährliche Stoffe zu erwarten. Allerdings ist eine Ausweitung der Abgabepflicht auf Indirekteinleitungen dieser Stoffe nicht ohne Weiteres möglich: Wie bei Gawel und Ewringmann (1994a: 35) bereits erwähnt, weist die Abwasserabgabe Bezüge zu ordnungsrechtlich normierten Einleitungsbegrenzungen in Form von maximal zulässigen Konzentrationswerten auf. Hierbei ist insbesondere an die Knüpfung der Ermäßigung an die Bedingung der Einhaltung der Vorgaben des Wasserhaushaltsgesetzes zu denken (§ 9 Abs. 5 u. 6. AbwAG), die auf die Anforderungen der Abwasserverordnung verweisen (Köhler / Meyer 2006: § 9 Rn. 39 ff.). Die Ermäßigung wird somit dann gewährt, wenn Einleitungen nach dem Stand der Technik behandelt worden sind, wobei sich der Stand der Technik bei Direkteinleitungen u.a. in Form konkreter Emissionskonzentrationsgrenzen ausdrückt (Teil C der Anhänge der AbwV). Für Indirekteinleitungen ist der Stand der Technik hingegen ausschließlich über die Teile B, D und E der Anhänge der AbwV definiert (Gawel et al. 2014: 132). Dort sind entweder gar keine Emissionskonzentrationsgrenzen aufgeführt, oder nur für gefährliche Stoffe (s. die Übersicht bei Gawel et al. 2014: 152). Somit kämen Indirekteinleiter bei Ausweitung der Abgabepflicht auf Indirekteinleitungen für CSB, N und P pauschal in den Genuss der Ermäßigung, wohingegen Direkteinleiter für identische Einleitungen ggf. keine Ermäßigung erhielten. Zwar wird die Ermäßigung mittlerweile nahezu flächendeckend gewährt (Gawel et al. 2014: 285). Direkteinleiter müssen hierfür jedoch strengere Voraussetzungen erfüllen, womit sich eine andere Anreizstruktur ergibt als bei Indirekteinleitungen. Zusätzlich zum hiervon ausgehenden Verzerrungseffekt in Bezug auf kostenminimale Vermeidungsentscheidungen, der allerdings durch satzungsrechtliche Emissionsbegrenzungen der Kommunen für Indirekteinleitungen eingeschränkt wird (für Hessen s. Schöcke 2007: 22 f.; für ein konkretes Bsp. s. Anlage 2 der Allgemeinen Entsorgungsbedingungen für Abwasser (AEB-A) der Kommunalen Wasserwerke Leipzig), ist die Ungleichbehandlung ggf. auch rechtlich problematisch.

Gawel und Ewringmann (1994a: 37 - 39) empfehlen daher die Beschränkung einer Indirekteinleiterabgabe auf gefährliche Stoffe, zumal diese in zentralen Kläranlagen ohnehin lediglich in andere Umweltmedien (Klärschlamm, Luft) verlagert werden, womit Anreize zur Vermeidung an der Quelle ökologisch besonders sinnvoll erscheinen. Angesichts der oben ausgeführten geringen ökonomischen Bedeutung dieser Stoffe stellt

sich allerdings die Frage nach der Verhältnismäßigkeit der ökologischen Vorteile zu einem möglichen Mehraufwand im Zuge der Abgabenerhebung bei Indirekteinleitern.

Was den Umfang der ökologischen Vorteile einer direkten abgabenrechtlichen Erfassung von Indirekteinleitungen betrifft, ist zu beachten, dass diese Vorteile ebenfalls durch die bereits angesprochenen satzungsrechtlichen Emissionsbegrenzungen eingeschränkt werden. Indirekteinleiter sind demnach verpflichtet, zum Schutz des reibungslosen Betriebs der zentralen Kläranlage (v.a. der biologischen Behandlungsstufe, s. Abschnitt 6.3.3) die Konzentration der Schadstoffe auf ein gewisses Niveau zu vermindern. So impliziert bspw. das Anforderungsniveau in den Entwässerungsbedingungen der Stadt Leipzig bzgl. maximal zulässiger Sulfatkonzentrationen von 600 mg/l, dass die in Industrieabwässern vorkommenden Sulfatkonzentrationen von mehreren 10.000 oder gar 100.000 mg/l (z. B. Glasindustrie, Eloxal-Betriebe, chemische Industrie, Fotoabwässer, Erzaufschluss, s. Fricke 1995: 144) in solchen Fällen ohnehin größtenteils am Entstehungsort zurückzuhalten sind. Auf kleineren Kläranlagen fallen die satzungsrechtlichen Anforderungen noch schärfer aus (z. B. 400 mg/l in Magdeburg, s. § 4 Abs. 1 g i.V.m. Anhang I der Abwasserentsorgungsbedingungen der Abwasser-gesellschaft Magdeburg mbH vom 1.1.2014) und übersteigen damit z. T. die ordnungsrechtlichen Mindestanforderungen an Direkteinleitungen (z. B. Teil C der Anhänge 33 oder 41 AbwV mit 2000 bzw. 1000 mg/l).

Darüber hinaus ist auch in der Abwasserverordnung versucht worden, die ökologischen Vorteile einer Abwasserbehandlung am Entstehungsort zu berücksichtigen. So schreibt bspw. Teil B des Anhangs 22 (chemische Industrie) für den Industriezweig einschlägige integrierte Vermeidungsmaßnahmen vor, etwa den Einsatz wassersparender Verfahren, wie Gegenstromwäsche, Mehrfachnutzung und Kreislaufführung oder Rückhaltung oder Rückgewinnung von Stoffen durch Aufbereitung von Mutterlaugen und durch optimierte Verfahren.

Das bedeutet zwar nicht, dass eine direkte Abgabepflicht für Indirekteinleiter nicht noch weitere Konzentrationsminderungen an der Quelle veranlassen könnte. Auch könnten in jüngerer Zeit neuere Vermeidungsverfahren entwickelt worden sein, die in den Vorgaben der AbwV noch keine Berücksichtigung gefunden haben. Dennoch ist erkennbar, dass die ökologischen Vorteile der dezentralen Behandlung gefährlicher Substanzen bereits auf ordnungsrechtlichem Wege zu nennenswerten Teilen erschlossen werden (einen effektiven Vollzug vorausgesetzt).

Ordnungsrechtliche Anforderungen an Indirekteinleitungen beschneiden allerdings nicht nur die ökonomischen und ökologischen Potenziale einer erweiterten Abgabepflicht. Zusätzlich begrenzen sie auch den möglichen Mehraufwand einer abgabenrechtlichen Veranlagung von Indirekteinleitern. So implizieren die umfangreichen ordnungsrechtlichen Anforderungen an Indirekteinleitungen bereits ein dichtes behördliches Kontrollnetz, das insbesondere vor-Ort-Messungen beinhaltet, deren

Ergebnisse auch für die Abgabenerhebung Verwendung finden könnten. Allerdings existieren keine systematischen vergleichenden Untersuchungen im Hinblick auf die Überwachung von Direkt- und Indirekteinleitern. In Baden-Württemberg erfolgen in Bezug auf industrielle Einleiter 1 - 4 behördliche Kontrollen pro Jahr, wobei bei der Häufigkeit der Kontrollen ausdrücklich Rücksicht darauf zu nehmen ist, ob es sich um Direkt- oder Indirekteinleiter handelt, was auf eine gewisse Ungleichbehandlung in der Überwachungsichte schließen lässt (LUBW 2016: 18). In Hessen werden mindestens 1 - 2, bei hohen Schadstoffmengen auch monatlich behördliche Messungen angesetzt (Schöcke 2007: 225, 226). Mecklenburg-Vorpommern schreibt sowohl für industrielle Direkt- als auch Indirekteinleitungen mindestens 2 behördliche Kontrollen pro Jahr vor (Abschnitte 5.2.2 sowie 5.4.2 der Verwaltungsvorschrift des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und Verbraucherschutz zur Behördlichen Überwachung von Abwassereinleitungen in Gewässer und in öffentliche Abwasseranlagen einschließlich der zugehörigen Behandlungsanlagen vom 12.5.2009). In Schleswig-Holstein wird die Überwachung den Kommunen übertragen, welche die Häufigkeit selbst in Ihren Entwässerungssatzungen bestimmen (Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein / Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein 2012: 76 f.). Das Land Nordrhein-Westfalen führt durchschnittlich 5 bis 6 Probenahmen pro Jahr und Indirekteinleiter durch, was sich auf etwa 5.600 Probenahmen jährlich summiert (MKULNV 2016: 151).

Diese Belege zeigen exemplarisch, dass bereits in nicht unerheblichem Maße eine behördliche Überwachung von Indirekteinleitern erfolgt, womit eine Indirekteinleiterabgabe keine gänzlich neue Überwachungsaufgabe etablieren würde. Gleichwohl kann eine Abgabenerhebung umfangreichere Kontrollen einfordern, da die Indirekteinleiterüberwachung zumindest in einigen Bundesländern gegenwärtig auf Emittenten mit sehr hohen Frachten beschränkt ist und oftmals auch nicht alle abgabenrelevanten Parameter umfasst (Gawel et al. 2014: 151 Fn. 289; MKULNV 2016: 140 ff., 151). Andererseits ist bereits im Hinblick auf private Haushalte argumentiert worden, dass eine vollständige Erfassung aller Indirekteinleiter nicht zu vertretbaren Kosten möglich sein dürfte. Gleiches gilt für industrielle Einleiter. Auch hier sind Bagatellgrenzen möglich und sinnvoll. So sind in Nordrhein-Westfalen etwa 85 % der etwa 20.000 Indirekteinleiter Kleinsteinleiter mit sehr begrenzten Abwasser- und Schadstofffrachten (v.a. Zahnarztpraxen und kleinere Werkstätten) (MKULNV 2016: 140 ff.). Demgegenüber sind gerade einmal 84 (im Schadstoffregister PRTR erfassten) große Indirekteinleiter in Nordrhein-Westfalen für wesentliche Anteile an der stofflichen Belastung der zentralen Kläranlagen verantwortlich (s. Abbildung 45).

Mit Bagatellgrenzen könnte also u.U. ein Großteil des ggf. zusätzlich anfallenden Überwachungsaufwands vermieden werden, ohne dass hierdurch wesentliche Schadstofffrachten außen vor bleiben. Alternativ kann auch die Beschränkung einer Indi-

Schadstoffe	Gemeldete Schadstofffrachten aus Indirekteinleitungen [kg/a]	Anzahl der Abwasser aufnehmenden kommunalen Kläranlagen	Anteil der stofflichen Belastung der kommunalen Kläranlage [%]				
Gesamtstickstoff	2.810.964	10	Krefeld 55	Bottrop 12	Sonstige (8) 33		
Gesamtphosphor	207.057	9	Bottrop 20	Coesfeld 13	Emscherkläranlage 15	Neuss-Ost 22	Sonstige (5) 28
Arsen	232	3	Düren 70	Bottrop 24	Wuppertal-Buchenhofen 5		
Cadmium	14	2	Bottrop 52	Duisburg-Alte Emscher 48			
Chrom	140	2	Krefeld 56	Plettenberg 44			
Kupfer	878	7	Brühl 36	Düren 17	Greven-Reckenfeld 12	Rhede 10	Sonstige (3) 24
Quecksilber	16	3	Bottrop 77	Düren 15	Essen-Burgaltdorf 7		
Nickel	2.360	12	Bottrop 62	Sonstige (11) 38			
Blei	537	5	Duisburg-Alte Emscher 50	Bottrop 33	Sonstige (3) 17		
Zink	3.168	8	Duisburg-Alte Emscher 26	Bottrop 24	Düsseldorf-Süd 23	Sonstige (5) 27	
Chloralkane	2	1	Mönchengladbach GW 100				
AOX	5.138	4	Düren 28	Bottrop 26	Wuppertal-Buchenhofen 25	Duisburg-Alte Emscher 22	
Anthracen	2	1	Bottrop 100				
Benzol	213	1	Bottrop 100				
Ethylenoxid	90	1	Düsseldorf-Süd 100				
Zinnorganische Verbindungen	101	1	Bottrop 100				
Phenole	266.615	6	Duisburg-Alte Emscher 96	Sonstige (5) 4			
PAK	86	3	Emscherkläranlage 46	Duisburg-Alte Emscher 45	Bottrop 9		
Toluol	2.370	1	Duisburg-Alte Emscher 100				
TOC	21.134.597	34	Düren 14	Sonstige (33) 86			
Cyanide	18.912	3	Bottrop 86	Duisburg-Alte Emscher 11	Brühl 3		
Fluoride	59.324	2	Bottrop 96	Düsseldorf-Süd 4			
Fluoranthren	27	2	Wuppertal-Kohlfurth 59	Emscherkläranlage 41			
Benzo (g,h,i) perylen	2	1	Bottrop 100				

Abbildung 45: PRTR-Frachtsummen für das Jahr 2011 aus 84 Indirekteinleitungen und Zuordnung der kommunalen Kläranlagen, in die der Haupteintrag erfolgt (Quelle: MKULNV 2016: 157)

rekteinleiterabgabe auf bestimmte, frachtintensive Industriesektoren erwogen werden (s. Gawel et al. 2014: 160 - 168).

Ob darüber hinaus die gegenwärtigen Fortschritte in der Messtechnologie zu nennenswerten Kostensenkungen führen und die Einbeziehung der großen Mehrheit aller Indirekteinleiter in das Abgabenregime ohne nennenswerten Mehraufwand in absehbarer Zeit möglich sein wird, ist **hingegen fraglich**. **Zwar wird in dieser Hinsicht eine „current revolution in data and sensing“** (Eggimann et al. 2017: 2539) gesehen, womit tendenziell auch sinkende Kosten verbunden sind (Capodaglio et al. 2016). Insgesamt sind moderne, automatisierte Messverfahren (z. B. Online-Messungen, s. die Übersicht bei Capodaglio et al. 2016) jedoch weiterhin mit hohen Kosten verbunden, die eine flächendeckende Anwendung im Abwassersektor ausschließen (van den Broeke 2014: 1 f.; Eggimann et al. 2017: 2545; Fiorentino et al. 2016: 1982; Korostynska et al. 2013). In einer Befragung von Wasserdienstleistern in mehreren Ländern stellte van den Broeke (2014: Abschnitt 4-10) fest, dass nur bei einem Viertel aller Unternehmen Kosteneinsparungen durch Online-Messungen möglich waren. Dabei ist auch zu bedenken, dass selbst im Falle massiver Kostensenkungen durch zukünftige Innovationen in der Messtechnik der behördliche Kontrollaufwand hierdurch nur begrenzt abnehmen dürfte, da ein Großteil des mit der behördlichen Überwachung verbundenen Aufwands auf die Anfahrt eines Kontrolleurs bzw. einer Kontrolleurin zum Unternehmen entfallen dürfte. Selbst wenn also der konkrete Vorgang der Messung nahezu kostenfrei durchgeführt werden könnte, bliebe die staatliche Überwachung daher kostenintensiv. Theoretisch könnte der technische Fortschritt zwar auch die vor-Ort-Kontrolle überflüssig machen, indem automatisiert generierte Messergebnisse ebenso automatisiert auf elektronischem Wege an die Behörden übertragen werden (Eggimann et al. 2017: 2539). Es ist allerdings unklar, ob die hierbei verwendete (EDV-)Technik Manipulationen des Emittenten ausschließt. Eine Thematisierung dieses Aspekts hat in der oben angeführten Literatur bisher keine Erwähnung gefunden. Die anhaltende Debatte um Sinn und Grenzen der Verwendung von Messergebnissen aus der betrieblichen Eigenüberwachung (z. B. Friesen / Gangadharan 2013; Hentschel / Randall 2000; Kaplow / Shavell 1994; Kim 2015; Malik 1993; Stafford 2006; Toffel / Short 2011) deutet darauf hin, dass Skepsis in dieser Hinsicht angebracht ist. Auch im Abwasserabgabenrecht erfolgt die Abgabenbemessung ausschließlich auf Grundlage behördlicher Messergebnisse, selbst im Rahmen der mit Eigenkontrollmessungen zu begleitenden Herabklärung nach § 4 Abs. 5 AbwAG (Köhler / Meyer 2006: § 4 Rn. 356).

Insgesamt ergibt sich also das widersprüchliche Bild, dass eine Abgabenlenkung im Indirekteinleiterbereich aufgrund bestehender ordnungsrechtlicher Anforderungen zwar tendenziell nicht zu einer unvertretbaren Zunahme des Vollzugsaufwands führen muss, demgegenüber aber auch die ökonomischen und ökologischen Vorteile begrenzt sind. Auch Gawel und Ewringmann (1994a: 36) kamen zu dem Schluss, dass einer Indirekteinleiterabgabe im Wesentlichen eine Vollzugsunterstützungsfunktion in Bezug auf die ordnungsrechtlichen Anforderungen an Indirekteinleiter im Gefahrenstoffbereich

zukäme. Diese Einschätzung wird hier geteilt. Eine günstigere Ausgangslage bestünde allerdings bei einer stärkeren Entkopplung der Abwasserabgabe vom Ordnungsrecht, insbesondere beim Verzicht auf die Ermäßigungsregelung. In diesem Fall könnte eine Indirekteinleiterabgabe für die zumindest in ökonomischer Hinsicht relevanteren Parameter CSB, N und P erwogen werden. Für diesen Fall sollen das Vorliegen der weiteren Bedingungen für eine Indirekteinleiterabgabe im Weiteren geprüft werden.

7.4.3.2 Kostenvorteile der Indirekteinleiter

Das Vorliegen hoher Vermeidungskosten allein ist noch keine hinreichende Bedingung für substanzielle Effizienzvorteile einer Indirekteinleiterabgabe. Zusätzlich müssen u.a. auch Kostenvorteile einer dezentralen Behandlung vorliegen. Kann eine zentrale Kläranlage Schadstofffrachten stets zu geringeren Kosten behandeln als ein Indirekteinleiter, wird eine verursachergerechte Kostenzuweisung an letztere per Indirekteinleiterabgabe keine Veränderung der Vermeidungssituation herbeiführen.

In Abschnitt 0 sind verschiedene Argumente für die Möglichkeit angeführt worden, dass eine dezentrale (Vor-)Behandlung kostengünstiger ausfallen kann (höhere Schadstoffkonzentration im Abwasser, u.U. geringere Fixkosten, Optionen integrierter Vermeidung). Die Existenz industrieller Direkteinleiter (Gawel et al. 2014: 158) zeigt, dass es sich hierbei nicht allein um eine theoretische Möglichkeit handelt. Sie zeigt auch, dass es selbst in der Gegenwart tendenziell zugunsten gewerblicher AkteurInnen verzerter Benutzungsentgelte für viele gewerbliche und industrielle Betriebe von Vorteil ist, eine vollständig dezentrale Behandlung vorzunehmen. Effizienzvorteile infolge der Einführung einer Indirekteinleiter-abgabe entstehen, wenn Kostenvorteile gegenüber einer zentralen Behandlung bestehen, diese Vorteile aber aufgrund der verzerrten Entgelte nicht zur Wahl eines Direkteinleiterstatus oder aber in ein effizientes Verhältnis von kombinierter zentraler und dezentraler Behandlung gemündet haben. Beide Phänomene sind umso wahrscheinlicher bzw. umfangreicher anzutreffen, je weiter die Vermeidungsanreize der Benutzungsentgelte die Anreize ausgehend von einer alternativen direkten Abgabepflicht abweichen. Dieser Aspekt wird in Abschnitt 7.4.3.4 näher beleuchtet.

7.4.3.3 Variierende Behandlungskosten pro Mengeneinheit

Je stärker die Zusammensetzung der Abwässer von Indirekteinleitern und damit auch die Behandlungskosten variieren, desto größer ist die verzerrende Wirkung mengenbezogener Benutzungsentgelte. Das gilt zumindest dann, wenn auf die Erhebung von Starkverschmutzerzuschlägen verzichtet wird (s. hierzu Abschnitt 7.4.3.5).

Aus der Literatur wird ersichtlich, dass bereits innerhalb der jeweiligen Branchen die Schadstoffkonzentrationen der Abwässer um Größenordnungen variieren können. So

unterschieden sich etwa in der Papier- und Zellstoffindustrie die produktspezifischen Schadstoffkonzentrationen in den jeweiligen Abwässern erheblich (s. Tabelle 6).

Tabelle 6: Typische Schadstoffparameter-Konzentrationsbereiche in Abwässern der Papier- und Zellstoffindustrie nach Herstellungsbereich
(Quelle: Möbius 2010: 106)

Papiersorte	CSB min (mg/l)	CSB max (mg/l)	AOX min (mg/l)	AOX max (mg/l)
Tissue	95	270	0,55	1,90
Dekor	50	100	1,40	6,00
hf Druck	150	400	0,60	2,53
hf Spezial	90	1100	1,10	0,80
Hoch gemahlen	20	60	0,05	0,15
Spezialpapiere	45	110		
hf gestrichen	360	540	0,10	0,60
SC	450	1020	0,12	0,24
LWC	430	1300	0,13	0,35
hh Druck	500	1160	0,03	0,12
Karton < 50 % Altpapier	320	490		
Zeitung	960	2400	0,10	0,15
Wellpappen- roh papier	2190	5680	1,80	2,00
Karton Altpapier	1140	5500	0,11	0,55
Recyclingpapier	540	790	-	-

Je nachdem, welches Produktportfolio ein Unternehmen dieser Branche aufweist, kann sein Abwasser zudem eine CSB-Belastung weit unter- oder oberhalb der durchschnittlichen Konzentration häuslicher Abwässer liegen (ca. 600 mg/l, s. Imhoff und Imhoff 2018: 130; Schöcke 2007: 223 f.).

Auch die bereits anhand der Anhänge der Abwasserverordnung ersichtliche Tatsache, dass Abwässer aus verschiedenen Branchen üblicherweise eine spezifische, d.h. von anderen Branchen unterscheidbare Zusammensetzung haben, deutet auf unterschiedliche Behandlungskosten pro Mengeneinheit hin (so auch die Einschätzung bei Oelmann et al. 2017a: 329). Das kann beispielhaft anhand branchenspezifischer Schadstofffrachten illustriert werden. Werden diese mit den branchenspezifischen Indirekteinleiter-Abwassermengen sowie den in Abschnitt 7.4.3.1 angeführten parameterspezifischen Vermeidungskosten gewichtet, lässt sich auf die branchenspezifischen Kosten der Behandlung von Indirekteinleiterabwässern in kommunalen Kläranlagen schließen. Abbildung 46 veranschaulicht die Kostenverhältnisse zunächst in Bezug auf die parameterspezifischen Kosten, wie sie in den Starkverschmutzerzuschlägen der Stadt Leipzig zum Ausdruck kommen. Hierbei wurden die acht kostenrelevantesten Parameter ausgewählt (Pb, Cu, Ni, Hg, AOX, CSB/TOC, P, N, siehe Abschnitt 7.4.3.1). Da das in Leipzig angetroffene Verhältnis der Zuschläge für CSB/TOC und Stickstoff unüblich ist (Dockhorn 2007: 56; Evers et al. 1999: 259) ist und diese beiden Parameter zu den relevantesten Kostengrößen zählen, wird zusätzlich ein Kostenverhältnis dargestellt, bei dem die Behandlungskosten für CSB und N der Stadt Dresden gewählt wurden (Abbildung 47).

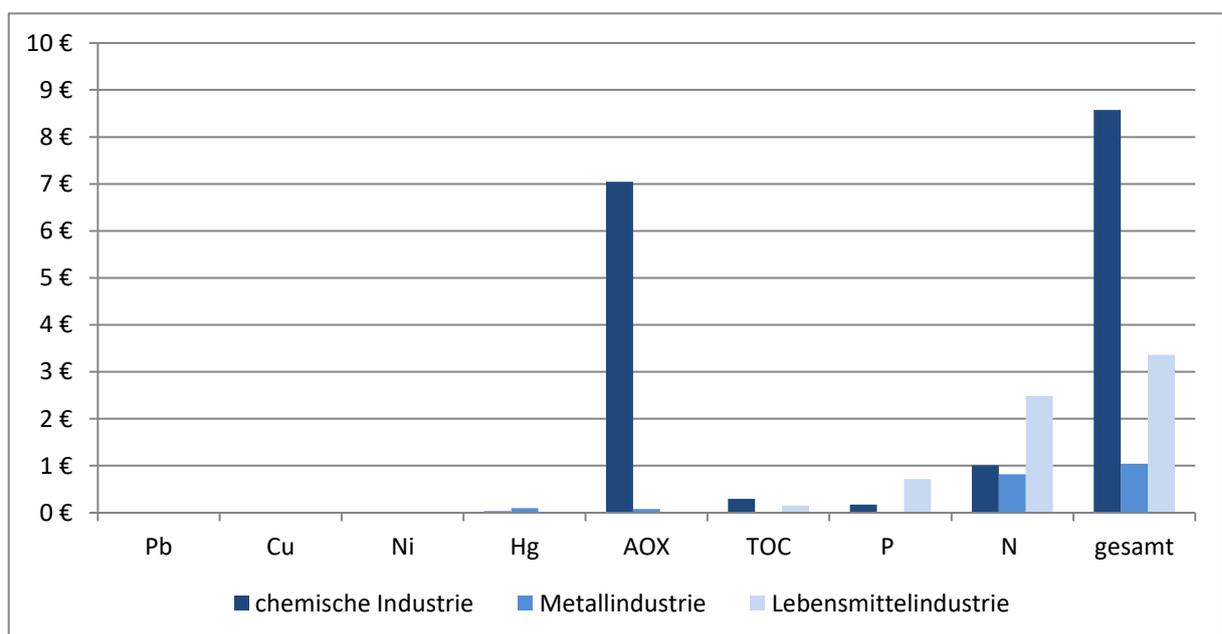


Abbildung 46: Branchenspezifische Abwasserbehandlungskosten pro Mengeneinheit (m^3) entsprechend der parameterspezifischen Behandlungskosten der Stadt Leipzig (Quelle: Eigene Darstellung nach folgenden Daten: Schadstofffrachten (2010): www.thru.de; Abwassermengen (2010): Statistisches Bundesamt 2013a: 34; Behandlungskosten: Starkverschmutzerzuschläge der Stadt Leipzig gemäß Preisblatt vom 1.1.2016, Ziffer 2.1.4.1.2).

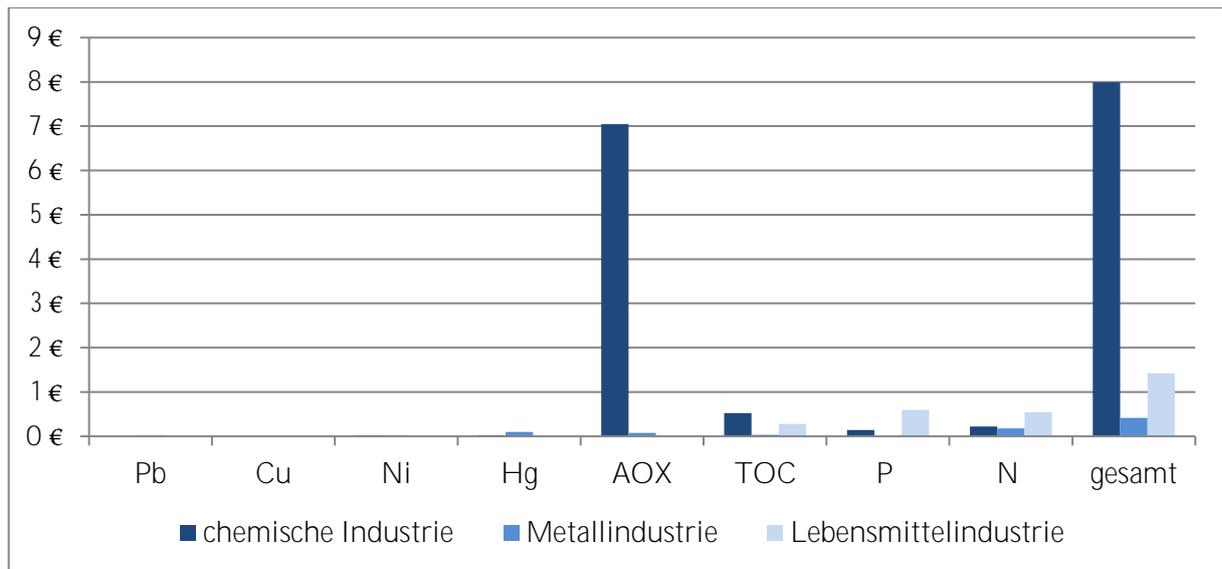


Abbildung 47: Branchenspezifische Abwasserbehandlungskosten pro Mengeneinheit (m^3) entsprechend der parameterspezifischen Behandlungskosten der Stadt Leipzig (Pb, Cu, Ni, Hg, AOX) sowie der Stadt Dresden (TOC, P, N) (Quelle: s. Abbildung 46; Behandlungskosten für TOC, P und N der Stadt Dresden nach Dockhorn 2007: 56)

Anhand beider Fälle wird exemplarisch deutlich, dass die Kosten der Behandlung von Industrieabwässern je nach Branchenherkunft substantiell variieren. Die Aussagekraft beider Darstellungen ist allerdings begrenzt, da die Frachtmengen zum einen auch Direkteinleiter abbilden und zudem nur jene Unternehmen, die im Nationalen Schadstoffregister PRTR erfasst sind. Dieser Umstand könnte auch erklären, warum – entgegen der Ergebnisse aus Abschnitt 7.4.3.1 – AOX als mit Abstand kostenintensivster Parameter in der chemischen Industrie auftritt (höherer Anteil an der Gesamtfracht aller Parameter in den Abwässern der Direkteinleiter). Vollständige Daten (nur Indirekteinleiter, repräsentative Kostendaten) können also u.U. ein anders gelagertes Bild ergeben. Ungeachtet dessen deuten die vorhandenen Daten eher auf einen signifikanten Verzerrungseffekt rein mengenbezogener Benutzungsentgelte kommunaler Kläranlagen als auf das Gegenteil.

7.4.3.4 Differenz zwischen Benutzungsentgelt- und Abgabenniveau

Ein weiterer Umstand, der bedeutsame ökonomische und ökologische Vorteile einer Indirekteinleiterabgabe nahelegt, ist ein starkes Abweichen des allgemeinen Anreizniveaus kommunaler Benutzungsentgelte von den Anreizen der Abwasserabgabe. Je stärker Indirekteinleiter durchschnittlich unter einem Abgabenregime mit zusätzlichen Vermeidungsanreizen konfrontiert werden, desto höher ist die Wahrscheinlichkeit einer effizienten Restrukturierung ihres Vermeidungsumfangs bei Einführung einer

Indirekteinleiterabgabe (Entscheidung zugunsten eines Direkteinleiterstatus oder Erhöhung des Umfangs der Vorbehandlung).

Als mögliche Ursache für ein Zurückbleiben des Anreizniveaus kommunaler Benutzungsentgelte hinter dem der Abwasserabgabe ist in Abschnitt 5.4.2 das Kostendeckungsgebot genannt worden, welches den Betreiber der kommunalen Kläranlage dazu zwingt, Benutzungsentgelte unterhalb des Niveaus der langfristigen marginalen Vermeidungskosten zu etablieren. Ob das Entgeltniveau in der Realität tatsächlich geringer ausfällt, hängt gleichwohl von weiteren Faktoren ab. So könnte bspw. der politisch gesetzte Abgabesatz der Abwasserabgabe so niedrig sein, dass das hiermit verbundene Anreizniveau ebenfalls hinter den privaten langfristigen Grenzkosten der zentralen Abwasserbehandlung zurückfällt.

Allgemeingültige Aussagen in dieser Hinsicht gestalten sich aufgrund der starken Varianz der kommunalen Benutzungsentgelte (Holländer et al. 2013: 16, 67), sowie im Hinblick auf fehlende Untersuchungen zur Anwendung von Starkverschmutzerzuschlägen schwierig. Auf der Grundlage des durchschnittlichen Entgeltniveaus sowie unter vereinfachender Annahme des weitgehenden Verzichts der Kommunen bzw. Betreiber zentraler Kläranlagen auf die Anwendung von Starkverschmutzerzuschlägen (s. hierzu Gawel et al. 2014: 123 ff.) soll hier dennoch ein grober Vergleich der Anreizniveaus von Benutzungsentgelt und (potenzieller Indirekteinleiter-)Abgabe vorgenommen werden. Hierzu wird ein fiktiver Einleiter eingenommen, dessen Abwasserbeschaffenheit sich an den zulässigen Grenzwerten der Entwässerungssatzung Leipzig orientiert. Hierbei werden zwei Szenarios betrachtet, in denen diese Grenzwerte sämtlicher abgabenrelevanten Parameter einmal vollständig, und einmal zur Hälfte ausgenutzt werden. Letzterer Fall erscheint realistischer angesichts der Schwankungen der Beschaffenheit des Abwassers (s. Abschnitt 5.2.2) und der möglichen Sorge eines Indirekteinleiters vor Vertragsstrafen. Weniger realistisch erscheint die (hälftige) Ausnutzung der Grenzwerte für *sämtliche* abgabenrelevanten Parameter. Diese Annahme beeinflusst das Ergebnis aufgrund der geringen kostenmäßigen Bedeutung der Metalle sowie von AOX jedoch kaum.

Anhand von Tabelle 7 wird ersichtlich, dass das nominale Anreizniveau der Abwasserabgabe in Abhängigkeit von der Beschaffenheit des indirekt eingeleiteten Abwassers sowohl unterhalb als auch oberhalb des durchschnittlichen Niveaus der Benutzungsentgelte in Deutschland (2,13 €/m³ nach DWA 2014: 4; 2,36 €/m³ nach Horstmeyer et al. 2014: 21)⁷⁴ liegen kann (3,33 €/m³ bzw. 1,66 €/m³ bei voller bzw. hälftiger Ausnutzung der Leipziger Grenzwerte). Wird allerdings berücksichtigt, dass der hier zugrunde gelegte volle Abgabesatz in Höhe von 35,79 € **inzwischen praktisch**

⁷⁴ Ein direkter Vergleich mit den Leipziger Benutzungsentgelten ist nicht möglich, da hier zusätzlich zum mengenbezogenen Entgeltsatz ein mengenunabhängiger Basispreis erhoben wird).

Tabelle 7: Anreizniveau der Abwasserabgabe nach Maßgabe eines fiktiven Einleiters bei voller und hälftiger Ausschöpfung der Grenzwerte der Wasserwerke Leipzig (Quelle: Eigene Darstellung)

Parameter	Grenzwert in mg/l*	Hälftiger Grenzwert in mg/l	SE in kg**	SE je m ³	Zahllast AbwA (€/m ³)***	
					Voller Grenzwert	Hälftiger Grenzwert
CSB	3000	1500	50	0,03	2,15	1,07
P	50	25	3	0,00833	0,60	0,3
N	200	100	25	0,004	0,29	0,14
AOX	0,5	0,25	2	0,000125	0,01	< 0,01
Hg	0,05	0,025	0,02	0,00125	0,10	0,04
Cd	0,2	0,1	0,1	0,001	0,07	0,04
Cr	0,5	0,25	0,55	0,0005	0,04	0,02
Ni	0,5	0,25	0,5	0,0005	0,04	0,02
Pb	0,5	0,25	0,5	0,0005	0,04	0,02
Cu	0,5	0,25	1	0,00025	0,02	0,01
Gesamt					3,33	1,66

*: nach Anlage 2 der Allgemeinen Entsorgungsbedingungen für Abwasser (AEB-A) der Kommunale Wasserwerke Leipzig GmbH vom 1.1.2017

** : nach Anlage zu § 3 AbwAG

***: nach § 9 Abs. 4 AbwAG

SE: Schadeinheit

flächendeckend um die Hälfte ermäßigt wird (nach § 9 Abs. 5 u 6 AbwAG, s. Gawel et al. 2014: 285), fällt das durchschnittliche Anreizniveau der Abwasserabgabe deutlich geringer aus. Dass es für gewerbliche und industrielle AbwassererzeugerInnen demnach tendenziell deutlich günstiger ist, Abwasser abgabepflichtig direkt einzuleiten anstatt entgeltspflichtig einer zentralen Kläranlagen zu überlassen, wird dadurch untermauert, dass nur etwa 12,6 % der behandlungsbedürftigen betrieblichen Abwässer in Deutschland an öffentliche Kläranlagen weitergeleitet werden (Statistisches Bundesamt 2013a: 51). Somit ist im Hinblick auf kommunale Benutzungsentgelte nicht von einer allgemeinen Absenkung des durchschnittlichen Anreizniveaus im Vergleich zu einer Indirekteinleiterabgabe auszugehen.

7.4.3.5 Verzerrende Entgeltstrukturen

Eine Indirekteinleiterabgabe wird umso höhere ökologische und ökonomische Vorteile erzielen, je weiter die Anreize der bestehenden Entgeltsysteme von denen der Abgabe abweichen. Neben dem Anreizniveau (s. den vorherigen Abschnitt) sind dabei auch die Entgeltstrukturen relevant. In Abschnitt 5.4.2 ist der oftmals verwendete Frischwassermaßstab als Bemessungsgrundlage für Entwässerungsentgelte als wesentlicher Grund für abweichende Anreize genannt worden. Derartige mengenbezogene Entgelte führen bei heterogener Zusammensetzung der Abwässer mit hoher Wahrscheinlichkeit zu nicht verursachergerechten Vermeidungsanreizen (s. Abschnitt 7.4.3.3). Insbesondere setzen sie Anreize zur Verringerung der Abwassermenge anstelle der Schadstofffrachten (Ewringmann et al. 1981: 47).

In Deutschland ist eine mengenbezogene Bemessungsgrundlage in allen kommunalen Entgeltsystemen vorhanden, entweder in Form eines reinen Frischwassermaßstabs, oder ergänzt durch eine Grundgebühr und/oder flächenbezogene Niederschlagswasserentgelte (Holländer et al. 2013; Horstmeyer et al. 2014: 20 f.; Oelmann et al. 2017a: 328 f.). Allerdings sind in vielen Entwässerungssatzungen Zuschläge für besonders stark verschmutzte Abwässer vorgesehen (Starkverschmutzerzuschlag, s. z. B. Dockhorn 2007: 40 ff.), wobei jedoch keine repräsentativen Daten zu Verbreitung, Struktur und Anwendungspraxis existieren. Angesichts der hohen Kostenrelevanz einiger weniger Schadparameter (Abschnitte 7.4.3.1 und 7.4.3.3), sowie im Hinblick auf das nicht substanziell hinter der Abwasserabgabe zurückbleibende durchschnittliche Anreizniveau von Entgelten (Abschnitt 7.4.3.4) ist es somit durchaus möglich, selbst mit unterkomplexen, d.h. auf 2 oder 3 Parameter beschränkte Starkverschmutzerzuschläge weitgehend verursachergerechte Vermeidungsanreize zu setzen. In Abschnitt 5.4.2 ist aber bereits argumentiert worden, dass Kommunen kaum Anreize haben, Starkverschmutzerzuschläge auch tatsächlich anzuwenden (so auch Gawel et al. 2014: 124; s. auch Schöcke 2007: 225).

Eine abschließende Einschätzung ist jedoch aufgrund der mangelnden Datenlage zur Anwendungspraxis von Starkverschmutzerzuschlägen nicht möglich. Drei relevante Punkte sollen jedoch ergänzend erwähnt werden: Erstens legt der Umstand, dass in vielen Entwässerungssatzungen der Starkverschmutzerzuschlag auf den Parameter CSB (bzw. alternativ BSB₅, s. zu den verschiedenen Parametern zur Erfassung der Sauerstoffzehrung Gawel et al. 2014: 247 ff.) beschränkt ist,⁷⁵ während für einzelne Branchenabwässer wie jener aus der chemischen Industrie andere Parameter (hier: AOX) maßgeblich für die Behandlungskosten sein können, nahe, dass es selbst bei Anwendung der

⁷⁵ So etwa in Burg (Spreewald) (§§ 2 Abs. 7, § 3 Abs. 2 der Gebührensatzung zur Abwassersatzung des Trink- und Abwasserzweckverbandes Burg (Spreewald) 2009, veröffentlicht im Amtsblatt für das Amt Burg (Spreewald) vom 3.9.2014, Jg. 23, Nr.10, S. 7) sowie im Landkreis Elbe-Elster (§ 5 Abs. 3 der Gebührensatzung zur Entwässerungssatzung des Wasser- und Abwasserverbandes Elsterwerda (GEWS), veröffentlicht im Amtsblatt für den Landkreis Elbe-Elster vom 10.12.2014, Jg. 19, Nr. 22, S. 21).

Zuschlagsregelung u.U. nicht zu einer verursachergerechten Kostenanlastung kommt. Das setzt voraus, dass sich im Einzugsgebiet der Kläranlage, für die eine solche einfache Zuschlagsregelung gilt, auch tatsächlich industrielle Indirekteinleiter in relevantem Umfang befinden. Es ist nicht auszuschließen, dass Zuschlagsregelungen gerade dort eine komplexere Bemessungsgrundlage aufweisen, wo Indirekteinleiterabwässer dies erfordern.

Ein zweiter zu berücksichtigender Aspekt im Hinblick auf die verzerrende Wirkung mengenbezogener Benutzungsentgelte zentraler Kläranlagen ist die Begrenzung der Schadstofffrachten von Indirekteinleitern durch in Entwässerungssatzungen vorgeschriebene Maximalkonzentrationen für in die öffentliche Kanalisation verbrachte Abwässer bzw. darin enthaltene Schadstoffe (s. Abschnitt 6.3.3). Je restriktiver diese satzungsrechtlichen Anforderungen ausfallen, desto weiter nähert sich die Beschaffenheit vorbehandelter industrieller und gewerblicher Abwässer jener der häuslichen Abwässer sowie untereinander an. Zwar lassen bspw. CSB-Grenzwerte von 3.000 mg/l (so in Leipzig, s. Anlage 2 der Allgemeinen Entsorgungsbedingungen für Abwasser (AEB-A) der Kommunale Wasserwerke Leipzig GmbH vom 1.1.2017) Schadstoffkonzentrationen in industriellen Abwässern weit oberhalb der durchschnittlichen 600 mg/l CSB in häuslichen Abwässern (Schöcke 2007: 223 f.) zu. Bei hohen Vertragsstrafen werden Indirekteinleiter angesichts stets schwankender Ablaufkonzentrationen (s. Abschnitt 5.2) allerdings tendenziell bemüht sein, diesen Rahmen nicht vollständig auszuschöpfen. Darüber hinaus liegt der zulässige Konzentrationskorridor in anderen Kommunen weitaus geringer. So sind bspw. in Prenzlau maximal 1.300 mg/l CSB zulässig (Ziffer 1.2.1 der Anlage 1 der 3. Allgemeinen Entsorgungsbedingungen für Abwasser (AEB-A) der Stadtwerke Prenzlau GmbH (SWP) vom 1.7.2017).

Drittens ist zu bedenken, dass die in Abschnitt 7.4.3.1 sichtbar gewordene Dominanz industriell/gewerblich indirekt eingeleiteter Schadstofffrachten auf vielen kommunalen Kläranlagen bedeutet, dass auch die Behandlungskosten und somit die Benutzungsentgelte oftmals durch nicht-häusliche Abwässer bestimmt werden. In solchen Fällen bewirkt die verzerrende Wirkung mengenbezogener Entgelte weniger, dass Industrie und Gewerbe zu geringe Kosten tragen, weil sie von Entgelten profitieren, die auf geringere Schadstofffrachten privater Haushalte abstellen, sondern eher, dass private Haushalte aufgrund industrieller Einleitungen gemessen an ihrer Schadstofffracht zu viel zahlen. So ist bspw. in den 33 nordrhein-westfälischen Kläranlagen, in denen mindestens⁷⁶ 86 % der gesamten anfallenden CSB-Fracht auf Indirekteinleitungen zurückgehen, kaum zu vermuten, dass sich die Entgelthöhe an der durchschnittlichen CSB-Konzentration in häuslichen Abwässern orientiert. Eine entgeltrechtliche Schonung gewerblich bzw.

⁷⁶ Da in dieser Statistik nur die 86 umfangreichsten Indirekteinleitungen berücksichtigt wurden, es in Nordrhein-Westfalen aber 22.000 Indirekteinleitungen gibt, dürfte der Gesamtanteil der Indirekteinleiter an der CSB-Schadstofffracht auf zentralen Kläranlagen noch deutlich höher liegen.

industrieller Indirekteinleiter infolge des Frischwassermaßstabs der Entgeltberechnung zulasten privater Haushalte ist demnach in diesen Fällen unwahrscheinlich.

Die verzerrende Wirkung der gegenwärtigen Benutzungsentgelte ist somit in der Praxis weit weniger eindeutig bzw. in einem nennenswerten Umfang zu belegen, als es die theoretische Analyse vermuten lässt. Vor der Einführung einer Indirekteinleiterabgabe sollten daher insbesondere in dieser Hinsicht weitere Daten erhoben werden.

7.4.3.6 Verzerrende Auflagen für Indirekteinleiter

Weiterhin wurde argumentiert, dass eine Indirekteinleiterabgabe umso höhere Effizienzgewinne erwarten lässt, je stärker die verzerrende Wirkung ordnungsrechtlicher Anforderungen an Indirekteinleiter ausfällt. Das gilt allerdings nur, insoweit die Einführung einer Indirekteinleiterabgabe das Ordnungsrecht ersetzt und nicht lediglich ergänzt. Ein Verzicht insbesondere auf die Konzentrationsbegrenzungen für Indirekteinleitungen im kommunalen Satzungsrecht ist jedoch insoweit nicht zu erwarten, wie hiervon die Funktionstüchtigkeit der Kläranlagen abhängt. Zwar wurde in Abschnitt 6.3.3 angesprochen, dass prinzipiell auch zentrale Kläranlagen zur Behandlung toxischer Abwässer in der Lage sind, bzw. entsprechend erweitert werden können (z. B. Abma et al. 2010). Erwähnt wurde aber auch, dass eine effiziente Neudefinierung des Aufgabenspektrums zentraler Kläranlagen hohe Informationsanforderungen stellt und zudem das Risiko von Überkapazitäten erhöhen kann. Die Aufhebung satzungsrechtlicher Anforderungen an Indirekteinleitungen erscheint somit wenig wahrscheinlich.

Die bisherigen Entwässerungssatzungen sind auch aus einem anderen Grund zu hinterfragen. Den kommunalen Entwässerungssatzungen ist zu entnehmen, dass Einleitungsbeschränkungen nicht nur zum Schutz der Funktionstüchtigkeit der Behandlungsanlage festgesetzt werden, sondern auch im Hinblick auf die Gefährdung der Einhaltung jener ordnungsrechtlichen Vorgaben, denen die zentrale Kläranlage als Direkteinleiter unterliegt. So legt bspw. § 4 Abs. 4 Ziff. 3 der Allgemeinen Entsorgungsbedingungen Abwasser in der Stadt Halle (Saale) (AEB-A vom 1.1.2007 in der veränderten Fassung vom 1.9.2015) fest, dass Indirekteinleitungen untersagt sind, wenn **hierdurch „die Vorfluter über das zulässige Maß hinaus belastet oder sonst nachhaltig verändert werden können“ (eigene Hervorhebung)**. M.a.W. wird das Satzungsrecht auch dazu verwendet, um kommunale Kläranlagen vor besonders kostspieligen Behandlungsleistungen zu bewahren. Ein mögliches Motiv hierfür sind die Verteilungswirkungen mengenbezogener Benutzungsentgelte, die tendenziell zulasten privater Haushalte und anderen Indirekteinleitern mit haushaltsüblichen Abwässern gehen (Maystre / Geyer 1970). Eine Indirekteinleiterabgabe könnte somit theoretisch Grenzwerte für Indirekteinleitungen zwar u.U. nicht vollständig ersetzen, wohl aber deren Lockerung (Anhebung) ermöglichen. In diesem Rahmen käme einer Indirekteinleiterabgabe dann ein

größerer Spielraum für eine effizientere Allokation von Vermeidungsanstrengungen unter Berücksichtigung individueller Grenzvermeidungskosten der Indirekteinleiter zu.

Da die kommunalen Entwässerungssatzungen allerdings im verfassungsrechtlich geschützten Bereich der kommunalen Selbstverwaltung angesiedelt sind (§ 28 Abs. 2 GG), besteht keine rechtliche Handhabe der für die Abwasserabgabe zuständigen nationalen Gesetzgeberin in dieser Hinsicht. Auch in diesem Punkt trifft eine Indirekteinleiterabgabe somit nicht auf günstige Bedingungen. Allenfalls könnte die Einführung einer Indirekteinleiterabgabe über den Umweg einer Verminderung von Indirekteinleiterfrachten Kommunen nachträglich dazu bewegen, die Anforderungen ihrer Entwässerungssatzungen zu überdenken.

7.4.3.7 Versunkene Kosten

In der Literatur wird eine Indirekteinleiterabgabe bisweilen mit dem Verweis auf das Risiko hoher versunkener Kosten abgelehnt (s. Abschnitt 5.4.4). Dieses Risiko ist bei Einführung einer Indirekteinleiterabgabe (u.a.) auf Seiten zentraler Kläranlagen nicht von der Hand zu weisen, da Indirekteinleiter in der Folge eigene, dezentrale Behandlungskapazitäten errichten könnten, womit es zu Überkapazitäten der zentralen Kläranlage kommen kann. In diesem Zusammenhang ist argumentiert worden, dass ein pauschales Urteil zum Gewicht dieses Arguments nicht möglich ist, da im Einzelfall potenzielle Effizienzgewinne aus einer Indirekteinleiterabgabe die versunkenen Kosten überkompensieren können. Das gilt umso mehr, als versunkene Kosten bei Einführung einer Indirekteinleiterabgabe einmalig anfallen, wohingegen Effizienzvorteile einer Indirekteinleiterabgabe längerfristig Bestand haben bzw. in jeder Investitionsperiode erneut anfallen können. Unabhängig vom konkreten Verhältnis beider Effekte (versunkene Kosten vs. Effizienzgewinne der Indirekteinleiterabgabe) sollte die Ausweitung der Abgabepflicht auf Indirekteinleiter zu einem Zeitpunkt erfolgen, in dem eine grundlegende Erneuerung der zentralen Behandlungsstruktur ansteht und somit ohnehin eine erneute Entscheidung über die Ausbaugröße zu treffen ist.

In welchem Umfang eine Indirekteinleiterabgabe tatsächlich zur Entstehung von Überkapazitäten führen würde, lässt sich angesichts der mangelhaften Datenlage kaum beurteilen. Wie in Abschnitt 6.3.3 erläutert wurde, können die im Vergleich zu den Vorgaben der kommunalen Entwässerungssatzungen schärferen ordnungsrechtlichen Anforderungen an Direkteinleiter den Wechsel in einen Direkteinleiterstatus jedoch behindern, da hierdurch höhere Vermeidungskosten auf das betreffende Unternehmen zukommen können, als durch Entwässerungssatzung und Indirekteinleiterabgabe bereits angereizt wird bzw. vorgeschrieben ist. In diesem Fall entstehen der zentralen Kläranlage also selbst dann keine Einnahmeausfälle, wenn die Indirekteinleiterabgabe eine weitergehende dezentrale Vorbehandlung bewirkt, da die überantwortete Abwassermenge und somit die Bemessungsgrundlage für Benutzungsentgelte unverändert bleibt. Allenfalls

könnten sich verringerte Einnahmen aus Starkverschmutzerzuschlägen ergeben. Ob die angesichts der dezentral verringerten Schadstofffrachten freiwerdenden frachtbezogenen Behandlungskapazitäten der zentralen Kläranlage als Überkapazitäten anzusehen sind, ist dann eine Frage der Betrachtungsweise bzw. der politischen Zielsetzung (kostenminimale Umsetzung eines Punktzels oder Emissionsminimierungsphilosophie, s. ebd.).

Was den begünstigenden Umstand einer anstehenden flächendeckenden Erneuerung der kommunalen Abwasserbehandlungsinfrastruktur betrifft, so gibt es keine entsprechenden Hinweise für die Bundesrepublik. Zwar wird durchaus ein gewisser Reformstau vermutet (Oelmann et al. 2017b). Ein umfassender Erneuerungsbedarf, wie er in anderen Staaten teilweise ansteht (etwa in den USA, s. United States Government Accountability Office (GAO) 2009: 6), findet in diesem Zusammenhang jedoch keine Erwähnung. Möglicherweise könnte in den ostdeutschen Bundesländern demnächst ein solcher Bedarf bestehen, da hier nach der Wiedervereinigung flächendeckend umfassende Investitionen vorgenommen wurden (Köhler / Meyer 2006: § 10 Rn. 139) und die durchschnittliche Lebensdauer von Kläranlagen im Umfang von etwa 30 Jahren (Imhoff und Imhoff 2018: 109) in Kürze ausgeschöpft sein wird. Darüber hinaus könnte eine Verschärfung der ordnungsrechtlichen Anforderungen (Überarbeitung des Stands der Technik) bundesweit einen flächendeckenden Nachrüstungs- bzw. Ausbaubedarf schaffen.

Dort wo keine Erneuerungen anstehen, ist zusätzlich zu berücksichtigen, dass der demographische Wandel in manchen Regionen die Kommunen bereits heute vor das Problem zunehmender Überkapazitäten stellt. Bei sinkenden Bevölkerungszahlen sehen diese sich aufgrund des hohen Fixkostenanteils mit sinkenden Gebühreneinnahmen bei gleichbleibend hohen Behandlungskosten gegenüber (allgemein Faust et al. 2016; mit Bezug zu Deutschland s. Siedentop / Fina 2010). Der Wegfall von Gebühreneinnahmen von Indirekteinleitungen könnte diesen problematischen Trend noch verstärken. Auch aus diesem Grund sollte das Risiko von Überkapazitäten durch eine Indirekteinleiterabgabe nicht leichtfertig zur Seite geschoben werden. Eine weitergehende Beurteilung ist gleichwohl nur auf Grundlage zusätzlicher Daten möglich. U.U. kann die Entwicklung des Anteils der Indirekteinleitungen an der Gesamtheit gewerblicher und industrieller AbwassererzeugerInnen im Zuge der sukzessiven Erhöhung des nominalen Abgabesatzes zwischen 1981 und 1997 (s. § 9 Abs. 2 AbwAG) Anhaltspunkte in Bezug auf die Preiselastizität der Nachfrage der Unternehmen nach zentralen Behandlungsdienstleistungen geben.

7.4.3.8 Zusammenfassung Reformbedarf

Reformbedürftig ist der Zustand einer fehlenden Indirekteinleiterabgabe dann, wenn bei Einführung dieses Instruments (d.h. bei entsprechender Erweiterung des AdressatInnenkreises der Abwasserabgabe) substanzielle ökonomische und ökologische Vorteile zu erwarten sind. Im Rahmen der Prüfung der entsprechenden Voraussetzungen

sind allerdings Zweifel hieran erwachsen. Ein zentrales Hindernis ist die fehlende Möglichkeit zum Einschluss nicht-gefährlicher Schadstoffparameter, da diese für den Großteil der Behandlungskosten verantwortlich sind. Da das Ordnungsrecht hier keine Emissionsbegrenzungen vorsieht, kann eine Indirekteinleiterabgabe zumindest nicht im Rahmen der gegenwärtigen Abwasserabgabe etabliert werden, da letztere an diese ordnungsrechtlichen Begrenzungen anknüpft (Ermäßigungsregelung nach § 9 Abs. 5 u. 6 AbwAG). Eine eigenständige, d.h. unabhängig vom Ordnungsrecht gestaltete Indirekteinleiterabgabe würde wiederum zu einer (neuen) Ungleichbehandlung zwischen Indirekt- und Direkteinleitern führen. Somit erweist sich die Entkopplung der Abwasserabgabe vom Ordnungsrecht wie schon im Fall der räumlichen Differenzierung als Voraussetzung für eine Reform hinsichtlich der abgabenrechtlichen Erfassung von Indirekteinleitungen.

Weitere Umstände, welche die theoretische Vorteilhaftigkeit einer Indirekteinleiterabgabe einschränken, sind das geringe Anreizniveau der Abwasserabgabe im Vergleich zu den durchschnittlichen kommunalen Benutzungsentgelten, sowie das enge satzungsrechtliche Korsett, in dem sich die Indirekteinleiter befinden: Da ihre Einleitungen hierdurch bereits stark normiert sind, kann eine Indirekteinleiterabgabe nur eine begrenzte Reallokation der Vermeidungsanstrengungen nach Maßgabe individueller Grenzvermeidungskostenfunktionen bewirken. Darüber hinaus ist unklar, in welchem Maße Entgeltstrukturen tatsächlich mengenbezogen und damit nicht verursachergerecht ausgestaltet werden (Ausmaß der Anwendung von Starkverschmutzerzuschlägen). Weiterhin ist zu bedenken, dass die ordnungsrechtlichen Anforderungen, die z.T. als Verfahrensvorschriften und nicht als Grenzwerte formuliert sind, bereits in einem gewissen Umfang die ökologisch vorteilhafte Abwasserbehandlung am Ort des Anfalls vorschreiben. Es ist also mitnichten so, dass diese Potenziale vollkommen brachliegen und auf ihre Hebung durch eine Indirekteinleiterabgabe warten. Schließlich ist auch das Risiko nicht unerheblicher versunkener Kosten infolge von Überkapazitäten auf Seiten der kommunalen Kläranlagen nicht von der Hand zu weisen und gerade im Kontext des demographischen Wandels mit besonderer Umsicht zu bewerten. Aus diesen Gründen ist die Einführung einer Indirekteinleiterabgabe unter den gegenwärtigen institutionellen Rahmenbedingungen nicht empfehlenswert. Sollte die Abwasserabgabe allerdings zukünftig stärker vom Ordnungsrecht entkoppelt werden und aufgrund einer Verschärfung der weiterhin bestehenden ordnungsrechtlichen Anforderungen ein flächendeckender Nachrüstungs- bzw. Ausbaubedarf entstehen, wäre eine erneute Prüfung der Sachlage angezeigt.

7.4.4 Reformoptionen

Für den Fall, dass dennoch (ggf. zukünftig) die Einführung einer Indirekteinleiterabgabe erwogen wird, soll untersucht werden, welche Gestaltungsmöglichkeiten bestehen und

welche Anpassungen im Abgabendesign hierfür erforderlich sind. Im Rahmen der Diskussion der Voraussetzungen für eine Indirekteinleiterabgabe hat sich gezeigt, dass sich die Ausweitung des AdressatInnenkreises verschiedene Gestaltungselemente der Abwasserabgabe berührt. Je nachdem, welche Konfiguration gewählt wird, ergibt sich dabei eine anders wirkende Indirekteinleiterabgabe. Angesprochen wurden zum einen der Parameterkatalog, bzw. die Frage, für welche Parameter eine Indirekteinleiterabgabe gelten soll. Zum anderen wurde die Bedeutung der Ermäßigungsregelung nach § 9 Abs. 5 u. 6 AbwAG hervorgehoben (Tarif). Darüber hinaus ist die Passfähigkeit eines erweiterten AdressatInnenkreises der Abwasserabgabe in Bezug auf andere Abgabenelemente zu prüfen (System zur Korrektur der Bemessungsgrundlage bei Überschreitung von Überwachungswerten nach § 4 Abs. 4 AbwAG, Verrechnungsoptionen nach § 10 Abs. 3 - 5 AbwAG).

In Abschnitt 7.4.3.1 wurde sichtbar, dass die Frage nach den **Schadparametern**, für die eine Indirekteinleiterabgabe erhoben werden soll, unmittelbar verknüpft ist mit dem Tarifverlauf (**Ermäßigungsoption**). Eine Entscheidung in dieser Hinsicht bedeutet eine grundsätzliche Weichenstellung für die Lenkungswirkung einer Indirekteinleiterabgabe. Bei Beibehaltung der Ermäßigungsoption ist eine Beschränkung auf jene Stoffe erforderlich, für die ordnungsrechtliche Anforderungen für Indirekteinleiter bestehen. Andernfalls entfällt der Bezugspunkt der Ermäßigung. Hiermit verbunden ist eine Beschränkung der Indirekteinleiterabgabe auf bestimmte gewerbliche und industrielle Branchen (s. Gawel et al. 2014: 152).

Vorteil dieser Variante ist, dass die vollzugsunterstützende Wirkung der Abwasserabgabe in vollem Umfang beibehalten bzw. auf Indirekteinleiter ausgeweitet würde. Der Nachteil besteht in der Preisgabe eines Großteils der ökonomischen Vorteile einer Indirekteinleiterabgabe aufgrund der untergeordneten Kostenrelevanz der verbleibenden Schadparameter (Abschnitt 7.4.3.1).

Eine zweite Möglichkeit wird eröffnet, wenn die Ermäßigungsregelung entfällt. Eine Indirekteinleiterabgabe kann in diesem Fall auf sämtliche Schadparameter Bezug nehmen. Ein solches Szenario ist aus ökonomischer Sicht vorzugswürdig, zumal andere, die Lenkungswirkung der Abwasserabgabe schonendere Optionen zur Begrenzung der finanziellen Belastung von Einleitern bzw. AbwassererzeugerInnen existieren (s. Abschnitt 5.5). Die vollzugsunterstützende Wirkung der Abwasserabgabe würde hierbei reduziert, aber nicht gänzlich aufgehoben. Schließlich geht eine Überschreitung von Überwachungswerten auch weiterhin mit einer Erhöhung der Abgabenbelastung nach Maßgabe des Systems zur Korrektur der Bemessungsgrundlage einher (s. Abschnitt 7.2).

Eine dritte Möglichkeit bestünde in der Etablierung einer Indirekteinleiterabgabe, welche die Ermäßigungsregelung der Abwasserabgabe für Direkteinleiter schlicht ignoriert. Somit würden unterschiedliche Vermeidungsanreize an Direkt- und Indirekteinleiter gerichtet.

Diese Ungleichbehandlung könnte juristisch dadurch gerechtfertigt sein, dass Indirekteinleiter eine andere Position in Bezug auf die Rolle ihrer Abwässer für den Gewässerschutz einnehmen, da diese stets noch von einer zentralen Kläranlage behandelt werden. Aus ökonomischer Sicht ist diese Ungleichbehandlung nicht zwingend problematisch, da ein Ausgleich der Grenzvermeidungskosten zwischen Indirekt- und Direkteinleitern in der Gegenwart ordnungsrechtlicher Emissionsbegrenzungen ohnehin ausbleibt. Vielmehr würde der Verzicht auf die Übertragung dieser Restriktion auf den Indirekteinleiterbereich zumindest dort den Grenzkostenausgleich ermöglichen, wären nicht zusätzlich Anforderungen der kommunalen Entwässerungssatzungen zu beachten. In jedem Fall bedeutet ein Ausschluss von Indirekteinleitungen von der Ermäßigungsoption, dass die gesamte Restverschmutzung konsequent abgabenrechtlich veranlagt würde.

Die hiermit verbundene erhöhte Belastung von Indirekteinleitern im Vergleich zu Direkteinleitern könnte jedoch dazu führen, dass vermehrt Entscheidungen zugunsten des Direkteinleiterstatus getroffen werden, was das Problem von Überkapazitäten bei den zentralen Kläranlagen verschärft. Es könnte daher erwogen werden, die Aussetzung der Ermäßigungsregelung für Indirekteinleiter mit einer pauschalen Halbierung des Abgabesatzes zu kombinieren. Obwohl die Ermäßigung mittlerweile praktisch flächendeckend greift, wäre damit jedoch weiterhin keine Gleichstellung von Direkt- und Indirekteinleitern unter Anreizgesichtspunkten verbunden. Schließlich müssen Direkteinleiter weiterhin striktere ordnungsrechtliche Vorgaben (Teil C der Anhänge der AbwV) erfüllen als Indirekteinleiter, zumindest sofern kommunalsatzungsrechtliche Indirekteinleiterbeschränkungen großzügiger ausfallen. Im Hinblick auf das ohnehin zu geringere Anreizniveau der Abwasserabgabe ist von einem solchen Schritt jedoch abzuraten.

Neben Parameterkatalog und Ermäßigungsregelung ist die Übertragbarkeit des **Systems zur Korrektur der Bemessungsgrundlage** nach § 4 Abs. 4 AbwAG auf Indirekteinleitungen zu thematisieren. Da die Erhöhung der Zahl der Schadeinheiten bei Überschreitung von Überwachungswerten weniger eine auf das Ordnungsrecht bezogene Sanktions- als eine abgabenrechtliche Korrekturfunktion erfüllt (s. Abschnitt 7.2), erscheint eine Anwendung auf Indirekteinleiter grundsätzlich sinnvoll. Schließlich würde ihr Emissionsumfang ebenfalls anhand weniger behördlicher Messergebnisse zu bewerten sein und eine Überschreitung der in der wasserrechtlichen Genehmigung gemäß § 58 WHG festgesetzten Vorgaben (die dann als abgabenrelevante Überwachungswerte zu definieren wären) eine Anpassung der Bemessungsgrundlage erfordern. Ein Anpassungsbedarf ergibt sich allerdings dann, wenn die behördliche Überwachungshäufigkeit zwischen Direkt- und Indirekteinleitern variiert. Wie in den Abschnitten 5.2.7, 7.2.2 und 7.2.3 erörtert, sollte sich aus ökonomischer Sicht der Umfang der Korrektur an der Entdeckungswahrscheinlichkeit einer Überschreitung und somit an der Überwachungshäufigkeit orientieren. Werden Indirekteinleiter zur Begrenzung des aufgrund einer Indirekteinleiterabgabe ggf. zusätzlich anfallenden Vollzugsaufwands seltener behördlich beprobt als Direkteinleiter, besteht eine

geringere Entdeckungswahrscheinlichkeit von Überschreitungen der Überwachungswerte. Demzufolge müsste eine Korrektur in diesem Fall umfangreicher ausfallen als bei Direkteinleitern. Da aber bereits bei diesen eine sehr geringe Kontrolldichte besteht, sollte im Idealfall die Überwachungshäufigkeit in Bezug auf die Indirekteinleiter der ggf. höheren in Bezug auf die Direkteinleiter angeglichen werden. Dabei kann das Problem auftreten, dass aufgrund einer geringeren Prozessstabilität seitens der Indirekteinleiter im Vergleich zu einer großen zentralen Kläranlage deutlich umfangreichere Streuungsamplituden anfallen und das Korrektursystem somit zu noch stärkeren Erhöhungen der Abgabenlast führt als bereits bei Direkteinleitern. Aus diesem Grund kann bei Indirekteinleitern eine höhere Überwachungsichte als bei Direkteinleitern angezeigt sein. Der hiermit eintretende zusätzliche Vollzugsaufwand müsste dann ggf. an anderer Stelle kompensiert werden (Beschränkung auf eine kleinere Anzahl von Branchen oder Erhöhung der Bagatellgrenze für die Heranziehung zum AdressatInnenkreis der Indirekteinleiterabgabe).

Unabhängig von der Frage der Rolle der Kontrollhäufigkeit für den effizienten Umfang der Korrektur der Bemessungsgrundlage stellt sich im Fall von Indirekteinleitungen die Frage, inwieweit eine Übertragung des in Abschnitt 5.4 entworfenen Konzepts zur abgabenrechtlichen Bewertung von Emissionsspitzen sinnvoll ist. Während bei Spitzenlasten von Direkteinleitern ein erhöhter Abgabesatz auch im Hinblick auf das Risiko erhöhter Grenzschäden vorgeschlagen wurde, ist dieses Risiko bei Indirekteinleitungen nicht in einer vergleichbaren Weise gegeben. Schließlich wirken sich Konzentrationsschwankungen in Indirekteinleitungen nicht unmittelbar auf Gewässer aus, sondern werden von der aufnehmenden zentralen Kläranlage u.U. problemlos (kostenfrei) in regelkonforme Konzentrationen transformiert (Vermischung mit anderen Abwässern). Selbst wenn von Indirekteinleitern ausgehende Belastungsspitzen den Ablauf zentraler Kläranlagen und / oder ihre Vermeidungskosten beeinflussen, ist damit noch keine Kongruenz zu den Schadensrisiken direkt eingeleiteter Belastungsspitzen gegeben. Im Grunde müsste also für Indirekteinleiter ein eigenes Korrektursystem entworfen werden, das neben ggf. abweichenden behördlichen Kontrollhäufigkeiten auch die veränderten Folgekosten von Belastungsspitzen im Indirekteinleiterzusammenhang berücksichtigt.

Eine Überarbeitung der Abwasserabgabe bei Einschluss von Indirekteinleitungen ist schließlich auch in Bezug auf das **Verrechnungsregime** zu erwägen, sofern dieses nicht, wie in Abschnitt 5.5 empfohlen, zugunsten anderer finanziell belastungsbegrenzender Maßnahmen aufgegeben wird. Tendenziell erhöht die Förderung von Investitionsmaßnahmen aus dem Abgabenaufkommen das Risiko der Errichtung dezentraler Behandlungskapazitäten. Das ist zwar grundsätzlich erwünscht, sofern sich hieraus ein Ausgleich der Grenzvermeidungskosten zwischen Direkt- und Indirekteinleitern ergibt. Dieser Ausgleich ist jedoch durch das bestehende Ordnungsrecht weitgehend außer Kraft gesetzt. U.U. befördern Verrechnungen also die Etablierung ineffizienter dezentraler Vermeidungskapazitäten, sowie das – unabhängig von der Effizienz der Maßnahme – einhergehende Risiko von Überkapazitäten auf Seiten zentraler

Kläranlagen. Im Hinblick auf das Ziel der Vermeidung von Rohemissionen durch Vermeidungsaktivitäten am Ort der Entstehung wären Verrechnungsoptionen für Indirekteinleiter hingegen zweckmäßig, sofern, was bezweifelt wurde, hiermit ein nennenswerter Anreizaufstockungseffekt einhergeht. Im Hinblick auf die Gefahr zentraler Überkapazitäten ist daher von der Eröffnung von Verrechnungsmöglichkeiten auch für Indirekteinleiter eher abzuraten.

7.4.5 Zusammenfassung

Das Abwasserabgabengesetz erfasst bislang nur Unternehmen, die ihre Abwässer unmittelbar in ein Gewässer einleiten. Hoch konzentrierte Schadstofffrachten, die mittelbar über kommunale Kläranlagen eingeleitet (und zuvor dort mit behandelt) werden, bleiben von den Vermeidungsanreizen der Abgabe bislang tendenziell verschont. Zwar ist die Indirekteinleitung keineswegs kostenfrei. Aufgrund mengenbezogener Benutzungsentgelte und mangelnder Anreize für Betreiber zentraler Kläranlagen, diese mittels Starkverschmutzerzuschlägen schädlichkeitsbezogen zu gestalten, ist aber fraglich, inwieweit es in Bezug auf Indirekteinleiter zu einer verursachergerechten Kostenzuordnung kommt.

Der hiermit aufscheinende Reformbedarf steht Herausforderungen in Gestalt von Informationsasymmetrien bzw. Transaktionskosten im Zusammenhang mit der Erfassung der Bemessungsgrundlage von Indirekteinleitern, sowie ordnungsrechtlichen Anforderungen sowohl an Direkt- als auch Indirekteinleiter gegenüber. Die Bezugnahme der Abwasserabgabe auf die Vorgaben der Abwasserverordnung (Ermäßigung der Abgabe bei Einhaltung dieser Vorgaben) verhindert, dass der AdressatInnenkreis der Abwasserabgabe ohne Weiteres auf Indirekteinleiter erweitert werden kann. Eine Beschränkung einer möglichen ‚Indirekteinleiterabgabe‘ auf jene Schadparameter, für welche die Abwasserverordnung bereits heute konzentrationsbezogene Anforderungen an die Abwässer von Indirekteinleiter stellt, bedeutet aber aufgrund der untergeordneten Kostenrelevanz dieser Parameter eine starke Einschränkung potenzieller Effizienzvorteile.

Auch die ökologischen Vorteile einer Indirekteinleiterabgabe werden durch das Ordnungsrecht begrenzt bzw. bereits in einem gewissen Umfang abgeschöpft, da auch Indirekteinleiter Emissionsbegrenzungen unterliegen (kommunales Satzungsrecht). Zudem schreibt die Abwasserverordnung teilweise zusätzlich die Anwendung branchenspezifischer integrierter Vermeidungsverfahren vor.

Aufgrund mangelnder Daten insbesondere zur Anwendung von Starkverschmutzerzuschlägen ist keine zuverlässige Beurteilung möglich, in welchem Umfang die von kommunalen Benutzungsentgelten ausgehenden Vermeidungsanreize tatsächlich von denen einer Indirekteinleiterabgabe abweichen. Unklar ist darüber hinaus auch der Umfang des Risikos versunkener Kosten auf Seiten kommunaler Kläranlagen, wenn die

Errichtung zusätzlicher dezentraler Behandlungskapazitäten infolge der Einführung einer Indirekteinleiterabgabe zu Überkapazitäten führt. Da der demographische Wandel vielerorts bereits Überkapazitäten zu schaffen droht, sollte dieses Risiko nicht leichtfertig beiseitegeschoben werden.

Die Einführung einer Indirekteinleiterabgabe sollte daher am ehesten dann erwogen werden, wenn günstige Rahmenbedingungen vorliegen. Das ist etwa bei Verzicht der Gesetzgeberin auf die Ermäßigungsregelung im Zuge einer zukünftigen Entkopplung des Abwasserabgabengesetzes von den Vorgaben der Abwasserverordnung (Ermäßigungsregelung) der Fall, da dann auch die kostenrelevanteren Schadparameter CSB, N und P in einer Indirekteinleiterabgabe berücksichtigt werden können. Allerdings könnte auch erwogen werden, ungeachtet des Fortbestehens des Ermäßigungsbonus‘ eine Indirekteinleiterabgabe für sämtliche Schadparameter der Abwasserabgabe zu etablieren, und auf Seiten der Indirekteinleiter die Anwendung der Ermäßigung pauschal zu gewähren oder zu versagen. Unter Lenkungsgesichtspunkten sollte die Ermäßigung pauschal versagt werden, wodurch sich allerdings zusätzliche Anreize für den Wechsel in einen Direkteinleiterstatus ergeben könnten (je nach Umfang der alternativ zu zahlenden kommunalen Benutzungsentgelte). Hierdurch wird das Risiko der Entstehung von Überkapazitäten auf zentralen Kläranlagen erhöht.

Eine weitere günstige Rahmenbedingung für die Einführung einer Indirekteinleiterabgabe läge im Zuge einer Verschärfung der ordnungsrechtlichen Anforderungen an Direkteinleiter und einem dadurch ausgelösten flächendeckenden Nachrüstungs- bzw. Ausbaubedarf auf zentralen Kläranlagen vor. Hierdurch könnte das Risiko von Überkapazitäten verringert werden, da ggf. erforderliche Kapazitätserweiterungen sinkende Kapazitätsanforderungen in Bezug auf den Indirekteinleitersektor ausgleichen könnten.

Darüber hinaus ist bei Einführung einer Indirekteinleiterabgabe auch zu prüfen, inwieweit das gegenwärtige System zur Korrektur der Bemessungsgrundlage bei Überschreitung der Überwachungswerte (die dann auch für Indirekteinleiter nach Maßgabe der Vorgaben des kommunalen Satzungsrechts einzuführen wären) an eine ggf. geringere Überwachungshäufigkeit anzupassen ist. Berücksichtigt werden müsste zudem, dass sich Konzentrationsspitzen in Indirekteinleitungen nicht unmittelbar auf Gewässer auswirken, sondern stattdessen zunächst nur auf die Behandlungskosten der zentralen Kläranlage einschließlich der zu zahlenden Abwasserabgabe. Die Erhöhung des Abgabesatzes für normwidrige Einleitungen von Indirekteinleitern muss daher anders konzipiert werden als jene von Direkteinleitern.

Schließlich ist auch die Übertragung der bisherigen Verrechnungsoptionen auf Indirekteinleiter kritisch zu hinterfragen, da hierdurch Überkapazitäten auf den kommunalen Kläranlagen forciert werden könnten.

7.5 Kostenwiderstände

7.5.1 Einleitung

In Abschnitt 5.5 wurden Kostenwiderstände im Zusammenhang mit Umweltabgaben betrachtet. Diese Widerstände verhindern oftmals, dass Abgaben und andere ökonomische Instrumente mit einem Anreizniveau ausgestattet werden, von dem substantielle Vermeidungsanreize über jene des in der Regel parallel bestehenden Ordnungsrechts hinaus ausgehen. Substitutionseffekte werden hierdurch beschränkt, wenn nicht gar weitgehend ausgeschaltet, obwohl sie von vielen ÖkonomInnen als vorrangige Funktionskategorie von Umweltabgaben betrachtet werden (Abschnitt 2.5). Abwasserabgaben sind für dieses Phänomen keine Ausnahme (für Deutschland s. Gawel et al. 2014; für Ungarn s. Rákosi et al. 2015; für Frankreich s. Thomas 1995).

Wie in Abschnitt 5.5 ausführlich dargelegt, schließen der Wunsch der Abgabepflichtigen nach einer geringen Kostenbelastung durch Umweltschutzgesetze bzw. das Erfordernis einer politisch mehrheitsfähigen Abgabe das Setzen starker Vermeidungsanreize jedoch nicht aus. Es existieren im Gegenteil eine ganze Reihe belastungsmindernder Maßnahmen jenseits eines geringen Abgabesatzes. Viele dieser Maßnahmen weisen allerdings trotz der weitgehenden Wahrung von Substitutionseffekten effizienzschmälernde Verzerrungen des Abgabeanreizes auf. Neben der Verringerung von Einkommenseffekten und der Etablierung von Wettbewerbsverzerrungen ist vor allem das Durchbrechen des Grenzkostenausgleichsprinzips als Voraussetzung für eine kostenminimale Allokation von Vermeidungsanstrengungen ein häufiger Nebeneffekt. Zusätzlich ist bei der Wahl eines Mechanismus' zur finanziellen Belastungsbegrenzung zu beachten, dass der Entlastungseffekt im Umfang begrenzt sein kann. In der Gesamtschau zeigte sich, dass nach Maßgabe der Kriterien Kosteneffizienz (v.a. Grenzkostenausgleich), Effektivität (Umfang der Belastungsminderung) sowie Praktikabilität (keine oder vertretbare Informationsvoraussetzungen) pauschale Subventionen oder aber eine Freibetragsregelung vorzugswürdig sind.

Im Folgenden soll ausgehend von den gegenwärtigen Mechanismen der Belastungsminderung der Abwasserabgabe untersucht werden, in welchem Maße diese anreizverzerrend und somit reformbedürftig sind. Anschließend werden Möglichkeiten zur Eingliederung alternativer Optionen zur Belastungsminderung in die Abwasserabgabe erörtert.

7.5.2 Aktuelle Regelung des AbwAG

Die finanziellen Belastungen der Abwasserabgabe für Einleiter werden von mehreren Gestaltungselementen bestimmt. Offenkundige Relevanz besitzt zunächst der nominelle

Abgabesatz nach § 9 Abs. 4 AbwAG. Dieser beträgt seit der letztmaligen Anhebung zum 1.1.1997 35,79 € pro Schadeinheit, wobei die Schadeinheiten gemäß der Anlage zu § 3 AbwAG unterschiedlich groß ausfallen und sich auf das jeweilige aquatische Schädigungspotenzial des Stoffes beziehen (Kotulla 2005: § 3 Rn. 10 - 32). Neben der Größe der Schadeinheiten bestimmt der Umfang des Katalogs der abgabepflichtigen Schadparameter nach § 3 Abs. 1 AbwAG die Abgabenbelastung mit. Je mehr Stoffe abgabepflichtig sind, desto höher fallen Abgabenzahlungen auf Abwässer aus, deren Schadstoffkonzentrationen die Bagatellgrenzen (Schwellenwerte nach Anlage zu § 3 AbwAG) überschreiten. Als weitere belastungsrelevante Elemente innerhalb des AbwAG zu nennen sind – neben den genannten Schwellenwerten – die Möglichkeit zum Abzug von Vorbelastungen im aus Gewässern entnommenem Wasser nach § 4 Abs. 3 AbwAG, das Verfahren zur Korrektur der Bemessungsgrundlage nach § 4 Abs. 4 AbwAG, die Möglichkeit zur Erklärung geringerer als im wasserrechtlichen Bescheid genannten Überwachungswerte nach § 4 Abs. 5 AbwAG, die Option zur Ermäßigung des Abgabesatzes nach § 9 Abs. 4 u. 5 AbwAG, sowie die Möglichkeiten zur Verrechnung der Abgabenschuld mit Investitionskosten nach § 10 Abs. 5 u. 6 AbwAG. Mittelbar sind zudem die Bestimmungen zur Verwendung des Abgabenaufkommens als relevant für die letztendliche Abgabenbelastung zu sehen, da dieses Aufkommen durch die jeweilige Landesregierung gemäß § 13 Abs. 2 Ziff. 1 - 4 für den Bau von Kläranlagen und Kanälen verwendet und somit mittels zinsgünstiger Darlehen oder gar Zuschüsse an die Abgabepflichtigen zurückfließen kann (Köhler / Meyer 2006: § 13 Rn. 36 – 53; Kotulla 2005: § 13 Rn. 20 f.).

Eine Belastungsminderungsintention kann von diesen Gestaltungselementen insbesondere dem im ökonomischen Schrifttum einhellig als zu gering bewerteten Abgabesatz (s. den folgenden Abschnitt), der Ermäßigungsklausel sowie den Verrechnungsmöglichkeiten zugeschrieben werden. Plausibel ist eine solche Motivation zudem bei Teilen der Aufkommensverwendungszwecke, sowie in Bezug auf die Herabklärung, da die Veranlagung nach Überwachungswerten (oftmals auf dem Niveau der Vorgaben der Abwasserverordnung) vielfach als überhöht interpretiert wird (Berendes / Winters 1995: 67; Nisipeanu 2006: 133). Somit weist die Abwasserabgabe eine ganze Reihe von Regelungen auf, denen eine Belastungsminderungsfunktion zugeschrieben werden kann.

Von diesen Regelungen stehen weder die Aufkommensverwendung noch die Herabklärung einer effizienten Abgabenlenkung im Wege. So hat etwa die Verwendung des Aufkommens zumindest kurzfristig keinen Einfluss auf die Vermeidungsentscheidung des einzelnen Emittenten, da sie an keinen emissionsrelevanten Entscheidungsparameter gebunden ist (s. Abschnitt 5.5.4 sowie Gawel et al. 2014: 377). Theoretisch kann zwar eine nicht optimal ausgestaltete Verwendungsklausel zum Verlust eines effizienzsteigernden Anreizaufstockungseffekts führen. So hat der Sachverständigenrat für Umweltfragen in seinem Gutachten zur Einführung der Abwasserabgabe 1974 angeregt, die Mittelvergabe auf Einleiter mit besonders geringen Grenzvermeidungskostenfunktionen zu fokussieren, um

hierdurch einen zusätzlichen Emissionsminderungseffekt zu erzielen (SRU 1974: 19 f.). Da der Regulierer jedoch nicht bekannt ist, welche Emittenten das Kriterium relativ geringer Grenzkosten erfüllen, kann ein solcher Aufstockungseffekt in der Realität nicht erzielt werden (Gawel et al. 2014: 376; Karl / Ranné 1995: 31 f.). Eine alternative Aufkommensverwendung bedeutet somit auch keinen entsprechenden Verzicht bzw. Verlust. Auch der Umstand, dass eine Aufkommensrückerstattung langfristig durchaus unerwünschte alloкатive Effekte hervorruft, indem sie zu zusätzlichen Markteintritten oder alternativ erhöhten Vermeidungskosten im Aggregat führen kann (s. Abschnitt 5.5.3), empfiehlt keine besondere Aufmerksamkeit für die Aufkommensverwendungsklausel, da diese Effekte sämtliche belastungsmindernde Maßnahmen betreffen.

Auch die Herabklärung steht im Einklang mit der Lenkungsfunktion der Abwasserabgabe. Genau genommen erhöht die Herabklärung den Grad der Verursachergerechtigkeit, da sie es Emittenten mit geringen Schadstofffrachten (bzw. – Konzentrationen, s. Abschnitt 7.2.2) als im wasserrechtlichen Zulassungsbescheid festgelegt ermöglicht, eine Präzisierung der Bemessungsgrundlage herbeizuführen. Ohne diese Präzisierung müssten sie eine überhöhte Abgabelast schultern und würden in der Folge zu umfangreiche Vermeidungsmaßnahmen ergreifen. Zwar könnte die Herabklärung insofern als Einschränkung der Lenkungswirkung der Abwasserabgabe betrachtet werden, als dass selbst eine auf höheren Überwachungswerten basierende und in diesem Sinne erhöhte Abgabenbelastung nicht überhöht ist, da das Anreizniveau der Abwasserabgabe insgesamt zu gering ausfällt (s. hierzu auch Gawel et al. 2014: 189). Dieser Umstand ist jedoch eher dem Abgabesatz als dem Instrument der Herabklärung selbst geschuldet.

Aus diesen Gründen werden die weiteren Überlegungen auf die belastungsmindernden Elemente Abgabesatz, Ermäßigungsregelung sowie Verrechnungsoptionen beschränkt.

7.5.3 Reformbedarf

Das Anreizniveau der Abwasserabgabe ist nicht zuletzt im Hinblick auf das parallel bestehende Ordnungsrecht vielfach als zu gering kritisiert worden,⁷⁷ wobei insbesondere der geringe nominelle **Abgabesatz** thematisiert wurde, einschließlich der hälftigen Ermäßigung, die mittlerweile nahezu flächendeckend erfolgt (Gawel et al. 2014: 285). Während die adäquate Höhe des Abgabesatzes einer Demeritorisierungsabgabe letztlich Sache der Politik ist, rechtfertigt sich der Aufwand der Abgabenerhebung nur dann, wenn das Instrument spürbare Fortschritte in Bezug auf seine Zielkategorie (fortlaufende Verbesserung der chemischen Gewässerqualität) zu bewirken in der Lage ist (Gawel /

⁷⁷ Z. B. Ewringmann 2002; Ewringmann / Schafhausen 1985: 384 f.; Gawel et al. 2014: 269 – 274; Gawel / Schindler 2015b; Hansjürgens 1992: 68 – 76; Hansmeyer 1977: 82; Hansmeyer / Schneider 1992: 66; Hansmeyer / Gawel 1993; Karl / Ranné 1995: 27 f.; Kemper 1993: 280 f.; Möller-Gulland et al. 2015: 36; Rincke 1977; Scholl 1998: 30; Stehling 1999: 43.

Schindler 2015b: 45). Zu diesem Zwecke war der Abgabesatz aber seit den Anfängen der Abwasserabgabe zu gering bemessen (Hansmeyer 1977: 82; Rincke 1977). Während weitere erforderliche Erhöhungen über das seit 1997 letztendlich gültige Niveau hinaus im damaligen Gesetzgebungsverfahren diskutiert aber letztlich verworfen wurden (Gawel et al. 2014: 269 f.), hat die fehlende Anpassung an die stetige Inflation zusätzlich zu einer Auszehrung des Lenkungsanreizes geführt (ebd.: 270 - 272).

In Bezug auf die **Ermäßigungsoption** ist zu bedenken, dass hiermit neben der Belastungsminderung ein starker vollzugsunterstützender Effekt einhergeht. Wird die Abwasserabgabe, wie bspw. von Ewringmann (2002) gefordert, vom Ordnungsrecht abgekoppelt, indem die daran geknüpfte Ermäßigung entfällt, führt dies zu einer Schwächung ihrer Vollzugsunterstützungsfunktion. Alternative Mechanismen zur Belastungsminderung haben somit eine Funktionsverschiebung hin zu allokativen Aufgaben zur Folge, was aus ökonomischer Sicht zu begrüßen ist, sofern eine vom Ordnungsrecht bewerkstelligte ökologische Basissicherung hierdurch nicht infrage gestellt wird. Wie in Abschnitt 7.2.2 argumentiert wurde, kann allerdings auch eine vom Ordnungsrecht entkoppelte Abwasserabgabe eine nicht unerhebliche vollzugsunterstützende Wirkung entfalten, nämlich dann, wenn sie Emittenten zu Emissionsminderungen über das ordnungsrechtlich vorgeschriebene Niveau hinaus anhält. In diesem Fall mündet eine (behördlich festgestellte) Überschreitung der Anforderungen der Abwasserverordnung in eine halb- oder ganzjährige Korrektur der Bemessungsgrundlage gemäß § 4 Abs. 4 AbwAG.

Neben dem zu geringen Abgabesatz und der Ermäßigungsoption sind auch die **Verrechnungsmöglichkeiten** Gegenstand heftiger Kritik gewesen (s. die zahlreichen Nachweise bei Gawel et al. 2014: 303). Allem voran werden Verrechnungen als grundsätzlich „**konzeptwidrig**“ (Gawel et al. 2014: 308) eingestuft, da sie die Zahllast der Abwasserabgabe und somit Einkommenseffekte mindern (ebd.). Insoweit eine Zahllastminderung aber zur Herstellung politischer Akzeptanz unerlässlich ist, ist die Verrechnungswirkung lediglich im Hinblick auf zusätzliche effizienzschmälernde Wirkungen zu beurteilen (so auch Ewringmann / Scholl 1996: 11). Wie in Abschnitt 5.5.5 dargelegt und in Abschnitt 5.5.7 im Vergleich mit anderen Optionen sichtbar wurde, stellen Verrechnungen die unter Effizienzgesichtspunkten ungünstige Maßnahme zur Begrenzung der mit einer Abgabe verbundenen finanziellen Belastungen dar. So führen sie, etwa im Gegenzug zu pauschalen Subventionen, zu Wettbewerbsverzerrungen, dem Auseinanderfallen der individuellen Grenzvermeidungskosten, zur verstärkten Anwendung von end-of-pipe Maßnahmen gegenüber integrierten Vermeidungsmaßnahmen. Darüber hinaus ist die Effektivität von Verrechnungen potenziell begrenzt, da sie nur im Kontext von Investitionstätigkeiten in Bezug auf die Abwasserbehandlung in Anspruch genommen werden können, die zudem eine Verringerung der Schadstofffracht um mindestens 20 % in mindestens einem Abwasserteilstrom bewirken (§ 10 Abs. 3 Satz 1 AbwAG). Die in § 10 Abs. 4 eröffnete Möglichkeit, auch Investitionen in Kanalnetze zu verrechnen, dürfte allerdings zumindest

in Bezug auf kommunale Kläranlagen weitaus umfangreiche Verrechnungen ermöglichen (Gawel et al. 2014: 305). Allerdings geht mit der in Bezug auf die Errichtung von Abwasserbehandlungsanlagen geltenden Erheblichkeitsschwelle von 20 % Frachtminderung eine anreizaufstockende Wirkung einher, die unabhängig von der potenziellen Ineffizienz der verrechneten Maßnahmen das Richtungsziel einer Demeritorisierungsabgabe unterstützen kann.

Insgesamt überwiegen jedoch die Nachteile der gewählten Instrumente zur finanziellen Belastungsminderung bzw. zur Herstellung politischer Mehrheiten: Es wurde sowohl das allgemeine Anreizniveau unzureichend ausgestaltet (Abgabesatz) bzw. untergraben (Ermäßigung), als auch zusätzlich eine in vielerlei Hinsicht allokativ verzerrende Subventionsregel gewählt (Verrechnung von Investitionen). Aus diesem Grund sollen im Folgenden Möglichkeiten für einen Wechsel hin zu mit der Lenkungswirkung der Abwasserabgabe kompatibleren Entlastungsmöglichkeiten untersucht werden.

7.5.4 Reformoptionen

Die vergleichende Bewertung verschiedener Optionen zur finanziellen Belastungsminderung in Abschnitt 5.5.7 hat auf pauschale Subventionen (Aufkommensrückerstattung) sowie eine Freibetragsregelung als am wenigsten verzerrende Maßnahmen verwiesen.

Eine pauschale Aufkommensrückerstattung ist konzeptionell wenig anspruchsvoll. Hierfür müsste lediglich die Gesamtheit des Aufkommens durch die Anzahl der Abgabepflichtigen dividiert und an diese ausgeschüttet werden. Die gegenwärtige Zweckbindung des Aufkommens nach § 13 AbwAG müsste hierfür aufgehoben bzw. im Sinne einer voraussetzungslosen Rückerstattung umformuliert werden. Bislang ist das Aufkommen durch die Länder zur Erhaltung oder Verbesserung der Gewässergüte (§ 13 Abs. 1 Satz 1 AbwAG), sowie ggf. zur Finanzierung des abgabenrechtlichen Vollzugs vorgesehen (§ 13 Abs. 1 Satz 2 AbwAG). Wie in § 13 Abs. 2 Punkt 1 – 4 AbwAG sichtbar wird, können auch in diesem Rahmen Abgabepflichtige bereits von einer Aufkommensrückerstattung profitieren, da als Maßnahmen im Sinne von § 13 Abs. 1 AbwAG auch der Bau von Abwasserbehandlungsanlagen, Regenrückhaltebecken, Kanälen und Klärschlambeseitigungsanlagen genannt sind. Gleichwohl ist hiermit die Bedingung einer Investitionstätigkeit verknüpft, was einer pauschalen Rückerstattung zuwiderläuft. Wird das Aufkommen vollständig zurückerstattet, kann dieser Ansatz sämtliche belastungsmehrende Effekte im Zuge der Streichung bzw. Modifizierung der bisherigen belastungsmindernden Abgabenelemente (Abgabesatz, Ermäßigung, Verrechnungen) kompensieren.

Eine solche Strategie zur Minderung von Kostenwiderständen der Einleiter sähe sich allerdings zwei Herausforderungen gegenüber: Erstens wird die Erhebung, Verwaltung und

Verwendung der Einnahmen aus der Abwasserabgabe durch die Bundesländer organisiert, denen das Abgabenaufkommen gemäß § 1 Abs. 2 AbwAG zusteht (Köhler / Meyer 2006: § 13 Rn. 7). Eine bundesweit einheitliche Pauschale würde folglich eine entsprechende Einigung der Bundesländer und dabei insbesondere die Bereitschaft erfordern, Teile der landesspezifischen Einnahmen ggf. an andere Bundesländer abzutreten. Schließlich garantiert eine pauschale Rückerstattung nicht, dass das in einem Bundesland anfallende Abgabenaufkommen deckungsgleich ist mit der Summe einer an alle dort angesiedelten Abgabepflichtigen gezahlten Pauschale. Politisch kaum aussichtsreicher erscheint die Alternative landesspezifischer Pauschalen gemäß der jeweiligen Einnahmesituation, um Aufkommenstransfers zwischen den Bundesländern zu vermeiden. Hierdurch ergäben sich nämlich Anreize für Abgabepflichtige, sich in Bundesländern mit hohen Pauschalen anzusiedeln. Jene Bundesländer mit einem vergleichsweise ungünstigen Verhältnis von Abgabenaufkommen und Anzahl von Einleitern müssten folglich eine tendenzielle Abwanderung von Unternehmen befürchten.

Eine Lösung für diese politische, aus dem föderalen System entspringende Restriktion einer freien Gestaltung der Aufkommensrückerstattung wäre, das Aufkommen der Bundesgesetzgeberin zu übertragen. Diese Überlegung führt unmittelbar zum zweiten Problem in Bezug auf eine pauschale Subvention. Wird das Aufkommen rückerstattet bzw. dem Bund übertragen, steht es den Ländern nicht mehr für die bisherigen Verwendungszwecke zur Verfügung. Diese Zwecke erschöpfen sich keineswegs in der funktional äquivalenten Vergabe zinsgünstiger Darlehen oder gar Zuschüsse an Einleiter, sondern umfassen u.a. auch Maßnahmen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (Gawel et al. 2014: 381, Anhang 5). Für diese Zwecke müssten mithin neue Finanzquellen gefunden werden, womit die Zustimmung der Bundesländer zu einem solchen Schritt in weite Ferne rückt. Eine Beschränkung des Umfangs der Rückerstattung auf jene Mittel, die bereits gegenwärtig Einleitern zu Investitionszwecken zugutekommen, ist wiederum nicht vereinbar mit der oben erläuterten Voraussetzung einer Zuständigkeit der Bundesgesetzgeberin für das Abgabenaufkommen, es sei denn, dieser würde in einem komplizierten Verfahren die – nach der Rückerstattung gemäß des bereits jetzt an Einleiter zurückfließenden Aufkommensanteils – verbleibenden Aufkommensbestandteile so an die Länder ausschütten, dass der *status quo* nicht verändert wird.

Ein derart komplizierter Mechanismus erscheint wenig aussichtsreich, zumal, wie in Abschnitt 5.5.7 bereits erwähnt wurde, die Zahlung von Subventionen an Emittenten aus Mitteln, die gegenwärtig ggf. in Maßnahmen zum Gewässerschutz fließen, politisch ebenfalls kontrovers sein dürfte. Zielführender erscheint vor diesem Hintergrund eine Freibetragsregelung, etwa wenn diese im Umfang so ausgestaltet wird, dass der Entlastungseffekt gerade die Zusatzbelastungen etwa aus der Streichung der Ermäßigung sowie der Verrechnungen kompensiert, sich das Abgabenaufkommen also nicht verringert. Aufgrund der im Idealfall ausbleibenden Allokationswirkung einer Freibetragsregelung

würde dabei die Lenkungswirkung der Abwasserabgabe trotz konstanter Zahllast gestärkt (Abschnitt 5.5.6).

Der Vorschlag einer Freibetragsregelung im Zusammenhang mit der Abwasserabgabe ist bereits von Ewringmann und Scholl (1996: 10 - 21) und Scholl (1998: 150 - 155) in die Reformdebatte im Gegenzug für die Streichung der Ermäßigungsoption eingebracht worden. Hierbei wurde u.a. ein Freibetrag in Höhe von 40 % der ordnungsrechtlich zulässigen Konzentration bzw. der daraus resultierenden Fracht diskutiert, womit die Restverschmutzung weiterhin einer spürbaren Belastung unterläge (Ewringmann / Scholl 1996: 12). Nach Ansicht von Scholl (1998: 153) würde ein Freibetrag von 50 % politisch für zu umfangreich gehalten, wobei die damit einhergehende Entlastung der parallelen Belastungssteigerung durch Entfallen der Ermäßigung und ggf. Verrechnungsoptionen gegenüberzustellen ist. Soll eine Freibetragsregelung unter dem Belastungsgesichtspunkt sowohl die Streichung der Ermäßigung als auch den Wegfall von Verrechnungsoptionen kompensieren, ist allerdings ein Abzug von der Bemessungsgrundlage im Umfang von über 50 % erforderlich.

In Abschnitt 5.5.6 wurde jedoch argumentiert, dass mit zunehmender Höhe eines pauschalen Freibetrags tendenziell die Zahl jener Emittenten zunimmt, welche nach Maßgabe ihrer individuellen Grenzvermeidungskosten in Abwesenheit einer Freibetragsregelung umfangreichere Vermeidungsanstrengungen unternommen hätten bzw. gegenwärtig noch unternehmen. M.a.W. würde ein zunehmender Teil der Emittenten dazu veranlasst, überobligatorische, d.h. über das ordnungsrechtlich vorgeschriebene Maß hinaus Emissionsminderungsmaßnahmen zu ergreifen, wohingegen bereits bestehende überobligatorische Minderungsmaßnahmen tendenziell (auf das Niveau des Freibetrags) begrenzt werden.

In welchem Umfang dies zu allokativen Verzerrungen führt, ist jedoch unklar, da zum einen keine repräsentativen Daten zum Umfang bzw. zur Verbreitung überobligatorischer Vermeidungsleistungen vorliegen. Zum anderen könnte selbst bei Vorliegen solcher Daten hiervon nicht zwingend auf entsprechend geringe Grenzvermeidungskosten geschlossen werden, da die unvermeidlichen Konzentrationsschwankungen im Kläranlagenablauf ohnehin regelmäßig durchschnittliche Ablaufkonzentrationen unterhalb der in der Abwasser-verordnung festgesetzten Werte (Mindestanforderungen) erfordern (Vermeidung der abgaben- und ordnungsrechtlichen Sanktionen bei Verletzung der Mindestanforderungen, s. Abschnitt 7.2 sowie Bandyopadhyay / Horowitz 2006).

Ohne repräsentative Daten zu den Grenzvermeidungskostenkurven der Emittenten ist eine Beurteilung, in welchem Umfang belastungsmindernde Aufgaben im Rahmen des AbwAG einer Freibetragsregelung überantwortet können, somit kaum möglich. Zwar könnte gemutmaßt werden, dass das geringe Anreizniveau der Abwasserabgabe kaum in der Lage ist, überobligatorische Vermeidungsmaßnahmen jenseits des schwankungsbedingten

Sicherheitskorridors anzureizen. Da die Einführung einer Freibetragsregelung aber gerade auf die Erhöhung der Vermeidungsanreize abzielt (z. B. Entfallen der Ermäßigung), nimmt die Wahrscheinlichkeit überobligatorischer Behandlungsanstrengungen parallel zum Risiko der Begrenzung ebendieser zu.

Eine Freibetragsregelung ist demnach kein Königsweg zur Reduzierung von Kostenwiderständen. Ewringmann und Scholl (1996: 11) argumentieren, dass, weil es diesen Weg nicht gibt, eine Freibetragsregelung aber als am wenigsten verzerrende Maßnahme gewählt werden sollte. Dass die unerwünschten potenziellen Allokationseffekte eines Freibetrages etwa im vorgeschlagenen Umfang von 40 % die negativen Effekte der gegenwärtigen Ermäßigung unterschreiten, kann mangels Daten jedoch nicht mit Sicherheit festgestellt werden. Eine zumindest stichprobenartige Erhebung zum Umfang überobligatorischer Vermeidungsmaßnahmen sowie der Motivation hierfür (geringe Vermeidungskosten oder Sorge vor Überschreitungen der ordnungsrechtlichen Anforderungen) sollte der Umstellung auf eine Freibetragsregelung daher vorangehen.

Insoweit der Verzicht auf den Ermäßigungsbonus bereits einen hohen prozentualen Freibetrag (50 % der ordnungsrechtlich zulässigen Fracht) erfordert, wäre zu überlegen, ob die Verrechnungsoptionen als zusätzliches belastungsminderndes Element nicht beibehalten bzw. reformiert werden sollten. Bspw. könnte der Subventionsumfang anstelle auf die Investitionskosten auf vermiedene Schadstofffrachten Bezug nehmen (s. Abschnitt 5.5.4). Hierdurch würde der Anreiz der Verrechnungsoptionen zu besonders kostspieligen und ggf. ineffizienten Vermeidungsmaßnahmen (Scholl 1998: 117) entfernt. Darüber hinaus würde eine an der Emissionsminderung anknüpfende Subvention auch integrierte Vermeidungsmaßnahmen honorieren und gleichzeitig den unter dem Gesichtspunkt der Akzeptanz förderlichen Bezug zur Verbesserung der Gewässerqualität beibehalten bzw. noch verstärken. U.U. kann zudem auch der Freibetrag an die Einhaltung der ordnungsrechtlichen Voraussetzungen geknüpft werden und die vollzugsunterstützende Funktion dieses Elements somit gewahrt bleiben (Gawel et al. 2014: 294). Im Sinne des empfohlenen kontinuierlichen Anstiegs der Tariffunktion im Zusammenhang mit einer Überschreitung der Überwachungswerte sollte darauf allerdings verzichtet werden (Abschnitte 7.2.2 und 7.2.3).

7.5.5 Zusammenfassung

Die Abwasserabgabe ist durch eine Reihe von Gestaltungselementen gekennzeichnet, die zu einer Begrenzung der mit der Abgabe verbundenen finanziellen Belastung führen. Während einige dieser Regelungen mit dem Lenkungsauftrag des Instruments harmonieren bzw. diesen sogar unterstützen (Aufkommensverwendung zur Förderung von Vermeidungsinvestitionen, Herabklärung), führen andere zu einer Schwächung und/oder Verzerrung des Abgabesignals. Hierzu zählen insbesondere die

Ermäßigungsoption, sowie die Möglichkeit zur Verrechnung des Abgabenaufkommens mit Investitionskosten.

Als Alternativen hierzu wurden eine pauschale Rückerstattung des Abgabenaufkommens, sowie eine Freibetragsregelung in Form eines prozentualen Abzugs von der (ordnungsrechtlich zulässigen) Bemessungsgrundlage betrachtet. Hierbei zeigte sich, dass die mit den tendenziell geringsten verzerrenden Effekten behaftete pauschale Aufkommensrückerstattung vor dem Hintergrund der föderalen Struktur der Aufkommenszuständigkeit (Bundesländer) und der damit einhergehenden Verteilungseffekte politisch wenig aussichtsreich erscheint. Entweder resultieren hieraus Transferzahlungen zwischen den Bundesländern, oder aber – bei bundeslandspezifischen Rückerstattungssystemen – Anreize für Emittenten zur Verlagerung ihrer Produktion in jene Bundesländer mit der höchsten Rückerstattungsquote.

Eine Freibetragsregelung wiederum birgt die Gefahr, allokativen Verzerrungen der bestehenden Entlastungsregelungen lediglich in andere Bereiche zu verlagern. Je stärker das gegenwärtige Anreizniveau bereits überobligatorische Vermeidungsleistungen bewirkt, desto höher ist der verzerrende Effekt eines Freibetrags. Zur Feststellung, ob dieser geringer ausfällt als der verzerrende Effekt der Ermäßigungsoption, bedarf es weiterer empirischer Untersuchungen zu Umfang und Hintergründen überobligatorischer Vermeidungsanstrengungen. In jedem Fall vorteilhaft erscheint hingegen der Verzicht auf das gegenwärtige Verrechnungsregime zugunsten von Subventionen, die ebenfalls einmalig anlässlich von Emissionsminderungen gezahlt werden und von deren Umfang abhängig gemacht werden sollten.

7.6 Ausblick

In diesem Kapitel wurden vier Reformfelder der Abwasserabgabe betrachtet: Belastungsspitzen, räumlich variierende Knappheiten, Indirekteinleitung und Kostenwiderstände. Die jeweiligen Analysen haben gezeigt, dass es bis auf wenige **Ausnahmen kaum ‚niedrig hängende Früchte‘** einer Reform gibt, die ohne größeren Aufwand mit hoher Sicherheit zu umfangreichen Effizienzgewinnen oder ökologischen Vorteilen führen. Das bedeutet allerdings nicht, dass auf Reformen verzichtet werden sollte. Selbst kleine prozentuale Effizienzgewinne oder Verminderungen von (Roh-)Emissionen können angesichts der hohen Kosten der hochentwickelten Abwasserbehandlung, sowie der großen, in die aquatische Umwelt eingeleiteten Schadstoffmengen nennenswerte Entlastungen bewirken, die höhere Kosten im Vollzug aufwiegen. Zusätzlich zu kostenbezogenen und ökologischen Argumenten mahnt nicht zuletzt Artikel 9 der Wasserrahmenrichtlinie, Potenziale für eine effizientere Gewässerbewirtschaftung zu nutzen (s. Abschnitt 7.3.3).

Konkrete Reformempfehlungen werden dabei jedoch erschwert durch Unsicherheiten verschiedener Schattierungen. So ist etwa die präzise raum- und zeitspezifische Schadenswirkung eines Emissionsvorgangs derart komplex, dass sie selbst unter Einsatz massiver Ressourcen (Mess- und Analysetechnik sowie entsprechendes Personal) nicht mit zufriedenstellender Genauigkeit über größere Räume hinweg erfasst werden kann (s. Abschnitt 5.3.5.3) und somit tendenziell in die Kategorie Knight'scher bzw. ‚tiefer‘ Unsicherheit fällt (für eine Übersicht verschiedener Unsicherheitsgrade s. z. B. Dequech 2006: 112 – 117; Riesch 2013; Walker et al. 2013). **An anderen Stellen bestehen ‚lediglich‘ Informationsasymmetrien**, was bedeutet, dass Informationen zwar vorhanden sind, der Gesetzgeberin der Zugang hierzu jedoch verwehrt bzw. mit prohibitiven Beschaffungskosten verbunden ist (v.a. in Bezug auf individuelle Grenzvermeidungskosten und die präzise Bemessungsgrundlage). In diesen Fällen können lediglich Strategien zum bestmöglichen Umgang mit dieser Unsicherheit entwickelt werden, wie etwa der Standard-Preis- oder der Demeritorisierungsansatz in Bezug auf die Unsicherheit der Grenzschadenskosten von Emissionen im gesamtwirtschaftlichen Optimum beispielhaft illustriert.

Für die Reform der Abwasserabgabe von Bedeutung ist zudem eine dritte Kategorie von Unsicherheit, nämlich jene, die in Bezug auf prinzipiell zu vertretbaren Kosten zu beschaffenden Informationen besteht. Ein Beispiel hierfür ist die in Bezug zur effizienten Steuerung von Indirekteinleitungen relevante Frage, in welchem Ausmaß Kommunen Starkverschmutzerzuschläge in ihren Entwässerungssatzungen vorsehen und auch tatsächlich anwenden. Eine stichprobenartige Analyse dieser Satzungen, sowie eine ebenfalls stichprobenartige Befragung von Indirekteinleitern bedeuten zwar keine unerheblichen, sicherlich aber nicht prohibitive Informationsbeschaffungskosten. Sobald anzunehmen ist, dass diese Kosten im Umfang nicht in einem Missverhältnis stehen zu den zu erwartenden (ebenfalls kaum präzise zu beziffernden) Vorteilen in Form einer effizienteren oder effektiveren Abwasserabgabe, sollten daher entsprechende Vorstöße unternommen werden.

Konkret könnte die Erhebung weiterer Daten bzw. zusätzliche Forschung in folgender Hinsicht helfen, eine bessere Entscheidung für oder gegen Reformschritte bzw. deren Ausgestaltung zu treffen:

- **Räumliche Differenzierung:** umfassendere Analyse regionaler Knappheiten, insbesondere der räumlichen Skalierung (Größenordnung der zu wählenden Knappheitsregionen) einschließlich Analyse der Relevanz interregionaler Stoffströme; exemplarische Analyse der Relevanz individueller Transferkoeffizienten im Verhältnis zu anderen Knappheitsfaktoren (Vorbelastung der Gewässerkörper); Prüfung der Eignung (Kosten, Zuverlässigkeit) vorhandener Modelle einschl. der entsprechenden Software zur flächendeckenden Erfassung von Transferkoeffizienten oder sogar Schadenskosten;

- **Indirekteinleitung:** stichprobenartige Erhebungen zu potenziellen Kostenvorteilen einer kombinierten zentralen und dezentralen Behandlung; Erhebung der Verbreitung, Ausgestaltung und Anwendungspraxis von Starkverschmutzerzuschlägen; Analyse des Umfangs bzw. Risikos von Überkapazitäten auf zentralen Kläranlagen bei Errichtung dezentraler Behandlungsanlagen; Analyse von Perspektiven einer behördlichen Kontrolle von Indirekteinleitungen auf Grundlage elektronischer Messsysteme einschließlich automatisierter Datenübertragung, durch die vor-Ort-Kontrollen ersetzt werden können, einschließlich der Potenziale zur Manipulation der Messsysteme bzw. der Daten-übertragung;
- **Kostenwiderstände:** stichprobenartige Erfassung des Ausmaßes der Übererfüllung ordnungsrechtlicher Anforderungen an Abwassereinleitungen zwecks Bestimmung des Handlungsspielraums in Bezug auf eine Freibetragsregelung.

Neben diesen Erweiterungen der Informationsgrundlage können die hier vorgeschlagenen Reformansätze auch von weitergehenden Fortschritten in Bezug auf folgende Forschungsfragen profitieren:

- Welches Potenzial haben **self-reporting Strategien** zur Verringerung der behördlichen Überwachungskosten, bzw. zur Präzisierung der Bemessungsgrundlage im Kontext kurzfristiger Belastungsspitzen (s. Abschnitt 5.2.7)? Welche Rolle spielen hierbei bereits beobachtete Verhaltensanomalien der Emittenten (Bandyopadhyay / Horowitz 2006; Gray / Shimshack 2011: 19 f.; Shimshack 2014: 355; Shimshack / Ward 2008; Toffel / Short 2011) und inwieweit können bzw. müssen diese zugunsten einer effizienteren Bewältigung von Spitzenlasten per Abgabenlenkung berücksichtigt werden?
- Welche spezifischen Herausforderungen ergeben sich neben der räumlichen aus der **zeitlichen Variation von Knappheitslagen**? Inwieweit lassen sich tages-, wochen-, monatsweise oder jahreszeitspezifische Abgabesätze definieren angesichts der Unsicherheit in Bezug auf die jeweils zu erwartende tatsächliche Ausprägung der Knappheit? Können alternativ im Einklang mit dem Bestimmtheitsgebot Auf- oder Abschläge auf den Abgabesatz nach behördlichem Ermessen, d.h. unterhalb der gesetzlichen Regelungsebene angewendet werden?
- Welche Implikationen hat der **Trend zur dezentralen Abwasserbehandlung** privater Haushalte (Gebäudekomplexe, einzelne Stadtviertel) (s. Abschnitt 5.4.4) für den Status gewerblicher und industrieller Indirekteinleiter? Inwieweit führt eine mögliche Reskalierung gegenwärtig überdimensionierter urbaner Infrastrukturen (Eggimann et al. 2015) in der Zukunft verstärkt zu Vorteilen einer erweiterten dezentralen Behandlung auch gewerblicher/industrieller Abwässer (Ermöglichung des Rückbaus öffentlicher Kanalsysteme)?

- Inwieweit ist die **Akzeptanz von Umweltabgaben** tatsächlich ausschließlich durch das von ihnen ausgehende finanzielle Belastungsniveau determiniert und in welchem Maße müssen bzw. können ggf. alternative Akzeptanzfaktoren berücksichtigt werden (bspw. die Verwendung des Aufkommens zugunsten von Umweltschutzmaßnahmen, s. Baranzini / Carattini 2017)?

Eine Klärung dieser Fragen kann dazu beitragen, die hier skizzierten Reformansätze weiter zu präzisieren und die damit verbundenen ökonomischen und ökologischen Vorteile genauer erfassen zu können. Angesichts der umfangreichen Ressourcen, die zur Abwasserbehandlung Jahr für Jahr eingesetzt werden und zudem zur Umsetzung des Zielniveaus der Wasserrahmenrichtlinie zusätzlich erforderlich sein werden, sollten die Kosten entsprechender weitergehender Analysen nicht überbewertet werden. Andernfalls besteht die Gefahr, dass Potenziale einer reformierten Abgabenlenkung unter Verweis auf die damit verbundenen Unsicherheiten nicht genutzt werden, oder andererseits zusätzliche Ressourcen im Zuge einer reformierten Abgabe aufgewendet werden – bspw. für die Erfassung räumlicher Knappheiten –, ohne dass hieraus substanzielle Kostenvorteile oder ökologische Fortschritte erwachsen.

8 Zusammenfassung

Der qualitätsbezogene Gewässerschutz ist ein Anliegen von hohem gesellschaftlichem Interesse. Von der chemischen Gewässerqualität hängt unmittelbar ab, ob und zu welchen Bedingungen qualitätssensible Nutzungen wie gewässerbezogene Sport- und Freizeitaktivitäten, die Gewinnung von Trinkwasser, die Produktion verarbeiteter Lebensmittel und vieles mehr stattfinden können. Neben diffusen Schadstoffeinträgen etwa aus der Landwirtschaft sind vor allem öffentliche und private Kläranlagen (Punktquellen) ein maßgeblicher Eintragspfad von Schadstoffen in Gewässer. Die Kosten der Abwasserbehandlung in Deutschland von jährlich ca. 8,8 Mrd. € verdeutlichen den hohen gesellschaftlichen Stellenwert, welcher der Umsetzung der bestehenden Qualitätsziele im Gewässerbereich beigemessen wird.

Ungeachtet dessen werden diese Ziele, die in der Europäische Wasserrahmenrichtlinie aus dem Jahr 2000 EU-weit einheitlich formuliert wurden, auch in Deutschland vielerorts verfehlt. Somit sind zusätzliche Anstrengungen zur Verbesserung der Gewässerqualität erforderlich, was den Einsatz zusätzlicher knapper Ressourcen bedeutet. Angesichts der allgemeinen Tendenz steigender Grenzvermeidungskosten im Gewässerschutz ist nicht auszuschließen, dass die entsprechenden Maßnahmekosten noch einmal substantiell zunehmen. Vor diesem Hintergrund ist es konsequent, dass die Wasserrahmenrichtlinie neben der Formulierung anspruchsvoller ökologischer Ziele erstmals auch den Grundsatz einer effizienten Bewirtschaftung von Gewässerressourcen Europarechtlich und somit auch für die Mitgliedstaaten verbindlich verankert hat (Art. 9 WRRL). Tatsächlich besteht ohne eine effiziente Strukturierung von Gewässerschutzmaßnahmen die Gefahr, dass die zur Zielerreichung erforderlichen Maßnahmekosten gesellschaftlich inakzeptable Ausmaße annehmen und infolgedessen flächendeckend auf die Möglichkeit der Richtlinie ausgewichen wird, weniger strikte Umweltziele zu formulieren (Art. 4 Abs. 5 WRRL).

Während die Wasserrahmenrichtlinie zwar ergänzend den Grundsatz der Kostendeckung „**einschließlich umwelt- und ressourcenbezogener Kosten**“ (Art. 9 Abs. 1 Satz 1 WRRL) sowie das Verursacherprinzip anführt, werden darüber hinaus jedoch weder präzise noch rechtsverbindliche Vorgaben dahingehend setzt, wie der Gewässerschutz effizient gestaltet werden kann. Aus ökonomischer Sicht legt das Zielkriterium der Effizienz den Einsatz marktförmiger Instrumente nahe (z. B. Abgaben, handelbare Nutzungsrechte, Subventionen), da diese unter geeigneten Voraussetzungen eher als ordnungsrechtliche Steuerungsansätze in der Lage sind, effiziente Allokationsergebnisse zu bewirken. In Deutschland wird zur Umsetzung des Effizienzauftrags der Wasserrahmenrichtlinie seitens der Politik folgerichtig u.a. auf die Abwasserabgabe verwiesen. Diese auf Schadstofffrachten in Abwassereinleitungen zu entrichtende Abgabe trat 1978 in Kraft und hat seitdem den Auftrag, effiziente Beiträge zum Schutz der Gewässer zu leisten.

Wie sich jedoch an der kritischen Debatte um die Ausgestaltung der Abwasserabgabe zeigt, stehen der Erfüllung dieses Auftrags zahlreiche Hindernisse im Weg. Hierzu zählt vor allem das zu geringe Anreizniveau der Abgabe, aber auch die Unterordnung unter bzw. starke Kopplung an parallel bestehende ordnungsrechtliche Vorgaben für Abwassereinleiter auf Grundlage des Wasserhaushaltsgesetzes. Sowohl der Effizienzauftrag der Wasserrahmenrichtlinie, als auch das Risiko substanziiell steigender Kosten zur Umsetzung der Richtlinienziele haben diese Diskussion neu entfacht, und gleichzeitig die Dringlichkeit einer Reform der Abwasserabgabe erhöht. In dieser Hinsicht bestehen allerdings kritische Wissenslücken, da trotz jahrzehntelanger diskursiver Auseinandersetzungen wesentliche Herausforderungen einer effizienten Abgabenlenkung nicht ausreichend adressiert wurden. Nicht zuletzt wurde es versäumt, auf die umfangreiche ökonomische Literatur zur Bewältigung von Umweltproblemen Bezug zu nehmen.

Das ist insofern nachvollziehbar, als dass die neoklassisch geprägte Umweltökonomik nur sehr rudimentäre Lösungen für die zahlreichen Herausforderungen bereithält, denen sich Umweltabgaben im Abwassersektor gegenübersehen. Hierzu zählen Informationsasymmetrien in Bezug auf Vermeidungskosten, Unsicherheit über Schadenskosten im Allgemeinen und die räumlich und zeitlich variierenden Effekte von Emissionen in der natürlichen und sozialen Umwelt im Besonderen, sowie hohe Transaktionskosten im Zusammenhang mit der Erfassung der Bemessungsgrundlage angesichts einer hohen Anzahl von AbwassererzeugerInnen sowie der stochastischen Natur von Einleitungsvorgängen. Zu berücksichtigen sind weiterhin potenziell umfangreiche Transaktionskosten im Zusammenhang mit dem hohen Fixkostenanteil der Abwasserbehandlung und der hohen Spezifität entsprechender Investitionen, Kostenwiderstände gegenüber den mit einer Abgabe verbundenen Zahllasten, die Verteilung von Regulierungskompetenzen auf unterschiedliche politische Ebenen, sowie die Einbettung von Abgabeninstrumenten in einen vielschichtigen Kontext aus Europa-, verfassungs- und umweltrechtlichen Bestimmungen.

Zwar ist in den vergangenen zwei Jahrzehnten eine Vielzahl von neoklassisch geprägten umweltökonomischen Analysen zur Adressierung dieser Aspekte erschienen, insbesondere was Informationsasymmetrien und Transaktionskosten im Zusammenhang mit der Erfassung von Bemessungsgrundlagen betrifft. Diese beziehen sich jedoch überwiegend auf eine oder maximal zwei Restriktionen und weisen insofern unrealistische Annahmen im Hinblick auf die verbleibenden Anwendungsbedingungen auf. Diese Beschränkung ist insofern verständlich, als dass die meist verwendeten Gleichgewichtsmodelle multiple Restriktionen zwar formal berücksichtigen können, eine Interpretation der daraus abgeleiteten Optimierungsbedingungen aber kaum möglich ist. Selbst dort, wo dies möglich wäre, ließen sich diese Bedingungen kaum in konkrete Politikempfehlungen für die Gestaltung von Abwasserabgaben übersetzen, da die empirische Ermittlung der Schattenpreise der Restriktionen kaum möglich ist. So ist etwa eine präzise Quantifizierung

von Transaktionskosten kaum möglich, da diese oftmals nicht dokumentiert werden, z. T. private Informationen darstellen und diese Kostenkategorie darüber hinaus konzeptionelle Unschärfen aufweist (Abgrenzung zu Produktionskosten). Aufgrund der Vielzahl der Restriktionen in Bezug auf ein effizientes Qualitätsmanagement von Gewässerressourcen sowie der daraus resultierenden Komplexität gilt dieser Anwendungsfall der Umweltökonomik als Paradebeispiel für „wicked problems“ (Batie 2008) oder „messes“ (Ackoff 1979), die sich den gängigen (neoklassischen) Lösungsansätzen entziehen.

Die vorliegende Untersuchung ist der Frage nachgegangen, wie unter diesen Voraussetzungen eine effiziente und ökologisch effektive Regulierung von Emissionen aus Punktquellen (Abwassereinleitungen) mithilfe von Lenkungsabgaben gestaltet werden kann. Dabei wurden fünf Anwendungsprobleme der Abgabenlenkung ausgewählt, die sowohl in der Reformdiskussion unzureichend beleuchtet wurden, als auch in der umweltökonomischen Literatur keine hinreichende Resonanz erfahren haben. Die leitenden Fragestellungen lauteten:

- Wie können kurzfristige stochastische Schwankungen der Emissionskonzentrationen im Kläranlagenablauf („Belastungsspitzen“) effizient reguliert werden?
- Wie können räumlich variierender Emissionseffekte im Rahmen der Abgabenlenkung berücksichtigt werden, um die Kosten zur Erreichung ökologischer Ziele (z. B. chemische Qualitätsstandards) zu verringern?
- Ist es zweckmäßig, auch indirekt über zentrale Kläranlagen einleitende AbwassererzeugerInnen in die Abgabepflicht einzuschließen? In Bezug auf welche Stoffe und AkteurInnen ist eine solche Indirekteinleiterabgabe sinnvoll?
- Wie können Kostenwiderstände gegen eine effektive Abgabenlenkung reduziert werden, ohne dabei die Lenkungswirkungen der Abgabe zu untergraben?
- Welche Beschränkungen oder auch zusätzlichen Möglichkeiten bestehen für eine Abgabenlenkung im Zusammenhang mit dem parallelen Einsatz zusätzlicher Steuerungsinstrumente?

Sowohl der starke Anwendungsbezug dieser Fragestellungen als auch die angesprochenen besonderen Voraussetzungen einer Abgabenlenkung im Abwassersektor legten nahe, Antworten hierauf unter besonderer Berücksichtigung der vorhandenen institutionellen Rahmenbedingungen sowie daraus erwachsender Restriktionen zu suchen. Andernfalls laufen Reformvorschläge Gefahr, unrealistische Informationsanforderungen im Hinblick auf das Instrumentendesign zu stellen, die Kosten des Vollzugs unverhältnismäßig zu erhöhen, oder nicht passfähig im Hinblick auf bereits bestehende Steuerungsansätze und rechtliche Gegebenheiten im Abwassersektor zu sein. Als geeigneter theoretischer Ansatz wurde daher die Neue Institutionenökonomik gewählt. Unter diesem Ansatz werden verschiedene Theorieschulen subsummiert (Transaktionskostentheorie, Theorie der

Verfügungsrechte, Prinzipal-Agenten-Theorie, Neue Politische Ökonomik, Ökonomische Analyse des Rechts). Ein einheitlicher institutionenökonomischer Ansatz zur Analyse von Umweltproblemen wurde hieraus jedoch noch nicht abgeleitet. Gleichwohl sind verschiedene **Vorstöße zur Entwicklung einer ‚Institutionen-sensiblen‘ Umweltökonomik** unternommen worden. Hierbei haben sich eine Reihe von Annahmen und Prämissen herauskristallisiert, die entsprechende Untersuchungen anleiten können. Die Annahmen spiegeln z. T. (erweiterte) neoklassische Positionen wider, weichen an vielen Stellen aber von diesen ab. Für die vorliegende Untersuchung wurden folgende Annahmen zugrunde gelegt:

- Individuen handeln **rational** auf Basis weitgehend **stabiler Präferenzen** und **zum eigenen Vorteil**, verfügen hierbei jedoch nur über **begrenzt**es Wissen.
- Umweltprobleme bzw. die ineffiziente Allokation von Umweltressourcen können sowohl auf das Vorliegen **externer Kosten** infolge besonderer Eigenschaften von Umweltgütern bzw. Ökosystemdienstleistungen (mangelnde Exklusivität) zurückgeführt werden, als auch auf die unzureichende Definition von **Verfügungsrechten** an diesen Gütern bzw. Dienstleistungen.
- **Transaktionskosten** (Kosten zur Beschaffung steuerungsrelevanter Informationen, zur legislativen und administrativen Umsetzung von Instrumenten, Anpassungskosten infolge der Spezifität von Investitionen) erschweren eine effiziente Regulierung umweltbezogener Ressourcennutzungskonflikte.
- Gleiches gilt für **Informationsasymmetrien** infolge der privaten Natur steuerungsrelevanten Wissens (individuelle Vermeidungskostenfunktionen und individuelle Emissionsmengen), die einer regulierenden Instanz nicht ohne Weiteres zugänglich sind.
- Regulierungsstrategien müssen das Risiko **normwidrigen Verhaltens** berücksichtigen. Emittenten werden z. B. umweltrechtliche Vorgaben ignorieren, sobald hierdurch eine Verringerung von Vermeidungskosten oder Kosten für den Erwerb umweltnutzungs-bezogener Verfügungsrechte möglich ist.
- Umweltpolitische Regulierungen sind in einen **rechtlichen Kontext** eingebettet und werden in ihrer Wirkung durch diesen potenziell beeinflusst (z. B. Europarecht, Verfassungsrecht, Umweltrecht, kommunales Satzungsrecht).
- Umweltpolitik wird nicht durch eine zentrale soziale PlanerIn betrieben. Stattdessen sind relevante Kompetenzen in **politischen Mehrebenensystemen** auf verschiedene AkteurInnen mit unterschiedlichen Interessen verteilt. Zudem orientieren sich politische und administrative AkteurInnen nicht am Kriterium der

Wohlfahrtsmaximierung bzw. Kostenminimierung, sondern **handeln nach eigenen Interessen** (z. B. Einfluss, Budgetmaximierung).

- **Eigentumsrechte** an Gewässerressourcen liegen faktisch auf Seiten der Emittenten. Prohibitive Transaktionskosten führen somit tendenziell zur Blockade einer ökologisch effektiveren Regulierung anstelle einer Blockade von Emissionen.
- Die Reallokation dieser Eigentumsrechte geht mit **Verteilungseffekten** einher. Hiermit verbunden ist die Möglichkeit von Kostenwiderständen, die in eine unzureichende Akzeptanz von Abgaben bzw. in eine Deformation der Lenkungswirkung münden können.

Aus diesen Annahmen ergab sich als zusätzliche, zentrale institutionenökonomische Prämisse, dass umweltpolitische Regulierung keinen optimalen (Pareto- oder Kaldor-Hicks-effizienten) Allokationszustand zum Ziel haben kann. Vor allem aufgrund von Informationsrestriktionen, Transaktionskosten sowie rechtlichen und politischen Restriktionen besteht die Herausforderung stattdessen in der Auswahl und Gestaltung von Instrumenten, die unter diesen Bedingungen die Umsetzung politischer Ziele insbesondere zu geringeren Kosten ermöglichen als alternative Instrumente. Maßstab einer Reform der Abwasserabgabe ist somit das Kriterium der **relativen bzw. institutionellen (Kosten-)Effizienz**.

Die in der Umweltökonomik verwendeten formalen Gleichgewichtsmodelle stellen keine hinreichende Methodik dar, um Politikalternativen anhand eines solchermaßen institutionenökonomisch erweiterten Effizienzkriteriums zu bewerten. Die Theorie des **Zweitbesten** sowie die ‚**Tinbergen-Regel**‘ liefern zwar **Hinweise darauf, dass sämtliche** Restriktionen adressiert werden sollten und der Einsatz multipler Politikinstrumente unter Effizienzgesichtspunkten von Vorteil sein kann. Darüber hinaus ist ihr methodologischer Wert aber gering, da Optimierungsbedingungen aus Gleichgewichtsmodellen mit einer Vielzahl an Restriktionen kaum interpretierbar sind und zudem die erforderlichen Informationen zur Konkretisierung der Schattenpreise der Restriktionen nicht zu vertretbaren Kosten zu beschaffen sind. Aus diesem Grund wurde in der vorliegenden Arbeit eine heuristische Herangehensweise gewählt, die lediglich an einzelnen Stellen um einfache Gleichgewichtsanalysen ergänzt wurden. Daneben wurden vor allem Plausibilitätserwägungen und Heuristiken verwendet, insbesondere um Aussagen zum Verhältnis von möglichen Effizienzgewinnen i.e.S. und Transaktionskosten treffen zu können. Wo dies nicht möglich war, wurden Tendenzaussagen in Abhängigkeit von der Ausprägung der relevanten Variablen formuliert. Diese Variablen bezeichnen günstige Voraussetzungen für den Einsatz von Umweltabgaben, bzw. für die Adressierung spezifischer Herausforderungen im Abwassersektor, und bieten in spezifischen Anwendungskontexten Orientierung für ein zieladäquates Ressourcenmanagement.

Der Aufbau der Arbeit erfolgte deduktiv. Nach einer Einführung in die Thematik (**Kapitel 1**) erfolgte ein cursorischer Überblick über die neoklassische und

institutionenökonomische Herangehensweise an die Analyse von Ressourcennutzungskonflikten im Zusammenhang mit Umweltgütern bzw. Ökosystemdienstleistungen (**Kapitel 2**). Dabei wurde die neoklassische Analyse des Marktversagens durch externe Effekte infolge der besonderen Eigenschaften dieser Güter bzw. Dienstleistungen nicht als Widerspruch, sondern als kompatibel zur Herangehensweise der Theorie der Verfügungsrechte gewertet. Sowohl die mangelnde Exklusivität vieler natürlicher Ressourcen, als auch fehlende oder ineffektive Verfügungsrechte daran tragen zu einer möglichen Übernutzung bei. Zum anderen wurden Abgaben als umweltpolitische Instrumente eingeführt und für die vorliegende Arbeit als preissteuernde Instrumente mit umweltrelevanter Bemessungsgrundlage definiert, bei denen die Finanzierungsfunktion zugunsten der Lenkungsfunktion zurücktritt. Das so eingegrenzte Instrument der Umweltlenkungsabgabe wurde weiterhin nach institutionenökonomisch relevanten Kriterien (Transaktionskosten, Vereinbarkeit mit verfassungsrechtlichen Anforderungen an Abgaben) in weitere Unterformen aufgegliedert. Darüber hinaus wurden die verschiedenen Funktionen von Umweltlenkungsabgaben vorgestellt.

In **Kapitel 0** wurde das neoklassische Grundmodell der Abgabenlenkung vorgestellt. Anhand der Freilegung von im Modell enthaltenen Annahmen wurde analysiert, inwieweit grundlegende Voraussetzungen für den Einsatz von Umweltabgaben im Abwassersektor vorliegen und welche Konsequenzen die dortigen Bedingungen für das Design des Instruments haben.

In Bezug auf die Voraussetzungen der Abgabenlenkung wurde unterschieden zwischen Voraussetzungen, unter denen überhaupt staatlichen Eingriff erforderlich sind (ob in Form von Abgaben oder anderen Instrumenten), sowie Voraussetzungen, die speziell für den Einsatz von Lenkungsabgaben gelten. Voraussetzungen für staatliches Handeln im Allgemeinen sind (1) das Ausbleiben einer freiwilligen privaten Verhandlungslösung, (2) das Vorliegen substantieller externer Effekte, sowie (3) den Umstand, dass vermiedene Emissionen nicht in andere Umweltmedien verlagert werden und dort vergleichbare oder höhere Schadenskosten bewirken. Im Fall von Emissionen aus Abwassereinleitungen dürften diese Bedingungen in vielen Anwendungsfällen vorliegen (prohibitive Transaktionskosten privater Verhandlungslösungen, hohe Schadenskosten verunreinigter Gewässer). Kritisch zu bewerten ist am ehesten der Aspekt der Verlagerung der Schadstoffe in andere Umweltmedien, wobei aber nicht anzunehmen ist, dass die Verlagerung von aus Abwässern abgeschiedenen Schadstoffen in Böden und Luft (landbauliche und thermische Verwertung von Klärschlämmen) zu vergleichbaren Schadenskosten führt. Der Verlagerungsaspekt sollte ungeachtet dessen adressiert werden, etwa durch die Förderung der Vermeidung der Entstehung von Emissionen ‚an der Quelle‘ gegenüber einer nachträglichen ‚end-of-pipe‘-Behandlung.

Voraussetzungen für den Einsatz von Abgaben als spezifisches umweltpolitisches Instrument sind gemäß dem Modell der Pigou-Steuer (4) Informationsasymmetrien in Bezug auf die individuellen Grenzvermeidungskosten der Emittenten, (5) vernachlässigbare oder zumindest verhältnismäßige Transaktionskosten, (6) eine substantielle Heterogenität individueller Grenzvermeidungskosten, (7) steigende Grenzvermeidungskosten, sowie (8) die Abwesenheit prohibitiver Schadenskosten bereits bei geringen Emissionsmengen. Abgesehen von hoch-persistenten bzw. hochgradig toxischen Substanzen liegen auch diese Voraussetzungen hinsichtlich abwasserbezogener Emissionen vor, oder können zumindest über ein geeignetes Abgabendesign unter geeigneten Bedingungen erfüllt werden.

Bis hierhin konnten die dem Modell zugrundeliegenden Annahmen bzw. die daraus folgenden Voraussetzungen für den hier untersuchten Anwendungsfall punktförmiger Schadstoffeinleitungen in Gewässer als tendenziell zutreffend bewertet werden. Hieraus kann aber zunächst nur geschlussfolgert werden, dass eine Abgabenlenkung möglich ist. Das Vorliegen der Voraussetzungen bedeutet hingegen nicht, dass die Aussagen des Modells unverändert gelten. Ein Beispiel für diesen Widerspruch ist die Unterstellung von Informationsasymmetrien. Verfügt die Gesetzgeberin über vollständige Informationen zu den (Grenz-)Vermeidungskosten der Emittenten, kann sie eine effiziente Ressourcenallokation auch mittels individuell angepasster Emissionsauflagen herbeiführen. Die private Natur dieser Informationen ist also für Effizienzvorteile marktförmiger Instrumente konstitutiv, da die hierdurch gebotenen Freiheitsgrade eine Reaktion des Emittenten nach Maßgabe seiner individuellen Kostensituation ermöglichen, was Voraussetzung für eine kostenminimale Lösung ist. Gleichzeitig bedeutet die Informationsasymmetrie aber auch, dass der Reguliererin die exakte aggregierte Grenzvermeidungskostenfunktion unbekannt ist, deren Kenntnis Voraussetzung für die Festlegung des effizienten Abgabesatzes ist.

Neben Informationsasymmetrien stellen das Risiko unverhältnismäßiger Transaktionskosten, Marktmacht, Unsicherheiten bzgl. der ökologischen und ökonomischen Effekte von Emissionen, sowie besondere Eigenschaften der betrachteten Schadstoffe und der natürlichen Umwelt (z. B. Schadstoffinteraktionen) weitere potenziell zu beachtende Rahmenbedingungen für den Einsatz von Umweltabgaben dar. Für den Untersuchungsbereich Abwasser ergeben sich hieraus erstens Konsequenzen im Hinblick auf die Eignung der in Kapitel 4 vorgestellten Abgabetypen: Die umfangreichen Unsicherheiten in Bezug auf den Umfang der Grenzschaäden, sowie die private Natur der Informationen zu Grenzvermeidungskosten schließen auf ein sozial optimales Allokationsergebnis abzielende Abgabenkonzepte im Bereich des qualitativen Managements von Gewässerressourcen aus. Stattdessen ist ein bestenfalls kosteneffizienter Gewässerschutz möglich. Zweitens lässt sich ein zunächst unspezifischer Auftrag zur Berücksichtigung von Transaktionskosten bei der Gestaltung des Abgabendesigns ableiten, da die Umsetzung qualitätsorientierter Umweltziele im Gewässerbereich in besonderem Maße transaktionskostenintensiv ist. Sowohl der neoklassischen als auch der institutionenökonomischen Literatur können hierfür Vorschläge entnommen werden. Dazu zählen in

Bezug auf Abgaben die Wahl einer transaktionskostenarmen Bemessungsgrundlage, die Rückerstattung des Aufkommens zur Senkung politischer Transaktionskosten, ein flexibles Instrumentendesign zur Verringerung von Anpassungskosten, die Stärkung der dynamischen Anreizwirkung, sowie die Förderung von end-of-pipe Vermeidungsmaßnahmen, die oftmals eine geringere Spezifität als integrierte Maßnahmen aufweisen und daher mit geringeren Anpassungskosten bei Veränderung der Abgabeanreize einhergehen. Drittens können Schadstoffinteraktionen Modifikationen der Abgabe erfordern, wobei hier allerdings hohe Informationsanforderungen bestehen, was die Möglichkeiten zur Berücksichtigung dieser Aspekte in der Praxis stark einschränkt.

In **Kapitel 4** wurde untersucht, wie der mit Umweltabgaben verbundene staatliche Eingriff in das Marktgeschehen bzw. in verfassungsmäßig geschützte Rechtspositionen des Individuums ökonomisch und juristisch zu rechtfertigen ist. Ziel des Vergleichs war es, mögliche verfassungsrechtliche Grenzen der Abgabenlenkung zu identifizieren.

Als Ausgangspunkt der ökonomischen Begründung wurde die Pigou-Steuer betrachtet. Ungeachtet einer differenzierteren Herangehensweise durch Pigou selbst wird dieses Konzept in der nachfolgenden neoklassisch geprägten Literatur in aller Regel als Idealtypus einer auf die Herstellung eines optimalen, d.h. Kaldor-Hick-effizienten Allokationszustands gefasst, worin gleichzeitig seine wesentliche (wohlfahrtstheoretisch basierte) Rechtfertigung gesehen wird. Ökologischen Aspekte wird hierbei als eigenständiges Kriterium kaum Beachtung geschenkt, wenngleich auch die Pigou-Steuer tendenziell zur Begrenzung von Umweltschäden führt.

Die allgemeine Anerkennung der unrealistischen Informationsvoraussetzungen für die Etablierung einer Pigou-Steuer hat zur Entstehung zweier theoretischer Lager geführt. In einem Lager wird das Ziel der optimalen Allokation von Umweltressourcen bzw. Umweltnutzungsrechten verteidigt und eine bestmögliche Annäherung an dieses Optimum unter gegebenen Restriktionen angestrebt (zweitbestes Ergebnis). Als konkurrierendes Paradigma hat sich demgegenüber der Standard-Preis-Ansatz nach Baumol / Oates (1971) etabliert. Hierbei wird selbst die Orientierungsfunktion des sozialen Optimums verneint und stattdessen auf kosteneffiziente Lösungen abgestellt (Minimierung der Vermeidungskosten anstelle der sozialen Kosten). Während der Effizienzanspruch von Standard-Preis-Abgaben moderater (und oftmals partialanalytisch begrenzt) ausfällt und insofern zumindest theoretisch hinter den Wohlfahrtsbeiträgen einer auf Optimalität zielenden Internalisierungsabgabe zurücksteht, kann dieser Abgabentyp zusätzlich die Absicherung der ökologischen Stabilität von Ökosystemen für sich in Anspruch nehmen, sofern entsprechend anspruchsvolle politische Ziele formuliert werden.

Auf Kosteneffizienz abzielenden Abgaben kann darüber hinaus das Konzept der Demeritorisierungsabgabe zugeordnet werden. Dieses kann zum einen auf eine

Meritorisierungsentscheidung verweisen, d.h. die Wahl eines ökologischen Punktziels unter ausdrücklicher Abkehr von den Präferenzen der Individuen, die im Hinblick auf das effiziente Ausmaß der Bereitstellung von Umweltgütern als verzerrt wahrgenommen werden. Zum anderen werden hiermit auch Abgaben bezeichnet, die angesichts von naturwissenschaftlichen Unsicherheiten oder politischen Restriktionen in Bezug auf die Formulierung punktförmiger ökologischer Ziele auf Richtungsziele ausweichen, d.h. auf eine stetige Verbesserung der Umweltqualität abzielen. Letztere heben sich unter dem Gesichtspunkt der Rechtfertigung von Umweltabgaben von anderen Abgaben mit Kosteneffizienzzielen insofern ab, als dass sie nicht auf eine Minimierung von Umweltschutzkosten, sondern auf die Maximierung von Umweltqualität nach Maßgabe der gesellschaftlich maximal für tragbar erachteten Abgabenbelastung (bzw. der davon ausgehenden Vermeidungskosten) abzielen. Das Effizienzargument wird hierdurch nicht aufgeweicht, gleichwohl aber durch ein starkes ökologisches Motiv ergänzt.

Ergänzend wurde der Typ der Finanzierungsabgabe vorgestellt, die ihren Lenkungsanspruch weitgehend einstellt und stattdessen auf die effiziente Generierung finanzieller Ressourcen für Umweltschutzzwecke abstellt. Hiermit wird der institutionellen Restriktion politischer Kostenwiderstände allerdings ein zu weiter Raum zugestanden, weshalb dieser Ansatz in der Literatur zu Recht kaum Resonanz gefunden hat.

In der rechtswissenschaftlichen Debatte um Umweltabgaben spiegelt sich diese ökonomische Typologie nicht wider. Stattdessen wird analog zur Finanzwissenschaft eine funktionale Differenzierung nach Steuern zu Aufkommens- oder Lenkungszwecken, Gebühren zum Ausgleich staatlich gewährter Vorteile und Sonderabgaben zu Lenkungszwecken vorgenommen. Rechtfertigungsbedarf abgabenrechtlicher Eingriffe entsteht aus dieser Perspektive nicht aus potenziellen Verzerrungen allokativer Prozesse, sondern aus dem Eingriff in Freiheitsrechte des Individuums (Eigentumsrechte, allgemeine Handlungsfreiheit, Grundrecht auf freie Berufswahl) sowie dem möglichen Verstoß gegen den Gleichheitsgrundsatz. Während hinsichtlich Steuern ein genuin juristisches Begründungsmuster in Form der Entgeltspflichtigkeit des Einkommens existiert, verläuft die Rechtfertigung von Abgaben mit Lenkungsmotiven weitgehend negativ: Diese sind demnach stets dann gerechtfertigt, wenn sie (verfassungs-)rechtlich zulässig sind. Diese Zulässigkeit ist verschiedenen, wenig systematischen Operationalisierungsversuchen unterworfen worden. Von den abgeleiteten Kriterien sticht in inhaltlicher Hinsicht der ein von der Gesetzgeberin vorzuweisender Sachzweck heraus. Dessen Ausfüllung wird aber weitgehend der Gesetzgeberin anheimgestellt, womit sich auch dieses Kriterium als letztlich inhaltsleer erweist. Vereinzelt ist zudem ökonomisches Gedankengut zur Rechtfertigung von lenkenden Sonderabgaben herangezogen, in der weiteren Rechtsprechung und Literatur aber nicht systematisch weiterverarbeitet worden. Dabei weisen Ansätze für Effizienzerwägungen im öffentlichen Recht, sowie Denkfiguren wie die ‚Umweltpflichtigkeit‘ des Einkommens analog zur Sozialpflichtigkeit durchaus Wege für eine juristisch geformte, mit ökonomischen Konzepten harmonisierende Entwicklung von Rechtfertigungsmustern auf. Auch in deren Abwesenheit sind verfassungsrechtliche

Schranken im Hinblick auf den Einsatz lenkender Umweltabgaben jedoch nicht zu erkennen, da die für diese geltenden Anforderungen praktisch keinerlei restriktive Substanz aufweisen. Umgekehrt können ökonomische Rechtfertigungsmuster einen theoretisch fundierten Sachzweck bereithalten, der an die juristische Methodik angeschlossen werden könnte.

Kapitel 5 widmete sich vier für die Regulierung abwasserbezogener Emissionen relevanten Anwendungsherausforderungen. Hierbei wurden die in Kapitel 0 herausgearbeiteten Restriktionen Unsicherheit, Informationsasymmetrie und Transaktionskosten fallweise ergänzt durch ausgewählte, für den Abwassersektor relevante institutionelle Aspekte. Hierzu zählen die Verteilung umweltpolitischer Regelungskompetenzen auf verschiedene Politikebenen, das Europarechtliche Verbot einer Verschlechterung der Gewässerqualität, das Bestimmtheitsgebot im deutschen Abgabenrecht, sowie Kostenwiderstände insbesondere gegenüber der Zahllast einer Abgabe.

Als erstes wurden Wege für eine effiziente Begrenzung kurzfristiger Konzentrationsspitzen („**Spitzenlasten**“) im Kläranlagenablauf erörtert. Diese stellen ein besonderes ökologisches Risiko und gleichzeitig eine Herausforderung für die Abgabenlenkung dar, da eine präzise Erfassung des zeitlichen Verlaufs der Ablaufkonzentrationen durch den Staat bei einer hohen Anzahl von Emittenten mit prohibitiven Kosten verbunden ist. Auch die ökologischen Effekte solcher Belastungsspitzen können nicht zu vertretbaren Kosten dauerhaft und in der Fläche ermittelt werden. Gleichwohl lassen sich der ökotoxikologischen Theorie Anhaltspunkte für ein substanzielles Risiko erhöhter Grenzschäden solcher Ereignisse entnehmen. Die Gesetzgeberin sollte daher im Einklang mit dem Vorsorgeprinzip ein gesondertes politisches (z. B. Mengen- oder Häufigkeits-) Ziel in Bezug auf Emissionsereignisse mit außergewöhnlich hohen Konzentrationen formulieren.

Angesichts der im administrativen Vollzug anzutreffenden geringen Kontrolldichte von z. T. nur 2 Messungen pro Jahr verspricht die Umsetzung eines solchen Ziels mittels einer Lenkungsabgabe jedoch kaum Effizienzgewinne gegenüber einer ordnungsrechtlichen Regulierung (Verbot der Überschreitung einer Maximalkonzentration): Der ReguliererIn bleibt unter dieser Voraussetzung nur die Option einer groben Fingierung der Bemessungsgrundlage, die bei Erfassung einer kurzfristigen Belastungsspitze weit jenseits der tatsächlichen Bemessungsgrundlage liegen wird. Anreize zur Korrektur dieser fingierten Bemessungsgrundlage können fraglos eine Glättung des Emissionskonzentrationsprofils herbeiführen. Ob die hierdurch angereizten Vermeidungsmaßnahmen in einem verursachergerechteren Verhältnis zu den negativen ökologischen Effekten von Belastungsspitzen stehen, als wenn diese ordnungsrechtlich untersagt werden, kann mangels ausreichender Informationen zur Bemessungsgrundlage jedoch kaum beurteilt werden.

Die Erhöhung der Chancen auf Effizienzvorteile einer Abgabenlenkung im Spitzenlastbereich setzt demnach eine präzisere Erfassung der Bemessungsgrundlage voraus. In Bezug auf die damit verbundenen Transaktionskosten ragt die Spitzenlastproblematik auch deshalb aus den in der Literatur betrachteten Herausforderungen heraus, weil sie die zusätzliche Hürde aufweist, dass erhöhte (u.U. normwidrige) Emissionskonzentrationen ex-post nicht verifizierbar sind. Die bei prohibitiven Kontrollkosten oftmals vorgeschlagene Strategie zur Verwendung privater Informationen (sog. self-reporting Strategie) ist daher nicht ohne Weiteres anwendbar, da eine nachträgliche Verifizierung der von Emittenten übertragenen Informationen nicht möglich ist. Einen möglichen Ausweg bietet die Kombination eines self-reporting Mechanismus mit dem dynamischen Kontrollmodell von Harrington (1988): Demnach ist eine Erhöhung der Kontrolldichte bei gleichbleibendem Vollzugsaufwand möglich durch eine selektive Erhöhung der Überwachungshäufigkeit bei jenen Einleitern, bei denen Indizien für nicht freiwillig gemeldete Spitzenlasten vorliegen. Diese erhöhte Kontrolldichte setzt zum einen Anreize für die wahrheitsgemäße Offenlegung von Belastungsspitzen und ermöglicht zum anderen eine präzisere Feststellung der Bemessungsgrundlage, auf die dann ein erhöhter Lenkungsanreiz der Abgabe bei Spitzenlasten Bezug nehmen kann. Die Wahrscheinlichkeit von Effizienzvorteilen durch eine abgabengestützte Adressierung von Belastungsspitzen kann hierdurch also erhöht werden. Voraussetzung ist allerdings die Umsetzbarkeit einer indiziengestützten Zuordnung von Emittenten in das intensivierete Kontrollregime.

Spitzenlasten verweisen als Sonderfall auf die übergeordnete Herausforderung einer effizienten Regulierung von Gewässerressourcen unter der Bedingung **räumlich und zeitlich variierender Knappheiten** und den daraus folgenden unterschiedlichen Emissionseffekten. Im Abwasserkontext speist sich die Knappheitsvariation aus einer Vielzahl von Faktoren sowohl auf Seiten abwasserrelevanter Produktionsprozesse, hinsichtlich lokal und regional unterschiedlicher ökologischer Eigenschaften der betroffenen aquatischen Ökosysteme, sowie raum- und zeitspezifischer qualitätssensibler Nutzungsansprüche. In der Literatur ist die Bedeutung dieser Bedingungen für marktförmige Instrumente früh erkannt und das Erfordernis der Berücksichtigung entsprechender Emissionswirkungsfaktoren abgeleitet worden.

Diese konzeptionell einfache Schlussfolgerung erweist sich unter den Bedingungen Unsicherheit (in Bezug auf die Ausprägung der Wirkungsfaktoren) bzw. Transaktionskosten (zur Erfassung der Wirkungsfaktoren sowie zur individuellen Anpassung des Abgabesatzes) als unzureichend für eine praktische Implementation differenzierter Abgaben. Für die erfolgreiche Umsetzung einer hier näher betrachteten räumlichen Differenzierung ist zu beantworten, 1) in welchem Ausmaß Knappheitsvariationen berücksichtigt werden können (nur ökologische, d.h. Emissions-Immissions-bezogene Transferkoeffizienten, oder auch soziale Dimension, d.h. Emissions-Schadens-bezogene Transferkoeffizienten), 2) wie die Ausprägung der variierenden Knappheiten zu vertretbaren Kosten erfasst werden kann, sowie 3) mit welchen

Maßnahmen die Kosten des Abgabenvollzugs auf ein vertretbares Ausmaß begrenzt werden können.

Auf Grundlage der bisherigen Literatur sowie im Hinblick auf die komplexe Gestalt und das räumliche Ausmaß von Schadensräumen in Bezug auf aquatische Ökosystemdienstleistungen wurde erstens argumentiert, dass eine vollständige Anpassung einer Abgabe an variierende Knappheiten einschließlich der sozialen Dimension gegenwärtig nicht aussichtsreich erscheint. Stattdessen kommt eine Berücksichtigung rein angebotsseitig definierter Wirkungskoeffizienten in Betracht, die möglicherweise auf Grundlage einiger weniger Indikatoren (chemische Vorbelastung des aufnehmenden Gewässers, gegenwärtige Emissionsmenge in der Region) transaktionskostenarm geschätzt werden könnten.

Zur weiteren Begrenzung der Transaktionskosten kann zweitens entweder eine Gruppierung von Emittenten in Regionen mit relativ homogenen Wirkungskoeffizienten erfolgen, sowie alternativ oder ergänzend eine Beschränkung der raumspezifischen Modifikation des Abgabesatzes einer Abwasserabgabe auf einige wenige, in Bezug auf ihre ökologische Wirkung aber maßgebliche Emittenten an ausgewählten Belastungsschwerpunkten. Voraussetzung für die Differenzierung der Abgabe nach Regionen ist u.a. die weitgehende Irrelevanz interregionaler Emissionstransfers. Weiterhin sind die genannten transaktionskostensparenden Strategien an eine Fülle von Detailfragen gebunden, etwa hinsichtlich der Auswahl von Indikatoren oder Bagatellgrenzen für die Selektion maßgeblicher Emittenten, den Details des Zuschnitts homogener Transferregionen, sowie der Festlegung der geeigneten Lokalität für zur Bewertung der Knappheitslage erforderlicher Messstellen innerhalb solcher Regionen. Die prinzipiell einfache Idee des Rückgriffs auf homogene Knappheitscluster wirft somit in der Umsetzung vielfältige Detailfragen auf, die zudem Gelegenheiten für politische Einflussnahmen zur Sicherung regionaler Standortvorteile bieten.

Eine kosteneffiziente Ansteuerung eines punktförmigen Immissionsziels erfordert darüber hinaus die Erfassung sämtlicher (zumindest maßgeblicher) Emissionsquellen einschließlich diffuser Eintragspfade. Da eine Erfassung diffuser Quellen mittels einer Abwasserabgabe kaum zu vertretbaren Kosten möglich sein dürfte, können diese in Form des Standard-Preis-Ansatzes keine kostenminimale Zielerreichung gewährleisten. Stattdessen sind mit einem Richtungsziel ausgestattete Demeritorisierungsabgaben vielversprechender im Hinblick auf die Herausforderung räumlich variierender Knappheiten. Besondere Vorsicht ist dabei allerdings geboten im Hinblick auf die potenziellen räumlichen Verlagerungseffekte und die damit berührten politischen Interessen (regionaler Standortwettbewerb). Schließlich ist zu beachten, dass in der Gegenwart eines Verschlechterungsverbots eine räumliche Differenzierung nur in Form von Aufschlägen auf den Abgabesatz für besonders stark belastete Regionen in Betracht

kommt, wohingegen abgabesatzbezogene Ermäßigungen für unterdurchschnittlich stark belastete Regionen ausscheiden.

Der dritte Themenschwerpunkt **Indirekteinleitung** betrachtete das Hindernis, dass eine Abwasserabgabe aufgrund der hohen Kosten im Vollzug (v.a. Erfassung der Bemessungsgrundlage) nicht alle VerursacherInnen erfassen kann, zu denen neben den Emittenten (Direkteinleiter) sämtliche AkteurInnen zählen, deren Handlungen Einfluss auf das Entstehen von Abwässern bzw. deren Eigenschaften haben. Zwar bewirken Lenkungsabgaben über den Einkommensentzug bei den Abgabepflichtigen Markt- und Preiseffekte, welche auch nachgelagerte VerursacherInnen zu effizienteren bzw. ökologisch verträglicheren Entscheidungen anhalten. Im Abwassersektor wird das Abgabensignal jedoch u.a. durch die Benutzungsentgelte zentraler Kläranlagen nur verzerrt weitergewälzt. Unmittelbar nachgelagerten AkteurInnen, welche ihre Abwässer den zentralen Anlagen zur Behandlung überantworten (Indirekteinleiter), treffen daher keine effizienten Vermeidungsmaßnahmen. Ursachen für nicht verursachergerechte Benutzungsentgelte sind 1) hohe Transaktionskosten, 2) mangelnde Anreize zentraler Kläranlagen zur Gestaltung verursachergerechter Benutzungsentgelte, sowie 3) im kommunalen Bereich bestehende Kostendeckungsgebote.

Effizienzgewinne sind in diesem Zusammenhang möglich, wenn die Abgabepflicht und somit verursachergerechte Vermeidungsanreize auf jene Indirekteinleiter erweitert werden (**„Indirekteinleiterabgabe“**), bei denen die Kostenvorteile effizient strukturierter dezentraler Vermeidungsmaßnahmen die mit der abgabenrechtlichen Erfassung von Indirekteinleitern verbundenen zusätzlichen Transaktionskosten überkompensieren. Darüber hinaus besteht das Potenzial ökologischer Verbesserungen im Zuge einer verstärkten Vermeidung von **„Rohemissionen“** am Entstehungsort, was die Problematik der Verlagerung von Schadstoffen in andere Umweltmedien verringern helfen könnte. Da sich aufgrund von Informationsasymmetrien (Vermeidungskosten, Bemessungsgrundlage), Informationsbeschaffungskosten (Bemessungsgrundlage) und methodischer Defizite (präzise Abgrenzung von Produktions- und Transaktionskosten) weder Effizienzpotenziale noch Transaktionskosten zu vertretbarem Aufwand ermitteln lassen, kann die Auswahl geeigneter AdressatInnen für eine selektive Indirekteinleiterabgabe lediglich auf der Grundlage von Indizien vorgenommen werden. Zu den begünstigenden Bedingungen zählen dabei insbesondere hohe absolute Vermeidungskosten je Indirekteinleiter (hohes Kostensenkungspotenzial), eine starke Heterogenität der indirekt eingeleiteten Schadstofffrachten pro Abwassermengeneinheit, sowie eine starke Deformation des weitergewälzten Abgabensignals durch Benutzungsentgelte (z. B. mengenbezogenes Entgelt und Verzicht der zentralen Kläranlage auf Erhebung von Starkverschmutzerzuschlägen). Bei der Entscheidung zur Einführung einer Indirekteinleiterabgabe sind allerdings auch die hiermit verbundenen möglichen Anpassungskosten infolge der Spezifität von Investitionen im Bereich der Abwasserbehandlung zu beachten (Risiko von Überkapazitäten u.a. auf Seiten der zentralen Kläranlage).

Als viertes Anwendungshindernis von Abwasserabgaben wurden **Kostenwiderstände** thematisiert. Ausgangspunkt war die Beobachtung, dass viele Umweltabgaben aufgrund der damit verbundenen Verteilungseffekte und daraus resultierender Kostenwiderstände ein im Hinblick auf ihre Zielsetzung ungenügendes Anreizniveau aufweisen. Aufgrund dessen wurde analysiert, ob und auf welche Weise sich die Verringerung von Kostenwiderständen mit effektiven und effizienten Vermeidungsanreizen durch eine Abwasserabgabe vereinbaren lassen.

Grundsätzlich kommt hierfür eine Verringerung der Zahllast durch Subventionen in Betracht, die aus dem Aufkommen der Abgabe finanziert werden können (Aufkommensrückerstattung). Um die Rolle ergänzender Subventionen für die Anreizwirkungen von Abgaben zu erfassen, wurde zunächst die Funktion der Zahllast bzw. der damit verbundenen Einkommenseffekte untersucht. In der Literatur besteht weitgehend Einigkeit, dass Einkommenseffekte marktförmiger Umweltschutzinstrumente mitbestimmend sind für die Entscheidung von Unternehmen in Bezug auf Marktein- und -austritte. Somit erfordert eine langfristig anreizneutrale Aufkommensrückerstattung im Kontext einer Umweltabgabe zusätzliche Strategien in Bezug auf deren Regulierung, bspw. eine zusätzliche Abgabe auf Markteintritte. Wird auf derartige ergänzende Maßnahmen verzichtet, haben belastungsmindernde Schritte entweder steigende Vermeidungskosten (bei Anpassung des Abgabesatzes als Reaktion auf den vergrößerten Markt bzw. damit einhergehende zusätzliche Emissionen) und/oder eine sinkende ökologische und ökonomische Effektivität der Abgabe zur Folge (keine oder nur unzureichende Anpassung des Abgabesatzes). Im zweiten Fall können Aufkommens-rückerstattungen also nicht vollkommen anreizneutral, möglicherweise aber gegenüber alternativen Belastungsminderungsmaßnahmen (z. B. geringe Abgabesätze) anreizschonender ausfallen.

Im Anschluss an die Analyse der allgemeinen Wirkungen ergänzender Subventionen wurden verschiedene Rückerstattungsoptionen auf ihre relativen Effizienzeigenschaften sowie ihre Effektivität (Belastungsminderungspotenzial) hin analysiert. Im Rahmen einer multikriteriellen Analyse kristallisierten sich pauschale Subventionen und Freibetragsregelungen als vorzugswürdige Entlastungsstrategien heraus. Effizientere Optionen wie die Subventionierung zusätzlicher Emissionsminderungen scheitern an Informationsrestriktionen. Am wenigsten zu empfehlen sind Optionen, unter denen Vermeidungsinvestitionen mit dem Abgabenaufkommen verrechnet werden können. Diese sind mit einer Vielzahl verzerrender Effekte (kein Ausgleich individueller Grenzvermeidungskosten, Wettbewerbsverzerrung, Verzerrung der kostenminimalen Kombination von Vermeidungsmaßnahmen) und einer u.U. begrenzten Effektivität in Bezug auf die Minderung von Kostenwiderständen verbunden.

In **Kapitel 6** wurden die zuvor betrachteten Herausforderungen der Abgabenlenkung im Abwassersektor im Hinblick auf Vor- und Nachteile einer Kombination mit weiteren

Instrumenten erörtert (**policy mix**). Je nach Ausgestaltung des Instrumentenverbunds kann die Kombination die Lenkungswirkung beschneiden, oder zur Lockerung anderer Restriktionen und somit zur Stärkung der Lenkungswirkung beitragen. Während in der umweltökonomischen Literatur hauptsächlich eine synergistische Kombination Aufmerksamkeit findet, sind instrumentelle Mischlösungen in der Praxis oftmals eher politischen als ökonomischen Erwägungen geschuldet und mit Wirkungswidersprüchen verbunden („**policy messes**“). In der vorliegenden Untersuchung wurden daher sowohl Ergänzungspotenziale als auch Effizienz- und Effektivitätsrisiken beleuchtet, wobei eine Beschränkung auf ordnungsrechtliche Standards, Subventionen und Gebühren vorgenommen wurde.

Die Kombination von (Emissions-)Standards mit Abgaben ergibt ein ambivalentes Bild: Einerseits können sie die Lenkungswirkung der Abgabe beschränken. So verringern sie zunehmender Restriktivität die Effizienzpotenziale einer Indirekteinleiterabgabe und behindern eine Anpassung von Abgaben an räumlich variierende Knappheiten. Auch mit einer effizienzorientierten Abgabenlenkung im Hinblick auf Spitzenlasten sind Standards nicht kompatibel, da sie die Abwägung zwischen Zahllast und Vermeidungskosten im Spitzenlastbereich unterbinden. Andererseits können Standards die Funktionen der Abgabe vereinzelt in Bereichen ergänzen, in denen diese durch Transaktionskosten blockiert sind. So können Emissionsauflagen bei jenen Indirekteinleiter ökologische und ökonomische Vorteile einer dezentralen Vorbehandlung von Abwässern sichern, die nicht zu verhältnismäßigen Transaktionskosten in den AdressatInnenkreis einer Abwasserabgabe integriert werden können. Auch die Absicherung der ökologischen Stabilität aquatischer Ökosysteme kann durch den ergänzenden Einsatz von Standards zu Effizienzgewinnen führen. Das gilt selbst im Kontext einer räumlich differenzierten Abgabe, wenn die Differenzierung über die Gruppierung von Emittenten in Knappheitsregionen erfolgt. Eine transaktionskostenintensive Berücksichtigung lokaler Belastungsschwerpunkte durch die Abgabe kann hierdurch entfallen. Hinsichtlich der möglichen Kombination von Abwasserabgaben mit Benutzungsentgelten und Subventionen sind hingegen keine Vorteile erkennbar, mit Ausnahme des Aspekts der Aufkommensrückerstattung zur Verringerung von Kostenwiderständen.

In **Kapitel 7** wurden die theoriegestützt entwickelten Ansätze zur effizienten und effektiven Abgabenlenkung im Abwassersektor auf den Anwendungsfall der deutschen Abwasserabgabe übertragen. Das zugrunde liegende Abwasserabgabengesetz (AbwAG) von 1976 hat maßgeblichen Anteil an der stetigen Verbesserung der Gewässerqualität in der Bundesrepublik. Dennoch halten die Kontroversen um die Ausgestaltung der Abwasserabgabe seit ihrem Bestehen an. Aus ökonomischer Sicht ist die Abgabe vor allem aufgrund ihres geringen Anreizniveaus und der Unterordnung unter das parallel bestehende Ordnungsrecht (Wasserhaushaltsgesetz i.V.m. der Abwasserverordnung) dringend überarbeitungsbedürftig. Das mit der Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 auf Europäischer Ebene verankerte Ziel einer effizienten Bewirtschaftung von

Gewässerressourcen (Art. 9 WRRL) hat, obgleich vage und daher weitgehend unverbindlich, entsprechenden Forderungen zusätzlichen Auftrieb verliehen.

Wird der Auftrag für ein effizienzorientiertes Ressourcenmanagement ungeachtet dessen ernst genommen, sind etwa in Bezug auf die Reaktion der Abgabe auf **Spitzenlasten** mehrere Reformschritte in Erwägung zu ziehen. In ihrer gegenwärtigen Form nimmt die Abwasserabgabe bei Überschreitung der abgabenrechtlichen Vorgaben (Überwachungswerte) eine Korrektur der Bemessungsgrundlage vor. Bei (zusätzlicher) Überschreitung der ordnungsrechtlichen Vorgaben (Mindestanforderungen der Abwasserverordnung) erfolgt zusätzlich der Verlust der hälftigen Ermäßigung des Abgabesatzes. Der in Bezug auf seinen Umfang v.a. seitens der Abgabepflichtigen kritisierte Korrekturmechanismus – der bereits bei kurzfristigen Konzentrationsspitzen eine halb- oder ganzjährige Erhöhung der Abgabe zur Folge hat – ist im Hinblick auf die geringe Entdeckungswahrscheinlichkeit dieser Spitzen durch behördliche Kontrollen und das Risiko normwidrigen Verhaltens (Möglichkeit dauerhafter Verletzung der Konzentrationsvorgaben) durchaus verhältnismäßig. Gleichwohl sollte geprüft werden, ob mithilfe der in Kapitel 4 diskutierten dynamischen Kontrollstrategie die Kontrolldichte transaktionskostenschonend erhöht werden kann. Eine präzisere Erfassung der Bemessungsgrundlage ermöglicht sowohl eine weniger drastische Korrektur bzw. Erhöhung der Zahllast als auch eine effizientere Abgabenlenkung in Bezug auf Konzentrationsschwankungen.

Darüber hinaus ist das Korrektursystem nicht verursachergerecht, da es nicht zwischen zweimaligen und häufigeren Spitzenlastereignissen differenziert. Hieraus ergibt sich faktisch – im Zusammenspiel mit dem ordnungsrechtlich fokussierten nominellen Tarifverlauf – eine nicht-konvexe Tariffunktion in Bezug auf die tatsächliche Schadstofffracht, die eine zunächst drastisch steigende, mit zunehmender Häufigkeit von Normverletzungen aber anschließend auf null absinkende Form aufweist. Zumindest dann, wenn mithilfe einer dynamischen Kontrollstrategie effizientere Anreize hinsichtlich der Wahl des Stabilitätsniveaus der Abwasserbehandlung gesetzt werden können, sollte ein stetig steigender marginaler Vermeidungsanreiz gesetzt werden, der das zunehmende Schadensrisiko spiegelt. Dies kann durch eine Kombination aus Entschärfung (Präzisierung) des Korrektursystems und Erhöhung des Abgabesatzes für Frachten im regelwidrigen Konzentrationsbereich erreicht werden.

Wenig verursachergerecht ist weiterhin die Bezugnahme des Korrektursystems auf Konzentrationswerte anstelle auf Schadstofffrachten. Die Herstellung eines präzisen Frachtbezug in der kurzen Frist erscheint jedoch gemessen an den gegenwärtig vorhandenen Informationen zur Bemessungsgrundlage als nicht zielführend (verhältnismäßig), könnte aber in der Gegenwart einer höheren Informationsdichte im Zusammenhang mit einer dynamischen Kontrollstrategie erwogen werden. Weniger anspruchsvolles Reformpotenzial besteht demgegenüber in Bezug auf Details des

abgabenrechtlichen Vollzugs, die maßgeblich für den Umfang der Abgabenfolgen bei Belastungsspitzen sein können und daher anders als bisher bundesweit einheitlich geregelt werden sollten (Zeitpunkte der behördlichen Kontrolle, Verfahren zur Bestimmung der Schmutzwassermenge).

Eine **räumliche Differenzierung** der Abwasserabgabe zur Berücksichtigung von Immissionsaspekten sollte ebenfalls in Betracht gezogen werden. Die Notwendigkeit einer solchen Differenzierung kann zwar nicht unmittelbar aus dem Gebot zur Berücksichtigung von „**umwelt- und ressourcenbezogenen Kosten**“ von Art. 9 der Wasserrahmenrichtlinie abgeleitet werden, wohl aber aus dem dort formulierten allgemeinen Auftrag zur effizienzorientierten Bewirtschaftung von Gewässerressourcen. Ohne die Berücksichtigung räumlich variierender Knappheiten ist eine solche Bewirtschaftung wenig aussichtsreich, wenn die Variation stark ausgeprägt ist. Im hier betrachteten Untersuchungskontext liegen die entscheidenden ökonomischen Voraussetzungen für Effizienzgewinne einer marktförmigen Immissionsregulierung vor (starke räumliche Varianz der Knappheitslagen, substantielle Heterogenität der individuellen Grenzvermeidungskosten, weder zu moderates noch zu anspruchsvolles Immissionsziel). Voraussetzung für die Hebung von Effizienzgewinnen durch eine räumliche Differenzierung der Abwasserabgabe ist allerdings die Lockerung der durch das Ordnungsrecht gegebenen Restriktion. Hierdurch werden Substitutionseffekte weitgehend eliminiert. Die verbleibenden Einkommenseffekte haben nur einen geringen Raumbezug, weshalb die Immissionsorientierung einer „**Restverschmutzungsabgabe**“ **nicht** mit nennenswerten Effizienzvorteilen verbunden sein dürfte. Somit verweist eine Öffnung hin zur immissionsbasierten Lenkung auf die Anhebung des Anreizniveaus der Abwasserabgabe, sofern das ordnungsrechtliche Schutzniveau beibehalten wird. Auch das in Art. 4 Abs. 5 der Wasserrahmenrichtlinie verankerte Verschlechterungsverbot legt eine räumliche Differenzierung in Form einer (raumspezifischen) Anhebung des Abgabesatzes nahe, da ansonsten regional Qualitätsverschlechterungen eintreten können.

Die Umsetzung eines immissionsorientierten Abgabendesigns ist nur auf pragmatische, transaktionskostensparende Weise möglich. Grundsätzlich kommt eine Differenzierung des Abgabesatzes entsprechend relativer lokaler Knappheiten in Betracht. Mit Blick auf die exemplarisch am Fall von Nordrhein-Westfalen illustrierte räumliche Kleinteiligkeit der Knappheitsvariation (chemische Vorbelastung bzw. Abstand zu den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie) erscheint eine grobe, nach Landkreisen, Regierungsbezirken oder gar Flussgebietseinheiten vorgenommene Differenzierung nicht zielführend. Statt der in der Literatur vorrangig diskutierten Gruppierung von Emittenten in Knappheitsregionen sollten daher individuelle Abgabenaufschläge für ausgewählte Einleiter mit umfangreichen Emissionsmengen erwogen werden (Verwendung großzügiger Bagatellgrenzen). Erweist sich die Vorbelastung der Gewässerkörper als maßgeblicher Faktor der raumspezifischen Emissionswirkungen, kann zudem auf die aufwändige Erfassung lokaler Schadstoffdiffusionsprozesse verzichtet werden. Neben einer räumlichen Modifizierung des Abgabesatzes sollten auch das System zur Korrektur der Bemessungsgrundlage sowie

die Verrechnungsoptionen (sofern diese beibehalten werden) auf Immissionsaspekte Bezug nehmen.

Die Einbeziehung ausgewählter **Indirekteinleiter** in das bislang auf Direkteinleiter beschränkte Abgabenregime sieht sich ebenfalls herausfordernden institutionellen Rahmenbedingungen gegenüber. Die Analyse der stoffspezifischen Vermeidungskosten auf zentralen (kommunalen) Kläranlagen ergab, dass gerade jene Substanzen die Behandlungskosten dominieren, bei denen aufgrund der Verzahnung der Abwasserabgabe mit dem Ordnungsrecht eine einfache Ausweitung der Abgabepflicht auf Indirekteinleitungen nicht ohne Weiteres möglich ist. Selbst wenn dies ignoriert würde – mit der Folge unterschiedlicher Vermeidungsanreize für Direkt- und Indirekteinleiter –, wäre die Wirkung von Indirekteinleiterabgaben infolge der Normierung von Indirekteinleiterabwässern durch kommunale Entwässerungssatzungen stark eingeschränkt.

Darüber hinaus wären die ökonomischen und ökologischen Vorteile einer Indirekteinleiterabgabe begrenzt oder zumindest unsicher, da 1) das genaue Ausmaß der Verzerrung des Abgabensignals durch kommunale Benutzungsentgelte unklar ist (Anwendungspraxis von Starkverschmutzerzuschlägen), und 2) insbesondere auf Seiten der zentralen Kläranlagen ein nicht unerhebliches Risiko versunkener Kosten besteht (Überkapazitäten).

Die abgabenrechtliche Erfassung von Indirekteinleitern sollte daher am ehesten dann erwogen werden, wenn eine flächendeckende Nachrüstung zentraler Kläranlagen ansteht, oder aber satzungsrechtliche Vorgaben der Kommunen ebenfalls flächendeckend gelockert werden. Letzteres wäre möglich, wenn öffentliche Kläranlagen gesonderte Anlagen zur zentralen Behandlung toxischer Industrieabwässer installieren. Neben der Erweiterung des AdressatInnenkreises der Abgabe müsste auch der Mechanismus zur Korrektur der Bemessungsgrundlage angepasst werden (Bezugnahme auf Vorgaben des kommunalen Satzungsrechts, ggf. geringere Kontrollichte im Indirekteinleiterbereich, veränderte Effekte von Belastungsspitzen). Auch eine Übertragung der Verrechnungsmöglichkeiten auf Indirekteinleiter wäre im Hinblick auf das Risiko versunkener Kosten zu hinterfragen.

Eine Reform der Abwasserabgabe sollte schließlich auch Maßnahmen zur Verringerung von **Kostenwiderständen** in Betracht ziehen. Hierdurch kann die Anreizwirkung der Abgabe gestärkt werden – etwa durch den Verzicht der Ermäßigungsoption, der Verrechnungsoptionen oder durch eine allgemeine Anhebung des Abgabesatzes –, ohne dass politische Widerstände proportional zunehmen. Die Übertragung der in Kapitel 5 favorisierten Maßnahmen zur Belastungsminderung auf den Kontext der Abwasserabgabe zeigt, dass die Option einer pauschalen Aufkommensrückerstattung in der föderalen Struktur des politischen Systems der Bundesrepublik eine Barriere findet. Konkret setzt diese Entlastungsvariante die politische Akzeptanz von Umverteilungen des Aufkommens

zwischen den Bundesländern, oder aber die Akzeptanz von Bundesland zu Bundesland variierender Subventionsniveaus einschließlich daraus resultierender Verlagerungseffekte voraus. Können hierfür keine politischen Mehrheiten organisiert werden, verbleibt als institutionell vielversprechendste Option die Einführung eines pauschalen Freibetrags. Dieser sollte im Umfang umso stärker begrenzt werden je größer das Ausmaß ordnungsrechtlich überobligatorische Vermeidungsaktivitäten ausfällt. Andernfalls besteht die Gefahr, das Vermeidungskalkül einer zunehmenden Anzahl von Emittenten zu verzerren. Ist auf diese Weise kein ausreichender Entlastungseffekt möglich, könnten Verrechnungsoptionen beibehalten werden. Deren Entlastungsumfang sollte sich dann aber nicht mehr am Umfang der Investitionskosten, sondern ausschließlich am Umfang der Emissionsminderung orientieren.

Die Abhängigkeit des geeigneten Umfangs eines Freibetrags von der Ausprägung einer Größe, die zu begrenzten Kosten ermittelt werden kann (überobligatorische Vermeidungsmaßnahmen), demonstriert, dass trotz zahlreicher Veröffentlichungen zur Reform der Abwasserabgabe weiterer Forschungsbedarf besteht. Die Verbesserung der Effizienzeigenschaften der Abgabe setzt weiterhin empirische Analysen zum Ausmaß der räumlichen Variation der Knappheitslagen (räumliches Profil der Vorbelastung der Gewässer, Relevanz individueller Transferkoeffizienten im gewählten Implementierungsansatz) sowie zur Anwendungspraxis von Starkverschmutzerzuschlägen (Indirekteinleiterabgabe) voraus. Darüber hinaus können zukünftige theoretische und empirische Untersuchungen zum Potenzial von self-reporting-Strategien, zu Verhaltensanomalien im Zusammenhang mit der Umsetzung umweltpolitischer Instrumente, sowie zu weiteren Faktoren in Bezug auf die Akzeptanz von Umweltabgaben zusätzliche Anhaltspunkte für eine effiziente und effektive Abgabenlenkung im Abwassersektor liefern.

Literaturverzeichnis

- Abbott, M.; Cohen, B. (2009): Productivity and efficiency in the water industry, in: *Utilities Policy* 17 (3-4), S. 233–244.
- Abma, W. R.; Driessen, W.; Haarhuis, R.; van Loosdrecht, M. C. M. (2010): Upgrading of sewage treatment plant by sustainable and cost-effective separate treatment of industrial wastewater, in: *Water Science and Technology* 61 (7), S. 1715–1722.
- Ackoff, R. (1979): The future of operational research is past, in: *Journal of the Operational Research Society* 30 (2), S. 93–104.
- Aldred, J. (2010): *The skeptical economist. Revealing the ethics inside economics*, London.
- Aldy, J. E.; Pizer, W. A. (2008): Issues in Designing U.S. Climate Change Policy. Resources for the Future (Discussion Paper, 08-20). Online verfügbar unter <http://ssrn.com/abstract=1350027>, zuletzt geprüft am 05.05.2017.
- Alesina, A.; Passarelli, F. (2014): Regulation versus taxation, in: *Journal of Public Economics* 110 (C), S. 147–156.
- Altenburger, R.; Ait-Aissa, S.; Antczak, P.; Backhaus, T.; Barceló, D.; Seiler, T.-B. et al. (2015): Future water quality monitoring--adapting tools to deal with mixtures of pollutants in water resource management, in: *The Science of the total environment* 512-513 (1), S. 540–551.
- Álvarez-Cabria, M.; Barquín, J.; Peñas, F. J. (2016): Modelling the spatial and seasonal variability of water quality for entire river networks. Relationships with natural and anthropogenic factors, in: *Science of The Total Environment* 545-546, S. 152–162.
- Ambec, S.; Coria, J. (2013): Prices vs quantities with multiple pollutants, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 66 (1), S. 123–140.
- Ambec, S.; Coria, J. (2018): Policy spillovers in the regulation of multiple pollutants, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 87, S. 114–134.
- Anastasiadis, S.; Kerr, S.; Nauleau, M.-L.; Cox, T.; Rutherford, K. (2014): Does complex hydrology require complex water quality policy?, in: *Aust J Agric Resour Econ* 58 (1), S. 130–145.
- Andersen, M. S. (1994): *Governance by green taxes. Making pollution prevention pay*, Manchester.
- Anger, N.; Böhringer, C.; Oberndorfer, U. (2008): Public Interest vs. Interest Groups: Allowance Allocation in the EU Emissions Trading Scheme (ZEW Discussion Papers, 08-023). Online verfügbar unter <https://www.econstor.eu/bitstream/10419/24718/1/dp08023.pdf>, zuletzt geprüft am 08.06.2017.

- Antelo, M.; Loureiro, M. L. (2009): Asymmetric information, signaling and environmental taxes in oligopoly, in: *Ecological Economics* 68 (5), S. 1430–1440.
- Arnold, A. (Hg.) (2015): Innovation - Exnovation. Über Prozesse des Abschaffens und Erneuerns in der Nachhaltigkeitstransformation (Ökologie und Wirtschaftsforschung, 99), Marburg.
- Arrow, K. J.; Cropper, M. L.; Gollier, C.; Groom, B.; Heal, G. M.; Newell, R. G. et al. (2014): Should Governments Use a Declining Discount Rate in Project Analysis?, in: *Review of Environmental Economics and Policy* 8 (2), S. 145–163.
- Arthur, W. B. (2015): Complexity and the economy, Oxford.
- Atkinson, S. E. (1974): A Cost-Effectiveness Analysis of Alternative Air Quality Control Strategies, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 1, S. 237–250.
- ATT et al. (2011): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft 2011. neue Ausg, Bonn.
- ATT et al. (2015): Branchenbild der deutschen Wasserwirtschaft 2015. 2015. Aufl., Bonn.
- Aufderheide, D. (2000): Nicht allokativer, sondern institutioneller Effizienz als Ziel der Rechtsetzung: Die ökonomische Theorie des Rechts nach Ronald H. Coase, in: Pies, I.; Leschke, M. (Hg.): **Ronald Coase' Transaktionskosten-Ansatz**, Tübingen, S. 141–163.
- Bailey, S. J. (1994): User-charges for Urban Services, in: *Urban Studies* 31 (4-5), S. 745–765.
- Balana, B. B.; Jackson-Blake, L.; Martin-Ortega, J.; Dunn, S. (2015): Integrated cost-effectiveness analysis of agri-environmental measures for water quality, in: *Journal of environmental management* 161, S. 163–172.
- Bandyopadhyay, S.; Horowitz, J. (2006): Do Plants Overcomply with Water Pollution Regulations? The Role of Discharge Variability, in: *Topics in Economic Analysis & Policy* 6 (1), S. 1–30.
- Bao, L.-J.; Maruya, K. A.; Snyder, S. A.; Zeng, E. Y. (2012): China's water pollution by persistent organic pollutants, in: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 163, S. 100–108.
- Baranzini, A.; Carattini, S. (2017): Effectiveness, earmarking and labeling. Testing the acceptability of carbon taxes with survey data, in: *Environ Econ Policy Stud* 19 (1), S. 197–227.
- Bárcena-Ruiz, J. C.; Campo, M. L. (2017): Taxes versus standards under cross-ownership, in: *Resource and Energy Economics* 50, S. 36–50.
- Barde, J.-P.; Godard, O. (2012): Economic principles of environmental fiscal reform, in: Milne, J. E.; Andersen, M. S. (Hg.): **Handbook of Research on Environmental Taxation**, Cheltenham, S. 33–58.
- Bardon, S. (2016): European Commission clarifies State would breach law in abolishing water charges. Karmenu Vella writes to Simon Coveney arguing fees are established practice, in: *The Irish Times*, 09.08.2016. Online verfügbar unter

<https://www.irishtimes.com/news/politics/european-commission-clarifies-state-would-breach-law-in-abolishing-water-charges-1.2750793>.

- Baresel, C.; Destouni, G. (2007): Uncertainty-accounting environmental policy and management of water systems, in: *Environmental science & technology* 41 (10), S. 3653–3659.
- Barjenbruch, M.; Firk, W.; Peter-Fröhlich, A. (2014): Möglichkeiten der Elimination von anthropogenen Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen, in: *Korrespondenz Abwasser-Abfall (KA)* 61 (10), S. 861–875.
- Barnett, A. H. (1980): The Pigouvian Tax Rule Under Monopoly, in: *American Economic Review* 70 (5), S. 1037–1041.
- Baron, D. P.; Besanko, D. (1984): Regulation, asymmetric information, and auditing, in: *Rand Journal of Economics* 15 (4), S. 447–470.
- Baron, D. P.; Myerson, R. B. (1982): Regulating a Monopolist with Unknown Costs, in: *Econometrica* 50 (4), S. 911–930.
- Barrera-Díaz, C.; Linares-Hernández, I.; Roa-Morales, G.; Bilyeu, B.; Balderas-Hernández, P. (2009): Removal of Biorefractory Compounds in Industrial Wastewater by Chemical and Electrochemical Pretreatments, in: *Ind. Eng. Chem. Res.* 48 (3), S. 1253–1258.
- Barrigón Morillas, J. M.; Ortiz-Caraballo, C.; Prieto Gajardo, C. (2015): The temporal structure of pollution levels in developed cities, in: *Science of The Total Environment* 517, S. 31–37.
- Bartz, W. J. (Hg.) (1995): Abwasser und Abfall der Metallindustrie. Vermeiden, Vermindern, Verwerten, Behandeln und Entsorgen, Renningen-Malmsheim.
- Bartz, W. J. (Hg.) (1997): Industrielle und gewerbliche Abwassereinleitungen in öffentliche Abwasseranlagen. Anforderungen und Problemlösungen (Kontakt & Studium, 526), Renningen-Malmsheim.
- Basu, S.; Lokesh, K. S. (2013): Spatial and temporal variations of river water quality: A case study of River Kabini at Nanjangud in Karnataka, in: *International Journal of Water Resources and Environmental Engineering* 5 (10), S. 591–596.
- Batie, S. S. (2008): Wicked Problems and Applied Economics, in: *Am J Agricultural Economics* 90 (5), S. 1176–1191.
- Baumann, P. (2008): Funktionsstörungen auf Kläranlagen. Praxisleitfaden ; systematische Untersuchung und Behebung von Funktionsstörungen. 1. Aufl., Stand Juni 2008 (Handbuch für den Betrieb von Kläranlagen, 3), Stuttgart.
- Baumol, W. J.; Bradford, D. F. (1970): Optimal Departures From Marginal Cost Pricing, in: *American Economic Review* 60 (3), S. 265–283.
- Baumol, W. J.; Oates, W. E. (1971): The Use of Standards and Prices for Protection of the Environment, in: *Swedish Journal of Economics* 73 (1), S. 42–54. Online verfügbar unter

<http://links.jstor.org/sici?sici=0039-7318%28197103%2973%3A1%3C42%3ATUOSAP%3E2.O.CO%3B2-U>.

Baumol, W. J.; Oates, W. E. (1988): *The Theory of Environmental Policy*. 2. Aufl., Cambridge.

Beavis, B.; Dobbs, I. (1987): Firm behaviour under regulatory control of stochastic environmental wastes by probabilistic constraints, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 14 (2), S. 112–127.

Beavis, B.; Walker, M. (1979): Interactive Pollutants and Joint Abatement Costs: Achieving Water Quality Standards with Effluent Charges, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 6 (4), S. 275–286.

Beavis, B.; Walker, M. (1983a): Achieving environmental standards with stochastic discharges, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 10 (2), S. 103–111.

Beavis, B.; Walker, M. (1983b): Random wastes, imperfect monitoring and environmental quality standards, in: *Journal of Public Economics* 21 (3), S. 377–387.

Becker, G. S. (1968): Crime and Punishment: An Economic Approach, in: *Journal of Political Economy* 76 (2), S. 169–217.

Beckerman, W.; Hepburn, C. (2007): Ethics of the Discount Rate in the Stern Review on the Economics of Climate Change, in: *World Economics* 8 (1), S. 187–210.

Beckers, L.-M.; Busch, W.; Krauss, M.; Schulze, T.; Brack, W. (2018): Characterization and risk assessment of seasonal and weather dynamics in organic pollutant mixtures from discharge of a separate sewer system, in: *Water research* 135, S. 122–133.

Benkert, W. (1981): *Die raumwirtschaftliche Dimension der Umweltnutzung*. Univ., Diss.--Marburg, 1980 (Finanzwissenschaftliche Forschungsarbeiten, N.F., 50), Berlin.

Benkert, W. (Hg.) (1995): *Wo bleiben die Umweltbgebaben [Umweltabgaben]? Erfahrungen, Hindernisse, neue Ansätze (Ökologie und Wirtschaftsforschung, Bd. 17)*, Marburg.

Bennear, L. S.; Stavins, R. N. (2007): Second-best theory and the use of multiple policy instruments, in: *Environ Resource Econ* 37 (1), S. 111–129.

Bento, A. M. (2013): Equity Impacts of Environmental Policy, in: *Annu. Rev. Resour. Econ.* 5 (1), S. 181–196.

Berendes, K. (2014): Zur Diskussion über die Reform der Abwasserabgabe, in: *Zeitschrift für Deutsches und Europäisches Wasser-, Abwasser- und Bodenschutzrecht* 3 (2), S. 57–64.

Berendes, K.; Winters, K.-P. (1995): *Das Abwasserabgabengesetz. Eine systematische Darstellung mit Wiedergabe der wichtigsten Vorschriften*. 3., völlig Neubearb. Aufl. (Aktuelles Recht für die Praxis), München.

- Berglann, H. (2012): Implementing optimal taxes using tradable share permits, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 64 (3), S. 402–409.
- Bergmann, E.; Werry, S. (1989): Der Wasserpfennig – Konstruktion und Auswirkungen einer Wasserentnahmeabgabe, Berlin (UBA-Berichte, 5/89).
- Berthouex, P. M.; Fan, R. (1986): Evaluation of Treatment Plant Performance: Causes, Frequency, and Duration of Upsets, in: *Journal of the Water Pollution Control Federation* 58 (5), S. 368–375.
- Bertram, C.; Luderer, G.; Pietzcker, R. C.; Schmid, E.; Kriegler, E.; Edenhofer, O. (2015): Complementing carbon prices with technology policies to keep climate targets within reach, in: *Nature Climate change* 5 (3), S. 235–239.
- Besley, T. (1988): A simple model for merit good arguments, in: *Journal of Public Economics* 35 (3), S. 371–383.
- Bhansali, A.; Diamond, C.; Yandle, B. (1992): Sewage Treatment as an Industry Subsidy, in: *Economic Geography* 68 (2), S. 174.
- Bielen, D. A.; Yates, A. J. (2017): Optimal regulation of pollution with stochastic exposure, acute damages, and chronic damages, in: *Journal of Cleaner Production* 162, S. 96–108.
- Bithas, K. (2011): Sustainability and externalities: Is the internalization of externalities a sufficient condition for sustainability?, in: *Ecological Economics* 70 (10), S. 1703–1706.
- Blankart, C. B. (2012): Öffentliche Finanzen in der Demokratie. Eine Einführung in die Finanzwissenschaft. 8., vollst. überarb. Aufl. (Vahlens Handbücher der Wirtschafts- und Sozialwissenschaften), München. Online verfügbar unter <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&scope=site&db=nlebk&db=nlabk&AN=678836>.
- Bloodworth, J. W.; Holman, I. P.; Burgess, P. J.; Gillman, S.; Frogbrook, Z.; Brown, P. (2015): Developing a multi-pollutant conceptual framework for the selection and targeting of interventions in water industry catchment management schemes, in: *Journal of environmental management* 161, S. 153–162.
- BMUB (2014): Wasserwirtschaft in Deutschland. Teil 1: Grundlagen, Bonn.
- BMUB; Umweltbundesamt (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015, Bonn, Dessau.
- BMUB; Umweltbundesamt (2017): Wasserwirtschaft in Deutschland. Grundlagen, Belastungen, Maßnahmen, Dessau-Roßlau.
- Bockstael, N. E.; Freeman, A. M. (2003): Welfare Theory and Valuation, in: Mäler, K.-G.; Vincent, J. R. (Hg.): *Handbook of Environmental Economics*, Amsterdam, S. 517–570.

- Bode, H. (2011): Redlichkeit und Zukunft der Abwasserabgabe, in: *Streitfragen. Die Energie- und Wasserwirtschaft im Dialog. Das Magazin* (1), S. 94–95.
- Böhme, D. (2015): Monitoringdatenauswertung Holtemme und Vorstudie Gewässergütemodellierung. Bericht. Hg. v. Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW), Magdeburg.
- Bongaerts, J. C.; Kraemer, A. (1989): Permits and effluent charges in the water pollution control policies of France, West Germany, and the Netherlands, in: *Environmental monitoring and assessment* 12 (2), S. 127–147.
- Bongaerts, J. C.; Meyerhoff, J.; Thomasberger, K.; Wittke, A. (1988): Ökoabgaben. Lösungsansätze für ein ganzheitliches System von Umweltsteuern und -sonderabgaben in der BRD (Schriftenreihe des IÖW, 31/89), Berlin.
- Bonilla, J.; Coria, J.; Mohlin, K.; Sterner, T. (2015): Refunded emission payments and diffusion of NOx abatement technologies in Sweden, in: *Ecological Economics* 116, S. 132–145.
- Bonus, H. (1984): Zwei Philosophien der Umweltpolitik: Lehren aus der amerikanischen Luftreinhaltungspolitik. Hg. v. Universität Konstanz, Fakultät für Wirtschaftswissenschaften und Statistik (Diskussionsbeiträge, Serie B: Finanzwissenschaftliche Arbeitspapiere, 26). Online verfügbar unter <https://www.econstor.eu/bitstream/10419/92528/1/720946328.pdf>, zuletzt geprüft am 11.10.2017.
- Bonus, H. (1996): Institutionen und institutionelle Ökonomik: Anwendungen für die Umweltpolitik, in: Gawel, E. (Hg.): Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Sonderheft der Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, 8/1996, Berlin, S. 26–41.
- Bosquet, B. (2000): Environmental tax reform. Does it work? A survey of the empirical evidence, in: *Ecological Economics* 34 (1), S. 19–32.
- Bosseler, B.; Brüggemann, T.; Dyrbusch, A.; Beck, D.; Kohler, T.; Kramp, T. et al. (2015): Kanalabdichtungen – Auswirkungen auf die Reinigungsleistung der Kläranlagen und der Einfluss auf den örtlichen Wasserhaushalt. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, Dessau-Roßlau (Texte, 21/2015).
- Bourgeois, W.; Burgess, J. E.; Stuetz, R. M. (2001): On-line monitoring of wastewater quality. A review, in: *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 76 (4), S. 337–348.
- Bovenberg, A. L.; Goulder, L. H. (1996): Optimal environmental taxation in the presence of other taxes: General equilibrium analyses, in: *American Economic Review* 86 (4), S. 985–1000.
- Bovenberg, A. L.; Goulder, L. H. (2000): Neutralizing the adverse industry impacts of CO₂ abatement policies. What does it cost? National Bureau of Economic Research, Cambridge (NBER Working Paper Series, 7654). Online verfügbar unter <http://www.nber.org/papers/w7654.pdf>, zuletzt geprüft am 22.06.2017.

- Bovenberg, A. L.; Goulder, L. H. (2001): Neutralizing the Adverse Industry Impacts of CO₂ Abatement Policies: What Does It Cost?, in: Carraro, C.; Metcalf, G. E. (Hg.): Behavioral and distributional effects of environmental policy (A National Bureau of Economic Research conference report), Chicago, S. 45–90.
- Bovenberg, A. L.; Goulder, L. H.; Gurney, D. J. (2005): Efficiency Costs of Meeting Industry-Distributional Constraints Under Environmental Permits and Taxes, in: *Rand Journal of Economics* 36 (4), S. 951–971.
- Bovenberg, A. L.; Goulder, L. H.; Jacobsen, M. R. (2008): Costs of alternative environmental policy instruments in the presence of industry compensation requirements, in: *Journal of Public Economics* 92 (5-6), S. 1236–1253.
- Bovenberg, A. L.; Mooij, R. A. de (1994): Environmental Levies and Distortionary Taxation, in: *American Economic Review* 94 (4), S. 1085–1089.
- Boyce, J. K. (2018): Carbon Pricing. Effectiveness and Equity, in: *Ecological Economics* 150, S. 52–61.
- Boyd, J. (2003): Water Pollution Taxes: A Good Idea Doomed to Failure?, Washington D.C. (Resources for the Future Discussion Paper, 03-20). Online verfügbar unter <http://www.rff.org/Documents/RFF-DP-03-20.pdf>.
- Braathen, N. A. (2007): Instrument Mixes for Environmental Policy. How Many Stones Should be Used to Kill a Bird?, in: *IRERE* 1 (2), S. 185–235.
- Brand, E. (2006): Gleichwertige Lebensverhältnisse als Rechtsproblem. Hg. v. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften, Berlin (Materialien der Interdisziplinären Arbeitsgruppe Zukunftsorientierte Nutzung ländlicher Räume - LandInnovation -, 13). Online verfügbar unter <https://edoc.bbaw.de/opus4-bbaw/files/404/21W7Ng3bGBVtY.pdf>, zuletzt geprüft am 10.06.2016.
- Brauneis, A.; Mestel, R.; Palan, S. (2013): Inducing low-carbon investment in the electric power industry through a price floor for emissions trading, in: *Energy Policy* 53, S. 190–204.
- Breffle, W. S.; Eiswerth, M. E.; Muralidharan, D.; Thornton, J. (2015): Understanding how income influences willingness to pay for joint programs. A more equitable value measure for the less wealthy, in: *Ecological Economics* 109, S. 17–25.
- Breschi, S.; Lissoni, F. (2001): Knowledge Spillovers and Local Innovation Systems: A Critical Survey, in: *Industrial and Corporate Change* 10 (4), S. 975–1005.
- Brinke, M.; Szöcs, E.; Foit, K.; Bänsch-Baltruschat, B.; Liess, M.; Schäfer, R. B.; Keller, M. (2015): Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden – Bestandsaufnahme zur Erhebung von Daten zur Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaft. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Hg. v. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau (UBA-Berichte, (in Erscheinung)).

- Brouwer, R.; Barton, D.; Bateman, I.; Brander, L.; Georgiou, S.; Martin-Ortega, J. et al. (2009): Economic Valuation of Environmental and Resource Costs and Benefits in the Water Framework Directive: Technical Guidelines for Practitioners. Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/profile/Julia_Martin-Ortega/publication/265287734_Economic_Valuation_of_Environmental_and_Resource_Costs_and_Benefits_in_the_Water_Framework_Directive_Technical_Guidelines_for_Practitioners/links/5491fd9a0cf2484a3f3e0862/Economic-Valuation-of-Environmental-and-Resource-Costs-and-Benefits-in-the-Water-Framework-Directive-Technical-Guidelines-for-Practitioners.pdf, zuletzt geprüft am 15.02.2018.
- Brouwer, R.; Hofkes, M. (2008): Integrated hydro-economic modelling. Approaches, key issues and future research directions, in: *Ecological Economics* 66 (1), S. 16–22.
- Brouwer, R.; Hofkes, M.; Linderhof, V. (2008): General equilibrium modelling of the direct and indirect economic impacts of water quality improvements in the Netherlands at national and river basin scale, in: *Ecological Economics* 66 (1), S. 127–140.
- Brown, T. C.; Gregory, R. (1999): Why the WTA–WTP disparity matters, in: *Ecological Economics* 28 (3), S. 323–335.
- Bruch, D. (2012): *Umweltpflichtigkeit der grundrechtlichen Schutzbereiche*. Zugl.: Berlin, HU, Diss., 2012 (Schriften zum Umweltrecht, 173), Berlin. Online verfügbar unter <http://elibrary.duncker-humblot.de/9783428539406/U1>.
- Bruns, H. (1995): *Neoklassische Umweltökonomie auf Irrwegen. Eine exemplarische Untersuchung der neoklassischen Methode und ihrer geistesgeschichtlichen Hintergründe*, Marburg.
- Bu, H.; Tan, X.; Li, S.; Zhang, Q. (2010): Temporal and spatial variations of water quality in the Jinshui River of the South Qinling Mts., China, in: *Ecotoxicology and Environmental Safety* 73, S. 907–913.
- Bubbis, N. S. (1963): Industrial Waste Control in Metropolitan Winnipeg, in: *Journal - Water Pollution Control Federation* 35 (11), S. 1403–1413.
- Buchanan, J. M. (1969): External Diseconomies, Corrective Taxes, and Market Structure, in: *American Economic Review* 59 (1), S. 174–177.
- Buchanan, J. M.; Musgrave, R. A. (1999): *Public finance and public choice. Two contrasting visions of the state*, Cambridge, Mass.
- Buchanan, J. M.; Stubblebine, W. C. (1962): Externality, in: *Economica. New Series* 29 (116), S. 371–384.
- Buchanan, J. M.; Tullock, G. (1975): Polluters' Profits and Political Response: Direct Controls versus Taxes, in: *American Economic Review* 65 (1), S. 139–147.

- Bullard, R. D. (1990): *Dumping in Dixie. Race, class, and environmental quality*, Boulder, Colo. Online verfügbar unter <http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0832/99053168-b.html>.
- Bundeskartellamt (2016): Bericht über die großstädtische Trinkwasserversorgung in Deutschland, Bonn. Online verfügbar unter http://www.bundeskartellamt.de/SharedDocs/Publikation/DE/Berichte/Wasserbericht-2016.pdf?__blob=publicationFile&v=3, zuletzt geprüft am 31.08.2016.
- Bunzel, K.; Kattwinkel, M.; Liess, M. (2013): Effects of organic pollutants from wastewater treatment plants on aquatic invertebrate communities, in: *Water research* 47 (2), S. 597–606.
- Burns, P.; Jenkins, C.; Weyman-Jones, T. (2006): Information revelation and incentives, in: Crew, M.; Parker, D. (Hg.): *International Handbook on Economic Regulation*, Cheltenham, S. 164–187.
- Burtraw, D.; Palmer, K. (2007): Compensation Rules for Climate Policy in the Electricity Sector. Resources for the Future, Washington D.C. (Resources for the Future Discussion Paper, 07-41).
- Byatt, I.; Ballance, T.; Reid, S. (2006): Regulation of water and sewerage services, in: Crew, M.; Parker, D. (Hg.): *International Handbook on Economic Regulation*, Cheltenham, S. 370–394.
- Cansier, D. (1996): *Umweltökonomie*. 2. Aufl., Stuttgart.
- Capodaglio, A. G.; Callegari, A.; Molognoni, D. (2016): Online monitoring of priority and dangerous pollutants in natural and urban waters, in: *Management of Env Quality* 27 (5), S. 507–536.
- Cara, S. de; Henry, L.; Jayet, P.-A. (2018): Optimal coverage of an emission tax in the presence of monitoring, reporting, and verification costs, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 89, S. 71–93.
- Carraro, C. (1999): Imperfect markets, technological innovation and environmental policy instruments, in: van den Bergh, Jeroen C. J. M. (Hg.): *Handbook of Environmental and Resource Economics*, Cheltenham, S. 235–248.
- Cato, S. (2010): Emission Taxes and Optimal Refunding Schemes with Endogenous Market Structure, in: *Environ Resource Econ* 46 (3), S. 275–280.
- Challen, R. (2000): *Institutions, transaction costs and environmental policy. Institutional reform for water resources (New horizons in environmental economics)*, Cheltenham.
- Chèvre, N.; Vallotton, N. (2013): Pulse Exposure in Ecotoxicology, in: Férard, J.-F.; Blaise, C. (Hg.): *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology*, Dordrecht, S. 917–926.
- Chèvre, N.; Vallotton, N. (2013): Pulse Exposure in Ecotoxicology, in: Férard, J.-F.; Blaise, C. (Hg.): *Encyclopedia of Aquatic Ecotoxicology*, Dordrecht, S. 917–926.
- Chong, S. S.; Aziz, A. R. A.; Harun, S. W. (2013): Fibre optic sensors for selected wastewater characteristics, in: *Sensors (Basel, Switzerland)* 13 (7), S. 8640–8668.

- Christiansen, V.; Smith, S. (2015): Emissions Taxes and Abatement Regulation Under Uncertainty, in: *Environ Resource Econ* 60 (1), S. 17–35.
- Ciocirlan, C. E. (2003): The Political Economy of Green Taxation in OECD Countries, in: *European Journal of Law and Economics* 15 (3), S. 203–218.
- Coase, R. H. (1937): The Nature of the Firm, in: *Economica* 4 (16), S. 386–405.
- Coase, R. H. (1946): The Marginal Cost Controversy, in: *Economica* 13 (51), S. 169–182.
- Coase, R. H. (1960): The Problem of Social Cost, in: *Journal of Law and Economics* 3, S. 1–44.
- Cohen, M. A. (1985): Optimal Enforcement Strategy to Prevent Oil Spills. An Application of a Principal-Agent Model with Moral Hazard. U.S. Bureau of Economics, Washington D.C. (FFC Bureau of Ecooomics working papers, 133).
- Cohen, M. A. (1998): Monitoring and Enforcement of Environmental Policy, in: *International Yearbook of Environmental and Resource Economics* 3, S. 1–61.
- Collier, A. C. (2007): Pharmaceutical Contaminants in Potable Water. Potential Concerns for Pregnant Women and Children, in: *EcoHealth* 4 (2), S. 164–171.
- Collier, S. A.; Stockman, L. J.; Hicks, L. A.; Garrison, L. E.; Zhou, F. J.; Beach, M. J. (2012): Direct healthcare costs of selected diseases primarily or partially transmitted by water, in: *Epidemiology and infection* 140 (11), S. 2003–2013.
- Collinge, R. A.; Oates, W. E. (1982): Efficiency in Pollution Control in the Short and Long Runs: A System of Rental EmissionPermits, in: *Canadian Journal of Economics* 15 (2), S. 346–354.
- Conrad, K.; Wang, J. (1994): On the Design of Incentive Mechanisms in Environmental Policy, in: Opschoor, H.; Turner, K. (Hg.): *Economic Incentives and Environmental Policies. Principles and Practice*, Dordrecht, Boston, London, S. 69–85.
- Convery, F. J. (2013): Reflections--Shaping Water Policy. What Does Economics Have to Offer?, in: *Review of Environmental Economics and Policy* 7 (1), S. 156–174.
- Conway, D.; Dechezleprêtre, A.; Haščič, I.; Johnstone, N. (2015): Invention and Diffusion of Water Supply and Water Efficiency Technologies. Insights from a Global Patent Dataset, in: *Water Econs. Policy* 01 (04), S. 1550010.
- Copeland, C. (2012): Clean Water Act and Pollutant Total Maximum Daily Loads (TMDLs). CRS Report for Congress. Prepared for Members and Committees of Congress. Hg. v. Congressional Research Service (USA) (R42752). Online verfügbar unter <https://fas.org/sgp/crs/misc/R42752.pdf>, zuletzt geprüft am 27.03.2017.
- Coria, J.; Bonilla, J.; Grundström, M.; Pleijel, H. (2015): Air pollution dynamics and the need for temporally differentiated road pricing, in: *Transportation Research Part A: Policy and Practice* 75, S. 178–195.

- Coria, J.; Zhang, X.-B. (2015): The Harrington Paradox Squared. University of Gothenburg (Working Papers in Economics, 608).
- Cremer, H.; Gahvari, F. (2002): Imperfect observability of emissions and second-best emission and output taxes, in: *Journal of Public Economics* 85 (3), S. 385–407.
- Crew, M.; Fernando, C. S.; Kleindorfer, P. (1995): The Theory of Peak Load Pricing: A Survey, in: *Journal of Regulatory Economics* 8 (3), S. 215–248.
- D'Amato, A.; Dijkstra, B. R. (2015): Technology choice and environmental regulation under asymmetric information**, in: *Resource and Energy Economics* 41, S. 224–247.
- Dal Bo, E. (2006): Regulatory Capture. A Review, in: *Oxf Rev Econ Policy* 22 (2), S. 203–225.
- Dammert, B.; Brückner, G. (2013): Verfassungsrechtliche Fragen zur Erhebung einer Wasserentnahmeabgabe auf die Nutzung der Wasserkraft, in: *Landes- und Kommunalverwaltung (LKV)* 23 (5), S. 193–201.
- Dasgupta, P.; Hammond, P.; Maskin, E. (1980): On Imperfect Information and Optimal Pollution Control, in: *Review of Economic Studies* 47 (5), S. 857–860.
- Davidson, M. D. (2015): Climate change and the ethics of discounting, in: *WIREs Clim Change* 6 (4), S. 401–412.
- Davies, O. A.; Winston, A. B. (1967): Piecemeal Policy in the Theory of Second Best, in: *Review of Economic Studies* 34 (3), S. 323–331.
- Del Saz-Salazar, S.; Hernández-Sancho, F.; Sala-Garrido, R. (2009): The social benefits of restoring water quality in the context of the Water Framework Directive. A comparison of willingness to pay and willingness to accept, in: *Science of The Total Environment* 407 (16), S. 4574–4583.
- Dellink, R.; Brouwer, R.; Linderhof, V.; Stone, K. (2011): Bio-economic modeling of water quality improvements using a dynamic applied general equilibrium approach, in: *Ecological Economics* 71, S. 63–79.
- Demmke, C. (1994): Die Implementation von EG-Umweltpolitik in den Mitgliedstaaten. Umsetzung und Vollzug der Trinkwasserrichtlinie. Zugl.: Speyer, Hochschule für Verwaltungswiss., Diss., 1994. 1. Aufl. (Schriftenreihe Europäisches Recht, Politik und Wirtschaft, 171), Baden-Baden.
- Demsetz, H. (1996): The core disagreement between Pigou, the profession, and Coase in the analyses of the externality question, in: *European Journal of Political Economy* 12, S. 565–579.
- Dequech, D. (2006): The new institutional economics and the theory of behaviour under uncertainty, in: *Journal of Economic Behavior & Organization* 59 (1), S. 109–131.
- Desens, S. (2008): Wasserpreisgestaltung nach Artikel 9 EG. Wasserrahmenrichtlinie: Vorgaben und Spielräume für die Umsetzung unter besonderer Berücksichtigung der Rechtslage in Nordrhein-Westfalen, Berlin.

- Destandau, F. (2013): Impact of the Benefit Function Slope on the Advantage of Spatially Discriminating the Pollution Abatement Effort, in: *EP2* (4).
- Destandau, F.; Nafi, A. (2010): What is the Best Distribution for Pollution Abatement Efforts? Information for Optimizing the WFD Programs of Measures, in: *Environ Resource Econ* 46 (3), S. 337–358.
- Diamond, P. A.; Hausman, J. A. (1994): Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number?, in: *Journal of Economic Perspectives* 8 (4), S. 45–64.
- Dockhorn, T. (2007): Stoffstrommanagement und Ressourcenökonomie in der kommunalen Abwasserwirtschaft, Braunschweig.
- Dons, E.; van Poppel, M.; Kochan, B.; Wets, G.; Int Panis, L. (2013): Modeling temporal and spatial variability of traffic-related air pollution. Hourly land use regression models for black carbon, in: *Atmospheric Environment* 74, S. 237–246.
- Downs, A. (1957): An economic theory of democracy, New York.
- Doyle, M. W.; Patterson, L. A.; Chen, Y.; Schnier, K. E.; Yates, A. J. (2014): Optimizing the scale of markets for water quality trading, in: *Water Resour. Res.* 50 (9), S. 7231–7244.
- Drafting Group ECO2 (2004): Assessment of Environmental and Resource Costs in the Water Framework Directive. Information sheet prepared by Drafting Group ECO2 Common Implementation Strategy, Working Group 2B.
- Drupp, M. A. (2018): Limits to Substitution Between Ecosystem Services and Manufactured Goods and Implications for Social Discounting, in: *Environ Resource Econ* 69 (1), S. 135–158.
- Duffus, J. H.; Templeton, D. M.; Nordberg, M. (2009): Concepts in toxicology, Cambridge.
- Duggan, J.; Roberts, J. (1999): Implementing the Efficient Allocation of Pollution, in: *American Economic Review* 92 (4), S. 1070–1078.
- Dupuit, E. (2006): Standard Methodologies, in: Quevauviller, P.; Thomas, O.; van der Beken, A. (Hg.): Wastewater quality monitoring and treatment (Water quality measurements series), Chichester, S. 35–52.
- DWA (Hg.) (2007): Benchmarking „Kennzahlenvergleich Abwasser“ in Baden-Württemberg, Stuttgart.
- DWA (2011): Deckung der Kosten der Wasserdienstleistungen nach Artikel 9 Wasserrahmenrichtlinie – Teil 1: Angemessene Berücksichtigung von Umwelt- und Ressourcenkosten. Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe WI-1.4 "Ökonomische Aspekte der WRRL", in: *Korrespondenz Abwasser-Abfall (KA)* 58 (4), S. 362–369.
- DWA (Hg.) (2014): Wirtschaftsdaten der Abwasserbeseitigung. Ausgabe 2014, Hennef.

- Easter, K. W.; McCann, L. M. J. (2010): Nested institutions and the need to improve international water institutions, in: *Water Policy* 12 (4), S. 500.
- Ebert, U. (1991-92): Pigouvian Tax and Market Structure: The Case of Oligopoly and Different Abatement Technologies, in: *FinanzArchiv / Public Finance Analysis New Series* 49 (2), S. 154–166.
- Ebert, U. (1996): Naive use of environmental instruments, in: Carraro, C.; Katsoulacos, Y.; Xepapadeas, A. (Hg.): *Environmental Policy and Market Structure (Economics, Energy and Environment, 4)*, Dordrecht, S. 45–64.
- Ebert, U.; Welsch, H. (2011): Optimal environmental taxes and standards. Implications of the materials balance, in: *Ecological Economics* 70 (12), S. 2454–2460.
- EEA (Hg.) (2016): Environmental taxation and EU environmental policies (EEA Report, 17/2016). Online verfügbar unter <https://www.eea.europa.eu/publications/environmental-taxation-and-eu-environmental-policies>, zuletzt geprüft am 08.06.2017.
- Eggimann, S.; Mutzner, L.; Wani, O.; Schneider, M. Y.; Spuhler, D.; Moy de Vitry, M. et al. (2017): The Potential of Knowing More. A Review of Data-Driven Urban Water Management, in: *Environmental science & technology* 51 (5), S. 2538–2553.
- Eggimann, S.; Truffer, B.; Maurer, M. (2015): To connect or not to connect? Modelling the optimal degree of centralisation for wastewater infrastructures, in: *Water research* 84, S. 218–231.
- Eggimann, S.; Truffer, B.; Maurer, M. (2016): Economies of density for on-site waste water treatment, in: *Water research* 101, S. 476–489.
- Ekins, P.; Pollitt, H.; Barton, J.; Blobel, D. (2011): The implications for households of environmental tax reform (ETR) in Europe, in: *Ecological Economics* 70 (12), S. 2472–2485.
- Elliott, R. D. (1973): Economic study of the effect of municipal sewer surcharges on industrial wastes and water usage, in: *Water Resour. Res.* 9 (5), S. 1121–1131.
- Elnaboulsi, J. C. (2001): Nonlinear Pricing and Capacity Planning for Water and Wastewater Services, in: *Water Resources Management* 15 (1), S. 55–69.
- Endres, A. (1976): Die pareto-optimale Internalisierung externer Effekte. Univ., Diss.--Dortmund, 1976 (Europäische Hochschulschriften Reihe 5, Volks- und Betriebswirtschaft, 140), Frankfurt a.M.
- Endres, A. (1986): Charges, Permits and Pollutant Interactions, in: *Eastern Economic Journal* 12 (3), S. 327–336.
- Endres, A. (2000): *Umweltökonomie*. 3. Aufl., Stuttgart.
- Endres, A. (2013): *Umweltökonomie*. 4. Aufl., Stuttgart.

Endres, A.; Martiensen, J. (2007): Mikroökonomik. Eine integrierte Darstellung traditioneller und moderner Konzepte in Theorie und Praxis (/w), Stuttgart.

Engel, S.; Pagiola, S.; Wunder, S. (2008): Designing payments for environmental services in theory and practice. An overview of the issues, in: *Ecological Economics* 65 (4), S. 663–674.

Engelsberger, C. (1998): Der Vollzug europarechtlicher Vorschriften auf dem Gebiet des Umweltschutzes. Rechtliche Vorgaben und Verwaltungspraxis anhand einer empirischen Umfrage bei Behörden und Umweltschutzverbänden in Deutschland. Zugl.: Bayreuth, Univ., Diss., 1996 (Schriften zum europäischen Recht, 49), Berlin.

Eppstein, M. J.; Grover, D. K.; Marshall, J. S.; Rizzo, D. M. (2011): An agent-based model to study market penetration of plug-in hybrid electric vehicles, in: *Energy Policy* 39 (6), S. 3789–3802.

Erbguth, W.; Schlacke, S. (2014): Umweltrecht. 5., überarb. und erw. Aufl. (Nomos Studium), Baden-Baden. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.5771/9783845259840>.

Erfani, T.; Binions, O.; Harou, J. J. (2014): Simulating water markets with transaction costs, in: *Water resources research* 50 (6), S. 4726–4745.

Erlei, M.; Leschke, M.; Sauerland, D. (2007): Neue Institutionenökonomik. 2. überarbeitete und erw. Aufl., Stuttgart.

Europäische Kommission (2012): A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. COM(2012) 673 final, Brüssel.

European Communities (2003a): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n.o 1: Economics and the environment. The implementation challenge of the Water Framework Directive. Produced by Working Group 2.6 - WATECO.

European Communities (2003b): Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No 3. Analysis of Pressures and Impacts. Produced by Working Group 2.1 - IMPRESS, Brüssel. Online verfügbar unter [https://circabc.europa.eu/sd/a/7e01a7e0-9ccb-4f3d-8cec-aeef1335c2f7/Guidance%20No%203%20-%20pressures%20and%20impacts%20-%20IMPRESS%20\(WG%202.1\).pdf](https://circabc.europa.eu/sd/a/7e01a7e0-9ccb-4f3d-8cec-aeef1335c2f7/Guidance%20No%203%20-%20pressures%20and%20impacts%20-%20IMPRESS%20(WG%202.1).pdf), zuletzt geprüft am 15.02.2018.

Evers, P.; Grünebaum, T.; Wilde, J. (1999): Leistungskennzahlen als Grundlage für vergleichende Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen in der Siedlungswasserwirtschaft, in: *gwf - Wasser/Abwasser* 140 (4), S. 253–258.

Ewringmann, D. (1988): Ökosteuern oder Umweltabgaben, in: *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 1, S. 319–325.

- Ewringmann, D. (2002): Die Emanzipation der Abwasserabgabe vom Ordnungsrecht im Rahmen der EG-Wasserrahmenrichtlinie und eines Umweltgesetzbuches, in: Bohne, E. (Hg.): Perspektiven für ein Umweltgesetzbuch. Beiträge zum 1. Speyerer UGB-Forum vom 21. und 22. Oktober 1999 und zum 2. Speyerer UGB-Forum vom 19. und 20. März 2001 an der Deutschen Hochschule für Verwaltungswissenschaften Speyer (Schriftenreihe der Hochschule Speyer, 155), Berlin, S. 265–294.
- Ewringmann, D.; Irmer, H.; Donmetz, H. (1981): Auswirkungen des Abwasserabgabengesetzes auf industrielle Indirekteinleiter ((Umweltbundesamt. Berichte, 1981,2)), Berlin.
- Ewringmann, D.; Schafhausen, F. (1985): Abgaben als ökonomischer Hebel in der Umweltpolitik, Berlin.
- Ewringmann, D.; Scholl, R. (1996): Zur fünften Novellierung der Abwasserabgabe: Meßlösung und sonst nichts? Hg. v. Universität zu Köln (Finanzwissenschaftliche Diskussionbeiträge, 96-2).
- Fankhauser, S.; Hepburn, C.; Park, J. (2011): Combining multiple climate policy instruments: how not to do it. Hg. v. Centre for Climate Change Economics and Policy (Working Paper, 48).
- Farrow, R. S.; Schultz, M. T.; Celikkol, P.; van Houtven, G. L. (2005): Pollution Trading in Water Quality Limited Areas. Use of Benefits Assessment and Cost-Effective Trading Ratios, in: *Land Economics* 81 (2), S. 191–205.
- Faust, K. M.; Abraham, D. M.; McElmurry, S. P. (2016): Water and Wastewater Infrastructure Management in Shrinking Cities, in: *Public Works Management & Policy* 21 (2), S. 128–156.
- Feess, E.; Seeliger, A. (2013): Umweltökonomie und Umweltpolitik. 4. Aufl., München.
- Fehling, M. (2003): Gemeingebrauch und Sondernutzung im System des allgemeinen Verwaltungsrechts und des Wirtschaftsverwaltungsrechts, in: *Juristische Schulung (JuS)*, S. 246–249.
- Felder, S.; Schleiniger, R. (1999): Environmental Tax Reform: Efficiency and Political Feasibility (Working paper series / Institute for Empirical Research in Economics, 13). Online verfügbar unter <http://www.zora.uzh.ch/51831/>, zuletzt geprüft am 09.06.2017.
- Felder, S.; Schleiniger, R. (2002): Environmental tax reform. Efficiency and political feasibility, in: *Ecological Economics* 42 (1-2), S. 107–116.
- Fent, K. (2007): Ökotoxikologie. Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie. 3., überarb. und aktualisierte Aufl., Stuttgart.
- Ferraro, P. J. (2008): Asymmetric information and contract design for payments for environmental services, in: *Ecological Economics* 65 (4), S. 810–821.
- Feuillette, S.; Levrel, H.; Boeuf, B.; Blanquart, S.; Gorin, O.; Monaco, G. et al. (2016): The use of cost-benefit analysis in environmental policies. Some issues raised by the Water Framework Directive implementation in France, in: *Environmental Science & Policy* 57, S. 79–85.

- Field, B. C.; Field, M. K. (2006): *Environmental Economics. An Introduction*, Boston u.a.
- Florentino, C.; Mancini, M. L.; Luccarini, L. (2016): Optimization of wastewater treatment plants monitoring in flow variation conditions due to rain events, in: *Environmental Engineering and Management Journal* 15 (9), S. 1981–1988.
- Fischer, C. (2001): *Rebating Environmental Policy Revenues: Output-Based Allocations and Tradable Performance Standards*. Resources for the Future, Washington D.C. (Resources for the Future Discussion Paper, 01-22).
- Fischer, K. (2011): Sonderabgaben, Ausgleichsabgaben und Vorteilsabschöpfungsabgaben im Spiegel der Judikatur des Bundesverfassungsgerichts, in: Baumeister, P. (Hg.): *Staat, Verwaltung und Rechtsschutz. Festschrift für Wolf-Rüdiger Schenke zum 70. Geburtstag* (Schriften zum öffentlichen Recht, 1196), Berlin, S. 147–166.
- Fleming, R. A.; Adams, R. M. (1997): The Importance of Site-Specific Information in the Design of Policies to Control Pollution, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 33 (3), S. 347–358.
- Fowlie, M.; Muller, N. (2013): Market-based Emissions Regulation When Damages Vary Across Sources: What Are the Gains from Differentiation? Hg. v. National Bureau of Economic Research, Cambridge, MA (NBER Working Paper Series, 18801). Online verfügbar unter <http://www.nber.org/papers/w18801>, zuletzt geprüft am 25.04.2016.
- Foxon, T. J.; Kohler, J.; Michie, J.; Oughton, C. (2013): Towards a new complexity economics for sustainability, in: *Cambridge Journal of Economics* 37 (1), S. 187–208.
- Fraas, A.; Lutter, R. (2012): Efficient Pollution Regulation. Getting the Prices Right: Comment, in: *American Economic Review* 102 (1), S. 602–607.
- Fraas, A. G.; Munley, V. G. (1984): Municipal wastewater treatment cost, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 11 (1), S. 28–38.
- François, D.; Correljé, A. F.; Groenewegen, J. P. (2010): Cost recovery in the water supply and sanitation sector. A case of competing policy objectives?, in: *Utilities Policy* 18 (3), S. 135–141.
- Fredriksson, P. G.; Sterner, T. (2005): The political economy of refunded emissions payment programs, in: *Economics Letters* 87 (1), S. 113–119.
- Freeman, J. (Hg.) (2007): *Moving to markets in environmental regulation. Lessons from twenty years of experience*, New York NY u.a.
- Freire-González, J. (2018): Environmental taxation and the double dividend hypothesis in CGE modelling literature. A critical review, in: *Journal of Policy Modeling* 40 (1), S. 194–223.
- Fricke, J. (1995): Sulfathaltiges Wasser - ein Indirekteinleiterproblem?, in: Bartz, W. J. (Hg.): *Abwasser und Abfall der Metallindustrie. Vermeiden, Vermindern, Verwerten, Behandeln und Entsorgen*, Renningen-Malmsheim, S. 143–162.

- Friesen, L.; Gangadharan, L. (2013): Designing self-reporting regimes to encourage truth telling. An experimental study, in: *Journal of Economic Behavior & Organization* 94, S. 90–102.
- Fullerton, D. (2011): Six distributional effects of environmental policy, in: *Risk analysis : an official publication of the Society for Risk Analysis* 31 (6), S. 923–929.
- Fullerton, D.; Mohr, R. D. (2003): Suggested Subsidies are Sub-optimal Unless Combined with an Output Tax, in: *Contributions in Economic Analysis & Policy* 2 (1).
- Gahvari, F. (2014): Second-Best Pigouvian Taxation: A Clarification, in: *Environ Resource Econ* 59 (4), S. 525–535.
- Garrick, D.; McCann, L.; Pannell, D. (2013a): Transaction costs and environmental policy: Taking stock, looking forward, in: *Ecological Economics* 88, S. 182–184.
- Garrick, D.; Whitten, S. M.; Coggan, A. (2013b): Understanding the evolution and performance of water markets and allocation policy. A transaction costs analysis framework, in: *Ecological Economics* 88, S. 195–205.
- Gawel, E. (1995): Zur politischen Ökonomie von Umweltabgaben (Vorträge und Aufsätze / Walter-Eucken-Institut, 146), Tübingen.
- Gawel, E. (Hg.) (1996a): Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Sonderheft der Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Berlin.
- Gawel, E. (1996b): Institutionentheorie und Umweltökonomik - Forschungsstand und Perspektiven, in: Gawel, E. (Hg.): Institutionelle Probleme der Umweltpolitik. Sonderheft der Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Berlin, S. 11–28.
- Gawel, E. (1996c): Umweltpolitik durch gemischten Instrumenteneinsatz, Berlin.
- Gawel, E. (1999a): Staatliche Steuerung durch Umweltverwaltungsrecht, in: *Die Verwaltung* 28 (2), S. 201–214.
- Gawel, E. (1999b): Umweltabgaben zwischen Steuer- und Gebührenlösung. Eine finanzwissenschaftliche Kritik der Rechtsformrestriktionen für administrierte Umweltpreise (Recht, Ökonomie und Umwelt, 9), Baden-Baden.
- Gawel, E. (1999c): Umweltordnungsrecht – ökonomisch irrational? Die ökonomische Sicht, in: Gawel, E.; Lübke-Wolff, G. (Hg.): Rationale Umweltpolitik – Rationales Umweltrecht. Konzepte und Grenzen rationaler Steuerung im Umweltschutz, Baden-Baden, S. 237–322.
- Gawel, E. (2001): Effizienz im Umweltrecht. Grundsatzfragen wirtschaftlicher Umweltnutzung aus rechts-, wirtschafts- und sozialwissenschaftlicher Sicht (Recht, Ökonomie und Umwelt, 13), Baden-Baden.
- Gawel, E. (2009): Grundzüge der mikroökonomischen Theorie. 1. Aufl. (Lehr- und Studienbücher der Wirtschaftswissenschaft, 1), Köln.

- Gawel, E. (2011a): Der Lenkungserfolg von Wassernutzungsabgaben - ein interdisziplinäres Missverständnis?, in: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 34 (2), S. 213–240.
- Gawel, E. (2011b): Die künftige Abwasserabgabe - Reformbedarf und Perspektiven, in: *Zeitschrift für Wasserrecht (ZfW)* 50 (4), S. 185–215.
- Gawel, E. (2012a): Sind die Preise für Wasserdienstleistungen der Ver- und Entsorgung in Deutschland wirklich kostendeckend?, in: *Zeitschrift für öffentliche und gemeinwirtschaftliche Unternehmen (ZögU)* 35 (3), S. 243–266.
- Gawel, E. (2012b): Wassernutzungsabgaben als Instrument einer effizienten Wasserpreispolitik nach Art. 9 WRRL - Erfahrungen und Perspektiven in Deutschland, in: *Österr Wasser- und Abfallw (Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft)* 64 (1-2), S. 259–266.
- Gawel, E. (2013): Braucht die Abwasserabgabe eine neue Zielstellung?, in: *Wasser und Abfall* 15, S. 41–48.
- Gawel, E. (2014a): Instrumente zur Berücksichtigung von Umwelt- und Ressourcenkosten nach Art. 9 WRRL, in: *NuR* 36 (2), S. 77–81.
- Gawel, E. (2014b): Zur Berücksichtigung von Umwelt- und Ressourcenkosten nach Art. 9 der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig (UFZ-Discussion-Papers, 1/2014). Online verfügbar unter https://www.ufz.de/export/data/global/55516_DP_1_2014_Gawel_URK_Wasserrahmenrichtlinie_gesamt.pdf, zuletzt geprüft am 15.02.2018.
- Gawel, E.; Ewringmann, D. (1994a): Abwasserabgabengesetz und Indirekteinleitung. Zur Bedeutung und möglichen Ausgestaltung einer Indirekteinleiterabgabe (Finanzwissenschaftliche Forschungsarbeiten, N.F., 61), Berlin.
- Gawel, E.; Ewringmann, D. (1994b): Lenkungsabgaben und Ordnungsrecht. Zur allokativen Logik der Restverschmutzungsabgabe, in: *Steuer und Wirtschaft (StuW)* 71, S. 295–311.
- Gawel, E.; Fälsch, M. (2011): Bescheiden, Messen, Heraberklären: Zur Feststellung der Bemessungsgrundlage der Abwasserabgabe, in: *Umwelt- und Planungsrecht (UPR)* 31 (6), S. 294–299.
- Gawel, E.; Köck, W.; Kern, K.; Möckel, S.; Fälsch, M.; Völkner, T.; Holländer, R. (2011): Weiterentwicklung von Abwasserabgabe und Wasserentnahmeentgelten zu einer umfassenden Wassernutzungsabgabe. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau (Texte, 67/2011).
- Gawel, E.; Köck, W.; Kern, K.; Schindler, H.; Holländer, R.; Anlauf, K. et al. (2014): Reform der Abwasserabgabe: Optionen, Szenarien und Auswirkungen einer fortzuentwickelnden Regelung. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau (Texte, 55/2014).
- Gawel, E.; Köck, W.; Schindler, H.; Holländer, R.; Lautenschläger, S. (2015): Mikroverunreinigungen und Abwasserabgabe. Hg. v. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau (Texte, 26/2015).

- Gawel, E.; Möckel, S. (2011): Zur regionalen Differenzierung von Wassernutzungsabgaben, in: *Raumforsch Raumordn* 69 (5), S. 333–345.
- Gawel, E.; Schindler, H. (2015a): Aufkommen und Aufkommensverwendung der Abwasserabgabe, in: *Wasser und Abfall* 17 (3), S. 10–15.
- Gawel, E.; Schindler, H. (2015b): Zur richtigen Höhe von Umweltlenkungsabgaben, in: *ÖW* 30 (2), S. 44.
- Gawel, E.; Schindler, H. (2016): Mikroverunreinigungen, vierte Reinigungsstufe und das Verursacherprinzip, in: *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)* 26 (7/8), S. 387–393. Online verfügbar unter http://www.zur.nomos.de/fileadmin/zur/doc/Aufsatz_ZUR_15_7-8.pdf, zuletzt geprüft am 27.10.2016.
- Gawel, E.; Unnerstall, H. (2014): Angemessene Berücksichtigung von Umwelt- und Ressourcenkosten nach Art. 9 WRRL in der Praxis. Zugleich eine Replik auf den Arbeitsbericht der DWA-Arbeitsgruppe „Ökonomische Aspekte der WRRL, in: *Korrespondenz Abwasser-Abfall (KA)* 61 (1), S. 49–56.
- Ge, J.; Kling, C. L.; Herriges, J. A. (2013): How much is clean water worth? : valuing water quality improvement using a meta analysis. Iowa State University, Department of Economics (Working Paper, WP #13016). Online verfügbar unter http://lib.dr.iastate.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1050&context=econ_las_workingpapers, zuletzt geprüft am 16.03.2017.
- Gersbach, H.; Requate, T. (2004): Emission taxes and optimal refunding schemes, in: *Journal of Public Economics* 88 (3-4), S. 713–725.
- Geyler, S.; Laforet, L.; Rüger, J.; Nowak, K.; Holländer, R.; Bertzbach, F. et al. (2017): Indikatoren für die ökonomische Bedeutung von Wasser und Gewässern. Endbericht zum Forschungsprojekt FKZ 371421 219 0, im Auftrag des Umweltbundesamtes. (unveröffentlicht). Hg. v. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau (UBA-Berichte).
- Gilbreath, A. N.; McKee, L. J. (2015): Concentrations and loads of PCBs, dioxins, PAHs, PBDEs, OC pesticides and pyrethroids during storm and low flow conditions in a small urban semi-arid watershed, in: *The Science of the total environment* 526, S. 251–261.
- Gilpin, A. (2000): Environmental economics. A critical overview (Modules in environmental science), Chichester.
- Giordana, G.; Willinger, M. (2013): Regulatory instruments for monitoring ambient pollution, in: List, J.; Price, M. (Hg.): *Handbook on Experimental Economics and the Environment*, Cheltenham, S. 193–232.
- Glachant, M. (2002): The political economy of emission tax design in environmental policy. Fondazione Eni Enrico Mattei (NOTA DI LAVORO, 96.2002). Online verfügbar unter <http://econweb.ucsd.edu/~carsonvs/papers/48.pdf>, zuletzt geprüft am 10.05.2017.

- Goldar, B.; Misra, S.; Mukherji, B. (2001): Water pollution abatement cost function: Methodological issues and an application to small-scale factories in an industrial estate in India, in: *Environment and Development Economics* 6 (1), S. 103–122.
- Gollier, C.; Treich, N. (2013): Option Value and Precaution, in: Shogren, J. F. (Hg.): *Encyclopedia of Energy, Natural Resource, and Environmental Economics*, Bd. 2, London, S. 332–338.
- Golub, J. (1996): State Power and Institutional Influence in European Integration. Lessons from the Packaging Waste Directive*, in: *JCMS: J Common Market Studies* 34 (3), S. 313–339.
- Gooday, R. D.; Anthony, S. G.; Chadwick, D. R.; Newell-Price, P.; Harris, D.; Duethmann, D. et al. (2014): Modelling the cost-effectiveness of mitigation methods for multiple pollutants at farm scale, in: *The Science of the total environment* 468-469, S. 1198–1209.
- Gordon, L. J.; Peterson, G. D.; Bennett, E. M. (2008): Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises, in: *Trends in Ecology & Evolution* 23 (4), S. 211–219.
- Goulder, L. H.; Parry, I. W. H. (2008): Instrument Choice in Environmental Policy, in: *Review of Environmental Economics and Policy* 2 (2), S. 152–174.
- Goulder, L. H.; Parry, I. W. H.; Burtraw, D. (1997): Revenue-Raising versus Other Approaches to Environmental Protection: The Critical Significance of Preexisting Tax Distortions, in: *Rand Journal of Economics* 28 (4), S. 708–731.
- Goulder, L. H.; Parry, I. W. H.; Williams, R. C.; Burtraw, D. (1998): The Cost-Effectiveness of Alternative Instruments for Environmental Protection in a Second-Best Setting. Resources for the Future, Washington D.C. (Resources for the Future Discussion Paper, 98-22).
- Gouldson, A.; Lopez-Gunn, E.; van Alstine, J.; Rees, Y.; Davies, M.; Krishnarayan, V. (2008): New alternative and complementary environmental policy instruments and the implementation of the Water Framework Directive, in: *Eur. Env.* 18 (6), S. 359–370.
- Gray, W. B.; Shadbegian, R. J. (2005): When and Why do Plants Comply? Paper Mills in the 1980s*, in: *Law & Policy* 27 (2), S. 238–261.
- Gray, W. B.; Shimshack, J. P. (2011): The Effectiveness of Environmental Monitoring and Enforcement. A Review of the Empirical Evidence, in: *Review of Environmental Economics and Policy* 5 (1), S. 3–24.
- Gren, I.-M. (2008): Adaptation and mitigation strategies for controlling stochastic water pollution. An application to the Baltic Sea, in: *Ecological Economics* 66 (2-3), S. 337–347.
- Gren, I.-M.; Destouni, G.; Tempone, R. (2002): Cost effective policies for alternative distributions of stochastic water pollution, in: *Journal of environmental management* 66 (2), S. 145–157.
- Griffiths, C.; Klemick, H.; Massey, M.; Moore, C.; Newbold, S.; Simpson, D. et al. (2012): U.S. Environmental Protection Agency Valuation of Surface Water Quality Improvements, in: *Review of Environmental Economics and Policy* 6 (1), S. 130–146.

- Grizzetti, B.; Lanzanova, D.; Liqueste, C.; Reynaud, A.; Cardoso, A. C. (2016): Assessing water ecosystem services for water resource management, in: *Environmental Science & Policy* 61, S. 194–203.
- Grothkopp, H. (1995): Rückgewinnung von Metallen mittels elektrolytischer Verfahren, in: Bartz, W. J. (Hg.): *Abwasser und Abfall der Metallindustrie. Vermeiden, Vermindern, Verwerten, Behandeln und Entsorgen*, Renningen-Malmsheim, S. 195–208.
- Gsottbauer, E.; Bergh, J. C. J. M. (2011): Environmental Policy Theory Given Bounded Rationality and Other-regarding Preferences, in: *Environ Resource Econ* 49 (2), S. 263–304.
- Gunningham, N.; Sinclair, D. (1999): Regulatory Pluralism. Designing Policy Mixes for Environmental Protection, in: *Law & Policy* 21 (1), S. 49–76.
- Gupta, J.; Pahl-Wostl, C.; Zondervan, R. (2013): ‘Glocal’ water governance. A multi-level challenge in the anthropocene, in: *Current Opinion in Environmental Sustainability* 5 (6), S. 573–580.
- Hackett, S. C. (2006): *Environmental and Natural Resources Economics. Theory, Policy, and the Sustainable Society*. 3. Aufl., New York.
- Häder, M. (1997): *Umweltpolitische Instrumente und Neue Institutionenökonomik*, Wiesbaden.
- Hamilton, S. F.; Requate, T. (2006): Emission Caps versus Ambient Standards when Damage from Pollution is Stochastic, mimeo.
- Hamilton, S. F.; Requate, T. (2012): Emissions standards and ambient environmental quality standards with stochastic environmental services, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 64 (3), S. 377–389.
- Hammond, P. (1979): Straightforward Individual Incentive Compatibility in Large Economies, in: *Review of Economic Studies* 46 (2), S. 263–282.
- Hanley, N.; Schläpfer, F.; Spurgeon, J. (2003): Aggregating the benefits of environmental improvements. Distance-decay functions for use and non-use values, in: *Journal of environmental management* 68 (3), S. 297–304.
- Hanley, N.; Shogren, J. F.; White, B. (2007): *Environmental Economics in Theory and Practice*. 2. Aufl., London.
- Hanley, N.; Wright, R. E.; Alvarez-Farizo, B. (2006): Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments. An application to the water framework directive, in: *Journal of environmental management* 78 (2), S. 183–193.
- Hannsgen, G. (2006): The transmission mechanism of monetary policy: a critical review, in: Arestis, P.; Sawyer, M. C. (Hg.): *A handbook of alternative monetary economics* (Elgar original reference), Cheltenham, S. 205–223.
- Hansen, L. G. (1998): A Damage Based Tax Mechanism for Regulation of Non-Point Emissions, in: *Environ Resource Econ* 12 (1), S. 99–112.

- Hansjürgens, B. (1992): Umweltabgaben im Steuersystem. Zu den Möglichkeiten einer Einfügung von Umweltabgaben in das Steuer- und Abgabensystem der Bundesrepublik Deutschland, Baden-Baden.
- Hansjürgens, B. (2000): Ronald Coase – Wegbereiter der institutionenorientierten **Umweltökonomik**, in: Pies, I.; Leschke, M. (Hg.): **Ronald Coase‘ Transaktionskosten-Ansatz**, Tübingen, S. 96–103.
- Hansjürgens, B. (2011): William Baumol und die Rolle des Staates, in: Pies, I.; Leschke, M. (Hg.): William Baumols Markttheorie unternehmerischer Innovation. [die abgedruckten Referate und Korreferate wurden auf einer interdisziplinär besetzten Tagung gehalten, die vom 6. bis 8. September 2010 in der Leucorea in Wittenberg stattfand] (Konzepte der Gesellschaftstheorie, 17), Tübingen, S. 107–126.
- Hansjürgens, B.; Lübbe-Wolff, G. (Hg.) (2000): Symbolische Umweltpolitik. Tagung. Forschungsgruppe "Rationale Umweltpolitik - Rationales Umweltrecht". 1. Aufl., Originalausg (Suhrkamp Taschenbuch Wissenschaft, 1486), Frankfurt am Main.
- Hansmeyer, K.-H. (1977): Die Abwasserabgabe als Versuch einer Anwendung des Verursacherprinzips, in: Issing, O. (Hg.): Probleme der Umweltschutzpolitik, Berlin, S. 65–97.
- Hansmeyer, K.-H.; Gawel, E. (1993): Schleichende Erosion der Abwasserabgabe?, in: *Wirtschaftsdienst* 73 (6), S. 325–332.
- Hansmeyer, K.-H.; Mayntz, R.; Derlien, H.-U.; Bohne, E. (Hg.) (1978): Vollzugsprobleme der Umweltpolitik. Empirische Untersuchung der Implementation von Gesetzen im Bereich der Luftreinhaltung und des Gewässerschutzes (Materialien zur Umweltforschung, 4), Stuttgart.
- Hansmeyer, K.-H.; Schneider, H. K. (1992): Umweltpolitik. Ihre Fortentwicklung unter marktsteuernden Instrumenten, Göttingen.
- Haoqi, Q.; Libo, W.; Weiqi, T. (2017): "Lock-in" effect of emission standard and its impact on the choice of market based instruments**, in: *Energy Economics* 63, S. 41–50.
- Harford, J. D. (1978): Firm Behavior Under Imperfectly Enforceable Pollution Standards and Taxes, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 5 (1), S. 26–43.
- Harou, J. J.; Pulido-Velazquez, M.; Rosenberg, D. E.; Medellín-Azuara, J.; Lund, J. R.; Howitt, R. E. (2009): Hydro-economic models. Concepts, design, applications, and future prospects, in: *Journal of Hydrology* 375 (3-4), S. 627–643.
- Harrington, W. (1988): Enforcement leverage when penalties are restricted, in: *Journal of Public Economics* 37 (1), S. 29–53.
- Harrington, W. (2003): Regulating Industrial Water Pollution in the United States. Resources for the Future, Washington D.C. (Discussion Paper, 03-03).

- Hartmann, P. (2005): Der Einsatz marktwirtschaftlicher Instrumente in der Umweltpolitik. Eine ökonomische Analyse und Bewertung am Beispiel der Wassernutzungsabgaben in Brasilien, Marburg.
- Hartwig, K.-H. (2007): Umweltökonomie, in: Apolte, T.; Bender, D.; Berg, H. e. a. (Hg.): Vahlens Kompendium der Wirtschaftstheorie und Wirtschaftspolitik, Bd. 2. 9. Aufl., München, S. 195–242.
- Hassett, K. A.; Mathur, A.; Metcalf, G. E. (2007): The Incidence of a Carbon Tax: A Lifetime and Regional Analysis. National Bureau of Economic Research, Cambridge (NBER Working Paper Series, 13554). Online verfügbar unter <http://isites.harvard.edu/fs/docs/icb.topic192820.files/Metcalf%20paper.pdf>, zuletzt geprüft am 09.06.2017.
- Hayek, F. A. (1945): The Use of Knowledge in Society, in: *American Economic Review* 35 (4), S. 519–530.
- Helfand, G. E. (2002): Standards versus taxes in pollution control, in: van den Bergh, Jeroen C. J. M. (Hg.): Handbook of environmental and resource economics, Cheltenham, S. 223–234.
- Helfand, G. E.; Berck, P.; Maull, T. (2003): The Theory of Pollution Policy, in: Mäler, K.-G.; Vincent, J. R. (Hg.): Handbook of Environmental Economics, Bd. 1, Amsterdam, S. 249–303.
- Helfand, G. E.; House, B. W. (1995): Regulating Nonpoint Source Pollution under Heterogeneous Conditions, in: *Am J Agricultural Economics* 77 (4), S. 1024.
- Helm, D. (2005): Economic Instruments and Environmental Policy, in: *Economic and Social Review* 36 (6), S. 205–228.
- Henderson, J. V. (1977): Externalities in a spatial context, in: *Journal of Public Economics* 7 (1), S. 89–110.
- Hendry, S. (2017): The EU Water Framework Directive – Challenges, Gaps and Potential for the Future, in: *Journal for European Environmental & Planning Law* 14 (3-4), S. 249–268.
- Hennessy, D. A.; Roosen, J. (1999): Stochastic Pollution, Permits, and Merger Incentives, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 37 (3), S. 211–232.
- Hentschel, E.; Randall, A. (2000): An Integrated Strategy to Reduce Monitoring and Enforcement Costs, in: *Environ Resource Econ* 15 (1), S. 57–74.
- Hering, D.; Carvalho, L.; Argillier, C.; Beklioglu, M.; Borja, A.; Cardoso, A. C. et al. (2015): Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress--an introduction to the MARS project, in: *The Science of the total environment* 503-504, S. 10–21.
- Hernández-Sancho, F.; Sala-Garrido, R. (2009): Technical efficiency and cost analysis in wastewater treatment processes. A DEA approach, in: *Desalination* 249 (1), S. 230–234.

- Herrera Molina, P. M. (2012): Design options and their rationales, in: Milne, J. E.; Andersen, M. S. (Hg.): *Handbook of Research on Environmental Taxation*, Cheltenham, S. 85–101.
- Heß, O.; Schröder, A.; Klasmeier, J.; Matthies, M. (2004): Modellierung von Schadstoffflüssen in Flusseinzugsgebieten. Hg. v. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau (UBA Forschungsbericht, 000619). Online verfügbar unter <http://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/2703.pdf>.
- Heuson, C. (2010): Weitzman Revisited: Emission Standards Versus Taxes with Uncertain Abatement Costs and Market Power of Polluting Firms, in: *Environ Resource Econ* 47 (3), S. 349–369.
- Heyes, A. (1998): Making Things Stick: Enforcement and Compliance, in: *Oxf Rev Econ Policy* 14 (4), S. 50–63.
- Heyes, A. (2000): Implementing Environmental Regulation: Enforcement and Compliance, in: *Journal of Regulatory Economics* 17 (2), S. 107–129.
- Heyes, A.; Liston, C. (2006): Economics of environmental regulation: instruments and cases, in: Crew, M.; Parker, D. (Hg.): *International Handbook on Economic Regulation*, Cheltenham, S. 255–277.
- Hillenbrand, T.; Tettenborn, F.; Menger-Krug, E. u. (2014): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer, Dessau-Roßlau (UBA-Berichte, 85/2014). Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/texte_85_2014_massnahmen_zur_verminderung_des_eintrages_von_mikroschadstoffen_in_die_gewaesser_0.pdf, zuletzt geprüft am 19.02.2018.
- Hirschfeld, J.; Dehnhardt, A.; Dietrich, J. (2005): Socioeconomic analysis within an interdisciplinary spatial decision support system for an integrated management of the Werra River Basin, in: *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters* 35 (3), S. 234–244.
- Hochman, E.; Zilberman, D.; Just, R. (1977): Internalization in a stochastic pollution model, in: *Water Resour. Res.* 13 (6), S. 877–881.
- Hoel, M. (1998): Emission Taxes versus Other Environmental Policies, in: *Scand J Econ* 100 (1), S. 79–104.
- Hoel, M.; Karp, L. (2001): Taxes and quotas for a stock pollutant with multiplicative uncertainty, in: *Journal of Public Economics* 82 (1), S. 91–114.
- Holland, S. P. (2012): Emissions taxes versus intensity standards. Second-best environmental policies with incomplete regulation, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 63 (3), S. 375–387.
- Holland, S. P.; Yates, A. J. (2015): Optimal trading ratios for pollution permit markets, in: *Journal of Public Economics* 125, S. 16–27.

- Holländer, R.; Lautenschläger, S.; Rüger, J.; Fälsch, M. (2013): Abwasserentgelte in Deutschland. Wie beeinflussen unterschiedliche Rahmenbedingungen die Kosten und Entgeltstruktur der Abwasserbeseitigung?, Berlin, München.
- Homann, K.; Suchanek, A. (2000): Ökonomik: eine Einführung, Tübingen.
- Hoque, S. F.; Wichelns, D. (2013): State-of-the-art review. Designing urban water tariffs to recover costs and promote wise use, in: *International Journal of Water Resources Development* 29 (3), S. 472–491.
- Horan, R. D. (2001): Cost-Effective and Stochastic Dominance Approaches to Stochastic Pollution Control, in: *Environmental and Resource Economics* 18 (4), S. 373–389.
- Horan, R. D.; Shortle, J. S. (2011): Economic and Ecological Rules for Water Quality Trading¹, in: *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 47 (1), S. 59–69.
- Horan, R. D.; Shortle, J. S.; Abler, D. G. (1998): Ambient Taxes When Polluters Have Multiple Choices, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 36 (2), S. 186–199.
- Horstmeyer, N.; Rapp-Fiegle, S.; Helmreich, B.; Drewes, J. E. (2014): Kosten der Abwasserbehandlung. Finanzierung, Kostenstrukturen und Kostenkenndaten der Bereiche Kanal, Sonderbauwerke und Kläranlagen ; das vorliegende Buch entstand auf Grundlage des Abschlussberichtes des Projektes "Investitions- und Sanierungskosten bei kommunalen Abwasseranlagen", welches die Technische Universität München, Lehrstuhl für Siedlungswasserwirtschaft, im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt und des Bayerischen Staatsministeriums für Umwelt und Verbraucherschutz von Oktober 2011 bis Juni 2013 durchgeführt hat (Edition GWF Wasser, Abwasser), München.
- Howe, C. W.; Lee, D. R. (1983): Priority Pollution Rights. Adapting Pollution Control to a Variable Environment, in: *Land Economics* 59 (2), S. 141.
- Howlett, M.; Yong, P. H. (2013): Policy Portfolios and Their Design. A Meta-Analysis. Presented to the 1st International Conference on Public Policy, Grenoble, France. Online verfügbar unter <http://www.icpublicpolicy.org/IMG/pdf/panel11.s3.howlett.pdf>, zuletzt geprüft am 07.02.2017.
- Huber, C.; Wirl, F. (1998): The Polluter Pays versus the Pollutee Pays Principle under Asymmetric Information, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 35 (1), S. 69–87.
- Huckestein, B. (1993): Umweltabgaben - Anwendungsbedingungen einer ökologischen Allzweckwaffe, in: *Zeitschrift für Umweltpolitik und Umweltrecht* 16 (3), S. 343–368.
- Hung, M.-F.; Shaw, D. (2005): A trading-ratio system for trading water pollution discharge permits, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 49 (1), S. 83–102.
- Hutton, G.; Haller, L. (2004): Evaluation of the Costs and Benefits of Water and Sanitation Improvements at the Global Level. Hg. v. WHO, Genf. Online verfügbar unter http://www.who.int/water_sanitation_health/wsh0404.pdf, zuletzt geprüft am 01.06.2018.

- Hyttiäinen, K.; Ahlvik, L.; Ahtiainen, H.; Artell, J.; Huhtala, A.; Dahlbo, K. (2015): Policy Goals for Improved Water Quality in the Baltic Sea. When do the Benefits Outweigh the Costs?, in: *Environ Resource Econ* 61 (2), S. 217–241.
- Imhoff, K.; Imhoff, K. R. (2018): Taschenbuch der Stadtentwässerung. 32. verbesserte Auflage. Hg. v. Norbert Jardin, Essen: DIV Deutscher Industrieverlag (gwf Edition).
- Imhoff, K.; Imhoff, K. R.; Jardin, N.; Becker, M. (2009): Taschenbuch der Stadtentwässerung. Mit 10 Tafeln und 67 Tabellen. 31., verbesserte Aufl., München.
- Innes, R. (2000): Self-Reporting in Optimal Law Enforcement When Violators have Heterogeneous Probabilities of Apprehension, in: *The Journal of Legal Studies* 29 (1), S. 287–300.
- Innes, R. (2001): Violator Avoidance Activities and Self-Reporting in Optimal Law Enforcement, in: *Journal of Law, Economics, and Organization* 17 (1), S. 239–256.
- Innes, R. (2003): Stochastic pollution, costly sanctions, and optimality of emission permit banking, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 45 (3), S. 546–568.
- Interis, M. G. (2014): A Challenge to Three Widely Held Ideas, in: *Journal of Agricultural and Applied Economics* 46 (3), S. 347–356.
- Interwies, E.; Kraemer, A. (2001): Ökonomische Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Analyse der relevanten Regelungen und erste Schritte zur Umsetzung. Endbericht an das Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.
- Jaeger, W. K. (2011): The Welfare Effects of Environmental Taxation, in: *Environ Resource Econ* 49 (1), S. 101–119.
- Jaeger, W. K. (2012): The Double Dividend Debate, in: Milne, J. E.; Andersen, M. S. (Hg.): *Handbook of Research on Environmental Taxation*, Cheltenham, S. 211–229.
- Jaffe, A. B.; Newell, R. G.; Stavins, R. N. (2005): A tale of two market failures. Technology and environmental policy, in: *Ecological Economics* 54 (2-3), S. 164–174.
- Jamshidi, S.; Ardestani, M.; Niksokhan, M. H. (2015): Seasonal waste load allocation policy within integrated discharge permits and reclaimed water market, in: *Water Policy* 18, 235–250.
- Jarass, H. D.; Pieroth, B. (2014): Grundgesetz für die Bundesrepublik Deutschland. Kommentar. 13. Aufl., München.
- Jebjerg, L. (1997): Regulating a Polluting Firm Under Asymmetric Information, in: *Environ Resource Econ* 10 (3), S. 267–284.
- Jenkins, J. D. (2014): Political economy constraints on carbon pricing policies: What are the implications for economic efficiency, environmental efficacy, and climate policy design?, in: *Energy Policy* 69, S. 467–477.

- Jensen, S.; Traeger, C. P. (2014): Optimal climate change mitigation under long-term growth uncertainty: Stochastic integrated assessment and analytic findings, in: *European Economic Review* 69, S. 104–125.
- Jiang, F.; Beck, M. B.; Cummings, K.; Rowles, K.; Russel, D. (2004): Estimation Of Costs Of Phosphorus Removal In Wastewater Treatment Facilities: Construction De Novo (Water Policy Working Paper, 2004-010).
- Jirka, G. H.; Burrows, R.; Torben, L. (2004): Environmental Quality Standards in the EC-Water Framework Directive: consequences for water pollution control for point sources, in: *European Water Association* (1), S. 1–20.
- Johnston, R. J.; Besedin, E. Y.; Wardwell, R. F. (2003): Modeling relationships between use and nonuse values for surface water quality. A meta-analysis, in: *Water Resour. Res.* 39 (12), S. n/a-n/a.
- Jørgensen, S. L.; Olsen, S. B.; Ladenburg, J.; Martinsen, L.; Svenningsen, S. R.; Hasler, B. (2013): Spatially induced disparities in users' and non-users' WTP for water quality improvements—Testing the effect of multiple substitutes and distance decay, in: *Ecological Economics* 92, S. 58–66.
- Joss, A.; Siegrist, H.; Ternes, T. A. (2008): Are we about to upgrade wastewater treatment for removing organic micropollutants?, in: *Water Science and Technology* 57 (2), S. 251–255.
- Jung, Y. T.; Narayanan, N. C.; Cheng, Y.-L. (2018): Cost comparison of centralized and decentralized wastewater management systems using optimization model, in: *Journal of environmental management* 213, S. 90–97.
- Kahneman, D.; Knetsch, J. L.; Thaler, R. H. (1991): Anomalies. The Endowment Effect, Loss Aversion, and Status Quo Bias, in: *Journal of Economic Perspectives* 5 (1), S. 193–206.
- Kampas, A.; Adamidis, K. (2005): Discussion of the paper "Cost effective policies for alternative distributions of stochastic water pollution" by Gren, Destouni and Tempone, in: *Journal of environmental management* 74 (4), 383-8; discussion 389-92.
- Kampas, A.; Horan, R. (2016): Second-best pollution taxes. Revisited and revised, in: *Environ Econ Policy Stud* 18 (4), S. 577–597.
- Kampas, A.; White, B. (2004): Administrative Costs and Instrument Choice for Stochastic Non-point Source Pollutants, in: *Environmental and Resource Economics* 27 (2), S. 109–133.
- Kaplow, L.; Shavell, S. (1994): Optimal Law Enforcement with Self-Reporting of Behavior, in: *Journal of Political Economy* 102 (3), S. 583–606.
- Kaplow, L.; Shavell, S. (2002a): Economic Analysis of Law, in: Auerbach, A. J.; Feldstein, M. S. (Hg.): Handbook of public economics (Handbooks in economics, 4), Amsterdam, New York, New York, N.Y., U.S.A., S. 1665–1784.

- Kaplow, L.; Shavell, S. (2002b): Superiority of corrective taxes, in: *American Law and Economics Review* 4 (1), S. 1–17.
- Karl, H. (2000): Der Einfluss von Ronald Coase auf die Umweltökonomik, in: Pies, I.; Leschke, M. (Hg.): *Ronald Coase‘ Transaktionskosten-Ansatz*, Tübingen, S. 73–95.
- Karl, H.; Ranné, O. (1995): Das Abwasserabgabengesetz – von der Deformation einer Umweltlenkungsabgabe, in: Benkert, W. (Hg.): *Wo bleiben die Umweltbgaben [Umweltabgaben]? Erfahrungen, Hindernisse, neue Ansätze (Ökologie und Wirtschaftsforschung, Bd. 17)*, Marburg, S. 19–47.
- Karp, L. (2005): Nonpoint Source Pollution Taxes and Excessive Tax Burden, in: *Environ Resource Econ* 31 (2), S. 229–251.
- Karp, L.; Zhang, J. (2017): Taxes Versus Quantities for a Stock Pollutant with Endogenous Abatement Costs and Asymmetric Information, in: Chichilnisky, G.; Rezai, A. (Hg.): *The Economics of the Global Environment. Catastrophic Risks in Theory and Policy (Studies in Economic Theory, v.29)*, Cham, S. 493–533.
- Karplus, V. J.; Paltsev, S.; Babiker, M.; Reilly, J. M. (2013): Should a vehicle fuel economy standard be combined with an economy-wide greenhouse gas emissions constraint? Implications for energy and climate policy in the United States, in: *Energy Economics* 36, S. 322–333.
- Kauffmann, C. (2011): Financing Water Quality Management, in: *International Journal of Water Resources Development* 27 (1), S. 83–99.
- Keeler, B. L.; Polasky, S.; Brauman, K. A.; Johnson, K. A.; Finlay, J. C.; O’Neill, A. et al. (2012): Linking water quality and well-being for improved assessment and valuation of ecosystem services, in: *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109 (45), S. 18619–18624.
- Kemper, M. (1993): *Das Umweltproblem der Marktwirtschaft. Wirtschaftstheoretische Grundlagen und vergleichende Analyse umweltpolitischer Instrumente in der Luftreinhalte- und Gewässerschutzpolitik*. 2. Aufl., Berlin.
- Kennedy, P. W. (1994): Equilibrium Pollution Taxes in Open Economies with Imperfect Competition, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 27 (1), S. 49–63.
- Kilimani, N.; van Heerden, J.; Bohlmann, H. (2015): Water taxation and the double dividend hypothesis, in: *Water Resources and Economics* 10, S. 68–91.
- Kim, J.-C.; Chang, K.-B. (1993): An Optimal Tax/Subsidy for Output and Pollution Control under Asymmetric Information in Oligopoly Markets, in: *Journal of Regulatory Economics* 5 (2), S. 183–197.
- Kim, N. S.; Hong, S. H.; Yim, U. H.; Shin, K.-H.; Shim, W. J. (2014): Temporal changes in TBT pollution in water, sediment, and oyster from Jinhae Bay after the total ban in South Korea, in: *Marine pollution bulletin* 86 (1-2), S. 547–554.

- Kim, S.-H. (2015): Time to Come Clean? Disclosure and Inspection Policies for Green Production, in: *Operations Research* 63 (1), S. 1–20.
- Kirchgässner, G. (2008): Homo Oeconomicus. Das ökonomische Modell individuellen Verhaltens und seine Anwendung in den Wirtschafts- und Sozialwissenschaften. 3. Aufl., Tübingen.
- Kirchgässner, G.; Schneider, F. (2003): On the Political Economy of Environmental Policy, in: *Public Choice* 115 (3/4), S. 369–396.
- Kirchhof, F. (2000): Die Tauglichkeit von Abgaben zur Lenkung des Verhaltens, in: *Deutsches Verwaltungsblatt (DVBl)* 115 (16), S. 1166–1175.
- Kirchhof, P. (2007a): Die Steuern, in: Isensee, J.; Kirchhof, P. (Hg.): Handbuch des Staatsrechts der Bundesrepublik Deutschland. 3., völlig Neubearb. und erw. Aufl., Heidelberg, Hamburg, S. 959–1100.
- Kirchhof, P. (2007b): Nichtsteuerliche Abgaben, in: Isensee, J.; Kirchhof, P. (Hg.): Handbuch des Staatsrechts der Bundesrepublik Deutschland. 3., völlig Neubearb. und erw. Aufl., Heidelberg, Hamburg, S. 1101–1174.
- Klauer, B.; Sigel, K.; Schiller, J. (2016): Disproportionate costs in the EU Water Framework Directive—How to justify less stringent environmental objectives, in: *Environmental Science & Policy* 59, S. 10–17.
- Kleinewefers, H. (2008): Einführung in die Wohlfahrtsökonomie. Theorie - Anwendung - Kritik (/w), Stuttgart.
- Kneese, A. V.; Bower, B. T. (1968): Managing Water Quality. Economics, Technology, Institutions, Washington D.C.
- Köhler, H.; Meyer, C. C. (2006): Abwasserabgabengesetz. Kommentar. 2., vollständig überarb. Aufl. (Gelbe Erläuterungsbücher), München.
- Kolcu, S. (2008): Der Kostendeckungsgrundsatz für Wasserdienstleistungen nach Art. 9 WRRL, Berlin.
- Kolcu, S. (2010): Der Kostendeckungsgrundsatz für Wasserdienstleistungen nach Art. 9 WRRL. Replik auf Unnerstall, in: *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)* 20 (2), S. 74–81.
- Kolstad, C. D. (1987): Uniformity versus differentiation in regulating externalities, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 14 (4), S. 386–399.
- Konrad, M. T.; Andersen, H. E.; Thodsen, H.; Termansen, M.; Hasler, B. (2014): Cost-efficient reductions in nutrient loads; identifying optimal spatially specific policy measures, in: *Water Resources and Economics* 7, S. 39–54.
- Korff, Y. von; Daniell, K. A.; Moellenkamp, S.; Bots, P.; Bijlsma, R. M. (2012): Implementing Participatory Water Management. Recent Advances in Theory, Practice, and Evaluation, in: *E&S* 17 (1), S. 30.

- Korostynska, O.; Mason, A.; Al-Shamma'a, A. I. (2013): Monitoring Pollutants in Wastewater: Traditional Lab Based versus Modern REal-Time Approaches, in: Mukhopadhyay, S. C.; Mason, A. (Hg.): Smart Sensors for Real-Time Water Quality Monitoring, Berlin, Heidelberg, S. 1–24.
- Kortenkamp, A.; Backhaus, T.; Faust, M. (2009): State of the Art Report on Mixture Toxicity. Final Report to the European Commission, London.
- Kotulla, M. (2005): Abwasserabgabengesetz. Kommentar (Rechtswissenschaften und Verwaltung, Kommentare), Stuttgart.
- Kragt, M. E. (2013): Hydro-economic modelling in an uncertain world. Integrating costs and benefits of water quality management, in: *Water Resources and Economics* 4, S. 1–21.
- Kramer, R. A.; Eisen-Hecht, J. I. (2002): Estimating the economic value of water quality protection in the Catawba River basin, in: *Water Resour. Res.* 38 (9), 21-1-21-10.
- Krupnik, A.; Oates, W. E. (1983): On Marketable Air-Pollution Permits: The Case for a System of Pollution Offsets, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 10, S. 233–247.
- Krutilla, K. (1999): Environmental policy and transaction costs, in: van den Bergh, Jeroen C. J. M. (Hg.): Handbook of Environmental and Resource Economics, Cheltenham, S. 249–264.
- Krutilla, K.; Alexeev, A. (2014): The Political Transaction Costs and Uncertainties of Establishing Environmental Rights, in: *Ecological Economics* 107, S. 299–309.
- Krutilla, K.; Krause, R. (2010): Transaction Costs and Environmental Policy: An Assessment Framework and Literature Review, in: *IRERE* 4 (4), S. 261–354.
- Krysiak, F. C.; Schweitzer, P. (2010): The optimal size of a permit market, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 60 (2), S. 133–143.
- Kümmerer, K. (2009): The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use-- present knowledge and future challenges, in: *Journal of environmental management* 90 (8), S. 2354–2366.
- Kuosmanen, T.; Laukkanen, M. (2011): (In)Efficient Environmental Policy with Interacting Pollutants, in: *Environ Resource Econ* 48 (4), S. 629–649.
- Kwerel, E. (1977): To Tell the Truth: Imperfect Information and Optimal Pollution Control, in: *Review of Economic Studies* 44 (3), S. 595–601.
- Laffont, J.-J. (1994): Regulation of Pollution with Asymmetric Information, in: Dosi, C.; Tomasi, T. (Hg.): Nonpoint Source Pollution Regulation: Issues and Analysis (Economics, Energy and Environment, 3), Dordrecht, S. 39–66.
- Lago, M.; Mysiak, J.; Gómez, C. M.; Delacámara, G.; Maziotis, A. (2015): Defining and Assessing Economic Policy Instruments for Sustainable Water Management, in: Lago, M.; Mysiak, J.;

- Gómez, C. M.; Delacámara, G.; Maziotis, A. (Hg.): Use of economic instruments in water policy. Insights from international experience (Global Issues in Water Policy, vol. 14), Cham, S. 1–14.
- Lai, Y.-B. (2008): Auctions or grandfathering. The political economy of tradable emission permits, in: *Public Choice* 136 (1-2), S. 181–200.
- Landua, D.; Wagner-Endres, S.; Wolf, U. (2017): Kurzstudie zu kommunalen Standortfaktoren. Ergebnisse auf Grundlage der Daten des Difu-Projekts „Koordinierte Unternehmensbefragung“. Deutsches Institut für Urbanistik, Berlin. Online verfügbar unter https://www.kfw.de/PDF/Download-Center/Konzernthemen/Research/PDF-Dokumente-Studien-und-Materialien/KfW_Kurzstudie_Standortfaktoren_final.pdf, zuletzt geprüft am 18.10.2017.
- LaPara, T. M.; Nakatsu, C. H.; Pantea, L. M.; Alleman, J. E. (2002): Stability of the bacterial communities supported by a seven-stage biological process treating pharmaceutical wastewater as revealed by PCR-DGGE, in: *Water research* 36 (3), S. 638–646.
- Larrue, C. (1995): The Political (Un)feasibility of Environmental Economic Instruments, in: Dente, B. (Hg.): *Environmental Policy in Search of New Instruments*, Dordrecht, Boston, London, S. 37–54.
- Laviale, M.; Morin, S.; Creach, A. (2011): Short term recovery of periphyton photosynthesis after pulse exposition to the photosystem II inhibitors atrazine and isoproturon, in: *Chemosphere* 84 (5), S. 731–734.
- Lee, D. R. (1984): The economics of enforcing pollution taxation, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 11 (2), S. 147–160.
- Lefebvre, O.; Moletta, R. (2006): Treatment of organic pollution in industrial saline wastewater. A literature review, in: *Water research* 40 (20), S. 3671–3682.
- Lehmann, P. (2008): Using a Policy Mix for Pollution Control. A Review of Economic Literature. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig (UFZ-Discussion-Papers, 4/2008).
- Lehmann, P. (2011): Making Water Affordable to All – A Typology and Evaluation of Options for Urban Water Pricing. Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Leipzig (UFZ-Discussion-Papers, 10/2011).
- Lehmann, P. (2012): Justifying a Policy Mix for Pollution Control. A Review of Economic Literature, in: *Journal of Economic Surveys* 26 (1), S. 71–97.
- Leibenstein, H. (1966): Allocative Efficiency and X-Efficiency, in: *American Economic Review* 56, S. 392–415.
- Leonard, R. L. (1973): Pricing of Industrial Wastewater Treatment Services. Hg. v. Connecticut Institute of Water Resources. University of Connecticut (Special Reports, 20). Online verfügbar unter

http://digitalcommons.uconn.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1017&context=ctiwr_specreports, zuletzt geprüft am 09.11.2016.

Lepper, P. (2005): Manual on the Methodological Framework to Derive Environmental Quality Standards for Priority Substances in accordance with Article 16 of the Water Framework Directive (2000/60/EC). Fraunhofer-Institute Molecular Biology and Applied Ecology. Online verfügbar unter <http://www.helpdeskwater.nl/publish/pages/4561/eqsmanual-methodology-141005.pdf>.

Lewis, T. R. (1996): Protecting the Environment When Costs and Benefits are Privately Known, in: *The RAND Journal of Economics* 27 (4), S. 819.

LfULG Sachsen (Hg.) (2012): Maßnahmenumsetzung WRRL in Sachsen. Zwischenbericht gemäß Artikel 15 Absatz 3 der Wasserrahmenrichtlinie zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme. Sächsisches Hintergrunddokument, Dresden. Online verfügbar unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13361/documents/21108>, zuletzt geprüft am 14.02.2018.

LfULG Sachsen (Hg.) (2016): Emissionsbericht Abwasser. Sechste Bestandsaufnahme 2013/2014. Online verfügbar unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13687>.

Li, Z.; Sun, J. (2015): Emission taxes and standards in a general equilibrium with entry and exit, in: *Journal of Economic Dynamics and Control* 61, S. 34–60.

Libralato, G.; Volpi Ghirardini, A.; Avezzù, F. (2012): To centralise or to decentralise. An overview of the most recent trends in wastewater treatment management, in: *Journal of environmental management* 94 (1), S. 61–68.

Lienert, J.; Scholten, L.; Egger, C.; Maurer, M. (2015): Structured decision-making for sustainable water infrastructure planning and four future scenarios, in: *EURO J Decis Process* 3 (1-2), S. 107–140.

Lienhoop, N.; Al-Karablieh, E. K.; Salman, A. Z.; Cardona, J. A. (2014): Environmental cost–benefit analysis of decentralised wastewater treatment and re-use. A case study of rural Jordan, in: *Water Policy* 16 (2), S. 323.

Liess, M.; Ohe, P. C. von der (2005): Analyzing Effects of Pesticides on Invertebrate Communities in Streams, in: *Environ Toxicol Chem* 24 (4), S. 954.

Lindhout, P. E. (2013): Application of the Cost Recovery Principle on Water Services in the Netherlands, in: *Journal for European Environmental & Planning Law* 10 (4), S. 309–332.

Lipsey, R. G.; Lancaster, K. (1956-57): The General Theory of Second Best, in: *Review of Economic Studies* 24 (1), S. 11–32.

Liquete, C.; Piroddi, C.; Drakou, E. G.; Gurney, L.; Katsanevakis, S.; Charef, A.; Egoh, B. (2013): Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review, in: *PloS one* 8 (7), e67737.

- Loeb, M.; Magat, W. A. (1979): A Decentralized Method for Utility Regulation, in: *The Journal of Law and Economics* 22 (2), S. 399–404.
- Loos, R.; Gawlik, B. M.; Locoro, G.; Rimaviciute, E.; Contini, S.; Bidoglio, G. (2009): EU-wide survey of polar organic persistent pollutants in European river waters, in: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 157 (2), S. 561–568.
- Lu, B.; Du, X.; Huang, S. (2017): The economic and environmental implications of wastewater management policy in China. From the LCA perspective, in: *Journal of Cleaner Production* 142, S. 3544–3557.
- Lübbe-Wolff, G. (1995): Der Vollzug des europäischen Umweltrechts, Berlin.
- Lübbe-Wolff, G. (Hg.) (1996): Der Vollzug des europäischen Umweltrechts (UmweltRecht, 2), Berlin.
- LUBW (2007): Fremdwasser in kommunalen Kläranlagen. Erkennen, bewerten und vermeiden. Langfassung, Karlsruhe.
- LUBW (Hg.) (2016): Überwachung von industriellen Abwasseranlagen und -einleitungen. Leitfaden. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (LUBW), Karlsruhe. Online verfügbar unter https://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/272573/ueberwachung_von_industriellen_abwasseranlagen_und_einleitungen.pdf?command=downloadContent&filename=ueberwachung_von_industriellen_abwasseranlagen_und_einleitungen.pdf, zuletzt geprüft am 14.03.2018.
- Lundqvist, L. (2011): Integrating Swedish water resource management. A multi-level governance trilemma, in: *Local Environment* 9 (5), S. 413–424.
- Lungarska, A.; Jayet, P.-A. (2018): Impact of Spatial Differentiation of Nitrogen Taxes on French Farms' Compliance Costs, in: *Environ Resource Econ* 69 (1), S. 1–21.
- Maantay, J. (2002): Mapping Environmental Injustices. Pitfalls and Potential of Geographic Information Systems in Assessing Environmental Health and Equity, in: *Environ Health Perspect* 110 (s2), S. 161–171.
- Macho-Stadler, I. (2008): Environmental regulation. Choice of instruments under imperfect compliance, in: *SpanEconRev* 10 (1), S. 1–21.
- Macho-Stadler, I.; Pérez-Castrillo, D. (2006): **Optimal enforcement policy and firms' emissions and compliance with environmental taxes**, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 51 (1), S. 110–131.
- Macho-Stadler, I.; Pérez-Castrillo, D. (2010): Optimal monitoring to implement clean technologies when pollution is random, in: *SERIEs* 1 (3), S. 277–304.
- MacKenzie, I. A.; Ohndorf, M. (2012): Cap-and-trade, taxes, and distributional conflict, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 63 (1), S. 51–65.

- Maestu, J. (Hg.) (2013): Water trading and global water scarcity. International experiences. 1. ed. (RFF Press water policy series), Abingdon, Oxon.
- Malik, A. S. (1992): Enforcement Costs and the Choice of Policy Instruments for Controlling Pollution, in: *Economic Inquiry* 30 (4), S. 714–721.
- Malik, A. S. (1993): Self-Reporting and the Design of Policies for Regulating Stochastic Pollution, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 24 (3), S. 241–257.
- Malle, K.-G. (1994): Accidental Spills – Frequency, Importance, Control, Countermeasures, in: *Water Science and Technology* 29 (3), S. 149–163.
- Malmaeus, J. M.; Ek, M.; Åmand, L.; Roth, S.; Baresel, C.; Olshammar, M. (2015): Efficiency of an emissions payment system for nitrogen in sewage treatment plants - a case study, in: *Journal of environmental management* 154, S. 346–350.
- Mankiw, N. G.; Taylor, M. P. (2008): Economics, London.
- Mann, J. G.; Liu, Y.-a. (1999): Industrial water reuse and wastewater minimization. [cut water use costs, regenerate, recycle, & reuse process water] (McGraw-Hill professional engineering), New York, NY.
- Marino, A. M. (1998): Regulation of Performance Standards versus Equipment Specification with Asymmetric Information, in: *Journal of Regulatory Economics* 14 (1), S. 5–18.
- Markussen, P.; Svendsen, G. T. (2005): Industry lobbying and the political economy of GHG trade in the European Union, in: *Energy Policy* 33 (2), S. 245–255.
- Marques, R. C.; Simões, P. (2010): Regulation of water and wastewater services. An international comparison, London.
- Marshall, G. R. (2013): Transaction costs, collective action and adaptation in managing complex social–ecological systems, in: *Ecological Economics* 88, S. 185–194.
- Martin-Ortega, J.; Berbel, J. (2010): Using multi-criteria analysis to explore non-market monetary values of water quality changes in the context of the Water Framework Directive, in: *Science of The Total Environment* 408 (19), S. 3990–3997.
- Martin-Ortega, J.; Brouwer, R.; Ojea, E.; Berbel, J. (2012): Benefit transfer and spatial heterogeneity of preferences for water quality improvements, in: *Journal of environmental management* 106, S. 22–29.
- Martin-Ortega, J.; Perni, A.; Jackson-Blake, L.; Balana, B. B.; Mckee, A.; Dunn, S. et al. (2015): A transdisciplinary approach to the economic analysis of the European Water Framework Directive, in: *Ecological Economics* 116, S. 34–45.
- Massarutto, A. (2004): Water pricing: a basic tool for a sustainable water policy?, in: Cabrera, E.; Cobacho, R. (Hg.): Challenges of the new water policies for the XXI century. Proceedings of the

- Seminar on Challenges of the New Water Policies for the 21st Century, 29-31 October 2002, Valencia, Spain, Lisse, Abingdon, S. 209–241.
- Massarutto, A. (2007): Water pricing and full cost recovery of water services. Economic incentive or instrument of public finance?, in: *Water Policy* 9 (6), S. 591.
- Massoud, M. A.; Tarhini, A.; Nasr, J. A. (2009): Decentralized approaches to wastewater treatment and management. Applicability in developing countries, in: *Journal of environmental management* 90 (1), S. 652–659.
- Mathur, A.; Morris, A. C. (2012): Distributional Effects of a Carbon Tax in Broader US Fiscal Reform (Climate and Energy Economics Discussion Paper). Online verfügbar unter <https://www.brookings.edu/wp-content/uploads/2016/06/14-carbon-tax-fiscal-reform-morris.pdf>, zuletzt geprüft am 09.06.2017.
- Maurer, M.; Rothenberger, D.; Larsen, T. A. (2005): Decentralized wastewater treatment technologies from a national perspective: at what cost are they competitive?, in: *Water Science and Technology: Water Supply* 5 (6), S. 145–154.
- Mayntz, R. (1978): Intergovernmental Implementation of Environmental Policy, in: Hand, K.; Scharpf, F. W. (Hg.): Internorganizational Policy-Making – Limits of Coordination and Central Control. Modern Politics Series 1,, London, S. 202–214.
- Maystre, Y.; Geyer, J. C. (1970): Charges for treating industrial wastewater in municipal plants, in: *Journal - Water Pollution Control Federation* 42 (7), S. 1277–1291.
- McArdell, C.; Kovalova, L.; Siegrist, H. u. (2011): Input and Elimination of Pharmaceuticals and Disinfectants from Hospital Wastewater. final report. Online verfügbar unter <http://www.eawag.ch/en/departement/uchem/projekte/eintrag-von-arzneimittel-aus-spitaelern-und-behandlung-von-spitalabwasser/>.
- McCann, L. (2013): Transaction costs and environmental policy design, in: *Ecological Economics* 88, S. 253–262.
- McCann, L.; Colby, B.; Easter, K. W.; Kasterine, A.; Kuperan, K. V. (2005): Transaction cost measurement for evaluating environmental policies, in: *Ecological Economics* 52 (4), S. 527–542.
- McCormick, R. E.; Tollison, R. D. (1981): Politicians, legislation, and the economy. An inquiry into the interest-group theory of government (Rochester Studies in economics and policy issues, 3), Boston, Mass.
- McGartland, A. M.; Oates, W. E. (1985): Marketable permits for the prevention of environmental deterioration, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 12 (3), S. 207–228.
- McKittrick, R. (1999): A Cournot Mechanism for Pollution Control under Asymmetric Information, in: *Environ Resource Econ* 14 (3), S. 353–363.

- McSweeney, W.; Shortle, J. (1990): Probabilistic Cost Effectiveness in Agricultural Nonpoint Pollution Control, in: *Journal of Agricultural and Applied Economics* 22 (1), S. 95–104.
- Medema, S. G. (2014): The Curious Treatment of the Coase Theorem in the Environmental Economics Literature, 1960-1979, in: *Review of Environmental Economics and Policy* 8 (1), S. 39–57.
- Ménard, C. (2011): A new institutional economics perspective on environmental issues, in: *Environmental Innovation and Societal Transitions* 1 (1), S. 115–120.
- Meran, G.; Schwalbe, U. (1987): Pollution Control and Collective Penalties, in: *Journal of Institutional and Theoretical Economics (JITE)* 143, S. 616–629.
- Mesnard, L. de (2013): Pollution models and inverse distance weighting. Some critical remarks, in: *Computers & Geosciences* 52, S. 459–469.
- Métadier, M.; Bertrand-Krajewski, J.-L. (2012): The use of long-term on-line turbidity measurements for the calculation of urban stormwater pollutant concentrations, loads, pollutographs and intra-event fluxes, in: *Water research* 46 (20), S. 6836–6856.
- Metcalf, G. E.; Weisbach, D. (2013): Carbon Taxes, in: Shogren, J. F. (Hg.): *Encyclopedia of Energy, Natural Resource, and Environmental Economics*, Bd. 1, London, S. 9–14.
- Meyerhoff, J.; Boeri, M.; Hartje, V. (2014): The value of water quality improvements in the region Berlin–Brandenburg as a function of distance and state residency, in: *Water Resources and Economics* 5, S. 49–66.
- Michaelis, P. (1996a): Institutionelle Rahmenbedingungen für Marktlösungen: Ein Anforderungsprofil, in: Gawel, E. (Hg.): *Institutionelle Probleme der Umweltpolitik*. Sonderheft der Zeitschrift für angewandte Umweltforschung, Berlin, S. 42–56.
- Michaelis, P. (1996b): *Ökonomische Instrumente in der Umweltpolitik. Eine anwendungsorientierte Einführung (Physica-Lehrbuch)*, Heidelberg. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-61206-0>.
- Milne, J. E.; Andersen, M. S. (2012): Introduction to environmental taxation concepts and research, in: Milne, J. E.; Andersen, M. S. (Hg.): *Handbook of Research on Environmental Taxation*, Cheltenham, S. 15–32.
- Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein; Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (2012): *Indirekteinleiterhandbuch. zu § 58 Wasserhaushaltsgesetz in Verbindung mit § 33 Landeswassergesetz*. Online verfügbar unter https://azv.sh/fileadmin/files/downloads/sonstige_infos/gewerbliches_abwasser/120315_Indirekteinleiterhandbuch.pdf, zuletzt geprüft am 14.03.2018.
- Miyamoto, T. (2014): Taxes versus quotas in lobbying by a polluting industry with private information on abatement costs, in: *Resource and Energy Economics* 38, S. 141–167.

- MKULNV (Hg.) (2016): Lagebericht zu "Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in NRW 2014". 17. Aufl. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf. Online verfügbar unter <https://www.lanuv.nrw.de/umwelt/wasser/abwasser/lagebericht/>, zuletzt geprüft am 13.03.2018.
- Möbius, C. H. (2010): Abwasser der Papier- und Zellstoffindustrie. Revision 4.16. 4. Aufl. Online verfügbar unter http://www.cm-consult.de/download/AbwasserCM_416.pdf#page=3&zoom=auto,-274,525, zuletzt geprüft am 08.03.2018.
- Mohai, P.; Saha, R. (2006): Reassessing Racial and Socioeconomic Disparities in Environmental Justice Research, in: *Demography* 43 (2), S. 383–399.
- Molinos-Senante, M. (2014): Water rate to manage residential water demand with seasonality. Peak-load pricing and increasing block rates approach, in: *Water Policy* 16 (5), S. 930.
- Möller-Gulland, J.; Lago, M.; McGlade, K.; Anzaldúa, G. (2015): Effluent Tax in Germany, in: Lago, M.; Mysiak, J.; Gómez, C. M.; Delacámara, G.; Maziotis, A. (Hg.): Use of economic instruments in water policy. Insights from international experience (Global Issues in Water Policy, vol. 14), Cham, S. 21–38.
- Montero, J.-P. (2008): A Simple Auction Mechanism for the Optimal Allocation of the Commons, in: *American Economic Review* 98 (1), S. 496–518.
- Montgomery, W. (1972): Markets in licenses and efficient pollution control programs, in: *Journal of Economic Theory* 5 (3), S. 395–418.
- Moscardini, L. A.; Caplan, A. J. (2017): Controlling Episodic Air Pollution with a Seasonal Gas Tax. The Case of Cache Valley, Utah, in: *Environ Resource Econ* 66 (4), S. 689–715.
- Mossman, D. J.; Schnoor, J. L.; Stumm, W. (1988): Predicting the Effects of a Pesticide Release to the Rhine River, in: *Journal of the Water Pollution Control Federation* 60 (10), S. 1806–1812.
- Most, M. T.; Sengupta, R.; Burgener, M. A. (2004): Spatial Scale and Population Assignment Choices in Environmental Justice Analyses, in: *Professional Geographer* 56 (4), S. 574–586.
- Mrozek, J. R.; Keeler, A. G. (2004): Pooling of Uncertainty: Enforcing Tradable Permits Regulation when Emissions are Stochastic, in: *Environmental and Resource Economics* 29 (4), S. 459–481.
- Mukherjee, Z. (2016): Controlling stochastic externalities with penalty threats. The case of bycatch, in: *Environ Econ Policy Stud* 18 (1), S. 93–113.
- Muller, N. Z.; Mendelsohn, R. (2009): Efficient Pollution Regulation: Getting the Prices Right, in: *American Economic Review* 99 (5), S. 1714–1739.
- Muradian, R.; Corbera, E.; Pascual, U.; Kosoy, N.; May, P. H. (2010): Reconciling theory and practice. An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services, in: *Ecological Economics* 69 (6), S. 1202–1208.

- Murswiek, D. (1994): Die Ressourcennutzungsgebühr. Zur rechtlichen Problematik des Umweltschutzes durch Abgaben, in: *Natur und Recht (NuR)* 16 (4), S. 170–176.
- Musgrave, R. A. (1957): A Multiple Theory of Budget Determination, in: *FinanzArchiv / Public Finance Analysis New Series* 17 (3), S. 333–343.
- Nannerup, N. (1998): Strategic Environmental Policy Under Incomplete Information, in: *Environ Resource Econ* 11 (1), S. 61–78.
- Nelson, N. M.; Loomis, J. B.; Jakus, P. M.; Kealy, M. J.; Stackelburg, N. von; Ostermiller, J. (2015): Linking ecological data and economics to estimate the total economic value of improving water quality by reducing nutrients, in: *Ecological Economics* 118, S. 1–9.
- Nemerow, N. L. (2007): Industrial waste treatment. Contemporary practice and vision for the future, Amsterdam, Boston.
- Newell, R. G.; Pizer, W. A. (2003): Regulating stock externalities under uncertainty, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 45 (2), S. 416–432.
- Newell, R. G.; Pizer, W. A. (2004): Uncertain discount rates in climate policy analysis, in: *Energy Policy* 32 (4), S. 519–529.
- Newell, R. G.; Stavins, R. N. (2003): Cost Heterogeneity and the Potential Savings from Market-Based Policies, in: *Journal of Regulatory Economics* 23 (1), S. 43–59.
- Newsham, G. R.; Bowker, B. G. (2010): The effect of utility time-varying pricing and load control strategies on residential summer peak electricity use. A review, in: *Energy Policy* 38 (7), S. 3289–3296.
- Ng, Y.-K. (2004): Optimal Environmental Charges/Taxes. Easy to Estimate and Surplus-yielding, in: *Environ Resource Econ* 28 (4), S. 395–408.
- Nikinmaa, M. (2014): An introduction to aquatic toxicology, Amsterdam.
- Nisipeanu, P. (2006): 30 Jahre Abwasserabgabengesetz, in: *Zeitschrift für Wasserrecht (ZfW)* 45 (3), S. 125–150.
- Nisipeanu, P. (2013): Zur geplanten “Fortentwicklung der Abwasserabgabe”, in: *NuR* 35 (7), S. 463–467.
- Niskanen, W. A. (2007): Bureaucracy & representative government. 1. paperback print, New Brunswick, NJ.
- Nöges, P.; Argillier, C.; Borja, Á.; Garmendia, J. M.; Hanganu, J.; Kodeš, V. et al. (2016): Quantified biotic and abiotic responses to multiple stress in freshwater, marine and ground waters, in: *The Science of the total environment* 540, S. 43–52.

- North, D. C. (1990): *Institutions, institutional change and economic performance* (Political economy of institutions and decisions), Cambridge.
- Nyborg, K. (2000): Homo Economicus and Homo Politicus. Interpretation and aggregation of environmental values, in: *Journal of Economic Behavior & Organization* 42 (3), S. 305–322.
- O.A. (2010): Workshop: CIS-Workshop on WFD-economics. – Taking stock and looking ahead -. Workshop report, 19-20 October 2010. Online verfügbar unter <http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/economics/pdf/WFD-economics-workshop-outcome.pdf>, zuletzt geprüft am 14.02.2018.
- O.A. (2017): Umweltverwaltung im Land schlecht aufgestellt, in: *Naturschutz und Landschaftsplanung* 49 (9), S. 276, zuletzt geprüft am 12.01.2018.
- Oakley, S. M.; Gold, A. J.; Oczkowski, A. J. (2010): Nitrogen control through decentralized wastewater treatment. Process performance and alternative management strategies, in: *Ecological Engineering* 36 (11), S. 1520–1531.
- Oates, W. E.; Portney, P. R. (2003): The Political Economy of Environmental Policy, in: Mäler, K.-G.; Vincent, J. R. (Hg.): *Handbook of Environmental Economics*, Bd. 1, Amsterdam, S. 325–354.
- Oelmann, M.; Roters, B.; Gawel, E. (2017a): Nachhaltige Gebührenmodelle in der Abwasserentsorgung. Teil 1: Konzeptionelle Grundlagen für Grundgebühren in der Schmutzwasserentsorgung, in: *Korrespondenz Abwasser-Abfall (KA)* 64 (4), S. 328–334.
- Oelmann, M.; Roters, B.; Hoffjan, A.; Hippe, M.; Wedmann, T. (2017b): Investitionsstau in der Abwasserentsorgung. Ausgewählte Lösungsansätze aus ökonomischer und ingenieurwissenschaftlicher Perspektive, in: *Korrespondenz Abwasser-Abfall (KA)* 64 (2), S. 131–138.
- Olmstead, S. M. (2010): The Economics of Water Quality, in: *Review of Environmental Economics and Policy* 4 (1), S. 44–62.
- Olmstead, S. M.; Stavins, R. N. (2009): Comparing price and nonprice approaches to urban water conservation, in: *Water Resour. Res.* 45 (4), S. 273.
- Opschoor, H.; Turner, K. (Hg.) (1994): *Economic Incentives and Environmental Policies. Principles and Practice*, Dordrecht, Boston, London.
- Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD) (2012): *A Framework for Financing Water Resources Management*.
- Osantowsky, R. A.; Liello, J. C.; Applegate, C. S. (1995): Generic Pollution Prevention. Water Management Techniques for Pollution Prevention, in: Freeman, H. (Hg.): *Industrial pollution prevention handbook*, New York, S. 585–614.
- Ostrom, E. (1990): *Governing the commons. The evolution of institutions for collective action* (Canto Classics), Cambridge. Online verfügbar unter <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&scope=site&db=nlebk&AN=1077401>.

- Otterpohl, R.; Braun, U.; Oldenburg, M. (2003): Innovative technologies for decentralised water-, wastewater and biowaste management in urban and peri-urban areas, in: *Water Science and Technology* 48 (11-12), S. 23–32.
- Ouyang, W.; Cai, G.; Huang, W.; Hao, F. (2016): Temporal-spatial loss of diffuse pesticide and potential risks for water quality in China, in: *The Science of the total environment* 541, S. 551–558.
- Paavola, J. (2007): Institutions and environmental governance. A reconceptualization, in: *Ecological Economics* 63 (1), S. 93–103.
- Pahl-Wostl, C. (2017): An Evolutionary Perspective on Water Governance. From Understanding to Transformation, in: *Water Resour Manage* 31 (10), S. 2917–2932.
- Palm, N.; Wermter, P.; Grünebaum, T.; Lemmel, P.; Nisipeanu, P.; Pehl, B.; Amrath, N. (2012): Kann die Abwasserabgabe zukünftig wieder die Ziele der Wasserwirtschaft unterstützen?, in: *Korrespondenz Abwasser-Abfall (KA)* 59 (11), S. 1048–1059.
- Palm, N.; Wermter, P.; Grünebaum, T.; Lemmel, P.; Nisipeanu, P.; Pehl, B.; Amrath, N. (2013): Modifizierung der Abwasserabgabe unter wasserwirtschaftlichen Aspekten, in: *Zeitschrift für Deutsches und Europäisches Wasser-, Abwasser- und Bodenschutzrecht* 2 (2), S. 85–91.
- Pannell, D. J.; Roberts, A. M.; Park, G.; Alexander, J. (2013): Improving environmental decisions. A transaction-costs story, in: *Ecological Economics* 88, S. 244–252.
- Paque, K.-H. (2008): Zins, Zeit und Zukunft. Zur Ökonomie und Ethik globaler Klimamodelle, in: Gischer, H.; Reichling, P.; Spengler, T.; Wenig, A. (Hg.): Transformation in der Ökonomie. Festschrift für Gerhard Schwödiauer zum 65. Geburtstag, Wiesbaden, S. 269–286.
- Parry, I. W.; Williams, R. C. (1999): A second-best evaluation of eight policy instruments to reduce carbon emissions, in: *Resource and Energy Economics* 21 (3-4), S. 347–373.
- Parry, I. W. H. (1995): Pollution taxes and revenue recycling, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 29 (3), S. 564–577.
- Parry, I. W. H. (1998): A Second-Best Analysis of Environmental Subsidies, in: *International Tax and Public Finance* 5 (2), S. 153–170.
- Parry, I. W. H. (2013): Green Tax Design in the Real (Second-Best) World, in: Shogren, J. F. (Hg.): *Encyclopedia of Energy, Natural Resource, and Environmental Economics*, Bd. 3, London, S. 161–168.
- Parry, I. W. H.; Sigman, H.; Walls, M.; Williams, R. (2005): The Incidence of Pollution Control Policies. Resources for the Future, Washington D.C. (Resources for the Future Discussion Paper, 05-24). Online verfügbar unter <http://www.rff.org/files/sharepoint/WorkImages/Download/RFF-DP-05-24.pdf>, zuletzt geprüft am 10.05.2017.

- Pazner, E. A. (1972): Merit Wants and the Theory of Taxation, in: *Public Finance - Finances publiques* 27 (4), S. 460–472.
- Pearce, D.; Atkinson, G.; Mourato, S. (2006): Cost-benefit analysis and the environment. Recent developments, Paris.
- Peng, S. (2015): The nutrient, total petroleum hydrocarbon and heavy metal contents in the seawater of Bohai Bay, China: Temporal-spatial variations, sources, pollution statuses, and ecological risks, in: *Marine pollution bulletin* 95 (1), S. 445–451.
- Pennington, K. L.; Cech, T. V. (2010): Introduction to water resources and environmental issues, Cambridge.
- Peterson, J. M.; Boisvert, R. N. (2004): Incentive-Compatible Pollution Control Policies under Asymmetric Information on Both Risk Preferences and Technology, in: *Am J Agricultural Economics* 86 (2), S. 291–306.
- Pezzey, J. C. (2003): Emission Taxes and Tradeable Permits A Comparison of Views on Long-Run Efficiency, in: *Environ Resource Econ* 26 (2), S. 329–342.
- Pfaff, A.; Sanchirico, C. W. (2004): Big field, small potatoes. An empirical assessment of EPA's self-audit policy, in: *J. Pol. Anal. Manage.* 23 (3), S. 415–432.
- Pigou, A. C. (1932): The economics of welfare. 4. Aufl., London.
- Pizer, W. A. (2002): Combining price and quantity controls to mitigate global climate change, in: *Journal of Public Economics* 85 (3), S. 409–434.
- Pleijel, H.; Grundström, M.; Karlsson, G. P.; Karlsson, P. E.; Chen, D. (2016): A method to assess the inter-annual weather-dependent variability in air pollution concentration and deposition based on weather typing, in: *Atmospheric Environment* 126, S. 200–210.
- Plourde, C.; Yeung, D. (1989): A model of industrial pollution in a stochastic environment, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 16 (2), S. 97–105.
- Pollitt, M. G.; Steer, S. J. (2012): Economies of scale and scope in network industries. Lessons for the UK water and sewerage sectors, in: *Utilities Policy* 21, S. 17–31.
- Porter, R. C. (1988): Environmental negotiation. Its potential and its economic efficiency, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 15 (2), S. 129–142.
- Posner, R. A. (2007): Economic analysis of law. 7. Aufl., Austin, Tex.
- Preiss, P. (2012): Externality research, in: Milne, J. E.; Andersen, M. S. (Hg.): Handbook of Research on Environmental Taxation, Cheltenham, S. 139–157.
- Prüss-Üstün, A.; Bos, R.; Gore, F.; Bartram, J. (2008): safer water, better health. Costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health. Hg. v. WHO. Online verfügbar unter

http://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/43840/9789241596435_eng.pdf;jsessionid=317004090CAA96BFD67F837B1ECCBF61?sequence=1, zuletzt geprüft am 01.06.2018.

- Qin, H.; Jiang, J.; Fu, G.; Zheng, Y. (2013): Optimal Water Quality Management Considering Spatial and Temporal Variations in a Tidal River, in: *Water Resour Manage* 27 (3), S. 843–858.
- Quevauviller, P.; Thomas, O.; van der Beken, A. (Hg.) (2006): Wastewater quality monitoring and treatment (Water quality measurements series), Chichester.
- Quirion, P. (2002): Complying with the Kyoto Protocol under Uncertainty. Taxes or Tradable Permits?, in: *SSRN Journal*.
- Rabl, A.; Spadaro, J. V.; Holland, M. (2014): How Much is Clean Air Worth? Calculating the Benefits of Pollution Control, Cambridge.
- Rákosi, J.; Gábor, U.; Kis, A. (2015): The Water Load Fee of Hungary, in: Lago, M.; Mysiak, J.; Gómez, C. M.; Delacámara, G.; Maziotis, A. (Hg.): Use of economic instruments in water policy. Insights from international experience (Global Issues in Water Policy, vol. 14), Cham, S. 39–52.
- Rand, G. M. (Hg.) (1995): Fundamentals of aquatic toxicology. Effects, environmental fate, and risk assessment. 2. ed., Washington, DC. Online verfügbar unter <http://www.loc.gov/catdir/enhancements/fy0731/95006381-d.html>.
- Reddy, V. R.; Behera, B. (2006): Impact of water pollution on rural communities. An economic analysis, in: *Ecological Economics* 58 (3), S. 520–537.
- Reese, M. (2016): Voraussetzungen für verminderte Gewässerschutzziele nach Art. 4 Abs. 5 WRRL, in: *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)* 27 (4), S. 203–214.
- Reichmann, H. (1994): Umweltabgaben: theoretische Grundlagen, Klassifikationen und potentielle Wirkungsbrüche, Frankfurt a.M.
- Reimer, F. (2013): Effiziente Wassernutzung durch Wasserentnahmeentgelte?, in: *Zeitschrift für Landes- und Kommunalrecht Hessen (LKRZ)* 7 (11), S. 445–450.
- Reinhard, M. (2006): Kostendeckungs- und Verursacherprinzip nach Art. 9 der EG-Wasserrahmenrichtlinie, in: *Natur und Recht (NuR)* 28 (12), S. 737–744.
- Reinhard, M. (2016): Copy & Paste: Die WHG-Novelle 2016 zum Kostendeckungsprinzip bei Wasserdienstleistungen, in: *NWZ* 25, S. 1039–1042.
- Reiss, J. (2013): Philosophy of economics. A contemporary introduction. 1. ed. (Routledge contemporary introductions to philosophy), New York, NY.
- Ren, X.; Fullerton, D.; Braden, J. B. (2011): Optimal taxation of externalities interacting through markets: A theoretical general equilibrium analysis, in: *Resource and Energy Economics* 33 (3), S. 496–514.

- Renner, A. (2000): Ökonomische Theorie des Rechts: "Ronald H Coase meets Walter Eucken", in: Pies, I.; Leschke, M. (Hg.): *Ronald Coase' Transaktionskosten-Ansatz*, Tübingen, S. 164–172.
- Renzetti, S. (1999): Municipal Water Supply and Sewage Treatment. Costs, Prices, and Distortions, in: *The Canadian Journal of Economics / Revue canadienne d'Economique* 32 (3), S. 688.
- Renzetti, S.; Kushner, J. (2004): Full Cost Accounting for Water Supply and Sewage Treatment. Concepts and Case Application, in: *Canadian Water Resources Journal* 29 (1), S. 13–22.
- Richter, R.; Furubotn, E. G. (1999): *Neue Institutionenökonomik. Eine Einführung und kritische Würdigung*. 2. Aufl., Tübingen.
- Richter, R.; Furubotn, E. G. (2010): *Neue Institutionenökonomik. Eine Einführung und kritische Würdigung*. 4., überarb. und erw. Aufl. (Neue ökonomische Grundrisse), Tübingen.
- Riesch, H. (2013): Levels of Uncertainty, in: Roeser, S.; Hillerbrand, R.; Sandin, P.; Peterson, M. (Hg.): *Essentials of Risk Theory* (SpringerBriefs in Philosophy), Dordrecht, S. 29–56.
- Rincke, G. (1977): Die Abwasserabgabe als mögliches Optimierungsinstrument aus der Sicht der Wassergütewirtschaft, in: Issing, O. (Hg.): *Probleme der Umweltschutzpolitik*, Berlin, S. 99–118.
- Ring, I. (1997): Evolutionary strategies in environmental policy, in: *Ecological Economics* 23 (3), S. 237–249.
- Ring, I.; Schröter-Schlaack, C. (2011): *Instrument Mixes for Biodiversity Policies. POLICYMIX - Assessing the role of economic instruments in policy mixes for biodiversity conservation and ecosystem services provision*, Leipzig.
- Rittel, H. W. J.; Webber, M. M. (1973): Dilemmas in a general theory of planning, in: *Policy Sci* 4 (2), S. 155–169.
- Roberts, M. (1976): Environmental protection: The complexities of real policy choice, in: Swainson, N. A. (Hg.): *Managing the water environment*, Vancouver, S. 157–253.
- Roberts, M.; Spence, M. (1976): Effluent Charges and Licenses Under Uncertainty, in: *Journal of Public Economics* 5 (3-4), S. 193–208.
- Robson, B. J. (2014): State of the art in modelling of phosphorus in aquatic systems. Review, criticisms and commentary, in: *Environmental Modelling & Software* 61, S. 339–359.
- Roessink, I.; Koelmans, A. A.; Brock, T. C. M. (2008): Interactions between nutrients and organic micro-pollutants in shallow freshwater model ecosystems, in: *Science of The Total Environment* 406 (3), S. 436–442.
- Rogall, H. (2012): *Nachhaltige Ökonomie. Ökonomische Theorie und Praxis einer Nachhaltigen Entwicklung ; [Grenzen der natürlichen Tragfähigkeit: Ökonomie, Ökologie, Soziales]*. 2., überarbeitete und erweiterte Auflage (Grundlagen der Wirtschaftswissenschaft, 15), Marburg.

- Rogge, K. S.; Reichardt, K. (2016): Policy mixes for sustainability transitions. An extended concept and framework for analysis, in: *Research Policy* 45 (8), S. 1620–1635.
- Román-Sánchez, I. M.; Carra, I.; Sánchez Pérez, J. A. (2014): Promoting environmental technology using sanitary tax: The case of agro-food industrial wastewater in Spain, in: *Environmental Engineering and Management Journal* 13 (4), S. 961–969.
- Rose, R. J. (2013): Experiences with water quality trading in the United States of America, in: Maestu, J. (Hg.): *Water trading and global water scarcity. International experiences* (RFF Press water policy series). 1. ed., Abingdon, Oxon, S. 233–242.
- Rose-Ackerman, S. (1973): Effluent Charges. A Critique, in: *The Canadian Journal of Economics* 6 (4), S. 512.
- Rosenberger, R. S.; Johnston, R. J. (2009): Selection Effects in Meta-Analysis and Benefit Transfer: Avoiding Unintended Consequences, in: *Land Economics* 85 (3), S. 410–428.
- Rosenow, J.; Fawcett, T.; Eyre, N.; Oikonomou, V. (2016): Energy efficiency and the policy mix, in: *Building Research & Information* 44 (5-6), S. 562–574.
- Rouleau, S.; Lessard, P.; Bellefleur, D. (1997): Behaviour of a small wastewater treatment plant during rain events, in: *Can. J. Civ. Eng.* 24 (5), S. 790–798.
- Rousseau, S.; Proost, S. (2005): Comparing Environmental Policy Instruments in the Presence of Imperfect Compliance – A Case Study, in: *Environ Resource Econ* 32 (3), S. 337–365.
- Rüger, J.; Gawel, E.; Kern, K. (2015): Reformansätze für eine praktikable, aber lenkungstaugliche Niederschlagswasserabgabe, in: *gwf - Wasser/Abwasser* 156 (3), S. 364–372.
- Russel, C. S.; Powell, P. T. (1995): *Choosing Environmental Policy Tools. Theoretical Cautions and Practical Considerations*. Inter-American Development Bank, Washington D.C. (Inter-American Development Bank Working Paper, ENV-102). Online verfügbar unter <http://idbdocs.iadb.org/wsdocs/getdocument.aspx?docnum=1481403>, zuletzt geprüft am 08.12.2014.
- Rüther, W. (1991): *Die behördliche Praxis bei der Entdeckung und Definition von Umweltstrafsachen*, Bonn.
- Saal, D. S.; Arocena, P.; Maziotis, A.; Triebs, T. (2013): Scale and Scope Economies and the Efficient Vertical and Horizontal Configuration of the Water Industry. A Survey of the Literature, in: *Review of Network Economics* 12 (1).
- Sachs, M.; Battis, U. (Hg.) (2014): *Grundgesetz. Kommentar. Deutschland. 7. Aufl.*, München.
- Sacksofsky, U. (2000): Verfolgung ökologischer und anderer öffentlicher Zwecke durch Instrumente des Abgabenrechts, in: *Neue Juristische Wochenschrift (NJW)* 53 (36), S. 2619–2626.

- Sado, Y.; Boisvert, R. N.; Poe, G. L. (2010): Potential cost savings from discharge allowance trading. A case study and implications for water quality trading, in: *Water Resour. Res.* 46 (2), S. 3711.
- Saleth, R. M.; Dinar, A. (2004): The Institutional Economics of Water.
- Sander, T. (2003): Ökonomie der Abwasserbeseitigung. Wirtschaftlicher Betrieb von kommunalen Abwasseranlagen, Berlin, Heidelberg. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-55480-3>.
- Sandmo, A. (1975): Optimal Taxation in the Presence of Externalities, in: *The Swedish Journal of Economics* 77 (1), S. 86.
- Sandmo, A. (1983): Ex post welfare economics and the theory of merit goods, in: *Economica* 50 (197), S. 19–33.
- Sandmo, A. (2002): Efficient Environmental Policy with Imperfect Compliance, in: *Environ Resource Econ* 23 (1), S. 85–103.
- Sappington, D. (1983): Optimal Regulation of a Multiproduct Monopoly with Unknown Technological Capabilities, in: *Bell Journal of Economics* 14 (2), S. 453–463.
- Sarkar, B.; Chakrabarti, P. P.; Vijaykumar, A.; Kale, V. (2006): Wastewater treatment in dairy industries — possibility of reuse, in: *Desalination* 195 (1-3), S. 141–152.
- Schendel, F. A. (2016): Abwasserabgabe – wann kommt eine Reform?, in: *Natur und Recht (NuR)* 38, S. 166–171.
- Schöcke, K. (2007): Der Starkverschmutzerzuschlag. Umsetzung des §26 Abs.2 der Entwässerungssatzung in der Praxis, in: *Hessische Städte- und Gemeindezeitung* 57 (7/8), S. 222–228.
- Scholl, R. (1998): Verhaltensanreize der Abwasserabgabe. 1. Aufl. (Angewandte Umweltforschung, 12), Berlin.
- Schroyen, F. (2005): An alternative way to model merit good arguments, in: *Journal of Public Economics* 89 (5-6), S. 957–966.
- Schultz, M. T.; Small, M. J.; Farrow, R. S.; Fischbeck, P. S. (2004): State Water Pollution Control Policy Insights from a Reduced-Form Model, in: *Journal of Water Resources Planning and Management* 130 (2), S. 150–159.
- Schulze, G. G. (2009): Bürokratie- und Regulierungskosten in der chemischen Industrie. Potenziale zu ihrer Reduktion. Online verfügbar unter <https://www.vci.de/vci/downloads-vci/buerokratie-und-regulierungskosten.pdf>, zuletzt geprüft am 02.01.2018.
- Schwentner, G.; Kremp, W.; Hein, A.; Metzger, S.; Rössler, A. (2013): Spurenstoffelimination in den Klärwerken, in: Wasserwirtschaft Wassertechnik, in: *Wasserwirtschaft und Wassertechnik (wwt)* 63 (4), S. 36–40.

- Schwerd, J. (2008): Der Treibhausgasemissionshandel in evolutionsökonomischer Perspektive, Marburg.
- Scott, S. (1995): LRMC and charging the polluter. The case of industrial waste water in Ireland, in: *Utilities Policy* 5 (2), S. 147–164.
- Seer, R. (2013): § 2 Finanzverfassungsrechtliche Grundlagen der Steuerrechtsordnung, in: Tipke, K.; Lang, J.; Seer, R. (Hg.): *Steuerrecht*. 21., völlig überarb. Aufl., Köln, S. 33–58.
- Segerson, K. (1988): Uncertainty and incentives for nonpoint pollution control, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 15 (1), S. 87–98.
- Segerson, K. (2013): Price Instruments, in: Shogren, J. F. (Hg.): *Encyclopedia of Energy, Natural Resource, and Environmental Economics*, Bd. 3, London, S. 185–192.
- Shavell, S. (1979): Risk Sharing and Incentives in the Principal and Agent Relationship, in: *The Bell Journal of Economics* 10 (1), S. 55.
- Shaw, R. E. (1970): Experience with Waste Ordinance and Surcharges at Greensboro, N. C., in: *Journal - Water Pollution Control Federation* 42 (1), S. 44–50.
- Shimshack, J. P. (2014): The Economics of Environmental Monitoring and Enforcement, in: *Annu. Rev. Resour. Econ.* 6 (1), S. 339–360.
- Shimshack, J. P.; Ward, M. B. (2005): Regulator reputation, enforcement, and environmental compliance, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 50 (3), S. 519–540.
- Shimshack, J. P.; Ward, M. B. (2008): Enforcement and over-compliance, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 55 (1), S. 90–105.
- Shinkuma, T.; Sugeta, H. (2016): Tax versus emissions trading scheme in the long run, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 75, S. 12–24.
- Shogren, J. F.; Taylor, L. O. (2008): On Behavioral-Environmental Economics, in: *Review of Environmental Economics and Policy* 2 (1), S. 26–44.
- Shortle, J. (2013): Economics and Environmental Markets. Lessons from Water-Quality Trading, in: *Agric. resour. econ. rev.* 42 (01), S. 57–74.
- Shortle, J.; Horan, R. D. (2013): Policy Instruments for Water Quality Protection, in: *Annu. Rev. Resour. Econ.* 5 (1), S. 111–138.
- Shortle, J. S. (1990): The allocative efficiency implications of water pollution abatement cost comparisons, in: *Water Resour. Res.* 26 (5), S. 793–797.
- Shortle, J. S.; Horan, R. D. (2001): The Economics of Nonpoint Pollution Control, in: *Journal of Economic Surveys* 15 (3), S. 255–289.

- Siebert, H. (1976): Zur Zweckmäßigkeit regional differenzierter Instrumente einer Umweltpolitik, in: *Informationen zur Raumentwicklung* (8), S. 367–372.
- Siedentop, S.; Fina, S. (2010): Urban Sprawl beyond Growth. The Effect of Demographic Change on Infrastructure Costs, in: *Flux* n° 79-80 (1), S. 90.
- Singh, N. K.; Kazmi, A. A.; Starkl, M. (2015): A review on full-scale decentralized wastewater treatment systems. Techno-economical approach, in: *Water Science and Technology* 71 (4), S. 468–478.
- Smulders, S.; Vollebergh, H. R. J. (2001): Green Taxes and Administrative Costs: The Case of Carbon Taxation, in: Carraro, C.; Metcalf, G. E. (Hg.): Behavioral and distributional effects of environmental policy (A National Bureau of Economic Research conference report), Chicago, S. 91–130.
- Smulders, S.; Vollebergh, H. R. J. (2015): Choosing Corrective Taxes in the Presence of Administrative Cost. Presentation at EAERE 2015. Online verfügbar unter <http://www.webmeets.com/files/papers/eaere/2015/983/Corr26%202015%2002%2010.pdf>, zuletzt geprüft am 20.04.2017.
- Söllner, F. (2001): Die Geschichte des ökonomischen Denkens. 2. Aufl., Berlin, Heidelberg.
- Song, C.; Wu, L.; Xie, Y.; He, J.; Chen, X.; Wang, T. et al. (2017): Air pollution in China. Status and spatiotemporal variations, in: *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)* 227, S. 334–347.
- Sorrell, S. (2003): Interaction in EU Climate Policy. Final Report. Online verfügbar unter http://sro.sussex.ac.uk/53992/1/INTERACT_Final_Report.pdf, zuletzt geprüft am 01.02.2017.
- Sprenger, R.-U. (1994): Das deutsche Steuer- und Abgabensystem aus umweltpolitischer Sicht. Eine Analyse seiner ökologischen Wirkungen sowie der Möglichkeiten und Grenzen seiner stärkeren ökologischen Ausrichtung, München.
- Spulber, D. F. (1985): Effluent regulation and long-run optimality, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 12 (2), S. 103–116.
- SRU (1974): Die Abwasserabgabe. Wassergütewirtschaftliche und gesamtwirtschaftliche Wirkungen. 2. Sondergutachten, Stuttgart, Mainz.
- SRU (2004): Umweltgutachten 2004 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen. Umweltpolitische Handlungsfähigkeit sichern. Drucksache 15/3600, Köln.
- SRU (2013): Verantwortung in einer begrenzten Welt. Umweltgutachten 2012. Juni 2012, Berlin.
- Stafford, S. L. (2006): Should You Turn Yourself In? The Consequences of Environmental Self-Policing. College of William & Mary, Department of Economics (Working Paper, 27).
- Statistisches Bundesamt (Hg.) (2013a): Umwelt. Nichtöffentliche Wasserversorgung und nichtöffentliche Abwasserentsorgung. Fachserie 19 Reihe 2.2, Wiesbaden.

- Statistisches Bundesamt (Hg.) (2013b): Umwelt. Öffentliche Wasserversorgung und öffentliche Abwasserentsorgung - Öffentliche Abwasserbehandlung und -entsorgung. Fachserie 19 Reihe 2.1.2, Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2014): Die Bestandsmessung der Bürokratiekosten der deutschen Wirtschaft nach dem Standardkosten-Modell (Statistik und Wissenschaft, 14), Wiesbaden.
- Statistisches Bundesamt (2015): Kreisfreie Städte und Landkreise nach Fläche, Bevölkerung und Bevölkerungsdichte am 31.12.2014. Online verfügbar unter <https://www.destatis.de/DE/ZahlenFakten/LaenderRegionen/Regionales/Gemeindeverzeichnis/Administrativ/Aktuell/04Kreise.html>, zuletzt geprüft am 04.05.2016.
- Statistisches Landesamt Freistaat Sachsen (2013): Klärschlamm in Sachsen. Ausgabe 2013.
- Staudacher, R. (2004): Verfassungsrechtliche Zulässigkeit von Sonderabgaben, Berlin, Heidelberg. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-17128-4>.
- Stavins, R. N. (1989): Harnessing Market Forces to Protect the Environment, in: *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 31 (1), S. 5–35.
- Stavins, R. N. (1996): Correlated Uncertainty and Policy Instrument Choice, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 30 (2), S. 218–232.
- Stehling, F. (1999): Ökonomische Instrumente der Umweltpolitik zur Reduzierung stofflicher Emissionen, Stuttgart.
- Sterner, T.; Höglund Isaksson, L. (2006): Refunded emission payments theory, distribution of costs, and Swedish experience of NOx abatement, in: *Ecological Economics* 57 (1), S. 93–106.
- Stranlund, J. K. (2013): A brief review of the economics of enforcing environmental policies, in: Shogren, J. F. (Hg.): *Encyclopedia of Energy, Natural Resource, and Environmental Economics*, London.
- Stranlund, J. K. (2015): A Note on Correlated Uncertainty and Hybrid Environmental Policies, in: *Environ Resource Econ* 61 (4), S. 463–476.
- Streffer, C.; Bücken, J.; Cansier, A.; Cansier, D.; Gethmann, C. F.; Guderian, R. et al. (2000): Umweltstandards. Kombinierte Expositionen und ihre Auswirkungen auf den Menschen und seine Umwelt (Wissenschaftsethik und Technikfolgenbeurteilung, Schriftenreihe der Europäischen Akademie zur Erforschung von Folgen wissenschaftlich-technischer Entwicklungen Bad Neuenahr-Ahrweiler GmbH, 5), Berlin, Heidelberg. Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-59725-1>.
- Sturm, B.; Vogt, C. (2011): Umweltökonomie. Eine anwendungsorientierte Einführung, Heidelberg.

- Su, S.; Li, D.; Zhang, Q.; Xiao, R.; Huang, F.; Wu, J. (2011): Temporal trend and source apportionment of water pollution in different functional zones of Qiantang River, China, in: *Water research* 45 (4), S. 1781–1795.
- Sullivan, J. L.; Salemeen, I. T.; Simon, C. P. (2009): PHEV Marketplace Penetration. An Agent Based Simulation. Report from the project "Technical Challenges of Plug-In Hybrid Electric Vehicles and Impacts to the U.S. Power System. Transportation Research Institute, University of Michigan. Online verfügbar unter <https://deepblue.lib.umich.edu/bitstream/handle/2027.42/63507/102307.pdf?sequence=1&isAllowed=y>, zuletzt geprüft am 02.02.2017.
- Sußmann, A. (2006): Vollzugs- und Rechtsschutzdefizite im Umweltrecht unter Berücksichtigung supranationaler und internationaler Vorgaben. Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Würde eines doctor iuris Juristischen Fakultät der Julius-Maximilians-Universität Würzburg, Würzburg.
- Swierzbinski, J. E. (1994): Guilty until Proven Innocent-Regulation with Costly and Limited Enforcement, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 27 (2), S. 127–146.
- Tait, P.; Baskaran, R.; Cullen, R.; Bicknell, K. (2012): Nonmarket valuation of water quality. Addressing spatially heterogeneous preferences using GIS and a random parameter logit model, in: *Ecological Economics* 75, S. 15–21.
- Thomas, A. (1995): Regulating Pollution under Asymmetric Information. The Case of Industrial Wastewater Treatment, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 28 (3), S. 357–373.
- Thomas, O. (2006a): Alternative Methods, in: Quevauviller, P.; Thomas, O.; van der Beken, A. (Hg.): *Wastewater quality monitoring and treatment (Water quality measurements series)*, Chichester, S. 53–66.
- Thomas, O. (2006b): Sampling Assistance, in: Quevauviller, P.; Thomas, O.; van der Beken, A. (Hg.): *Wastewater quality monitoring and treatment (Water quality measurements series)*, Chichester, S. 23–34.
- Tietenberg, T. H. (1973): Controlling Pollution by Price and Standard Systems. A General Equilibrium Analysis, in: *The Swedish Journal of Economics* 75 (2), S. 193.
- Tietenberg, T. H. (1974): On Taxation and the Control of Externalities: Comment, in: *American Economic Review* 64 (3), S. 462–466.
- Tietenberg, T. H. (1978): Spatially Differentiated Air Pollutant Emission Charges. An Economic and Legal Analysis, in: *Land Economics* 54 (3), S. 265.
- Tietenberg, T. H. (1985): *Emissions trading. An exercise in reforming pollution policy*, Washington, DC.
- Tietenberg, T. H. (1990): Economic Instruments for Environmental Regulation, in: *Oxf Rev Econ Policy* 6 (1), S. 17–33.

- Tietenberg, T. H. (1995): Tradeable permits for pollution control when emission location matters: What have we learned?, in: *Environmental and Resource Economics* 5 (2), S. 95–113.
- Tietenberg, T. H. (2006): Emissions trading. Principles and practice. 2nd ed. (Resources for the Future), Washington, DC. Online verfügbar unter <http://site.ebrary.com/lib/alltitles/docDetail.action?docID=10422619>.
- Tinbergen, J. (1952): On the Theory of Economic Policy, Amsterdam.
- Toffel, M. W.; Short, J. L. (2011): Coming Clean and Cleaning Up. Does Voluntary Self-Reporting Indicate Effective Self-Policing?, in: *The Journal of Law and Economics* 54 (3), S. 609–649.
- Tol, R. S. (2013): Targets for global climate policy: An overview, in: *Journal of Economic Dynamics and Control* 37 (5), S. 911–928.
- Tol, R. S. J. (2018): The Economic Impacts of Climate Change, in: *Review of Environmental Economics and Policy* 12 (1), S. 4–25.
- Tombe, T.; Winter, J. (2015): Environmental policy and misallocation. The productivity effect of intensity standards, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 72, S. 137–163.
- Tresch, R. W. (2015): Public finance. A normative theory. Third edition, Amsterdam. Online verfügbar unter <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&scope=site&db=nlebk&db=nlabk&AN=486016>.
- Turner, K.; Opschoor, H. (1994): Environmental Economics and Environmental Policy Instruments: Introduction and Overview, in: Opschoor, H.; Turner, K. (Hg.): Economic Incentives and Environmental Policies. Principles and Practice, Dordrecht, Boston, London, S. 1–38.
- Twomey, P. (2012): Rationales for Additional Climate Policy Instruments under a Carbon Price, in: *The Economic and Labour Relations Review* 23 (1), S. 7–31.
- Umweltbundesamt (Hg.) (2003): Integrierte Vermeidung und Verminderung der Umweltverschmutzung (IVU). BVT-Merkblatt zu Abwasser- und Abgasbehandlung/-management in der chemischen Industrie, Berlin. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/419/dokumente/bvt_abgas-abwasser_vv.pdf, zuletzt geprüft am 11.02.2016.
- United States Government Accountability Office (GAO) (2009): Clean Water Infrastructure. A Variety of Issues Need to Be Considered When Designing a Clean Water Trust Fund. Report to Congress, May 2009. Online verfügbar unter <http://www.gao.gov/new.items/d09657.pdf>.
- United States Government Accountability Office (GAO) (2010): Wastewater Infrastructure Financing. Stakeholder Views on a National Infrastructure Bank and Public-Private Partnerships. Report to the Ranking Member, Committee on Transportation and

- Infrastructure, House of Representatives, June 2010. Online verfügbar unter <http://www.gao.gov/assets/310/306947.pdf>, zuletzt geprüft am 18.03.2014.
- Unnerstall, H. (2009): Kostendeckung für Wasserdienstleistungen nach Art. 9 EG-Wasserrahmenrichtlinie, in: *Zeitschrift für Umweltrecht (ZUR)* 13 (5), S. 234–242.
- Vallotton, N.; Lambertus Eggen, R. I.; Escher, B. I.; Krayenbühl, J.; Chèvre, N. (2008): EFFECT OF PULSE HERBICIDAL EXPOSURE ON SCENEDESMUS VACUOLATUS. A COMPARISON OF TWO PHOTOSYSTEM II INHIBITORS, in: *Environ Toxicol Chem* 27 (6), S. 1399.
- van den Bergh, J.; Botzen, W. (2015): Monetary valuation of the social cost of CO₂ emissions. A critical survey, in: *Ecological Economics* 114, S. 33–46.
- van den Broeke, J. (2014): Compendium of Sensors and Monitors and Their Use in the Global Water Industry. WERF Research Report Series, Place of publication not identified. Online verfügbar unter <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&scope=site&db=nlebk&AN=923697>.
- van der Perk, M. (2013): Soil and Water Contamination, 2nd Edition. 2nd ed., Hoboken.
- van der Ploeg, F. (2015): Untapped fossil fuel and the green paradox. A classroom calibration of the optimal carbon tax, in: *Environ Econ Policy Stud* 17 (2), S. 185–210.
- van der Vooren, A.; Brouillat, E. (2015): Evaluating CO₂ reduction policy mixes in the automotive sector, in: *Environmental Innovation and Societal Transitions* 14, S. 60–83.
- van Houtven, G.; Mansfield, C.; Phaneuf, D. J.; Haefen, R. von; Milstead, B.; Kenney, M. A.; Reckhow, K. H. (2014): Combining expert elicitation and stated preference methods to value ecosystem services from improved lake water quality, in: *Ecological Economics* 99, S. 40–52.
- van Houtven, G.; Powers, J.; Pattanayak, S. K. (2007): Valuing water quality improvements in the United States using meta-analysis. Is the glass half-full or half-empty for national policy analysis?, in: *Resource and Energy Economics* 29 (3), S. 206–228.
- Vatn, A. (2005): Institutions and the environment, Cheltenham u.a.
- Vatn, A.; Bromley, D. W. (1997): Externalities- A Market Model Failure, in: *Environmental and Resource Economics* 9, S. 135–151.
- Verhoef, E. T. (1999): Externalities, in: van den Bergh, Jeroen C. J. M. (Hg.): Handbook of Environmental and Resource Economics, Cheltenham, S. 255–277.
- Viaggi, D.; Raggi, M.; Sardonini, L.; Ronchi, D. (2010): Implementation of the Water Framework Directive in Italy: State of the art and selected research issues, in: *ambientalia. Revista Interdisciplinar de las Ciencias Ambientales*, S. 1–15.
- Vickrey, W. (1955): Some Implications of Marginal Cost Pricing for Public Utilities, in: *American Economic Review* 45 (2), S. 605–620.

- Vinnari, E. M. (2006): The economic regulation of publicly owned water utilities. The case of Finland, in: *Utilities Policy* 14 (3), S. 158–165.
- Vislie, J. (2000): Environmental Regulation under Asymmetric Information with Type-dependent outside Option. University of Oslo, Department of Economics, Oslo (Memoranda, 18/2000).
- Voigt, S. (2009): Institutionenökonomik. 2. Aufl., München.
- Vries, F. P. de; Hanley, N. (2016): Incentive-Based Policy Design for Pollution Control and Biodiversity Conservation. A Review, in: *Environ Resource Econ* 63 (4), S. 687–702.
- Wagschal, U. (2003): Die Politische Ökonomie der Besteuerung, in: Obinger, H.; Wagschal, U.; Kittel, B. (Hg.): Politische Ökonomie. Demokratie und wirtschaftliche Leistungsfähigkeit (UTB Politikwissenschaft, 8231), Opladen, S. 259–288.
- Walker, W. E.; Lempert, R. J.; Kwakkel, J. H. (2013): Deep uncertainty, in: Gass, S. I.; Fu, M. (Hg.): Encyclopedia of operations research and management science (Springer Reference). Third edition, New York, NY, S. 395–402.
- Wallis, J. J.; North, D. C. (1986): Measuring the Transaction Sector in the American Economy, 1870-1970, in: Engerman, S. L.; Gallman, R. E. (Hg.): Long-term factors in American economic growth (Studies in income and wealth, v. 51). Pbk. ed., Chicago, S. 95–163.
- Walls, M.; Hanson, J. (1996): Distributional Impacts of an Environmental Tax Shift: The Case of Motor Vehicle Emissions Taxes. Resources for the Future, Washington D.C. (Resources for the Future Discussion Paper, 96-11). Online verfügbar unter https://www.researchgate.net/profile/Margaret_Walls/publication/24122999_Distributional_Impacts_of_an_Environmental_Tax_Shift_The_Case_of_Motor_Vehicle_Emissions_Taxes/links/00463515ac13456272000000.pdf, zuletzt geprüft am 09.06.2017.
- Ward, H.; Cao, X. (2012): Domestic and International Influences on Green Taxation, in: *Comparative Political Studies* 45 (9), S. 1075–1103.
- Water Board (Hg.) (2008): Total Maximum Daily Load for PCBs in San Francisco Bay. Final Staff Report for Proposed Basin Plan Amendment. Oakland (CA): California Regional Water Quality Control Board, San Francisco Bay Region 2. Online verfügbar unter http://www.waterboards.ca.gov/sanfranciscobay/water_issues/programs/TMDLs/sfbaypcbs/Staff_Report.pdf, zuletzt geprüft am 17.03.2017.
- Watson, W. D.; Ridker, R. G. (1984): Losses from 'Effluent Taxes and Quotas under Uncertainty', in: *Journal of Environmental Economics and Management* 11 (4), S. 310–326.
- Wegner, G.; Pascual, U. (2011): Cost-benefit analysis in the context of ecosystem services for human well-being. A multidisciplinary critique, in: *Global Environmental Change* 21 (2), S. 492–504.
- Weigel, W. (2003): Rechtsökonomik. Eine methodologische Einführung für Einsteiger und Neugierige, München.

- Weitzman, M. L. (1974): Prices vs. Quantities, in: *Review of Economic Studies* 41 (4), S. 477–491.
- Weitzman, M. L. (1978): Optimal Rewards for Economic Regulation, in: *American Economic Review* 68 (4), S. 683–691.
- Welch, E. B.; Jacoby, J. M.; Lindell, T. (2004): Pollutant effects in freshwater. *Applied limnology*. 3. ed., 1. publ, London u.a.
- Wernsmann, R. (2005): Verhaltenslenkung in einem rationalen Steuersystem. Zugl.: Münster, Univ., Habil.-Schr., 2003 (Jus publicum, 135), Tübingen.
- Wilderer, P. A.; Schreff, D. (2000): Decentralized and centralized wastewater management: A challenge for technology developers, in: *Water Science and Technology* 41 (1), S. 1–8.
- Williamson, O. E. (1979): Transaction-Cost Economics: The Governance of Contractual Relations, in: *Journal of Law and Economics* 22 (2), S. 233–261.
- Williamson, O. E. (1985): The economic institutions of capitalism. Firms, markets, relational contracting, New York, NY. Online verfügbar unter <http://www.loc.gov/catdir/bios/simon051/87011901.html>.
- Williamson, O. E. (2000): AssociationThe New Institutional Economics: Taking Stock, Looking Ahead, in: *Journal of Economic Literature* 38 (3), S. 595–613.
- Williamson, O. E. (2010): Transaction Cost Economics: The Natural Progression, in: *American Economic Review* 100 (3), S. 673–690.
- Willinger, M.; Ammar, N.; Ennasri, A. (2014): Performance of the Ambient Tax. Does the Nature of the Damage Matter?, in: *Environ Resource Econ* 59 (3), S. 479–502.
- Winter, G. (1975): Das Vollzugsdefizit im Wasserrecht. ein Beitrag zur Soziologie des öffentlichen Rechts, Berlin.
- Wirl, F.; Noll, J. (2008): Abatement and Permits when Pollution is Uncertain and Violations are Fined, in: *Environ Resource Econ* 40 (2), S. 299–312.
- Worthington, A. C.; Higgs, H. (2014): Economies of scale and scope in Australian urban water utilities, in: *Utilities Policy* 31, S. 52–62.
- Wright, R. (1947): Sewage Service Charges. Hg. v. Agricultural & Mechanical College of Texas, Texas (Bulletin, 98).
- Wu, X. (2003): Pollution Havens and the Regulation of Multinationals with Asymmetric Information, in: *Contributions in Economic Analysis & Policy* 3 (2), S. 1659.
- Wunder, S. (2015): Revisiting the concept of payments for environmental services, in: *Ecological Economics* 117, S. 234–243.
- Xepapadeas, A. P. (1991): Environmental Policy under Imperfect Information: Incentives and Moral Hazard, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 20, S. 113–126.

- Yang, Z.; Mock, P.; German, J.; Bandivadekar, A.; Lah, O. (2017): On a pathway to de-carbonization – A comparison of new passenger car CO₂ emission standards and taxation measures in the G20 countries, in: *Transportation Research Part D: Transport and Environment*.
- Yates, A. J. (2012): On a Fundamental Advantage of Permits Over Taxes for the Control of Pollution, in: *Environ Resource Econ* 51 (4), S. 583–598.
- Yates, A. J.; Cronshaw, M. B. (2001): Pollution Permit Markets with Intertemporal Trading and Asymmetric Information, in: *Journal of Environmental Economics and Management* 42 (1), S. 104–118.
- Yee, L.-w. (1997): The efficiency of the charging system for industrial wastewatermanagement in Hong Kong. Dissertation, Hong Kong.
- Yen, H.; Wang, X.; Fontane, D. G.; Harmel, R. D.; Arabi, M. (2014): A framework for propagation of uncertainty contributed by parameterization, input data, model structure, and calibration/validation data in watershed modeling, in: *Environmental Modelling & Software* 54, S. 211–221.
- Young, R. A.; Loomis, J. B. (2014): Determining the economic value of water. Concepts and methods. 2. ed., Abingdon, Oxon.
- Zetland, D.; Gasson, C. (2013): A global survey of urban water tariffs. Are they sustainable, efficient and fair?, in: *International Journal of Water Resources Development* 29 (3), S. 327–342.
- Zimmermann, H. (1994): The Revenue Effect of Environmental Charges, in: *Zeitschrift für angewandte Umweltforschung* 7 (1), S. 26–36.
- Zimmermann, H.; Henke, K.-D.; Broer, M. (2009): Finanzwissenschaft. Eine Einführung in die Lehre von der öffentlichen Finanzwirtschaft, München.
- Zöllner, D. (2008): Abwasserabgabengesetz §§ 1-18. In: Frank Sieder, Herbert Zeitler, Heinz Dahme, Günther-Michael Knopp, Thomas Gössl, Josef Schwendner et al.: Wasserhaushaltsgesetz Abwasserabgabengesetz, München.

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

NICHT ZUM VERKAUF BESTIMMT.
