

Die Regulierung der Abfallwirtschaft aus volkswirtschaftlicher Sicht

Robert Wieser

1. Einleitung

Hans-Jürgen Ewers, Professor für Volkswirtschaft und ehemals Präsident der Technischen Universität Berlin hat im Jahr 1998 den Zustand der deutschen Abfallpolitik mit einem "gordischen Knoten" verglichen. Eine von ihm und anderen verfasste Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Wirtschaft hat systematische Defekte der damaligen deutschen Abfallmärkte offen gelegt. Kosten wurden externalisiert und Knappheiten nicht angelastet. Leistungen wurden zum großen Teil in ineffizienten Organisationsformen bereitgestellt und der Abfallwirtschaft drohten permanente Turbulenzen zwischen Entsorgungsempfängern und Überkapazitäten. Die wesentlichen Gründe für den damaligen Zustand der deutschen Abfallwirtschaft lagen im Bereich der Ziele der Abfallpolitik, der Regulierung der Angebotsseite der Entsorgungswirtschaft und im Bereich der Nachfragesteuerung (Ewers und Tegener, 1999).

Etwa zehn Jahre später, im Jahr 2007, hat der Österreichische Rechnungshof seine Erkenntnisse aus Prüfungen der Abfallwirtschaft in den österreichischen Bundesländern in einem Bericht dargelegt (Österreichischer Rechnungshof, 2007). In dem Bericht wurde eine Reihe von Problemen offenbart. Kritisiert wurden vom Rechnungshof unter anderem:

- die sehr unterschiedliche räumliche Verteilung der Behandlungskapazitäten, die zu hohem Transportaufkommen und damit zu hohen Transportkosten führen;
- die ungenügende bzw. in einem Fall überhaupt nicht vorhandene Wärmeauskoppelung bei Müllverbrennungsanlagen und die überwiegend geringen Wirkungsgrade der Wärmeauskoppelung;
- der zum Teil mangelnde Stand der Technik bei alten mechanisch-biologischen Abfallbehandlungsanlagen;

- mangelnde Transparenz bzw. mangelnde Datenbasis in Bezug auf Abfallmengen in Gewerbe und Industrie, insbesondere in Bezug auf die Baurestmassen, für welche zum Teil nur Schätzungen vorlagen;
- großteils ungenügende Sicherstellungen (bilanzielle Vorsorgen) für Deponien, die fälschlicherweise als Eventualverbindlichkeiten und nicht als tatsächlich voraussichtliche Verbindlichkeiten (verursacht durch Sickerwasser und Deponiegase) gesehen wurden und darüber hinaus zum Teil auch keiner Wertanpassung unterlagen;
- das Fehlen entsprechender Sicherstellungen für mechanisch-biologische oder Restmüll-Splitting Anlagen.

Darüber hinaus attestierte der RH starke Unterschiede in den Bundesländern in Bezug auf die Einrichtung von Abfallwirtschaftsverbänden (zum Teil freiwillig, zum Teil verpflichtend), in Bezug auf den Andienungszwang (zum Teil vorhanden, zum Teil keine Regelungen, teilweise unterschiedliche Regelungen innerhalb von Bundesländern) und in Bezug auf die Sammlung von betrieblichen Siedlungsabfällen, die sehr unterschiedlich in der Systemabfuhr erfasst wurden.

Sowohl die deutsche als auch die österreichische Abfallwirtschaft weisen im internationalen Vergleich hohe Standards auf. In beiden Ländern wird ein vergleichsweise großer Anteil der kommunalen Abfälle recycelt und kompostiert, nur mehr geringe Anteile werden deponiert. Der Anteil der Verbrennung liegt weit über dem EU-Durchschnitt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Kommunale Abfälle in kg pro Kopf

	Kommunales Abfallaufkommen (1)			Deponierung (2)			Verbrennung (3)		
	1998	2003	2008	1998	2003	2008	1998	2003	2008
Dänemark	593	672	833	67	34	32	312	363	399
Zypern	664	724	770	601	653	672	0	0	0
Irland	557	736	733	478	480	440	0	0	19
Luxemburg	629	684	701	146	129	131	288	266	248
Malta	470	581	696	388	520	648	0	0	0
Niederlande	593	610	623	54	17	8	198	197	199
Österreich	532	609	601	186	183	19	55	73	163
Deutschland	647	601	581	199	115	3	112	137	193
Spanien	566	655	575	317	364	327	38	42	53
Großbritannien	543	593	546	456	440	288	37	45	56
Italien	472	524	545	365	314	268	34	55	69
Frankreich	508	508	543	230	193	193	167	172	172
Finnland	466	466	522	294	278	265	28	49	90
EU-27	496	515	520	285	255	204	71	85	101
Schweden	431	471	515	121	64	15	165	212	250
Estland	400	418	515	399	274	248	0	0	1
Belgien	457	468	493	101	44	25	162	162	165
Portugal	423	447	485	310	293	318	0	96	82
Bulgarien	495	499	467	382	407	440	0	0	0
Slowenien	584	418	459	512	348	341	0	3	7
Ungarn	484	463	453	396	390	333	35	24	39
Griechenland	378	428	453	344	393	347	0	0	0
Litauen	443	383	407	443	328	367	0	0	0
Rumänien	277	350	382	224	277	287	0	0	0
Lettland	247	298	331	238	248	310	0	5	1
Slovakei	259	297	328	181	233	250	34	30	29
Polen	306	260	320	300	251	228	0	1	2
Tschechien	293	280	306	272	201	218	17	39	34
Schweiz	613	670	741	66	8	0	279	343	371
Island	452	485	555	338	364	380	70	45	54
Norwegen	647	403	490	417	86	88	85	131	184

(1) Brüche in den Reihen für Estland (2001), Spanien (2004), Lettland (2002), Litauen (1999), Ungarn (2000), Portugal (2002), Slowenien (2002), Slowakei (2002), Norwegen (2001), Schweiz (2004).

(2) Brüche in den Reihen für Estland (2001), Lettland (2002), Litauen (1999), Ungarn (2000), Malta (1999), Österreich (2004), Portugal (2002), Norwegen (2001).

(3) Brüche in den Reihen für Italien (2002), Österreich (2004), Portugal (2002), Schweiz (2004).

Quelle: Eurostat

Dennoch, die österreichische Abfallwirtschaft steht nach Jahren der Umstrukturierung und Neuorientierung noch immer großen Herausforderungen gegenüber. Am stärksten zum Ausdruck kommt dies in der Tatsache, dass das Müllaufkommen pro Kopf seit den 1990er Jahren, im Gegensatz zu den im Abfallwirtschaftsgesetz und im Abfallwirtschaftsplan verlautbarten Zielsetzungen, stark gestiegen ist und mittlerweile zu den höchsten in Europa gehört (Tabelle 1). Gleichzeitig ist das Müllgebührenaufkommen zwischen 1995 und 2008 um durchschnittlich 162,8% gestiegen, während beispielsweise die Wassergebühren im selben Zeitraum nur ein Plus von 32,8% verzeichneten (Statistik Austria, 2009). Im ORF-Report vom 2.12.2009 wurde berichtet, dass in Österreich im Durchschnitt anteilmäßig immer weniger getrennt wird und dass zudem auch immer schlechter getrennt wird, was vor allem Probleme in den Müllverbrennungsanlagen bereitet. Ein wesentlicher Grund dafür mag sein, dass der Zweck der Mülltrennung immer weniger einsichtig ist. Wenn bekannt wird, dass getrennte, im Prinzip rezyklierbare Abfälle sehr häufig mit dem Restmüll wieder vereinigt werden und wenn gleichzeitig der Zweck der Wiedervereinigung nicht entsprechend kommuniziert wird oder kommuniziert werden kann, wundert es nicht, dass sich die Haushalte private Zeitkosten der Mülltrennung ersparen.

Woran liegt es, dass die Abfallpolitik ihre zum Teil hochgesteckten Ziele noch nicht erreicht? Laufen die abfallwirtschaftliche Regulierung an ihren ökonomischen und sozialen Grundtatsachen vorbei? Im Folgenden wird die Regulierung der Abfallwirtschaft aus einem volkswirtschaftlichen Blickwinkel heraus betrachtet. Zunächst werden die zentralen volkswirtschaftlichen Aspekte des Abfallsektors umrissen. Es geht dabei um eine komprimierte Darstellung der technischen, organisatorischen und ökonomischen Besonderheiten des Sektors, um Produktionsfunktionen und um Kostenstrukturen. Es folgt eine ausführlichere Auseinandersetzung mit einigen Kernfragen der Abfallwirtschaftspolitik. Aus meiner Sicht sind das die Abfallhierarchie als generelles Leitprinzip, die Recycling- und Verwertungsquoten als Vorgaben zur Umsetzung der Ziele der Abfallhierarchie, das wichtige Konzept der Herstellerverantwortung und das Spannungsfeld zwischen Regulierung und Wettbewerb im Abfallsektor.

2. Abfall in ökonomischer Sicht

Die Abfallwirtschaft verdient aus volkswirtschaftlicher Sicht aus mehreren Gründen Beachtung. Erstens, Abfall und die Behandlung von Abfall verursachen Umweltprobleme und negative externe Effekte. Zweitens, Abfall und die Behandlung von Abfall schaffen finanzielle Belastungen der öffentlichen Hand und der privaten Haushalte und Unternehmen. Drittens, Entscheidungen im Zusammenhang mit der Verwertung und Beseitigung von Abfall sind oft längerfristig irreversibel und mit hohen versunkenen Kosten verbunden. Viertens, Teile der Entsorgungswirtschaft weisen natürliche Monopoleigenschaften auf, die Wettbewerbsprobleme verursachen können. Und fünftens, die volkswirtschaftlichen Implikationen unterschiedlicher Abfallvermeidungsstrategien werden uns in Zukunft vermehrt beschäftigen.

Es ist zwar richtig, dass in der Abfallwirtschaft auch Wertschöpfung und Beschäftigung entstehen, das ist volkswirtschaftlich betrachtet aber nur auf den ersten Blick von Interesse. Tatsächlich handelt es sich bei der Abfallentsorgung um einen volkswirtschaftlichen Kostenfaktor. Die Möglichkeit der Umwandlung von Abfall in ein Recyclingprodukt oder Energieträger ist von Vorteil, kehrt aber die Bilanz nicht um¹⁾. Ebenso sind zukünftige Abfallvermeidungsstrategien auf ihre volkswirtschaftlichen Opportunitätskosten (Wachstums- und Effizienzeinbusen) hin zu untersuchen.

3. Zur Ökonomik der Abfallwirtschaft

Das Abfallwirtschaftssystem hat sich in den letzten Jahrzehnten grundlegend geändert. Insgesamt ist die Abfallwirtschaft heute wesentlich vielfältiger und zugleich komplexer als früher. Verantwortlich dafür waren zum großen Teil staatliche Regulierungen und technologische Veränderungen. Dazu kommt heute eine stärkere Rolle privater Akteure. Das System von Sammlung, Trennung, Behandlung, Verwertung und Beseitigung stellt ein System vertikaler Beziehungen dar. Entscheidungen auf einer Ebene können erhebliche Auswirkungen auf die Kosten und Nutzen von Entscheidungen auf den anderen Ebenen haben.

Die Produktionsbedingungen der Abfallwirtschaft sind geprägt von Skalenerträgen, Verbund- und Dichtevorteilen. Skalenerträge, d.h. im Einproduktfall sinkende Durchschnittskosten bei steigenden Mengen, treten bei Verwertungs- und Beseitigungsprozessen auf. Verbundvorteile, d.h. Kostenvorteile bei einer Zusammenfassung von mehreren Entsorgungsprozessen bzw. Sammelleistungen, können durch die räumliche Nähe von Verwertungs- und Beseitigungsprozessen (Verbrennung und Deponierung) bzw. durch ein integriertes Sammelsystem (Haushaltsabfälle und haushaltsähnliche Gewerbeabfälle) erzielt werden. Dichtevorteile, d.h. sinkende Stückkosten bei zunehmender Bevölkerungsdichte, zeigen sich in den Abfall- und Recyclingsammelsystemen und den Transportkosten.

Die unterschiedlichen Produktionsbedingungen auf den einzelnen Ebenen der Abfallwirtschaft haben entscheidende Implikationen für die Wirksamkeit abfallpolitischer und -regulatorischer Maßnahmen. Beispielsweise sprechen die Dichtevorteile bei Sammlung und Transport dafür, diese Aufgabe in räumlich genau zu definierenden Gebieten nur einem Dienstleister zu überlassen. Die dadurch entstehende Monopolmacht kann durch regelmäßige Ausschreibung, d.h. durch ein Gebietskonzessionsmodell, kontrolliert werden (Demsetz, 1968). Eine Alternative zur regelmäßigen Ausschreibung des Monopols wäre ein Benchmarkingsystem bei dem verschiedene regionale Monopole anhand von Indikatoren oder Indikatorenbündeln miteinander verglichen werden²⁾.

Die Skalenerträge bei Verwertungs- und Beseitigungsprozessen resultieren primär aus sinkenden Durchschnittskosten für Betrieb, Wartung, Bewilligung und Maßnahmen zur Schadstoffvermeidung. Größere Anlagen haben hier Kostenvorteile. Die

durch den Bau von wenigen, dafür größeren Anlagen erzielbaren Kosteneinsparungen sind allerdings den aufgrund der geringeren Anzahl an Anlagen vergleichsweise höheren Transportkosten gegenüber zu stellen. Die optimale Konzentration an Anlagen ergibt sich aus der Balance von Größenvorteilen und Transportkosten³⁾. Die Frage der optimalen Standorte der Anlagen dagegen hängt von Dichtevorteilen (Fernwärmeerzeugung, geringere Transportkosten), vom Ausmaß und den Kosten der negativen externen Effekte (Lärm, Luftverschmutzung, Anzahl betroffener Haushalte) und von den Transaktionskosten der Anlagenbewilligung (Widerstände in der Bevölkerung) ab⁴⁾.

Auch die Kostenstrukturen der abfallwirtschaftlichen Prozesse unterscheiden sich. Das Verhältnis von Fixkosten zu variablen Kosten ist hoch bei Deponierung und Verbrennung und niedrig bei der Sammlung. Papierrecycling und Kompostierung liegen in der Mitte. Von großer Bedeutung ist die Höhe von versunkenen Kosten. Das sind jene Anteile der Fixkosten von Anlagen, die bei Marktaustritt bei potenzieller alternativer Verwendung nicht gedeckt werden könnten. Die meisten Verwertungsanlagen sind durch hohe versunkene Kosten gekennzeichnet. Sind die Anlagen einmal errichtet, dann ist eine Rückgewinnung der Investitionskosten nur mehr durch den aufrechten Betrieb möglich. Eine Verwendung für andere Prozesse oder auf anderen Märkten ist nur schwer möglich.

Die Höhe der versunkenen Kosten hat entscheidende Implikationen für die relative Vorteilhaftigkeit abfallwirtschaftlicher Prozesse und für die Innovation im Sektor. Abfallverwertungsanlagen haben Lebensdauern von 20 bis 40 Jahren. Der Bau einer Anlage heute kann die technischen Optionen der Zukunft für einen langen Zeitraum blockieren. Je größer die Unsicherheit über technologische Innovationen in dem Bereich, desto höher ist der Wert der Warteoption⁵⁾. Die Unsicherheit technologischer Innovationen sollte auch im Rahmen von Kosten-Nutzen-Analysen zur Vorteilhaftigkeit unterschiedlicher abfallwirtschaftlicher Optionen berücksichtigt werden.

Die Höhe der versunkenen Kosten hat aber auch Implikationen für die abfallwirtschaftliche Regulierung im engeren Sinne. Bei Erwartung hoher versunkener Kosten fordern Investoren hohe Risikoprämien. Diese Risikoprämien sind noch höher, wenn Unsicherheit darüber besteht, welche abfallwirtschaftlichen Regulierungen in Zukunft zu erwarten sind. Klare Vorgaben der Abfallpolitik schaffen Sicherheit, reduzieren die Risikoprämien und damit

auch die Kosten der betroffenen Verwertungsprozesse.

In dem Zusammenhang sind auch die abfallwirtschaftlichen Verträge, etwa zwischen Gemeinden und beauftragten Entsorgern, von Bedeutung. Versunkene Kosten sind immer anfällig gegenüber Eigeninteressen der Auftraggeber. Solange die Gefahr von Nachverhandlungen mit unsicheren Ergebnissen für die Auftragnehmer nicht ausgeschlossen werden können, ist ein effizientes Investitionsvolumen der Auftragnehmer nicht gesichert. Langfristige Verträge sind hier hilfreich. Andererseits schließen langfristige Verträge den Wettbewerb über die Vertragszeit aus, d.h. sie führen bei einer zu langen Dimensionierung zu einem unnötigen Marktverschluss. Es kommt daher auf die Art der Vertragsgestaltung an, ob ein effizientes Ergebnis zu erwarten ist (Monopolkommission, 2003).

Da die unregulierten, freien Märkte auf Grund von externen Effekten und Monopolstellungen falsche Preissignale aussenden, ist eine optimale Reaktion der Akteure in der Abfallwirtschaft ohne staatliche Eingriffe nicht zu erwarten. Der volkswirtschaftliche Zugang zur Abfallwirtschaft ist daher die Suche nach Regelungen und Instrumenten mit dem Ziel, Marktversagen zu korrigieren um die soziale Wohlfahrt zu erhöhen. Gesucht ist ein optimaler Mix aus abfallwirtschaftlichen Optionen, um Externalitäten und Wettbewerbsprobleme auf effiziente Weise zu korrigieren. Die entscheidende Frage hier ist, ob die Ziele der Abfallpolitik und die zu ihrer Verfolgung eingesetzten Regulierungsmaßnahmen auch wohlfahrtsökonomischen Prinzipien standhalten.

4. Zur Problematik der Abfallhierarchie

Kern der EU-Abfallrahmenrichtlinie⁶⁾ ist eine neue 5-stufige Abfallhierarchie mit deren praktischer Umsetzung das oberste Ziel der Abfallpolitik, die nachteiligen Auswirkungen der Abfallerzeugung und -bewirtschaftung auf Mensch und Umwelt zu minimieren, erreicht werden soll. Die Verwertungsebene (bisher Ebene 2) wird nun unterteilt in Vorbereitung zur Wiederverwendung (Ebene 2), Recycling (Ebene 3) und sonstige Verwertung, z.B. energetische Verwertung (Ebene 4). Priorität bleibt die Vermeidung (Ebene 1) und letzter Ausweg bleibt die Beseitigung (Ebene 5).

Abfallhierarchien werden seit den 1970er Jahren in unterschiedlicher Form diskutiert. Sie haben im

Wesentlichen die Funktion eines Leitprinzips, dessen Ziele durch bestimmte Grundsätze, wie die Produkt- bzw. Herstellerverantwortung, aber auch durch konkrete Vorgaben wie Verwertungs- und Recyclingquoten erreicht werden sollen. Die Abfallhierarchie soll vor allem im Dienste einer ökologischen „Nachhaltigkeit“ stehen, die Anforderungen einer ökonomischen „Nachhaltigkeit“ erfüllt sie, wie die folgenden Ausführungen zeigen sollen, mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht.

Die Prioritätensetzung einer vereinfachten 4-stufigen Abfallhierarchie entspricht der Präferenzrelation Vermeiden > Rezyklierung > Verbrennung > Deponierung bzw. im Englischen Wortlaut: prevention (P) > recycling (R) > incineration (I) > landfilling (L). Aus der Präferenzrelation lässt sich ableiten, wie die gesamte Abfallmenge W auf die vier "Prozesse" aufzuteilen ist:

$$W = WP + WR + WI + WL$$

mit

$$WP > WR > WI > WL$$

Ob diese Präferenzrelation volkswirtschaftlich sinnvoll ist, hängt vom Verlauf der sozialen Netto-Grenzkosten der einzelnen Prozesse ab. Die sozialen Netto-Grenzkosten umfassen neben den privaten Grenzkosten (monetäre Kosten für Arbeit, Kapital, Boden plus nicht-monetäre Kosten wie Image, Reputation) auch die Kosten der externen Umwelteffekte (niedrigere Grundstückspreise in der Nachbarschaft aufgrund von Geruch- und Lärmbelastigungen, Kosten durch klimaschädliche Gase usw.) und sind um etwaige Verwertungserlöse und Einsparungen an externen Umwelteffekten anderswo durch Wiederverwendung, Recycling und Energieerzeugung korrigiert.

Die Abfallhierarchie ist theoretisch, unter bestimmten Voraussetzungen, eine denkbare Antwort auf die Frage, wie die Abfallmengen volkswirtschaftlich sinnvoll bewirtschaftet werden sollten. Dabei darf aber nicht übersehen werden, dass die durch die Prioritätenreihung der Abfallhierarchie verursachten Änderungen der Abfallströme auch die sozialen Netto-Grenzkosten der einzelnen Prozesse verändern. Wenn mehr Abfall rezykliert wird, steigen auch die sozialen Netto-Grenzkosten der Rezyklierung, während die sozialen Netto-Grenzkosten anderer Optionen sinken. Die optimale Prioritätenreihung ist daher nicht unabhängig vom realisierten Mix der Abfallströme. Die Idee einer fix vorgegebenen Abfallhierarchie ist daher irrig. Abwegig ist auch die Vorstellung, die Abfallhierarchie gelte unabhängig von regionalen bzw. geographischen Voraussetzun-

gen. Sowohl finanzielle als auch Umweltkosten sind nicht unabhängig von der Standortsituation (Pearce, 2005).

Die Abfallhierarchie impliziert drei empirisch zu überprüfende Thesen:

These 1: Die Vermeidung ist besser als alle Entsorgungsprozesse.

These 2: Recycling ist besser als Beseitigung (Verbrennung oder Deponierung).

These 3: Verbrennung ist besser als Deponierung.

Das wichtigste empirische Prüfwerkzeug der Wirtschaftswissenschaften ist die Kosten-Nutzen-Analyse (KNA). Diese hat bekanntlich ihre methodischen Probleme, insbesondere im Bereich der Monetarisierung externer Effekte⁷⁾. Trotzdem gibt es keine Methode, die an die Informationskraft einer handwerklich sauber gemachten Kosten-Nutzen-Analyse und an ihre potentielle Rolle in der Politikberatung heranreicht. Man sollte nur nicht davon ausgehen, dass mit einer noch so konsequent durchgeführten KNA die Frage der relativen Vorteilhaftigkeit abfallwirtschaftlicher Prozesse in jedem Fall eindeutig beantwortet werden kann. Abfallwirtschaftssysteme sind so komplex, dass eine eindeutige Charakterisierung von Kosten und Nutzen einzelner Prozesse oft sehr schwer fällt. Es sind auf allen Ebenen von der Müllentstehung über die Müllsammlung bis zu den Entsorgungsprozessen sehr viele unterschiedliche Variablen zu berücksichtigen. Wenn aber eine KNA zu einer eindeutigen Ranfolge der Alternativen kommt, dann sollte dies als Ausgangspunkt für eine weitere vertiefende Diskussion genutzt werden. Es gilt dann, die KNA-Ergebnisse entweder zu hinterfragen und gegebenenfalls mittels alternativer Methoden und Werkzeuge nachvollziehbare Gegenentwürfe vorzulegen oder aber weitere Belege für die „Richtigkeit“ der Ergebnisse zu sammeln. In jedem Fall kann eine methodisch einwandfrei gemachte KNA ein wichtiger Startpunkt für die Diskussion um abfallpolitische Szenarien sein.

KNA bzw. nicht gemachte KNA zu den drei Thesen lassen derzeit folgende Schlussfolgerungen oder Vermutungen zu: These 1 kann nicht widerlegt werden, weil die sozialen Grenzkosten der Vermeidung bisher kaum untersucht sind. Es gibt derzeit keine empirischen Anhaltspunkte zur Falsifizierung der These 1. These 2 wird durch die Gesamtschau einer Vielzahl von Kosten-Nutzen-Analysen dazu weder eindeutig verworfen noch bestätigt. Es gibt KNA-Ergebnisse, die dafür sprechen und solche die dagegen sprechen. Die Vorzugswürdigkeit des Recycling

hängt wesentlich vom jeweiligen Abfallmaterial und von Dichtevorteilen ab (Pearce, 2005).

Zu These 3 liefern Dijkgraaf und Vollebergh (2005) einen Überblick über KNA aus verschiedenen Ländern. Die Mehrheit der KNA zeigt überraschend zumeist volkswirtschaftliche Vorteile der Deponierung gegenüber der Verbrennung. Die Studien weisen aber zum Teil erhebliche Mängel auf: Nur wenige der Studien sind in entsprechenden internationalen referierten wissenschaftlichen Zeitschriften publiziert. Bei einem Großteil der Studien ist daher fraglich, ob überhaupt eine externe wissenschaftliche Kontrolle stattgefunden hat. Bei manchen Studien sind die Verfahren zur Monetarisierung der Emissionen (die Berechnungen der Schattenpreise) nicht nachvollziehbar. Einige Studien verzichten ohne nähere Begründung auf die Diskontierung zukünftiger Schäden und kaum eine Studie geht näher auf die lokalen und nationalen Besonderheiten ein, die einer Verallgemeinerung der Ergebnisse möglicherweise entgegenstehen könnten. Kritisiert wird auch, dass die Nutzen der Deponierung etwa in Form der Energiegewinnung aus Methan oft nicht klar herausgearbeitet wurden und dass die Nutzen der Verbrennung in jenen Fällen überbewertet sein könnten, in denen allein die Energiegewinnung aus Kohle als Referenzsystem herangezogen wird. Würden anstatt von Kohlekraftwerken Gas- oder Wasserkraftwerke substituiert, dann seien die eingesparten Umweltkosten wesentlich geringer.

Die OECD sieht grundsätzlich erhebliche Probleme in der Erfassung der privaten und externen Kosten der unterschiedlichen abfallwirtschaftlichen Optionen (OECD, 2006, Annex 3). Im Bereich der privaten Finanzierungskosten wird oft übersehen, dass diese auch davon abhängen, wer Eigentümer der Entsorgungsanlagen ist, welche Art von Verträgen zwischen Gemeinden und Entsorgern bestehen, wie die mittel- bis langfristigen Projektrisiken aufgeteilt werden, ob lokal oder regional Monopolmacht vorhanden ist oder nicht und wie sich Umweltregulierungen (z.B. Deponiesteuern) auswirken. All diese Faktoren können zu erheblich differierenden privaten Finanzierungskosten der einzelnen abfallwirtschaftlichen Prozesse sowohl zwischen als auch innerhalb von Ländern führen.

Noch stärker wiegt die Unsicherheit bei der Charakterisierung und Messung der externen Kosten und Nutzen abfallwirtschaftlicher Optionen. Dies betrifft etwa die Berücksichtigung von Schadstoffen. Die Reihe der in den Studien berücksichtigten Schadstoffe hat mit der Zeit erheblich zugenommen. Allerdings sind die mit vielen der unterschiedlichen

Schadstoffe verbundenen Umwelt- und Gesundheitskosten der Höhe nach sehr unsicher bzw. noch wenig untersucht. Langfristige Wirkungen einzelner Schadstoffe werden aufgrund der hohen Unsicherheit kaum thematisiert. Des Weiteren ist zu beobachten, dass sich die Rangfolge der Bedeutung der Schadstoffe mit der Zeit geändert hat. Beispielsweise haben klimaschädliche Gase sukzessive auf Kosten anderer Emissionen an Bedeutung gewonnen. Die meisten Studien konzentrieren sich in der Bewertung der externen Umwelteffekte auf die Monetarisierung von Luftschadstoffemissionen, die Problematik der Wasserverschmutzung, etwa im Zusammenhang mit Deponien, wird dagegen kaum thematisiert.

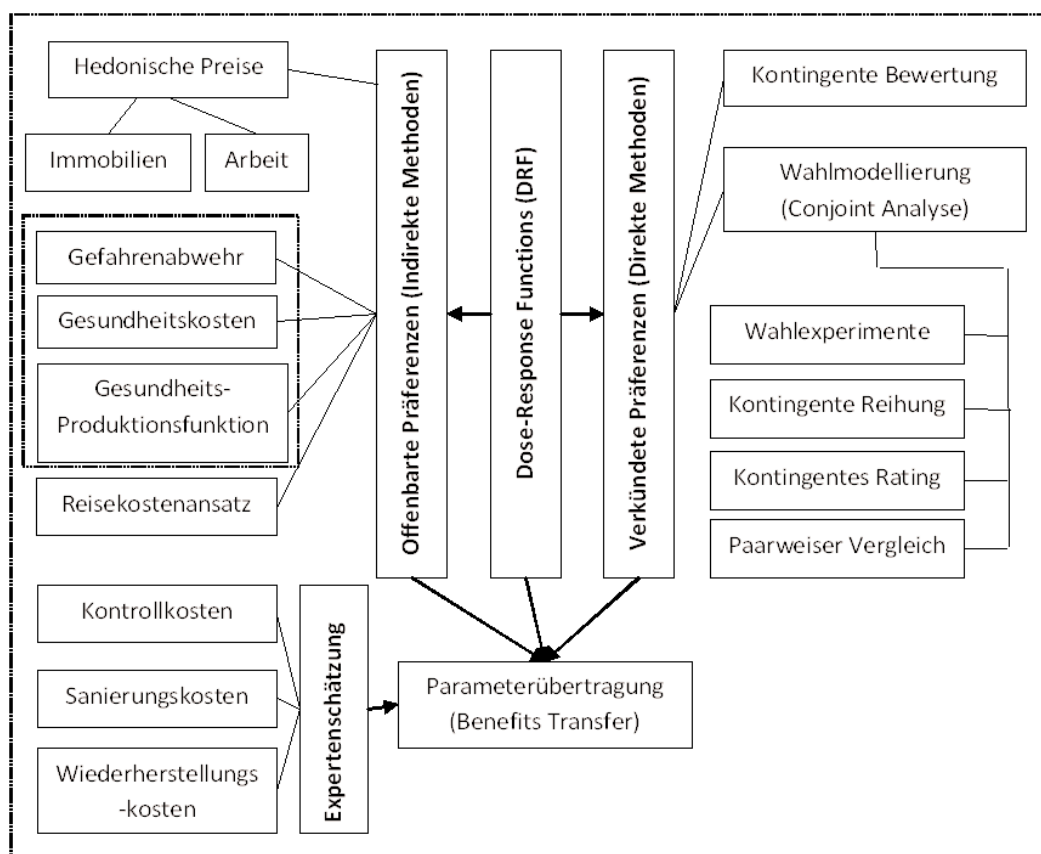
Eshet et al. (2006) liefern einen wertvollen Überblick über Studien, die sich mit den sozialen Kosten der Externalitäten der Deponierung und der Verbrennung beschäftigen. Ihre Analyse beschränkt sich auf Studien, die nach 1990 publiziert wurden. Die Autoren betonen die hohe Unsicherheit, die mit der Quantifizierung und Bewertung der abfallwirtschaftlichen Externalitäten verbunden sind. Die geschätzten Kosten der Externalitäten hängen dabei nicht nur von der Datenlage sondern auch von den angewandten Schätzmethoden und -techniken ab. Von Ökonomen entwickelte Techniken basieren großteils auf wohlfahrtstheoretischen Überlegungen, wonach eine optimale Ressourcenallokation zur Maximierung der individuellen oder sozialen Wohlfahrt beitragen soll. Unterschieden werden dabei direkte und indirekte Bewertungsmethoden. Bei direkten Methoden werden betroffene Personen entweder nach ihrer Zahlungsbereitschaft für die Nutzen oder vermiedenen Kosten einer abfallwirtschaftlichen Maßnahme befragt oder sie werden aufgefordert, im Hinblick auf bestimmte hypothetische Situationen, unter Alternativen zu wählen, Alternativen zu reihen oder Alternativen zu bewerten. Indirekte Methoden gehen davon aus, dass die Individuen Präferenzen und implizite Bewertungen von Externalitäten indirekt über den Kauf von marktgängigen Gütern und Dienstleistungen, die in bestimmter Substitutions- oder Komplementaritätsbeziehung zu Umweltgütern stehen, offenbaren. Beispielsweise wird angenommen, dass Immobilienpreise auf die Umweltqualität der Umgebung reagieren und dass der Anteil der Umweltqualität am Gesamtkaufpreis der Immobilie aus diesem mittels statistischer Methoden extrahiert werden kann. Über die Variation der Umweltqualitäten und die damit verbundene Variation der Immobilienpreise gelangt man dann zu einer Bewertung der Umweltgüter.

In der Praxis spielen Expertenschätzungen, die auch eine Form der indirekten Bewertung darstellen, oft eine größere Rolle als ökonomische Bewertungsmethoden. Aufgrund der hohen Datenerfordernisse und der Komplexität ökonomischer Bewertung, aber auch aufgrund der manchmal zweifelhaften Aussagekraft von Befragungen, überläßt man die Bewertung von Umweltschäden sehr oft dem Wissen, der Erfahrung und der Intuition von Experten unterschiedlicher Profession. Diese schätzen die Kosten der Sanierung, der Wiederherstellung und des Ersatzes von geschädigten Umweltgütern oder die Kosten der Vermeidung von Schäden. Bei der Kontrollkostenmethode, beispielsweise, werden die Kosten einer Regulierung geschätzt, welche dazu führt, dass ein Schaden vermieden wird. Der so erlangte Wert bildet eine Untergrenze für die Zahlungsbereitschaft vermiedener Umweltschäden. Die Sanierungskostenmethode, andererseits, geht davon aus, dass die Kosten der Wiederherstellung des ursprünglichen Zustands nach Schadenseintritt die Untergrenze für den zu bewertenden Umweltschaden darstellt.

Abbildung 1 gibt einen Überblick über die monetären Bewertungsmethoden und -techniken. Im Zentrum aller Methoden steht die sogenannte Dose-Response Funktion, mit deren Hilfe eine physikalische Beziehung zwischen Schadstoffen und ihrer Wirkung auf maßgebliche Rezeptoren (Empfänger) definiert wird. Die daraus gewonnenen Daten sind wichtige Inputs für die meisten Bewertungstechniken. Einen pragmatischen Ansatz stellt die Übertragung von Schätzwerten dar, in der US-amerikanischen Literatur bezeichnet als benefit transfer. Hierbei geht es darum, dass in Fällen, in denen aufgrund der Komplexität und/oder der hohen Kosten der Externalitätenbewertung für bestimmte Entscheidungen keine monetären Anhaltspunkte vorliegen, ermittelte Schätzwerte für nicht marktgängige Güter von einem Studienort auf einen räumlich und/oder zeitlich unterschiedlichen Politikort übertragen werden. Das spart Kosten und Zeit, ist aber mit zusätzlichen Unsicherheiten verbunden⁸⁾.

Abbildung 1: Monetäre Bewertungsmethoden und Techniken

Quelle: Eshet et al. (2006); eigene Übersetzung



Eine sensible methodische Frage im Zusammenhang mit Kosten-Nutzen-Analysen betrifft die soziale Diskontrate. Viele Kosten-Nutzen Analysen zur Überprüfung der relativen Vorteilhaftigkeit unterschiedlicher abfallwirtschaftlicher Entsorgungsprozesse enthalten keine Diskontierung zukünftiger Kosten und Nutzen. Dies hat bedeutende Konsequenzen vor allem im Zusammenhang mit Emissionen die über lange Zeiträume auftreten können. Bei einer Diskontrate von Null entscheiden die langfristig wirkenden Emissionen der Deponien das KNA-Ergebnis zugunsten der Verbrennung. Im Grunde bedarf es unter der Vorgabe einer sozialen Diskontrate von Null keiner KNA-Untersuchung mehr, wenn man im Fall der Deponierung externe Umwelteffekte annimmt, die Jahrtausende überdauern. Wenn wir beispielsweise durchschnittliche jährliche Nachsorgekosten in Höhe von 10.000€ annehmen beläuft sich der Gegenwartswert einer über 1.000 Jahre laufenden Nachsorge auf 10 Millionen €. Bei einer Diskontrate von 1,5% belief sich der Gegenwartswert der Nachsorge bei unendlichem Zeithorizont auf lediglich 667.000 €. Die Frage der Diskontierung ist also ganz entscheidend für das Analyseergebnis⁹⁾.

Insgesamt lassen sowohl theoretische Überlegungen als auch die Ergebnisse aus den bisher verfügbaren KNA zumindest Zweifel offen, dass abfallwirtschaftliche Prozesse im Allgemeinen jedenfalls in eine eindeutige Präferenzordnung gebracht werden können. Es ist fraglich, ob die durch die Umsetzung der Abfallhierarchie insgesamt eingesparten Umweltkosten die in Summe sehr hohen privaten Kosten kompensieren können¹⁰⁾. Die vielen unterschiedlichen Formen des Abfalls und die manchmal sehr unterschiedlichen lokalen Bedingungen (wie etwa die lokalen Umweltbedingungen und die Form des lokal existierenden Energiesystems) stehen einer einheitlichen Lösung in Form der Abfallhierarchie im Grunde entgegen.

In diesem Zusammenhang erscheint eine aktuelle Studie von Iafolla et al. (2010) von besonderem Interesse. Die Autoren untersuchen die Wirksamkeit der Umweltpolitik in den EU15 im Hinblick auf die Entwicklung der Abfallmengen und der Deponierungsanteile im Zeitraum 1995 bis 2007. Die Bemühungen der europäischen Umweltpolitik, einerseits die Entwicklung der Abfallmengen zu bremsen und gleichzeitig die Substitution der Deponierung durch Verbrennung und Recycling voranzutreiben, haben sich in den letzten 20 Jahren erheblich verstärkt. Es stellt sich die berechtigte Frage, in welchem Ausmaß dies gelungen ist. Die Ergebnisse der Studie sind

allerdings ernüchternd, zumindest wenn man den Querschnitt der untersuchten Länder betrachtet. Der Zusammenhang von Wirtschaftswachstum und Wachstum der Abfallmengen ist zwar in den letzten Jahren des Untersuchungszeitraums schwächer geworden, von einer generellen Entkoppelung kann jedoch keine Rede sein¹¹⁾.

Ein ganz anderes Bild zeichnet sich im Zusammenhang mit der Deponierung ab. In den meisten Ländern ist ein Rückgang des Anteils der Deponierung zu beobachten, wobei der Wendepunkt zur Mitte der 1990er Jahre erreicht wurde. Die Berechnungen zeigen, dass Umweltsteuern, insbesondere Deponiesteuern, und die jeweiligen Abfallstrategien der Länder signifikante Auswirkungen gehabt haben. Ein weiterer wichtiger Erklärungsfaktor war die Bevölkerungsdichte, was theoretisch mit den potentiell hohen Opportunitäts- und externen Umweltkosten der Deponierung in dicht besiedelten Regionen erklärt wird. Ausnahmen in der Entwicklung der Deponieanteile stellen Spanien, die Niederlande und Dänemark dar. Hier sind die Anteile der Deponierung zuletzt wieder gestiegen, was allerdings in den Fällen Niederlande und Dänemark vor dem Hintergrund einer absoluten Entkoppelung der Abfallmengen vom Wirtschaftswachstum zu sehen ist. Nur in Spanien dürfte tatsächlich eine dem Trend zur Verbrennung gegenläufige Entwicklung stattfinden.

5. Recycling- und Verwertungsquoten sind nicht effizient

Die Vorgabe von Recycling- und Verwertungsquoten ist seit längerem ein wichtiges Instrument zur Durchsetzung der Abfallhierarchie in der EU. Wissenschaftliche Analysen zeigen allerdings, dass die Quoten kein optimales Mittel sind, die angestrebten Ziele zu erreichen. Sie sind es weder ökologisch noch ökonomisch oder sozial.

Ein ökologisches Ziel von Verwertungsquoten liegt darin, schädliche Stoffe durch weniger schädliche Stoffe zu ersetzen. Damit dies möglich ist, müssen Substitutionsprozesse wirken können. Tatsächlich aber können Verwertungsquoten Substitutionsprozesse be- oder ganz verhindern oder sogar in die falsche Richtung lenken. Verwertungsquoten können sowohl statisch und dynamisch Fehlanreize setzen. Beispielsweise könnte eine Erhöhung der Recyclingquote von Automobilen (ausgedrückt in % des

Gewichts eines Altautos) bewirken, dass der Anteil von Stahl gegenüber Kunststoffen zunimmt, weil Stahlrecycling vergleichsweise billiger ist als Kunststoffrecycling. Damit würden Autos wieder schwerer werden und bei gleicher Fahrleistung höheren Treibstoffverbrauch und höhere Emissionen verursachen. In dynamischer Betrachtung können Recyclingquoten ökologische Produktinnovationen behindern (Pies et al., 2005). Insgesamt ist daher der ökologische Netto-Effekt von Recyclingquoten zumindest fraglich und hängt wesentlich von deren genauer Ausgestaltung ab (Pies et al., 2005).

Die volkswirtschaftlichen Nutzen des Recycling liegen in der Konservierung bzw. Wiederverwendung von Rohstoffen, in den geringeren Kosten der Müllentsorgung (inkl. reduzierter Umwelt- und Gesundheitskosten der Deponierung und Verbrennung) und in Einsparungen bei der Restmüllsammmlung. Die volkswirtschaftlichen Kosten des Recycling liegen in den Recycling-Sammmlungskosten und den Recyclingprozesskosten. In der Realität sind die Sammmlungskosten oft höher als beim Restmüll und die Prozesskosten werden oft nicht durch die Erlöse gedeckt (Porter 2002, 2004). Zu den volkswirtschaftlichen Nutzen des Recycling zählen ferner die geringeren externen Umweltkosten im Vergleich zur Primärrohstoffgewinnung, wobei hier allerdings räumliche Umverteilungseffekte stattfinden weil die Primärrohstoffgewinnung normalerweise woanders stattfindet¹²⁾.

Ein Hauptproblem des Recycling ist, dass die Märkte für Recycling-Produkte starken Schwankungen von Angebot, Nachfrage und Preisen unterliegen. Ein anderes ist, dass die Haushalte über die Gestaltung der Restmüllgebühren keine entsprechenden Anreize zur Mülltrennung vermittelt bekommen. Freiwillige Mülltrennaktivitäten in den Haushalten werden unterlaufen, wenn bekannt wird, dass der getrennte Müll später wieder vereinigt und verbrannt wird.

Ökonomisch betrachtet sind Recycling-Quoten weder zur Kompensation von Marktversagen auf vorgelagerten Märkten (Rohstoffmärkten) noch zur Erreichung abfallwirtschaftlicher Ziele optimal geeignet. Die Quote ist ein Mengeninstrument und zwingt Unternehmen mit unterschiedlichen Kostenstrukturen zu ineffizienten Maßnahmen. Das Instrument der Quote lässt keine Reaktionen aufgrund unterschiedlicher privater Grenzkosten zu, weil es die dazu erforderlichen Anpassungshandlungen blockiert. Noch schädlicher aber sind Quoten in dynamischer Hinsicht, weil sie vermutlich Innovationsanreize verringern oder sogar zu ungünstigen

Technologiepfaden führen können, indem in die eine Technologie zu viel und in die andere zu wenig investiert wird. Zu den höheren Anpassungskosten aufgrund unterschiedlicher privater Grenzkosten kommen dann möglicherweise noch Manipulationskosten, etwa in Form von Korruption (wer kontrolliert die Einhaltung der Quote?) oder Umweltkosten (höhere externe Kosten zugunsten der Sicherung von Arbeitsplätzen). Preisinstrumente sind weniger anfällig für Manipulation (Pies et al., 2005).

Die sozialen Grenzkosten des Recyclings nehmen mit der Bevölkerungsdichte aufgrund von Dichtevorteilen ab. Volkswirtschaftlich effizient wäre es daher, wenn die Recycling-Quoten mit der Bevölkerungsdichte steigen. Die meisten Bundesstaaten der USA setzen auf Recycling-Quoten. Untersuchungen zeigen allerdings, dass die Recyclingziele der Bundesstaaten weitgehend unabhängig von der Bevölkerungsdichte sind. Zudem besteht kaum ein Zusammenhang zwischen den gesteckten Zielen und den tatsächlich erreichten Quoten (Porter, 2005).

Wenn die Recycling-Quoten nicht mit den zugrundeliegenden Kostenbedingungen des Recyclings korrespondieren entstehen Wohlfahrtsverluste¹³⁾. Preisliche Instrumente (Subventionen, Steuern, Gebühren) könnten dagegen so eingesetzt werden, dass in dichteren Regionen mit geringeren Recyclinggrenzkosten mehr als durchschnittlich recycelt wird, während in weniger dicht besiedelten Regionen mit höheren Recyclinggrenzkosten weniger recycelt wird. Preisliche Instrumente würden aber auch dazu führen, dass Unternehmen die Wahl von Verpackungsmaterialien volkswirtschaftlich effizienter treffen.

Drei Instrumente, die zu volkswirtschaftlich effizienterem Recycling führen könnten, wären vorgezogene Entsorgungsgebühren („Advanced Disposal Fees“; ADF) für Verpackungen, Deponiesteuern und Restmüllgebühren, die sich an den Grenzkosten der Restmüllherzeugung orientieren. Die Höhe der ADF sollte sich an den Recycling-Kosten der jeweiligen Materialien orientieren, damit die externen sozialen Kosten der Verpackungsmaterialien internalisiert werden. Vorgezogene Entsorgungsgebühren in optimaler Höhe garantieren, dass die Unternehmen Verpackungsmaterialien in volkswirtschaftlich effizienter Weise auswählen. Eine Deponieabgabe sollte sich an den externen Netto-Kosten der Deponie orientieren. Diese Abgabe würde an die Abfallerzeuger- und -besitzer überwältzt werden und dadurch zu Abfallvermeidung, -wiederverwendung und -recycling beitragen (Porter, 2005).

Die Restmüllgebühren sollten sich optimaler Weise an den Zusatzkosten von Verbrennung oder Deposition gegenüber den Netto-Kosten des Recycling orientieren. Eine solche Gebühr würde den Haushalten jene Kosten aufbürden, die sie im Abfallsystem dadurch verursachen, dass sie den Müll nicht in optimaler Weise trennen. Eine solche Gebühr ist allerdings unrealistisch wenn die Möglichkeit der illegalen Entsorgung besteht, wenn die administrativen und Kontrollkosten zu hoch sind oder wenn Verteilungsaspekte eine Rolle spielen. Außerdem käme es durch eine solche Gebühr zu Trittbrettfahrerverhalten in den Mehrfamilienhausanlagen, wo die Abfalltrennung generell ein öffentliches Gut-Problem darstellt.

Es stellt sich die Frage, warum Quoten ein so beliebtes Instrument sind. Porter (2005) führt das im Wesentlichen auf vier Ursachen zurück: 1.) Quoten sind als Instrument am leichtesten einsetzbar. Man erspart sich dabei in der Regel aufwendige empirische Untersuchungen zur Höhe sozialer Grenznutzen- und Grenzkosten, optimaler Preise und optimaler Gebühren. 2.) Quoten sind Mengeninstrumente und werden als solche generell leichter verstanden als Preisinstrumente. Die Forderung, die Recycling-Rate um einen bestimmten Prozentsatz zu erhöhen, wird sofort verstanden, während eine Erhöhung der Restmüllgebühr um einen bestimmten Prozentsatz nicht unbedingt mit abfallwirtschaftlichen Zielen in Verbindung gebracht wird. 3.) Von vielen wird bezweifelt, dass der Preishebel in der Abfallwirtschaft überhaupt funktioniert. D.h. es wird angenommen, dass die Preiselastizitäten bei Haushalten und Unternehmen so gering sind, dass Preiserhöhungen sehr stark sein müssten, damit überhaupt eine Reaktion einsetzt. 4.) Jedes Mengeninstrument ist geeignet dazu, die Kosten (und die Nutzen) einer Politik zu verbergen. Niemandem wird explizit ein höherer Preis oder eine höhere Steuer auferlegt. Damit sind die Widerstände gegen die Verfolgung bestimmter Ziele wesentlich geringer.

Um hier nicht falsch verstanden zu werden: Auch wenn sich das Recycling heute für viele Stoffe noch nicht wirklich rentiert, weil die Preise der Primärrohstoffe aus verschiedensten Gründen auch in Spitzenzeiten weit unter den Recyclingkosten liegen, kann eine Forcierung des Recyclings auch heute schon Sinn machen. Dies zum einen, weil die externen Kosten der Primärrohstoffgewinnung nicht richtig in den Preisen einkalkuliert sind, zum zweiten, weil manche Rohstoffe offenbar knapp werden und Substitutionsmöglichkeiten unsicher sind, und zum dritten, weil in der Recycling-Industrie, wie in jeder

Industrie, Lernprozesse stattfinden, die langfristig zu besseren Technologien führen können. Ohne learning by doing müssten wir viel länger auf Innovationen warten. Kritisieren muß man aus volkswirtschaftlicher Sicht nur, dass das Recycling vorwiegend über Mengeninstrumente forciert wird. International ist allerdings zu beobachten, dass preisliche Instrumente wie vorgezogene Entsorgungsgebühren in den letzten Jahren vermehrt eingeführt werden¹⁴⁾.

6. Herstellerverantwortung und Produktdesign

Der Grundsatz der erweiterten Herstellerverantwortung in der EU-Abfallrahmenrichtlinie soll den Mitgliedstaaten als Handlungsanleitung dienen. Zugleich bekräftigt die Verankerung der "Extended Producer Responsibility (EPR)" die Einbindung des Verursacherprinzips in das europäische Abfallrecht, wie es bereits in den Produkttrichtlinien für Automobile, Batterien, Elektro- und Elektronikgeräte geschehen ist. Die Formulierungen zur ESP in der Richtlinie sind sehr allgemein gehalten und lassen den Mitgliedstaaten einigen Spielraum bei der Umsetzung.

Grundsätzlich ist EPR auch aus ökonomischer Sicht ein geeignetes Instrument, um dem Marktversagen auf den Abfallmärkten entgegenzutreten. Die Hersteller haben entsprechendes produktspezifisches Wissen, sie haben am ehesten die erforderlichen Informationen und sie haben bei entsprechenden Voraussetzungen auch die Anreize, um bei der Herstellung von Produkten möglichst ressourcenschonend zu produzieren und zur Abfallvermeidung beizutragen. Zur Umsetzung der Herstellerverantwortung gibt es allerdings eine ganze Palette von Optionen, die sehr unterschiedlich wirken. Die meisten Maßnahmen und Initiativen bisher zielen auf die nachsorgende Produzentenverantwortung und betreffen oft nur einen sehr begrenzten Teil der Post-Consumer-Abfälle. Die großen Effekte bei den wichtigen biogenen Abfällen und bei Altpapier und bei Baurestmassen stehen noch aus. 2/3 der ökologischen Gesamtbelastung entsteht zudem bei der Herstellung der Produkte, die später zu Post-Consumer-Abfällen werden. Die entsorgungsbezogene und die nutzungsbedingte Belastung betragen zusammen nur rund 10% bzw. 20% (Kopytziok, 2005). Solange also nachhaltige Produktionsmuster und nachhaltige Konsummuster ausbleiben, werden die gewünschten Wirkungen einer erweiterten Herstellerverantwortung

tung weitgehend ausbleiben. Im Gegenteil, die Weiterentwicklung abfallwirtschaftlicher Verfahren und die Umsetzung der nachsorgenden Produzentenverantwortung können letztlich sogar zu Rebound-Effekten¹⁵⁾ führen, mit unerwünschten Wirkungen auf Umwelt und Gesundheit (Kopytziok, 2005).

Die größte Hebelwirkung der Herstellerverantwortung wäre wegen des hohen Anteils an der ökologischen Gesamtbelastung im Herstellungsprozess, d.h. bei Änderungen in den Produkteigenschaften und den Produkt-Designs zu erwarten. Abfallwirtschaftliche Regulierungen und generell abfallwirtschaftliche Maßnahmen, die in diese Richtung weisen, sind allerdings ökonomisch noch wenig untersucht. Es gibt jedoch Erfahrungen mit den Wirkungen von Regulierung auf Innovation in anderen Bereichen, wodurch sich einige Prinzipien ableiten bzw. Aussagen machen lassen. Der grundlegende Unterschied zu anderen Problembereichen der Abfallpolitik liegt darin, dass hier ökonomische Prozesse und Anreize eine noch größere Rolle spielen.

Die OECD hat die Frage untersucht und kommt zu folgenden Ergebnissen (OECD, 2004):

- Produkte werden ständig neu designed. Es geht also aus abfallpolitischer Sicht nicht um die Induktion neuer Designs, sondern um die Veränderung der Designpfade in Richtung geringerer Abfallintensität.
- Man muss zwischen langlebigen Gütern und Verbrauchswaren und Verpackungen unterscheiden. Bei letzteren geht es in erster Linie um die Vermeidung zu kleiner Gebinde und um den Einsatz leichter und/oder leichter recycelbarer Materialien. Bei langlebigen Gütern werden nur radikalere Innovationen bzw. vollständig neue Designs zur Erreichung abfallwirtschaftlicher Ziele führen.
- Innovation braucht klare rechtliche Rahmenbedingungen. Widersprüchliche Ziele oder Subziele sind innovationsfeindlich. Wenn sich Ziele oder Vorgaben widersprechen, müssen eindeutige Rangordnungen definiert werden.
- Steuern und Abgaben sind innovationsfreundlicher als (Mindest)Standards. Sind Standards einmal erreicht, fehlt der Anreiz für weitere Innovation.
- Eine Erhöhung der Innovationsanreize ist in manchen Fällen nur mit höheren administrativen Kosten zu erreichen. Beispiel: Eine Gebühr für Verpackungen sollte das Gewicht und das verwendete Material berücksichtigen.

- Kollektive Sammelsysteme können Innovationen fördern, wenn (1) die finanziellen Anreize richtig gesetzt sind und wenn (2) dadurch kooperative Forschung und Entwicklung umgesetzt wird, was die Innovationskosten reduziert.
- Herstellerbezogene Maßnahmen sollten durch Konsumentenbezogene Maßnahmen ergänzt werden. Weiche Maßnahmen, wie verbesserte Informationen, sind aber wahrscheinlich zu wenig. Den Konsumenten sollte der Abfallgehalt ihrer Konsumentenscheidungen über entsprechende Gebühren deutlich gemacht werden.
- Entscheidungen über das Produktdesign fallen auf der Marktebene. Diese kann je nach Produkt in räumlicher Betrachtung regional bis zu global sein. Darauf ist auch abfallwirtschaftliche Regulierung einzustellen. Sie kann nicht an nationalen Grenzen enden, wenn es um globale Produkte geht. Große Länder haben hier aufgrund der größeren Märkte allerdings einen Vorteil.

Margaret Walls (2006) schließt ihre Untersuchung zu EPR und Produkt Design mit der Feststellung, dass die Erfolge abfallwirtschaftlicher Regulierung in Richtung neue, ressourcenschonende Produkteigenschaften bisher eher gering seien. Kleine Erfolge seien durch Rücknahmeverpflichtungen und Recyclingstandards erzielt worden, diese wären aber aus ihrer Sicht über Steuer- und Subventionslösungen kostengünstiger zu erreichen gewesen. Außerdem sei nicht zu erwarten, dass sich mit den bisher angewandten Instrumentarien komplexere ökologische Designs in relevanten Ausmaßen durchsetzen werden. Auch würden kollektive Sammelsysteme bisher wenig Anreize dazu bieten. Andererseits sind Regulierungen, die direkt auf das Design einwirken, vermutlich sehr teuer, schwer zu implementieren und schwer zu kontrollieren.

Die Studie von Beyer und Kopytziok (Ecologic 2005) kommt zu ähnlichen Schlußfolgerungen. Nachsorgende Maßnahmen der Produzentenverantwortung wie Rücknahmepflichten und Verwertungsquoten sind kostspielig. Sie erhöhen die Entsorgungskosten wegen der höheren Kosten der Getrenntsammlung. Dazu kommt, dass die Hersteller wahrscheinlich einen großen Teil der Kosten der Rücknahmepflichten über die Preise an die Verbraucher weitergeben. Vorsorgende Maßnahmen wären im Vergleich volkswirtschaftlich günstiger, weil die Hersteller weniger Rohstoffe verbrauchen und Transport- und Lagerkosten einsparen und die öffentliche Hand weniger Abfall entsorgen muss. Im Fall von Fördermaßnahmen für entsprechende Pro-

jekte würden allerdings teilweise Kosten beim Staat entstehen. Beyer und Kopytziok schlagen daher unter anderem eine weitere Ökologisierung des Steuersystems, insbesondere die Einführung von weiteren Umweltafgaben auf die Beseitigung bestimmter post consumer Abfälle vor.

7. Regulierung und Wettbewerb in der Abfallwirtschaft

Abgesehen von den allgemeinen abfallwirtschaftlichen Leitlinien und den Hauptinstrumenten und Grundsätzen wie Recyclingquoten und Herstellerverantwortung wirken auch spezifische abfallwirtschaftliche Regulierungen und Maßnahmen auf den Wettbewerb zwischen den Entsorgungsprozessen, indem sie die relativen Kosten bzw. Preise der Prozesse beeinflussen. In dem Zusammenhang spielt vor allem die Entscheidung über den Bau von Verwertungsanlagen eine große Rolle. Der Bau dieser Anlagen erfordert erhebliche finanzielle Mittel und ist mit versunkenen Kosten verbunden. Dies führt zu Irreversibilitäten und Lock-in-Effekten¹⁶. Verbrennungsanlagen beispielsweise arbeiten zumeist nur unter Volllauslastung wirtschaftlich – und dies kann Wirkungen auf das gesamte Abfallregime einer Region haben. Die Forderung nach Volllauslastung bei sinkenden Abfallvolumina kann weitere Regulierungen implizieren, wie etwa einen erweiterten Andienungszwang. Dies ist im Nachhinein durchaus verständlich, ex ante aber wären möglicherweise andere, flexiblere Lösungen volkswirtschaftlich vorteilhafter gewesen.

Die Bedingung der Volllauslastung verschärft auch den Wettbewerb mit anderen Entsorgern im Umkreis. Es kann insgesamt zu höheren Kosten kommen, beispielsweise aufgrund zunehmender Transportkosten. Auch stehen Kosteneinsparungen in den Verbrennungsanlagen Kostensteigerungen bei anderen Entsorgern gegenüber. Dies ist zwar keine ungewöhnliche Erscheinung auf Konkurrenzmärkten, aber sie ist anders zu beurteilen, wenn sie durch Regulierungsmaßnahmen ausgelöst werden, die vielleicht nicht die gesamtwirtschaftliche Wohlfahrt sondern nur einzelwirtschaftliche Kalküle im Auge haben.

Bemerkenswert ist in dem Zusammenhang, dass die EU-Rahmenrichtlinie den Mitgliedstaaten die Möglichkeit gibt, die Abfalleinfuhr zu untersagen, wenn dadurch inländische Anlagenkapazitäten überlastet und inländische Abfälle beseitigt werden müssten. Eine solche Regelung käme einem Kontrahierungs-

zwang der inländischen Entsorger für inländischen Abfall gleich. Dies entspricht dem europarechtlichen Prinzip der „Nähe“ und dem Ziel der Entsorgungsaufarkie. Volkswirtschaftlich problematisch daran ist, dass sich die Zulässigkeit einer Verbringung des Abfalls nicht mehr an einer wirtschaftlichen Betrachtung des Transports und der vorgesehenen Entsorgungsmaßnahme orientiert. Es hat den Anschein, als wolle man mit solchen Regelungen nicht nur der Scheinverwertung¹⁷, sondern zugleich auch anderen Umweltproblemen, etwa den volkswirtschaftlich betrachtet zu geringen Transportkosten, entgegenreten. Diese wären aber besser durch geeignete direkt wirkende Maßnahmen, wie Road-Pricing oder höhere Treibstoffsteuern, zu bekämpfen. Auch sollte eine wie immer definierte Entsorgungsaufarkie nicht an Staatsgrenzen ansetzen, sondern an funktionell räumlich zusammengehörigen Regionen.

Generell ist ein System mit Andienungspflichten und kleinräumig strukturierter Entsorgungsaufarkie vermutlich nicht effizient. Die Erreichung einer optimalen Konzentration von Entsorgungsanlagen wäre auch bei einem Wettbewerb in den Entsorgungsmärkten vorstellbar. Bei geeigneten Rahmenbedingungen (ökologische Standards, Lizenzen, Gefahrenrückstellungen, Einzahlungen in einen Anlagensicherungs fonds, Pflicht zum Abschluss eines Entsorgungsvertrages für Abfallerzeuger und -besitzer) könnte Wettbewerb die Kosten einer umweltgerechten Entsorgung senken und die Innovationsanreize erhöhen. Voraussetzung wäre eine staatlich kontrollierte Zulassung und Überwachung der Entsorgungsanlagen, eine staatliche Ausweisung von geeigneten Standorten für Abfallvorbehandlung und -ablage rung und eine lückenlose Verfolgung des Verbleibs von Abfällen (Monopolkommission, 2003). Wenn die Dichtevorteile in der Sammlung und im Transport so hoch sind, dass die dadurch begründeten Skalen- und Verbundvorteile einen Wettbewerb im Markt ausschließen, könnte ein Wettbewerb um den Markt (Ausschreibungswettbewerb) organisiert werden. Dabei sollte, mit Ausnahme der Agglomerationsräume, die Abfallentsorgung als Ganzes ausgeschrieben und es sollten ökologische Kriterien in der Ausschreibung berücksichtigt werden.

Jüngere Untersuchungen zeigen, dass die Skalenerträge in der Müllsammlung bei 20.000 bis 50.000 Einwohnern ausgeschöpft sind (Bel und Warner, 2008). Das würde bedeuten, dass in größeren Agglomerationen Wettbewerb im Markt der Müllsammlung durchaus stattfinden könnte. Außerdem zeigen die jüngeren Untersuchungen, dass Kostensenkungs-

potentiale nicht primär durch Privatisierung ausgeschöpft werden, sondern vielmehr von der Organisation des Marktes abhängen¹⁸⁾. Privatisierung führt entweder überhaupt nicht¹⁹⁾ oder nur kurzfristig²⁰⁾ zu Kosteneinsparungen. In einer Untersuchung für 115 Schwedischen Städten wurden sogar um durchschnittlich 6% niedrigere Kosten der öffentlichen Müllsammler gegenüber privaten nachgewiesen (Ohlsson, 2003). In jüngerer Zeit haben nur Reeves und Barrow (2000) für 48 Gemeinden in Irland kostensenkende Wirkung der Privatisierung festgestellt. Die Schlussfolgerung aus den meisten Studien ist, dass in den kleineren Städten und Gemeinden ein Wettbewerb um den Markt, d.h. ein Ausschreibungswettbewerb am ehesten zu Effizienzverbesserungen führt²¹⁾. Eine hohe Unternehmenskonzentration (wenige regionale Unternehmen) und die Abwesenheit von Konkurrenzdruck, ob durch potentiellen Markteintritt oder über Ausschreibungen, sind jedenfalls effizienzfeindlich.

8. Schlussbemerkungen

In einem kurzen Aufsatz die ganze Komplexität abfallwirtschaftlicher Regulierung in einer volkswirtschaftlichen Betrachtung einzufangen, das ist unmöglich. Viele Problemkreise konnten hier nicht behandelt oder nur kurz angesprochen werden, wie etwa das Verhältnis zwischen öffentlichen und privaten Müllentsorgern, die Frage der gemeinsamen Sammlung von Haushalts- und Gewerbeabfällen, die Frage der volkswirtschaftlich richtigen Ausgestaltung der Müllgebühren oder die Frage der optimalen Sicherstellung für Deponien. Die Abfallwirtschaft hat heute sehr viele Schaltstellen. Zur zunehmenden Komplexität der Beziehungen zwischen den sich immer stärker ausdifferenzierenden vertikalen Prozessebenen kommt die zunehmende Komplexität der horizontalen Beziehungen innerhalb der Ebenen. Heute ist die Abfallwirtschaft gekennzeichnet durch einen komplexen Mix aus öffentlichen und privaten Interessen, aus privater Konkurrenzwirtschaft und kommunalen Angeboten, aus abfallwirtschaftlichen Zielvorstellungen und privatem ökonomischen Kalkül, aus der Last der Entsorgung und dem Widerstreit alternativer Verwertungsinteressen.

Eine besondere Herausforderung stellt der Lebenszyklusgedanke in der Abfallpolitik dar. Das Ziel abfallwirtschaftlicher Regulierung, schon bei der Produktentstehung anzusetzen und durch entsprechende Regelungen und Maßnahmen zur Abfallvermeidung und Ressourcenschonung beizutragen,

macht die Abfallpolitik zu einem so umfassenden und integrativen Projekt, dass fast alle Bereiche der Wirtschaft und Gesellschaft davon betroffen sein könnten. Zum wichtigsten Zielobjekt wird nunmehr nicht mehr der Abfall, sondern der Abfall, der nicht entsteht, der Nicht-Abfall gewissermaßen. Hier allerdings sind die abfallwirtschaftlichen Regulierungen bisher am schwersten zu fassen, weil wir noch relativ wenig über ihre Ausgestaltung und ihre Wirkungen in Hinblick auf die angestrebte Abfallvermeidung und die damit verbundenen volkswirtschaftlichen Folgen wissen.

Vor uns steht eine Zeit des trial and error, Instrumente und Maßnahmen müssen auf ihre Vorteilhaftigkeit getestet werden. Aus ökonomischer Sicht ist dabei zu beklagen, dass marktliche Regulierungsinstrumente, wie Steuern, Subventionen, Zertifikate usw. gegenüber Instrumenten des command and order zu wenig diskutiert werden. In der Vergangenheit haben Gebote, Verbote und Verpflichtungen zu Verbesserungen im Entsorgungsbereich geführt. Diese Instrumente werden leichter verstanden und waren vielleicht auch deshalb einigermaßen erfolgreich, weil die Verfassung der Entsorgungswirtschaft eine andere war als heute. Ökonomen bezweifeln allerdings, dass die ökologischen Ziele und generell die Ziele der Nachhaltigkeit mit command and order zu den geringsten Kosten erreicht wurden. Dies wird wahrscheinlich noch weniger für die Zukunft gelten. Insbesondere wird dies dann nicht gelten, wenn ökonomische Anreize immer stärker im Zentrum der Überlegungen stehen, wie dies mit Sicherheit im Bereich des ökologischen Produktdesigns der Fall ist.

Literatur

- Ackerman, F., Heinzerling, L. und Massey, R. (2004), Applying Cost-Benefit Analysis to past decisions: Was protecting the environment ever a good idea?, A Center for Progressive Regulation White Paper, No. 401.
- Bel, G. und Costas, A. (2006), Do public sector reforms get rusty? Local privatization in Spain, *Journal of Policy Reform*, Vol. 9 (1), S. 1-24.
- Bel, G. und Fageda, X. (2010), Empirical analysis of solid management waste costs: Some evidence from Galicia, Spain, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 54, S. 187-193.

- Bel, G. und Warner, M. (2008), Does privatization of solid waste and water services reduce costs? A review of empirical studies, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 54, S. 187-193.
- Callan S. J. und Thomas, J. M. (2001), Economies of scale and scope: A cost analysis of municipal solid waste services, *Land Economics*, Vol. 77 (3), S. 548-560.
- CFIB (Canadian Federation of independent Business) (2010), *Prosperity Restricted by Red Tape*, 2nd Edition, Toronto, Kanada.
- Demsetz, H. (1968), Why Regulate Utilities?, *Journal of Law and Economics*, Vol. 11, s. 55-66.
- Dijkgraaf, E. und Gradus, R.H.J.M. (2003), Cost saving of contracting out refuse collection, *Empirica*, Vol. 30(2), S. 149-161.
- Dijkgraaf, E. und Gradus, R.H.J.M. (2007), Collusion in the Dutch waste collection market. *Local Government Studies*, Vol. 33(4), S. 573-588.
- Dijkgraaf, E. und Vollebergh, H. (2005), Literature Review of Social Costs and Benefits of Waste Disposal and Recycling, in: *Rethinking the Waste Hierarchy*, Environmental Assessment Institute, Copenhagen.
- Ecologic (2005), *Abfallvermeidung und –verwertung durch das Prinzip der Produzentenverantwortung*, Studie im Auftrag des Österreichischen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Ecologic GmbH, Berlin.
- Eshet, T., Ayalon, O. und Shechter, M. (2006), Valuation of externalities of selected waste management alternatives: A comparative review and analysis, *Resources, Conservation and Recycling*, Vol. 46, S.335-364.
- Ewers, H.-J. u. Tegner, H. (1999), Die deutsche Abfallpolitik - Ein gordischer Knoten? In: M. Junkernheinrich (Hrsg.), *Ökonomisierung der Umweltpolitik. Beiträge zur volkswirtschaftlichen Umweltökonomie*. Berlin, S. 213-233.
- Guasch, J. L. und Hahn, R. W. (1999), The Costs and Benefits of Regulation: Implications for Developing Countries, *The World Bank Research Observer*, Vol. 14, Nr. 1, S. 137-158.
- Hahn, R. W. (2000), *Reviving Regulatory Reform – A Global Perspective*, AEI – Brookings Joint Center for Regulatory Studies, Washington, D. C.
- Heinzerling, L. und Ackerman, F. (2002), Pricing the priceless: Cost-Benefit-Analysis of environmental protection, *Georgetown Environmental Law and Policy Institute*.
- Hopkins, T. D. (1992), *Costs of Regulation: Filing the Gap*, Report prepared for the Regulatory Information Service Center, Washington D. C.
- Iafolla, V., Mazzanti, M. und Nicolli, F. (2010), Are you sure you want to waste policy chances? Waste generation, landfill diversion and environmental policy effectiveness in the EU15, *Fondazioni Eni Enrico Mattei Working Papers* 466.
- Jorgenson, D. W. und Wilcoxon, P. J. (1990), Environmental Regulation and U.S. Economic Growth, *Rand Journal of Economics*, Vol. 21, S. 314–340.
- Kopytziok, N. (2005), *Gestaltungsrahmen der Produzentenverantwortung*, in: *Müll-Handbuch* 2005.
- Lavee, D. (2007), Is municipal solid waste recycling economically efficient? *Environmental Management*, 40 (6), S. 926-943.
- Lavee, D. und Khatib, M. (2010), Benchmarking in municipal solid waste recycling, *Waste Management*, 30, S. 2204-2208.
- MacAvoy, P. (1992), *Industry Regulation and the Performance of the American Economy*, W. W. Norton, New York.
- Monopolkommission (2003), *Wettbewerbsfragen der Kreislauf- und Abfallwirtschaft*, Sondergutachten, Bonn.
- OECD (2004), *Adressing the Economics of Waste*, OECD.
- OECD (2006), *Impacts of Unit-based Waste Collection Charges*, Working Group on Waste Prevention and Recycling, ENV/EPOC/WGWPR(2005)10/FINAL.
- Österreichischer Rechnungshof (2007), *Ausgewählte Themen der Abfallwirtschaft in Österreich*, Bund 2007/6.
- Ohlsson, H. (2003), Ownership and production costs. Choosing between public production and contracting-out in the case of Swedish refuse collection, *Fiscal Studies*, Vol 24(4), S. 451-476.
- Pearse, D. (2005), Does European Union Waste Policy Pass a Cost-Benefit Test?, in: *Rethinking the Waste Hierarchy*, Environmental Assessment Institute, Copenhagen.
- Pies, I., Sass, P. und Frank, R. (2005), *Anforderungen an eine Politik der Nachhaltigkeit - eine wirtschaftsethische Studie zur europäischen Abfallpolitik*, Lehrstuhl für Wirtschaftsethik, Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Wirtschaftsethik-Studie Nr. 2005-3.

Porter, R.C. (2002), *The Economics of Waste, Resources for the Future*, Washington, DC.

Porter, R.C. (2005), *Benefit-Cost Analysis and the Waste Hierarchy – US Experiences*, in: *Rethinking the Waste Hierarchy*, Environmental Assessment Institute, Copenhagen.

Schulze, G.G. (2009), *Bürokratie- und Regulierungskosten in der chemischen Industrie – Potentiale zu ihrer Reduktion*, Studie im Auftrag des Verbandes der chemischen Industrie.

Statistik Austria (2009), *Umweltgesamtrechnung, Projektbericht Modul – Öko-Steuern*, Wien.

Walls, M. (2006), *Extended Producer Responsibility and Product Design - Economic Theory and Selected Case Studies*, Resources for the Future Discussion Paper 06-08.

Weidenbaum, M. und DeFina, R. (1978), *The Cost of Federal Regulation of Economic Activity*, Reprint 88, American Enterprise Institute, Washington, D. C.

Williamson, O. (1975), *Markets and Hierarchies: Analysis and Antitrust Implications*, New York.

Wonka, T. (2003), *Benefit Transfer: Methode und Anwendungsbeispiel*, Vortrag bei der Tagung *Erfassung von Umwelt- und Ressourcenkosten im Flusseinzugsgebietsmanagement*, Berlin 5.6.2003.

Erkenntnisse der Optionspreistheorie auf reale Investitionsobjekte übertragen. Dabei können auch Informationen über zwischenzeitliche Zahlungsströme, über Konkurrenzinflüsse und über mögliche technologische Entwicklungen berücksichtigt werden. Damit liefert die Realoptionstheorie auch wertvolle Hinweise zur Wahl des optimalen Investitionszeitpunktes.

6) RICHTLINIE 2008/98/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 19. November 2008 über Abfälle und zur Aufhebung bestimmter Richtlinien

7) Sehr kritisch gegenüber der Anwendung von Kosten-Nutzen Analysen im Umweltschutz äußern sich Heinzerling und Ackerman (2002) sowie Ackerman, Heinzerling und Massey (2004).

8) Die Übertragung von Ergebnissen durchgeführter Studien auf andere Bewertungsobjekte wurde in den USA wahrscheinlich primär aufgrund von Budgetbeschränkungen in den 1960er Jahren politisch eingeführt. Seit 1988 kommt das Verfahren dort auch in Rechtsstreitigkeiten zur Anwendung. Die wissenschaftliche Debatte um die Zulässigkeit von benefit transfers ist noch relativ jung (Wonka, 2003).

9) In dem Zusammenhang sei nur darauf hingewiesen, dass auch im Stern-Report zu den ökonomischen Folgen des Klimawandels eine Diskontrate von 1,6% angesetzt wurde. Der Stern-Report wurde von Ökonomen scharf kritisiert. Dies betraf allerdings weniger die Höhe der Diskontrate sondern deren Begründung im Report. Zukünftige Nutzen und Kosten zu diskontieren bedeutet nicht unbedingt, dass man die Nutzen zukünftiger Generationen geringer gewichtet als die der jetzigen Generation. Die soziale Diskontrate kann man sich aus zwei Komponenten zusammengesetzt vorstellen. Die erste betrifft die Zeitpräferenzrate, die zweite das Wachstum des Produktionspotentials. Selbst wenn wir die Zeitpräferenzrate Null setzen und damit die Nutzen der Generationen gleich gewichten, läßt sich eine positive Diskontrate damit begründen, dass technischer Fortschritt dauerhaft das Produktionspotential hebt und damit der materielle Wohlstand zukünftiger Generationen höher sein wird als der der gegenwärtigen Generation. Sollte dies tatsächlich eintreffen, was in den letzten zweihundert Jahren zweifellos der Fall war, so würde der Ansatz einer sozialen Diskontrate von Null einer Umverteilung von heutigen zu zukünftigen Generationen gleichkommen. Selbstverständlich ist es gerechtfertigt anzuzweifeln, dass ein auf technischem Fortschritt basierendes Wirtschaftswachstum über Jahrtausende anhält.

10) Die Ergebnisse von Eshet et al. (2006) lassen übrigens Zweifel aufkommen, dass die Umweltkosten der Verbrennung tatsächlich geringer sind als die Umweltkosten der Deponierung.

11) Eine absolute Entkoppelung zeichnete sich laut Studie bis zum Jahr 2007 nur in Österreich, in Deutschland und überraschender Weise in Griechenland, Portugal und Spanien ab. Die Ergebnisse für Griechenland und Portugal werden von den Autoren allerdings angezweifelt, vielmehr sei in diesen Ländern nur von einer Stabilisierung zu sprechen ohne tatsächliche absolute Entkoppelung. Eine relative Entkoppelung, d.h. eine im Zeitverlauf im Verhältnis zum Einkommen geringere Zunahme, zeigt sich in Großbritannien und in den Niederlanden. In den anderen Ländern gibt es entweder keine Entkoppelung oder sogar eine relativ stärkere Zunahme der Abfallmengen (Italien, Schweden).

12) Um präzise zu sein: Es geht hier um einen Vergleich mit den nicht internalisierten externen Kosten der Primärrohstoffgewinnung. Werden die Kosten der Primärrohstoffgewinnung um negative externe Umwelteffekte nach oben korrigiert (beispielsweise über Steuern), dann wird sich dies auch in

- 1) Wertschöpfung und Beschäftigung in der Abfallwirtschaft sind allerdings aus wachstumspolitischer Sicht von Interesse wenn daraus sektorspezifische Innovationen, Technologieexport und Know-how-Transfer hervor gehen, die langfristig hierzulande zur Einkommensentstehung beitragen.
- 2) Ein solches Benchmarking (in der Regulierungstheorie als „yardstick competition“ bezeichnet), bedürfte allerdings der dazu notwendigen Institutionen, möglicherweise sogar einer sektorspezifischen Regulierungsbehörde.
- 3) Laut Rechnungshof (2007) ist die Wirtschaftlichkeit bei mechanisch-biologischen Anlagen erst ab einer Kapazität von 80.000 Tonnen/Jahr und die Wirtschaftlichkeit von Verbrennungsanlagen mit Rostfeuerung erst ab einer Kapazität von 300.000 Tonnen/Jahr gegeben. 23 von 25 mechanisch-biologischen Anlagen und 9 von 11 Verbrennungsanlagen mit Rostfeuerung in Österreich lagen unter den jeweiligen mindestoptimalen Betriebsgrößen. Nach einer aktuellen Studie für England sind auch dort die Anlagen in der Regel zu klein um kostenminimierend zu agieren.
- 4) Laut Rechnungshof (2007) erzielten in Österreich zum Zeitpunkt seiner Untersuchungen nur 62% der Müllkapazitäten energetische Wirkungsgrade von über 65%. Um in Zukunft Dichtevorteile in der Fernwärmeversorgung besser zu nutzen empfahl der Rechnungshof vermehrt länderübergreifende Planungen und den stärkeren Einbezug der Abwärmenutzung als zentrales Kriterium bei der Standortentscheidung.
- 5) Unternehmerische Handlungsspielräume weisen Ähnlichkeiten mit den Optionen auf Finanztitel auf. Daher lassen sich

den Preisen der Primärrohstoffe bemerkbar machen und in der Folge auch die Preise der Recyclingprodukte erhöhen. Die Preise der Recyclingprodukte sind aber bereits als Nutzen des Recycling berücksichtigt. Um also Doppelzählungen zu vermeiden, dürfen nur nicht korrigierte externe Umwelteffekte der Primärrohstoffgewinnung berücksichtigt werden (Porter, 2005).

- 13) Lavee und Khatib (2010) weisen für 79 Israelische Gemeinden Skalenerträge und Dichtevorteile im Recycling kommunaler Abfälle nach. Seit Ende der 1990er Jahre verlangt der Staat von den Gemeinden die Einhaltung von Recyclingquoten. Im Jahr 2007 sollte in allen Gemeinden zumindest 25% der kommunalen Abfälle recycelt werden. Allerdings hat die Mehrheit der Gemeinden aus Kostengründen von einer Ausnahmeregelung gebraucht gemacht. Demgegenüber hat Lavee (2007) errechnet, dass für 51% der Gemeinden kommunales Abfallrecycling ökonomisch vorteilhaft wäre.
- 14) Einen möglichen Vorteil gegenüber preislichen Instrumenten könnten Quotenregelungen aufweisen: Durch klare (konstante) Zielvorgaben tragen sie zur Stabilisierung von Erwartungen bei, die insbesondere bei Investitionen in Anlagen mit hohen versunkenen Kosten von großer Bedeutung sind.
- 15) Ein Rebound-Effekt bedeutet, dass Einsparungen, die z.B. durch effizientere Technologien möglich geworden sind, durch vermehrte Nutzung und Konsum überkompensiert werden.
- 16) Ein Lock-in-Effekt bezeichnet Kosten, die eine Änderung der aktuellen Situation wirtschaftlich unattraktiv machen. Beispielsweise entsteht ein Lock-in-Effekt, wenn Firmen, die beziehungspezifische Investitionen getätigt haben, einander ausgeliefert sind. Die Folge ist, dass die Kräfte des Marktes innerhalb der Beziehung zwischen zwei Firmen, die dem Lock-in-Effekt unterworfen sind, ausgeschaltet werden. Es droht daher die Gefahr ex post opportunistischen Verhaltens, welches darin besteht, das eine Firma der anderen Firma Handelskonditionen aufzwingen kann, welche deren ursprüngliche Investitionskosten nicht decken (Williamson, 1975).
- 17) Der Begriff „Scheinverwertung“ kennzeichnet, dass die von einem Abfallerzeuger vorgenommene Entsorgungsmaßnahme nur zum Schein als Verwertung ausgewiesen wird, obwohl sie tatsächlich als Beseitigungsmaßnahme einzustufen ist. Grund für diese Form der Umetikettierung ist stets ein Kostenvorteil für den Abfallerzeuger oder Entsorger: Da das Beseitigungsrecht stärker (Entsorgungsautarkie, Andienungs- und Überlassungspflichten) und weitgehend strenger (Umweltstandards) reguliert ist als der Verwertungsbereich, erscheint ein Wechsel in das Verwertungsregime stets verlockend. Hierdurch werden aber wiederum Umweltstandards unterlaufen und Entsorgungsstrukturen gefährdet, die aus Kostengründen auf ein bestimmtes Kontingent an Abfällen zur Beseitigung angewiesen sind.
- 18) In älteren Untersuchungen wurden zumeist Kostenvorteile der privaten gegenüber der öffentlichen Dienstleistung gefunden (Bel und Warner, 2008).
- 19) Dieses Ergebnis erhalten Callen und Thomas (2001) für 110 Gemeinden in Massachusetts (USA), Dijkgraaf und Gradus (2003) für 85 Gemeinden in Holland, Bel und Costas (2006) für 186 Gemeinden in Katalonien (Spanien) und Bel und Fageda (2010) für 65 Gemeinden in Galizien (Spanien).
- 20) Dijkgraaf und Gradus (2007) für 453 Gemeinden in Holland im Jahr 2002.
- 21) Interessant ist, dass Kosteneinsparungen durch Auslagerung an Privatunternehmen dann am höchsten sind, wenn in der Nachbargemeinde ein öffentliches Unternehmen tätig ist (Dijkgraaf und Gradus, 2007).