

Michael Steinfeldt, Ulrich Petschow, Michael Keil

Ökonomische Bewertung von Systemen zur Verwertung von biologisch- organischen Abfällen

Schriftenreihe des IÖW 164/02



i | ö | w

INSTITUT FÜR
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

Michael Steinfeldt, Ulrich Petschow, Michael Keil

Ökonomische Bewertung von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen

Bericht des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung (IÖW) gGmbH im
Rahmen des Gesamtprojektes „Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von
Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen“

Schriftenreihe des IÖW 164/02
Berlin, Dezember 2002, ISBN 3-932092-64-3

Forschungsprojekt unterstützt von der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), Osnabrück (AZ 08848)



IÖW gGmbH Geschäftsstelle
Potsdamer Straße 105
D-10785 Berlin

phone +49.(0)30.884 59 40
fax: +49.(0)30.882 54 39
mailbox@ioew.de

Zusammenfassung

Inhalte dieser Studie sind die ökonomische Bewertung der Verwertungsoptionen von biologisch-organischen Abfällen, speziell der Bioabfälle aus Haushalten sowie deren Beurteilung im betriebs- und volkswirtschaftlichen Kontext. Darüber hinaus wird vor dem Hintergrund des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) der Rechtsbegriff der „wirtschaftlichen Zumutbarkeit“ geklärt. Im ersten Schritt wurde eine betriebswirtschaftliche Bewertung der Verwertungsoptionen von Bioabfall aus Haushalten für zehn verschiedene Verfahrensoptionen von offener Kompostierung bis zu Co-Vergärungsverfahren vorgenommen. Im Vergleich dieser wirtschaftlichen Analyse mit den Ergebnissen der vorliegenden Ökobilanzen wird deutlich, dass die beiden Analyseverfahren zu unterschiedlichen, teilweise entgegengesetzten Ergebnissen kommen. Vor diesem analytischen Hintergrund wurde im zweiten Schritt eine Methodik zur ökonomischen Bewertung von ökologischen Systemvergleichen entwickelt, auf die Verwertungsverfahren für Bioabfall angewandt und die Ergebnisse diskutiert. Im Mittelpunkt des dritten Teils der Studie steht die im Zusammenhang mit der wirtschaftlichen Zumutbarkeit entscheidende Frage der Verhältnismäßigkeit der Verwertungskosten zu den Beseitigungskosten im Bereich der Bioabfälle.

Abstract: Analysis of the Environmental Compatibility of Systems for the Utilisation of Biological-organic Waste

The contents of this study are the economical assessment of the utilisation options of biological-organic waste – especially the bio-waste from households – and their assessment in the context of the national economy. In addition, the legal term “economically reasonable” will be explained on the background of the KrW-/AbfG. First, a microeconomic assessment of the utilisation options of bio-waste from households was made for ten different utilisation options reaching from the open air composting to the Co-fermentation process. By comparing this economic analysis with the results of the available LCAs it becomes clear that these both assessment methods deliver different or even contrary results. With this analytic background, the second step was to develop a methodology for the economic assessment of ecological system comparisons, to apply this methodology on the utilisation processes for bio-waste and to discuss the results. The important question in coherency with the economical reasonability about the commensurability of the utilisation costs and the elimination costs in the sector of bio-waste stands in the centre of the third part of this study.

Die Autoren

Michael Steinfeldt, Jahrgang 1961, ist Diplom-Ingenieur. Studium in Dresden, seit 1992 wissenschaftlicher Mitarbeiter im IÖW, Forschungsfeld „Ökologische Unternehmenspolitik“. Schwerpunkte: Umweltmanagementsysteme, Evaluationsforschung, Umweltcontrolling, Produkt-Ökobilanzen, integrierte Managementsysteme

Ulrich Petschow, Jahrgang 1952, ist Diplom-Volkswirt. Studium in Mannheim, seit 1989 wissenschaftlicher Mitarbeiter im IÖW und seit 1992 Leiter des Forschungsfeldes „Umweltökonomie und –politik“. Schwerpunkte: Instrumente der Umweltpolitik und neue Steuerungsformen, ökologisch erweiterte Nutzen-Kosten-Analyse, Zukunft der Arbeit, Globalisierung, Integrationsprozesse und die Umwelt

Michael Keil, Jahrgang 1972, ist Diplom-Ökonom. Studium in Hannover, seit 2000 Mitarbeiter im IÖW, Forschungsfeld „Ökologische Unternehmenspolitik“. Schwerpunkte: Ökomarketing und Umweltmanagement

Kontakt: Michael Steinfeldt, Tel. +49-(0)30-884594-18, E-mail: michael.steinfeldt@ioew.de

INHALTSVERZEICHNIS

1.	ZUSAMMENFASSUNG	1
2.	BETRIEBSWIRTSCHAFTLICHE BEWERTUNG VON VERFAHREN DER BIOABFALLVERWERTUNG	6
1.1.	EINLEITUNG.....	6
1.2.	VORGEHENSWEISE BEI DER VERFAHRENSMODELLIERUNG UND KOSTENABSCHÄTZUNG..	8
1.2.1.	Basisannahmen zur Berechnung der Kapitalkosten	10
1.2.2.	Investitionskostenrelevante Annahmen	10
1.2.3.	Basisannahmen zur Berechnung der Betriebskosten	11
1.2.4.	Basisannahmen zur Berechnung der Instandhaltungskosten.....	11
1.2.5.	Annahmen für die Berechnung der Erlöse.....	12
1.2.6.	Spezifische szenarienabhängige Annahmen	13
1.3.	ERGEBNISSE DER KOSTENBERECHNUNGEN.....	15
1.3.1.	Ergebnisse der Kostenberechnungen der Kompostierungsszenarien.....	15
1.3.2.	Ergebnisse der Kostenberechnung der Vergärungsszenarien	18
1.3.3.	Ergebnisse der Kostenberechnung des Szenario Co-Vergärung Gülle.....	21
1.3.4.	Ergebnisse der Grenzkostenberechnung des Szenario Co-Vergärung Klärwerk.....	23
1.4.	VERGLEICHENDE ERGEBNISDARSTELLUNG DER KOSTENBERECHNUNGEN.....	26
1.5.	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG	30
3.	VOLKSWIRTSCHAFTLICHE BEWERTUNG	32
2.1.	EINLEITUNG.....	32
2.2.	BEWERTUNGSVERFAHREN.....	33
2.2.1.	Quantifizierung der Schadenskosten	33
2.2.2.	Quantifizierung der Vermeidungskosten.....	34
2.2.3.	Vermeidungskosten für Ammoniak-Emissionen.....	37
2.2.4.	Vermeidungskosten für CO ₂ -Emissionen / Treibhauseffekt	39
2.2.5.	Vermeidungskosten für Cadmium-Emissionen	40
2.3.	METHODE ZUR ÖKONOMISCHEN BEWERTUNG AUF BASIS DES VERMEIDUNGSKOSTENANSATZES	41
2.3.1.	Berechnung der Gesamtvermeidungskosten der Differenz zweier Systeme .	42
2.3.2.	Erläuterungen zur Berechnungsformel	43
2.4.	ERGEBNISDARSTELLUNG.....	46
4.	WIRTSCHAFTLICHE ZUMUTBARKEIT	49
3.1.	ZUSAMMENFASSENDE BEWERTUNG	49
3.2.	DER BEGRIFF DER WIRTSCHAFTLICHEN ZUMUTBARKEIT UND DAS VERWERTUNGSGEBOT IM KRW-/ABFG	51
3.3.	JURISTISCH – ÖKONOMISCHE BETRACHTUNGEN ZUR ANWENDUNG DER ZUMUTBARKEITSSCHRANKE FÜR GEWERBLICHE UNTERNEHMEN.....	54

3.4.	EINFLUSSFAKTOREN AUF DIE UMSETZUNG IM VOLLZUG	57
3.5.	KOMMUNALE GEBÜHRENERHEBUNG UND WIRTSCHAFTLICHE ZUMUTBARKEIT FÜR PRIVATE HAUSHALTE	59
3.6.	FALLBEISPIELE: WIRTSCHAFTLICHE ZUMUTBARKEIT FÜR KOMMUNEN	64
3.7.	ENTWICKLUNG DES ZUMUTBARKEITSBEGRIFFS	66
5.	ABBILDUNGSVERZEICHNIS	69
6.	TABELLENVERZEICHNIS	70
7.	LITERATURVERZEICHNIS	71

1. Zusammenfassung

Neben dem Projektschwerpunkt der vergleichenden ökologischen Bilanzierung und Bewertung von Entsorgungsoptionen von biologisch-organischen Abfällen war es insbesondere für das IÖW die Aufgabe, die Entsorgungsoptionen ökonomisch zu bewerten sowie eine Beurteilung im volkswirtschaftlichen Kontext vorzunehmen. Darüber hinaus galt es auf dem Hintergrund des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes (KrW-/AbfG) den Rechtsbegriff der „wirtschaftlichen Zumutbarkeit“ zu klären.

Aus der Vielzahl der durch das ifeu-Institut bilanzierten Entsorgungs- und Verwertungsverfahren wurden für die betriebswirtschaftliche Bewertung die Entsorgungs- bzw. Verwertungsoptionen von Bioabfall aus Haushalten ausgewählt, da hier eine Vielzahl von Optionen ökologisch als auch ökonomisch zu vergleichen und zu bewerten sind. Für die Entsorgungsoptionen außerhalb der klassischen Abfallbewirtschaftung (z.B. Speiseabfallverwertung, Pektinherstellung aus Apfeltrester) konnte zumeist festgestellt werden, dass es sich jeweils um die ökonomisch als auch ökologisch vorteilhafteste und hochwertigste Verwertungsoption handelt. (vgl. Vogt et al. 2001)

Die ökobilanzielle Bewertung der Optionen zur Entsorgung von Bioabfällen aus Haushalten kommt zu dem Ergebnis, dass neben der Eigenkompostierung (wurde betriebswirtschaftlich nicht untersucht) die geschlossene Kompostierung mit dem Behandlungsziel Fertigkompost zu bevorzugen ist. Außerdem kann festgestellt werden, dass keine betrachtete Entsorgungsalternativen ökologisch derart schlecht abschneidet, dass sie unter ökologischen Gesichtspunkten ausgeschlossen werden sollte. (vgl. Vogt et al. 2001)

Die betriebswirtschaftliche Analyse betrachtet hingegen allein die Kostenstrukturen der unterschiedlichen Entsorgungsverfahren sowie deren Verwertungskosten, d.h. deren Behandlungskosten unter Einrechnung der Erlösseite. Ein Ranking der unterschiedlichen Verfahren aus betriebswirtschaftlicher Sicht erweist sich aus Gründen einer einheitlichen Bemessungsgrundlage als einfach, verfehlt allerdings das Ziel die ökologischen Wirkungen bewerten zu können.

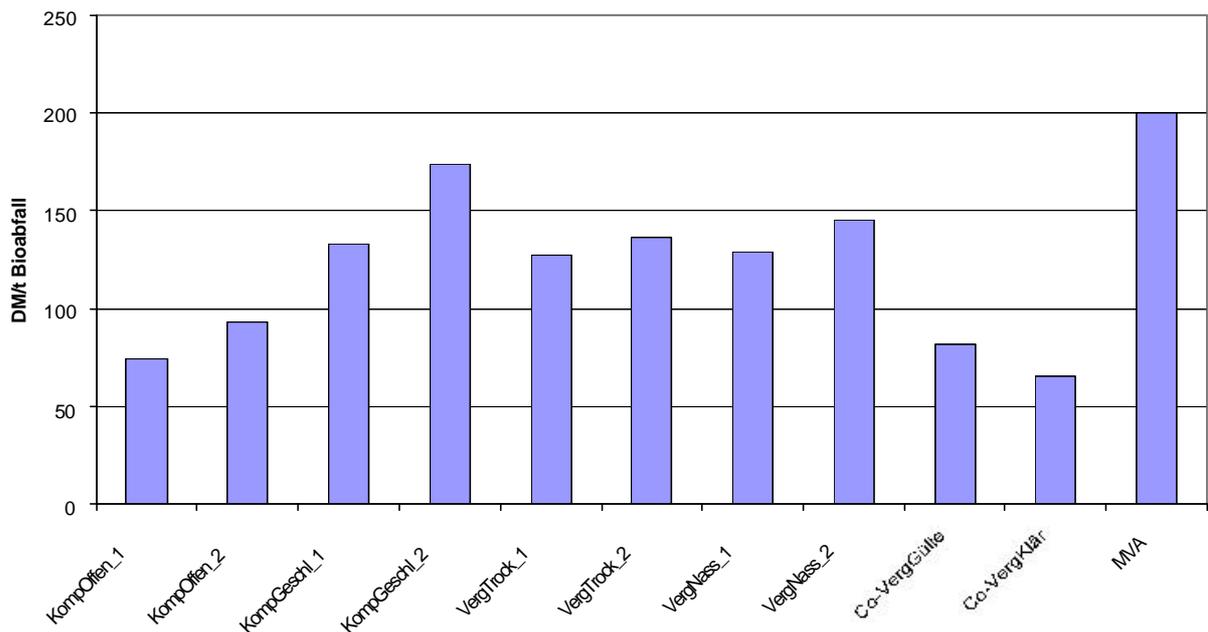


Abb. 1: Spezifische Verwertungskosten

Im Vergleich der betriebswirtschaftlichen Analyse mit den Ergebnissen der Ökobilanz wird deutlich, dass die beiden Analyseverfahren zu unterschiedlichen, teilweise entgegengesetzten Ergebnissen kommen.

Aus betriebswirtschaftlicher Sicht schneiden die offene Kompostierung sowie die Co-Vergärungsszenarien mit spezifischen Verwertungskosten von 65 – 95 DM/t Bioabfall am besten ab. Für das Szenario Co-VergKlär muss allerdings betont werden, dass es sich bei der Berechnung nur um eine Grenzkostenbetrachtung handelt, d.h. hier wurden nur Zusatzinvestitionen berücksichtigt und freie Kapazitäten im vorhandenen Faulbehälter und der übrigen Infrastruktur unterstellt.

Die ökologisch beste Variante KompGeschl_2 ist die ökonomisch teuerste Variante mit Verwertungskosten von 174 DM/t Bioabfall. Allgemein kann festgestellt werden, dass sich die anderen Verfahren der geschlossenen Kompostierung sowie die Vergärungsverfahren in einem deutlich höheren Kostenniveau zwischen 120 und 160 DM/t Bioabfall bewegen.

Dies erweist sich im Grundsatz nicht als überraschend, da das Verfahren, welches sich im Rahmen der Ökobilanz als vorteilhaft erwiesen hat, auch einen höheren technischen Aufwand in Form der technologisch aufwändigsten Nachrottetechnologie erfordert, um zu einer relativ geringeren Umweltbelastung zu kommen.

Mit diesen Ergebnissen eröffnet sich ein Spannungsverhältnis zwischen der betriebswirtschaftlichen Analyse und der ökobilanziellen Analyse. Die zentrale Frage, die sich daraus ergibt ist denn auch, inwieweit die zusätzlichen finanziellen Aufwendungen durch die verringerten Umweltbelastungen der aufwändigeren Verfahren zu rechtfertigen sind.

Diese Frage ist allerdings nicht mehr allein im Rahmen eines Vergleichs der Bioabfallverwertungsverfahren zu beantworten, wie sie beispielsweise mit der Ökobilanz durchgeführt wird, sondern eine die allein mit Blick auf umweltpolitische Optionen im Sinne der Verminderung von Umweltbelastungen durchgeführt werden kann.

Bioabfallverwertung als solche kann keinen Selbstzweck darstellen, sondern zielt letztlich darauf, dass die Verfahren der Bioabfallverwertung ein Ansatz zur Minderung von

Umweltbelastungen darstellen sollen. Dies müssen entsprechende Bewertungen im Blick haben und demzufolge muss überprüft werden, in welchen Umweltbereichen durch Verwertung biogener Abfälle Entlastungen zu erreichen sind und mit welchen Kosten diese Umweltentlastungen verbunden sind.

Um es an einem Beispiel zu verdeutlichen: wenn der Vorteil eines aus ökobilanzieller Sicht zu präferierenden Verfahrens im Bereich der Minderung der Treibhausgase liegt, so mag dies im Vergleich der Optionen der Bioabfallverwertung eine vorzuziehende Variante sein. Betrachtet man allerdings die damit verbundenen Kosten der Minderung der Treibhausgase, so muss aus umweltpolitischer Sicht gefragt werden, welche Treibhausgas - Vermeidungskosten damit verbunden sind. Diese Vermeidungskosten müssen dann mit anderen Optionen anderer Maßnahmen der Treibhausgasvermeidung verglichen werden. Erweist es sich, dass Vermeidungskosten der ökobilanziell am besten bewerteten Verwertungsverfahren deutlich über den Vermeidungskosten in anderen Bereichen liegen, und dies ist der Fall, so sind diese Verwertungsverfahren aus umweltpolitischer Sicht nicht zu präferieren. Zusammengefasst heißt dies, dass die ökobilanziell am besten bewerteten Verfahren gute Zwecke verfolgen und auch erreichen, ihre Begründung aber nicht in einer rationalen Klimaschutzpolitik (um das angeführte Beispiel zu nutzen) finden.

Vor diesem analytischen Hintergrund wurde eine Methodik entwickelt, die die Methodik der Wirkungsabschätzung im Rahmen der Ökobilanzierung (vgl. Vogt et al. 2001) aufgreift und mit dem Vermeidungskostenansatz verknüpft, um die verschiedenen Umweltwirkungskategorien zu monetarisieren und letztlich die Systeme in Kostengrößen als Summenwert vergleichbar zu machen.

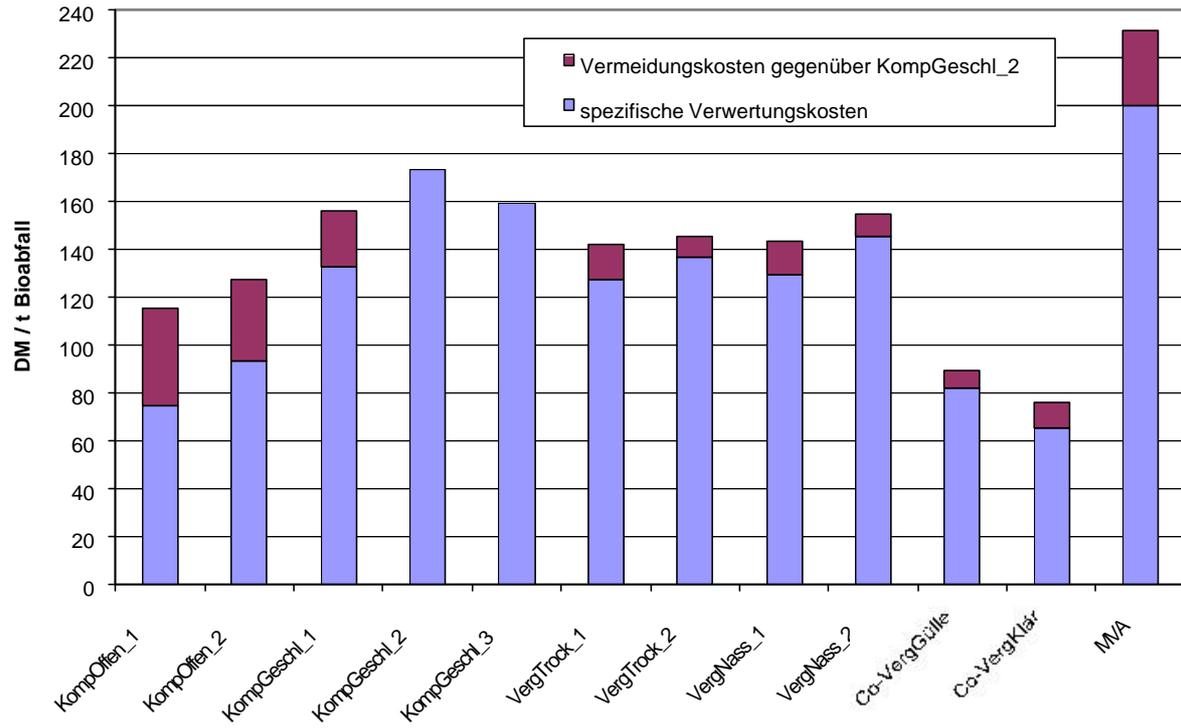
Hierzu wurden die wesentlichen ökologischen Differenzen der Verwertungsoptionen der Ökobilanz extrahiert und im zweiten Schritt als Grundlage genommen, diese Differenz mit den Vermeidungskosten entsprechender umweltpolitischer Maßnahmen zu vergleichen.

Berücksichtigung fanden einerseits die Umweltwirkungskategorien, denen in der Ökobilanzierung eine sehr große ökologische Bedeutung beigemessen wurde (Treibhauseffekt, Krebsrisiko (Humantoxizität)) sowie andererseits die Wirkungskategorien, die in der ökologischen Bewertung eine große Bedeutung und gleichzeitig einen hohen spezifischen Beitrag besaßen (Versauerung, terrestrische Eutrophierung, PM10-Risiko (Humantoxizität), Cadmium-Eintrag Boden). Als Leitmissionen, die diese Wirkungskategorien wesentlich bestimmten, konnten Ammoniak, Kohlendioxid und Cadmium identifiziert werden. Aus diesem Grunde wurden diese Emissionen mit entsprechenden Vermeidungskosten zur Monetarisierung der Umweltwirkungskategorien und zur Berechnung der Gesamtvermeidungskosten genutzt.

Im Grundsatz wurde die Frage gestellt: Welche Vermeidungskosten sind mit den unterschiedlichen Verwertungsoptionen verbunden und welche Vermeidungskosten existieren für unterschiedliche Umweltpolitikoptionen.

Die berechneten Vermeidungskosten werden den jeweiligen Szenarien auf die Verwertungskosten zugerechnet. Dieser Summenwert ist nach der vorgestellten Methode zur monetären Einbeziehung der ökologischen Effekte direkt mit den Verwertungskosten des ökologisch besten Szenario vergleichbar.

Abb. 2: Ökonomischer Systemvergleich unter Berücksichtigung der externen ökologischen Effekte



Bei diesem Vergleich stellt sich heraus, dass die jeweiligen zuzurechnenden Vermeidungskosten die grundsätzlichen Aussagen der betriebswirtschaftlichen Bewertung unterstützen, wobei eine Differenzierung bei den bisher besten Szenarien festzustellen ist. Die spezifischen Vergleichskosten der Co-Vergärungsverfahren erhöhen sich nur um 7 – 15 DM/t Bioabfall, wohingegen die offenen Kompostierungsverfahren sich um 34 – 41 DM/t Bioabfall und auch die Müllverbrennung um 32 DM/t Bioabfall verschlechtern.

Zusammengefasst kommt die ökonomische Bewertung zu dem Ergebnis, dass

- im Grundsatz die betrachteten Verfahren zur Verwertung von Bioabfällen auf Grundlage der Verwertungskosten der Entsorgung durch Müllverbrennung vorzuziehen sind,
- die ökonomisch kostengünstigeren Verfahren vorzuziehen sind, da es sich erweist, dass die mit den aufwändigeren Verfahren zu erreichenden Umweltentlastungen mit hohen Vermeidungskosten verbunden sind.

Aus umweltpolitischer Sicht bedeutet dies, dass diese Verwertungsverfahren durchaus positiv zu bewerten sind, dass sie aber nicht die zu präferierenden Lösungen bspw. einer Klimaschutzstrategie bzw. einer Strategie zur Vermeidung von Ammoniakemissionen sein können.

Die Frage der wirtschaftlichen Zumutbarkeit, die einen Teil der Analyse darstellte, erweist sich auch allein vor dem Hintergrund der ökobilanziellen Ergebnisse als nicht wirklich relevant. Die Verwertungsoptionen sind aus ökonomischer Sicht gegenüber dem Verfahren der Müllverbrennung vorzuziehen. Die Kosten für die Müllverbrennung liegen z.T. deutlich über denen der Verwertung und obgleich die Ergebnisse der Ökobilanz auch die Verbrennung keineswegs als Option ausschließen, ist diese Option aus ökonomischer Sicht nicht vorzuziehen. Nimmt man als Referenzfall die Müllverbrennung, so ist die wirtschaftliche Zumutbarkeit der Verwertungsverfahren zumindest im Grundsatz gegeben. Allerdings muss darauf verwiesen werden, dass die Kosten und Kostenstrukturen in der Regel kontextabhängig betrachtet werden müssen, d.h. Aussagen können erst gemacht werden, wenn die jeweiligen Bedingungen vor Ort betrachtet werden.

2. Betriebswirtschaftliche Bewertung von Verfahren der Bioabfallverwertung

2.1. Einleitung

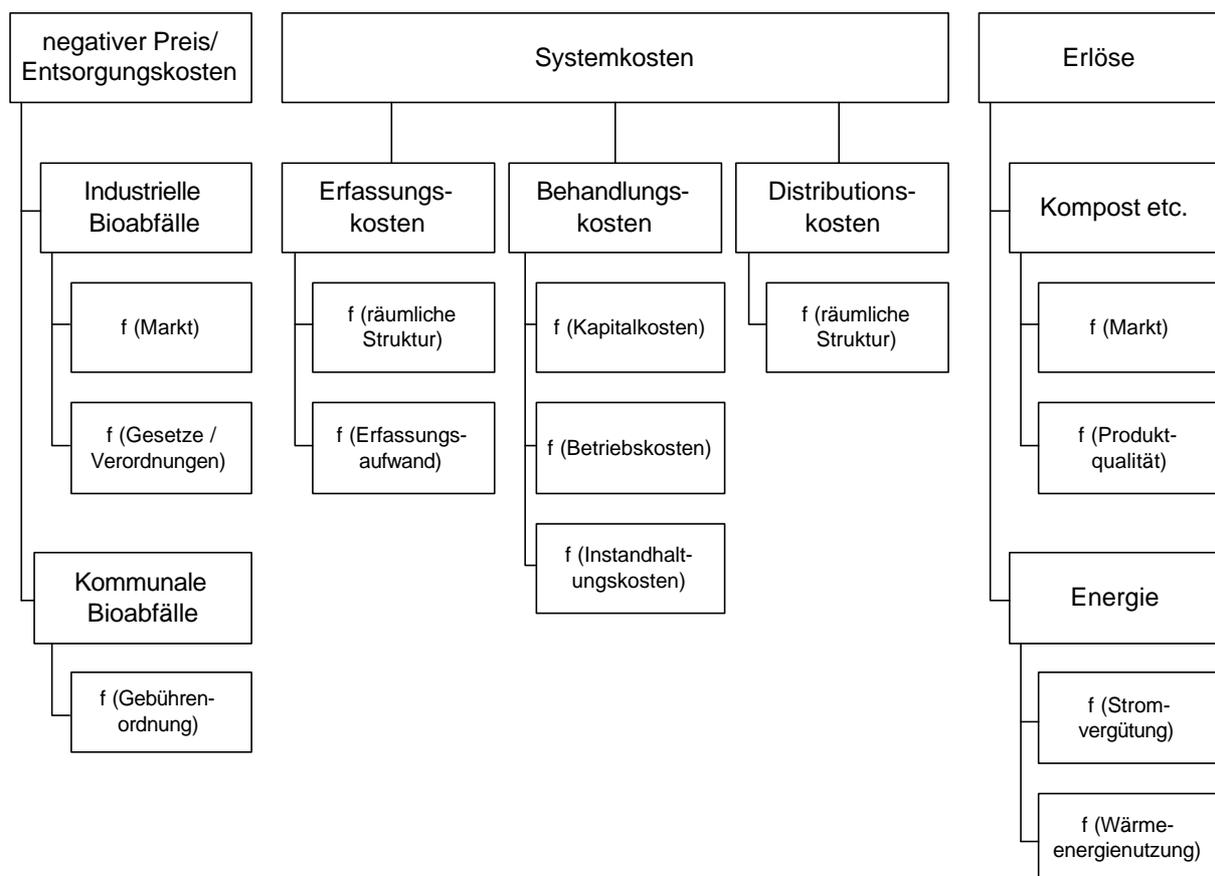
Neben den ökologischen und volkswirtschaftlichen Aspekten der Anwendung unterschiedlicher Verfahren der Behandlung und Verwertung von Bioabfällen ist auch die betriebswirtschaftliche Seite ein sehr wichtiges Beurteilungskriterium.

Hier kann insbesondere geklärt werden, unter welchen Rahmenbedingungen der Betrieb solcher Anlagen nicht nur ökologisch geboten erscheint respektive die gesamtwirtschaftliche Effizienz verbessert, sondern auch aus einzelbetrieblicher Perspektive machbar ist. Die betriebswirtschaftliche Analyse betrachtet die mit einer Investition zusammenhängenden Kosten- und Erlösströme aus der Sicht des Unternehmens.

Bei der betriebswirtschaftlichen Bewertung der betrachteten Verfahren zur Bioabfallverwertung müssen sowohl die Systemkosten, die vorherrschenden Entsorgungskosten bzw. vereinbarten Verarbeitungsgebühren sowie die Erlösseite betrachtet werden.

Die nachfolgende Abbildung verdeutlicht die einzelnen Kostenkomponenten des Gesamtsystems und stellt deren Abhängigkeiten dar.

Abb. 3: Kostenstrukturen im Bereich Bioabfallverwertung



Bei den **Entsorgungskosten** für Bioabfälle sind grundsätzlich die industriellen und die kommunalen Bioabfälle zu unterscheiden. Die Preisbildung für industrielle Bioabfälle erfolgt einerseits über die Marktmechanismen Angebot und Nachfrage; deren Höhe wird andererseits durch die gesetzlichen Anforderungen mitbestimmt¹. Im vereinbarten Entsorgungspreis zwischen Unternehmen und Verwerter sind zumeist die Erfassungskosten mit enthalten.

Im kommunalen Bereich wird der ermittelte Entsorgungspreis über Gebührenordnungen auf die Bürger umgelegt. Die Entsorgungspreise sind zumeist mit den kommunalen bzw. in zunehmenden Maße auch mit privaten Verwertungsunternehmen mittels Vereinbarungen für längerfristige Zeiträume festgeschrieben².

Die **Systemkosten** zur Verwertung biologisch-organischer Abfälle setzen sich aus den Erfassungskosten, den Behandlungskosten sowie den Distributionskosten zusammen.

Erlöse können einerseits durch die Vermarktung der erzeugten Produkte wie Frischkompost, Fertigungskompost erzielt werden und andererseits durch den Verkauf der überschüssigen Energie, die in den (Co-)Vergärungsverfahren über das entstehende Biogas erzeugt wird. Die Erzeugung von Elektroenergie aus regenerativen Rohstoffen wird durch das EEG durch eine erhöhte Vergütung besonders gefördert.

¹ Indiz für das Funktionieren der Preisbildung kann am Beispiel der fetthaltigen Abfälle verdeutlicht werden. Mussten Unternehmen vor einigen Jahren noch Entsorgungskosten in Höhe von ca. 50,- DM/t leisten, ist durch die Kapazitätserhöhung von Vergärungs- und Co-Vergärungsanlagen die Nachfrage nach Fettabfällen derart gestiegen, dass den Unternehmen diese Abfälle zur Entsorgung kostenfrei abgenommen werden.

² Nach Steinmann, Noell (2000: 76) besitzen 84,2 % der Unternehmen beim Rohstoffbezug langfristige Verträge mit einem Landkreis etc., d.h. die Vertragsdauer beträgt > 10 Jahre.

2.2. Vorgehensweise bei der Verfahrensmodellierung und Kostenabschätzung

Aus der Vielzahl der durch das ifeu-Institut bilanzierten Entsorgungsmodulen wurden für die betriebswirtschaftliche Bewertung die Entsorgungsoptionen von Bioabfall aus Haushalten ausgewählt, da hier eine Vielzahl von Optionen ökologisch als auch ökonomisch zu vergleichen und zu bewerten sind. Für die Entsorgungsoptionen außerhalb der klassischen Abfallbewirtschaftung (z.B. Speiseabfallverwertung, Pektinherstellung aus Apfeltrester) konnte zumeist festgestellt werden, dass es sich jeweils um die ökonomisch als auch ökologisch vorteilhafteste und hochwertigste Verwertungsoption handelt (vgl. Vogt et al. 2001).

Die für die betriebswirtschaftliche Bewertung ausgewählten Verfahren sind in der Tab. 1 mit den Kurzbezeichnungen sowie einem zusammenfassenden Überblick aufgeführt.

Tab. 1: Darstellung der ausgewählten Verfahren

Kurzbezeichnung	Beschreibung			Produkte
	Aufbereitung	Hauptrotte	Nachrotte	
KompOffen_1	im Freien	offene, überdachte Mietenkompostierung	keine	Frischkompost
KompOffen_2	im Freien	offene, überdachte Mietenkompostierung	offene, überdachte Mietenkompostierung	Fertigkompost
KompGeschl_1	in geschlossener Halle	Containerkompostierung	keine	Frischkompost
KompGeschl_2	in geschlossener Halle	Containerkompostierung	geschlossene Hallenkompostierung	Fertigkompost
VergTrock_1	in geschlossener Halle	Trockenvergärung	keine	entwässerter Gärrest, Elektroenergie
VergTrock_2	in geschlossener Halle	Trockenvergärung	offene, überdachte Mietenkompostierung	kompostierter Gärrest, Elektroenergie
VergNass_1	in geschlossener Halle	Nassvergärung	keine	entwässerter Gärrest, Elektroenergie
VergNass_2	in geschlossener Halle	Nassvergärung	offene, überdachte Mietenkompostierung	kompostierter Gärrest, Elektroenergie
Co-VergGülle	in geschlossener Halle	Co-Fermentation mit Gülle	keine	„Biogasgülle“, Elektroenergie
Co-VergKlär	in geschlossener Halle	Co-Fermentation mit Klärschlamm (Faulbehälter)	keine	Klärschlamm, Elektroenergie

In den Grundannahmen für die Ökobilanzierung wurden für die ausgewählten Entsorgungsoptionen von Bioabfall aus Haushalten gleiche Aufwendungen für das Erfassen festgelegt. Für die ökonomische Beurteilung der untersuchten Verwertungsszenarien wurden daher in erster Linie die Behandlungskosten der zu vergleichenden Verfahren verglichen, da

ebenfalls gleiche Erfassungskosten unterstellt wurden.³ Insbesondere in schwach besiedelten Gebieten können diese Kosten für die Sammlung und den Transport der Bioabfälle sogar denen der eigentlichen Behandlung übersteigen. Aus diesem Grund werden die möglichen Bandbreiten der Erfassungskosten im Anschluss an der Betrachtung der Behandlungskosten extra diskutiert.

Da die Behandlungskosten wesentlich von der jeweiligen Anlagengröße der eingesetzten Verfahren abhängig sind und die Anlagengrößen in Deutschland sehr differieren, wurde der besseren Vergleichbarkeit halber für die Kostenschätzung soweit möglich eine einheitliche mittlere Anlagengröße definiert.

Tab. 2: Betrachtete Anlagenkapazitäten

Verfahren	Anlagenkapazität	Anmerkungen
Kompostierungs- und Vergärungsverfahren	15.000 t Bioabfall/a	Einheitliche mittlere Anlagenkapazität
Co-Vergärung Gülle	500t Bioabfall/a	Bäuerliche Biogasanlage, in der Bioabfall als Co-Fermentat eingesetzt wird
Co-Vergärung Klärwerk	21.000 Bioabfall/a ⁴	Besonderheit: Nutzung von freien Faulturmkapazitäten, d.h. nur Grenzkostenbetrachtung für Zusatzinvestitionen

Auf dieser Basis wurden diese Entsorgungsoptionen entsprechend den verfahrenstechnischen Beschreibungen für die Ökobilanzierung baugruppenweise modelliert und Bedarfe an Flächen, Hallengrößen, Anlagen und Maschinen etc. abgeleitet bzw. berechnet. Für die einzelnen Kostengruppen wurden dann Kosten auf Grundlage von Befragungen unterschiedlicher Akteure (Betreiber, Planungsbüros) und Literaturangaben festgelegt. In der Bewertung der Literaturdaten zu Anlagen- und Verfahrenskosten, die meist den technologischen Stand von Mitte der 90er Jahre darstellen, wurde eine durch die Aussage von Planungsbüros bestätigte Kostendegression im Bereich der Verfahrenstechnik berücksichtigt. Außerdem wurden teilweise Kosten von beschriebenen Anlagekonzepten auf die Anlagenkapazität von 15.000 t/a umgerechnet.

Auf Basis der zur Verfügung stehenden Daten konnten die Investitionskosten sowie die Betriebskosten differenziert aufgeschlüsselt werden und eine Kostenberechnung für die Behandlungskosten vorgenommen werden. In die Kostenbetrachtung wurden außerdem die relevanten ermittelten spezifischen Daten der Ökobilanzierung einbezogen.

Diese modellierende Vorgehensweise bedeutet natürlich, dass die zugrundegelegten Kosten mitunter mit den Kosten der jeweiligen einzelbetrieblichen Perspektive abweichen können, insbesondere dann wenn die örtlichen Gegebenheiten nicht mit den Annahmen und den damit verbundenen Kosten übereinstimmen.

Im folgenden werden zuerst die allgemeinen Annahmen und dann die spezifischen Annahmen für die Kostenberechnungen dargestellt.

³ Für die betrachteten Szenarien wurden bis auf eine Ausnahme in etwa gleiche Verarbeitungskapazitäten betrachtet. Nur im Szenario Co-Vergärung Gülle wurde eine wesentlich kleinere Anlagenkapazität betrachtet, so dass hier die Erfassungskosten einen anderen Stellenwert in den gesamten Systemkosten spielen könnten.

⁴ Die Kostenbetrachtungen für das Szenarium Co-Vergärung Klärwerk orientieren sich an der Arbeit von Schneider (2000), in der das Konzept der Co-Vergärung mit dieser Anlagenkapazität für das Klärwerk Hagen untersucht wurde.

Die Behandlungskosten setzen sich aus den investitionsabhängigen (Kapitalkosten) und den betriebsabhängigen (Betriebskosten, Instandhaltungskosten) Kosten zusammen.

2.2.1. Basisannahmen zur Berechnung der Kapitalkosten

Die Kapitalkosten sind der Teil der Kosten, die von den Investitionskosten abhängig sind und sich in der Kostenkalkulation in Form von Abschreibungen und Verzinsung zusammensetzen. Als wesentliche Größen fließen der Abschreibungszeitraum sowie der zugrunde gelegte Zinssatz in die Kalkulation ein. Hier bestehen erhebliche Gestaltungsspielräume, die Kostenvergleiche oft erschweren.

Als Marktzins wurde mit 7% ein eher niedriger Wert aus der Literaturbandbreite (Literatur 6-9%, vgl. Bidlingmaier (2000: 117), Auksutat (1999: 127), Hillebrand (1997: 71), Thome-Kozmiensky (1995: 172) und Rösch (1996: 103),) angenommen, da er den gegenwärtigen Gegebenheiten am ehesten entspricht.

Als Abschreibungszeiträume wurden die der üblichen kaufmännischen Praxis entsprechenden linearen Sätze bei Auksutat (1999: 127) und Hillebrand (1997: 71) angesetzt:

- Herrichtung und Erschließung: 25 Jahre,
- Bauwerk 25 Jahre,
- technische Anlagen 15 Jahre,
- mobiles Gerät 8 Jahre,
- Elektro / leittechnische Anlagen 15 Jahre,
- Außenanlagen 25 Jahre,
- Baunebenkosten 20 Jahre,
- Vorfinanzierung 20 Jahre.

Bei der Berechnung der Kapitalbindung und der daraus folgenden Zinsbelastung wurde vom Fall kontinuierlicher Abschreibung und Tilgung ausgegangen und die durchschnittliche Kapitalbindung zu Grunde gelegt.

2.2.2. Investitionskostenrelevante Annahmen

Die Kostenschätzung der Investitionen der einzelnen Verfahren erfolgte in Anlehnung an die Gliederung der Kosten nach DIN 276 wie folgt:

- 100 Kosten des Grundstücks
- 200 Kosten der Herrichtung und Erschließung
- 300 Kosten des Bauwerks
- 400 Kosten der technischen Anlagen
- 500 Kosten der Außenanlagen
- 700 Baunebenkosten.

Die nach DIN vorgesehenen Kategorie 600 Kosten für Ausstattung und Kunstwerke fand in der vorgenommenen Kostenschätzung auf Grund mangelnder Relevanz keine Berücksichtigung.

Wie die Analyse einzelner Praxisanlagen verdeutlichte, können sich die Kosten für den Grunderwerb sowie für die Herrichtung und Erschließung des Grundstückes aufgrund regionaler bzw. örtlicher Gegebenheiten sehr stark unterscheiden. Um diesen Aspekt beim Vergleich auszuklammern, wurden für die Berechnung der Kosten für den Grunderwerb einheitlich 50 DM/m² festgelegt und für das Herrichten und Erschließen des Grundstückes für die Kompostierungs- und Vergärungsverfahren eine Pauschale von 250.000 DM angesetzt.

Für Bauwerke, die in vielen Szenarien identisch sind bzw. sich oft nur durch die Größe unterscheiden, wurden folgende Baukosten zu Grunde gelegt:

- Betriebsgebäude, 100m² pauschal 200.000 DM,
- einfach überdachte, offene Halle 500 DM/m²,
- vollständig eingehauste Halle mit Absaugung 1000 DM/m².

Ausgehend vom analysierten Flächenbedarf wurde einheitlich definiert, dass der Befestigungsgrad des Grundstückes bei 85 % und der Anteil der Grünanlagen bei 15 % liegen. Als spezifische Kosten wurden angesetzt:

- Befestigung der Flächen: 100 DM/m²,
- Grünanlagen: 10 DM/m².

Als Baunebenkosten werden 5 % der Erstellungskosten berücksichtigt.

2.2.3. Basisannahmen zur Berechnung der Betriebskosten

Die Personalkosten pro Planstelle wurden wieder in Anlehnung an Literaturangaben (Auksutat (1999), Bidlingmaier (2000)) mit folgenden Kosten angesetzt.

- Personaleinzelkosten: 75.000 DM/MA,
- Personalgemeinkosten: 10 % der Personaleinzelkosten.

Unter die variablen Betriebskosten fallen die Kosten für Betriebsmittel wie Schmiermittel, Treibstoff, Elektroenergie, Wasser etc., für Abwasser, Restmüllentsorgung sowie sonstige durchsatzabhängige Kosten. Diese Kosten sind regional unterschiedlich. Die diesbezüglichen Literaturangaben haben ebenfalls große Spannbreiten. Folgende Annahmen wurden getroffen:

- Schmier- u. Reinigungsmittel: 0,50 DM/t Bioabfall,
- Brennstoff Fahrzeuge: 1,60 DM/l,
- Elektroenergie: 0,20 DM/kWh,
- Wasser: 2,00 DM/m³,
- Abwasser: 8,00 DM/m³,
- Entsorgungskosten, Reststoffe: 220,00 DM/t.

Als Vertriebskosten wurden einerseits 2,00 DM/t für Frischkompost und andererseits 5,00 DM/t für den höherwertigeren Fertigungskompost angesetzt. Für die Aufwendungen für Steuern und Versicherungen wurde der übliche Wert von 1 % der Erstellungskosten berücksichtigt.

2.2.4. Basisannahmen zur Berechnung der Instandhaltungskosten

Der Block der Instandhaltungskosten wurde in Übereinstimmung mit der üblichen Vorgehensweise anhand von allgemeinen Prozentsätzen der verschiedenen Kategorien des

Anlagevermögens berechnet. Die in der Literatur (Auksutat 1999, Bidlingmaier 2000, Hillebrand 1997, Thome-Kozmiensky 1995, Rösch1996, Wiemer1998) angegebenen Spannbreiten der Sätze reichen für die Instandhaltungskosten der technischen Anlagen von 3% bis 5%, für mobiles Gerät von 5% bis 8%, für leittechnische Anlagen von 2,5% bis 5% und für Bauwerk und Außenanlagen von 0,5% bis 1,5%.

Gewählt wurden folgende Sätze:

- technische Anlagen 4%,
- mobiles Gerät 6%,
- leittechnische Anlagen 3%,
- Bauwerk + Außenanlagen 1%.

2.2.5. Annahmen für die Berechnung der Erlöse

Auf der Ertragsseite stehen für einen Anlagenbetreiber einerseits die möglichen Erlöse für die erzeugten Produkte (Kompost, Energie) und andererseits die per Vertrag (mit der Kommune) festgeschriebenen Annahmevergütungen bzw. die auf dem Markt herrschenden Entsorgungspreise.

Bei den Erlösen für die Kompostprodukte (hierunter fallen auch die Produkte aus den Vergärungsszenarien) konnte auf eine aktuelle empirische Studie zu Entwicklungen auf dem Markt für Kompostprodukte zurückgegriffen werden (vgl. Steinmann, Noell 2000). Die auf 44 Interviews beruhende Befragung bei kompostproduzierenden Unternehmen⁵ bestätigt auch für die Kompostpreise eine hohe Abhängigkeit von örtlichen bzw. regionalen Gegebenheiten, die in Tab. 3 dargestellt werden. Um diesen Aspekt beim Vergleich der Szenarien auszuklammern, wurden für die Berechnung der Erlöse die ermittelten Durchschnittswerte zu Grunde gelegt und über die Dichte von 0,7 t/m³ in DM/t umgerechnet.

Tab. 3: Kompostpreise in Deutschland ab Werk

Produkt	Preise in DM/m ³		
	Mittelwert	Minimum	Maximum
Biofrischkompost (n=29)	1,88	0,00	15,00
Biofertigkompost (n=34)	11,18	0,00	35,00
Grünfertigkompost (n=15)	15,07	0,00	25,00
Mulchkompost (n=4)	20,00	5,00	45,00

Quelle: Steinmann, Noell (2000: 90)

Für den Klärschlammernlös wurde in Anlehnung an Schneider (2000) ein negativer Wert von -60,00 DM/t Klärschlamm angesetzt. Die anfallende „Biogasgülle“ wurde preislich nicht berücksichtigt.

Neben den Erlösen durch die Kompostprodukte spielt gerade bei den Vergärungs- und Co-Vergärungsszenarien der Erlös durch die Einspeisung von Elektroenergie die wesentliche Rolle. Auf der Grundlage des geltenden EEG (Erneuerbare Energiengesetz) wird eine einheitliche Vergütung von 0,20 DM/kWh Elektroenergie angesetzt. Ein weiterer Erlös durch

⁵ Die von Steinmann, Noell (2000) befragten Unternehmen repräsentierten eine Kompostproduktion von mehr als 500.000 t, was bei einer derzeit produzierten Menge von 3 Mio. t Kompost einem repräsentativen Marktanteil von 17% entspricht.

Abgabe von überschüssiger Wärme wurde bei den Szenarien nicht berücksichtigt, da in der Praxis zumeist keine relevanten Erlöse hierdurch erzielt werden bzw. erweiterte Investitionen z.B. für eine Nahwärmenetz etc. zusätzlich zu berücksichtigen wären.

2.2.6. Spezifische szenarienabhängige Annahmen

2.2.6.1. Flächenbedarf

Grundlage für die Festlegung der Flächenbedarfe waren eine Analyse der diesbezüglichen Daten des Kompostatlas 1998/99 (Wiemer 1998), eine Analyse von in der Literatur dargestellten Lageplänen von Anlagen sowie die Prüfung mit den in der Literatur angegebenen Daten (Bidlingmaier 2000, Bilitewski 1998, Thome-Kozmiensky 1995, Rösch 1996, Wiemer 1998, Wintzer 1996).

Grundsätzlich können für alle Verfahren erhebliche Spannbreiten festgestellt werden, wobei die Vergärungsverfahren in etwa einen um den Faktor zwei geringeren Flächenbedarf benötigen. Außerdem wurde unterstellt, dass der Flächenbedarf für die Nachrotte jeweils 1/3 der Gesamtfläche dieser Szenarien ausmacht. Die analysierten Spannbreiten sowie die festgelegten Flächen, die dem unteren Bereich der Spannbreiten zuzuordnen sind, sind in der folgenden Tab. 4 aufgeführt.

Tab. 4: Festlegungen zum Flächenbedarf

Kurzbezeichnung	Festgelegter Flächenbedarf	Analysierte Spannbreiten zum Flächenbedarf
KompOffen_1	0,8 m ² /jato	0,7 - 2,7 m ² /jato (Einzel-werte bis 7 m ² /jato)
KompOffen_2	1,2 m ² /jato	
KompGeschl_1	0,67 m ² /jato	0,7-1,2 m ² /jato
KompGeschl_2	1 m ² /jato	
VergTrock_1	0,4 m ² /jato	0,3 - 0,9 m ² /jato
VergTrock_2	0,6 m ² /jato	
VergNass_1	0,4 m ² /jato	
VergNass_2	0,6 m ² /jato	
Co-VergGülle	100 m ²	
Co-VergKlär	1500 m ²	

2.2.6.2. Hallenbedarf

Ein Rottehallenbedarf besteht nicht für alle betrachteten Szenarien, sondern nur für die offene Kompostierung sowie für die Szenarien mit einer Nachrotte. Die Grundlage bildet der Rottehallenbedarf für das Szenario KompOffen_1. Die Berechnung der Hallengröße für die Nachrotte resultiert dann aus der Umrechnung der jeweiligen Rottedauer und Umsetzungsgrade, die den Verfahrensbeschreibungen zur Ökobilanzierung (vgl. Vogt et al. 2001) für die betrachteten Szenarien entnommen wurden und sehr differieren.

Tab. 5: Berechnete Rottehallenbedarfe

Kurzbezeichnung	Rottehallenbedarf	
	einfach überdachte, offene Halle	vollständig eingehauste Halle mit Absaugung
KompOffen_1	1200 m ²	-
KompOffen_2	1200 m ²	1900 m ²
KompGeschl_2	-	2350 m ²
VergTrock_2	-	1150 m ²
VergNass_2	-	1300 m ²

2.2.6.3. Planstellen

Die Zahl der Planstellen für die Kompostierungs- und Vergärungsverfahren wurden auf Basis einer Befragung bei 15 Betreibern von Bioabfallverwertungsanlagen ähnlicher Anlagenkapazität modelliert (siehe Tab. 6). Die Spannweite der Betreiberangaben lag zwischen drei und sieben Mitarbeiter, womit sie sich mit Literaturangaben recht gut decken.

Bidlingmaier (2000) setzt z.B. 5 Planstellen bei Vergärungsanlagen gleicher Anlagenkapazität an; Hillebrand (1997) gibt für eine 20.000 t Mietenkompostierungsanlage einen Personalbestand von 4,25 an. Zur Kostenabschätzung wurden eher knapp kalkulierte Planstellen zu Grunde gelegt. Der Planstellenwert für das Szenario Co-VergGülle resultiert durch Umrechnung der unterschiedlichen Anlagenkapazität, wobei ein Aufschlag für die nicht so effiziente Aufbereitung des Bioabfalls berücksichtigt wurde.

Tab. 6: Modellierungsschema für den anlagenspezifischen Arbeitskräftebedarf

Verfahren	Planstellen (Vollzeit-Äquivalente)	
	Hauptprozess	Nachrotte
Offene Kompostierung	4	1
Geschlossene Kompostierung	3	1
Vergärung	3	1
Co-Vergärung Gülle	0,2	-
Co-Vergärung Klärwerk	3	-

2.3. Ergebnisse der Kostenberechnungen

Im folgenden werden jeweils die Ergebnisse der Kompostierungsszenarien sowie der Vergärungsszenarien zusammengefasst vorgestellt. Im Anschluss daran folgen die Berechnungen für die Co-Vergärungsszenarien.

2.3.1. Ergebnisse der Kostenberechnungen der Kompostierungsszenarien

Die offene und die geschlossene Kompostierung unterscheiden sich gravierend aufgrund der unterschiedlichen technologischen Niveaus der Anlagentechnik. Dies wird besonders in den Aufwendungen für die technischen Anlagen sichtbar, die sich durch einen Faktor von drei bis vier unterscheiden. Innerhalb der Szenarien sind ebenfalls sehr gut die spezifischen Kosten für die Nachrotte ablesbar.

Tab. 7: Investitionskosten der Kompostierungsszenarien

	KompOffen_1	KompOffen_2	KompGeschl_1	KompGeschl_2
100 Kosten des Grundstücks	600.000 DM	900.000 DM	500.000 DM	750.000 DM
200 Kosten der Herrichtung und Erschließung	250.000 DM	250.000 DM	250.000 DM	250.000 DM
300 Kosten des Bauwerks	800.000 DM	1.750.000 DM	1.100.000 DM	3.400.000 DM
Betriebsgebäude	200.000 DM	200.000 DM	200.000 DM	200.000 DM
Aufbereitungshalle, vollständig eingehaust (mit Absauganlage)			900.000 DM	900.000 DM
Rottehalle, einfach überdacht	600.000 DM	600.000 DM		
Nachrottehalle, einfach überdacht		950.000 DM		
Nachrottehalle, vollständig eingehaust (mit Absauganlage)				2.300.000 DM
400 Kosten der technischen Anlagen	1.930.000 DM	2.490.000 DM	8.085.000 DM	8.870.000 DM
<i>technische Anlagen</i>	<i>1.480.000 DM</i>	<i>1.990.000 DM</i>	<i>6.730.000 DM</i>	<i>7.980.000 DM</i>
Waage	150.000 DM	150.000 DM	150.000 DM	150.000 DM
Zerkleinerungsanlage, diesel bzw. elektrisch	210.000 DM	210.000 DM	250.000 DM	250.000 DM
Siebanlage, diesel bzw. elektrisch	230.000 DM	230.000 DM	200.000 DM	200.000 DM
Magnetabscheider, elektr	40.000 DM	40.000 DM	40.000 DM	40.000 DM
Mischtrommel	400.000 DM	400.000 DM	400.000 DM	400.000 DM
Transportbänder, elektr.	90.000 DM	90.000 DM	90.000 DM	90.000 DM
Befüllstation			100.000 DM	100.000 DM
Kompostier-Container, komplett mit stationärer Technik			5.000.000 DM	5.000.000 DM

Biofilter			500.000 DM	1.000.000 DM
Umsetzaggregate, diesel	360.000 DM	2x, 720.000 DM		
Umsetzungsaggregate, vollautom., elektr.				600.000 DM
Trommelsiebanlage		150.000 DM		150.000 DM
<i>Mobiles Gerät</i>	<i>400.000,00 DM</i>	<i>400.000 DM</i>	<i>590.000 DM</i>	<i>590.000 DM</i>
Radlader, 2x	400.000,00 DM	400.000 DM	400.000 DM	400.000 DM
Abrollkipffahrzeug			190.000 DM	190.000 DM
Elektro / leittechnische Anlagen	50.000,00 DM	100.000 DM	200.000 DM	300.000 DM
500 Kosten der Außenanlagen	908.000,00 DM	1.237.000 DM	765.000 DM	977.500 DM
Flächenbefestigung, Verkehrsfläche + offene Flächen	890.000,00 DM	1.210.000 DM	750.000 DM	945.000 DM
Außenanlagen, Grünfläche	18.000,00 DM	27.000 DM	15.000 DM	22.500 DM
700 Kosten der Baunebenkosten	352.300 DM	559.800 DM	653.600 DM	1.052.400 DM
Baunebenkosten	161.900 DM	252.500 DM	439.750 DM	632.400 DM
Vorfinanzierung	190.400 DM	307.300 DM	213.850 DM	420.000 DM
Gesamtinvestitionskosten	4.840.300 DM	7.186.800 DM	11.353.600 DM	15.289.900 DM

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden soweit möglich Daten aus der Ökobilanzierung übernommen, wie die folgende Tab. 8 verdeutlicht.

Tab. 8: Berücksichtigte spezifische Stoffmengen bei den Kompostierungsszenarien

	KompOffen_1	KompOffen_2	KompGeschl_1	KompGeschl_2
Wasser	200 l/t Input Bioabfall	200 l/t Input Bioabfall	20 l/t Input Bioabfall	20 l/t Input Bioabfall
		100 l/t Input Frischkompost		200 l/t Input Frischkompost
Treibstoff Fahrzeuge	1,53 l/t Input	1,53 l/t Input	0,2 l/t Input*	0,4 l/t Input*
		0,7 l/t Input Frischkompost		
Elektroenergie	0,5 kWh/t Input	0,5 kWh/t Input	24,2 kWh/t Input	24,2 kWh/t Input
				52,3 kWh/t Input Frischkompost
Reststoffmenge	5 % des Inputs	5 % des Inputs	5 % des Inputs	5 % des Inputs
Abwassermenge	22,5 l/t Input	22,5 l/t Input	125 l/t Input	125 l/t Input
				165 l/t Frischkomp.

Quelle: Vogt et al. (2001), *eigene Annahmen

Auf Basis dieser Daten war eine gute Berechnung der laufenden Betriebskosten möglich. Besonders auffallend sind die hohen Kosten für Elektroenergie im Szenario KompGeschl_2, die durch den hohen technologischen Aufwand bedingt sind.

Die unterschiedliche Höhe der Instandhaltungskosten und der Kapitalkosten sowie die Kosten für Steuer / Versicherung sind Folge der sich wesentlich unterscheidenden Investitionskosten. Die Höhe der Produkterlöse resultiert aus der unterschiedlichen Produktqualität Frisch- bzw. Fertigkompost.

Tab. 9: Laufende Jahreskosten und –erträge der Kompostierungsszenarien

	KompOffen_1	KompOffen_2	KompGeschl_1	KompGeschl_2
Betriebskosten, gesamt	617.203 DM	749.803 DM	647.506 DM	914.157 DM
Personaleinzelkosten	300.000 DM	375.000 DM	225.000 DM	300.000 DM
Personalgemeinkosten	30.000 DM	37.500 DM	22.500 DM	30.000 DM
Schmier- u. Reinigungsmittel	7.500 DM	7.500 DM	7.500 DM	7.500 DM
Wasser	6.000 DM	7.938 DM	600 DM	4.800 DM
Treibstoff Fahrzeuge	36.720 DM	47.573 DM	4.800 DM	9.600 DM
Strom	1.500 DM	1.500 DM	72.600 DM	182.273 DM
Entsorgungskosten, Reststoffe	165.000 DM	165.000 DM	165.000 DM	165.000 DM
Entsorgungskosten, Abwasser	2.700 DM	2.700 DM	15.000 DM	28.860 DM
Vertriebskosten	19.380 DM	33.225 DM	20.970 DM	33.225 DM
Steuer / Versicherung	48.403 DM	71.868 DM	113.536 DM	152.899 DM
Instandhaltungskosten, gesamt	109.240 DM	159.910 DM	321.750 DM	397.825 DM
technische Anlagen	59.200 DM	79.600 DM	269.200 DM	319.200 DM
mobiles Gerät	24.000 DM	24.000 DM	35.400 DM	35.400 DM
leittechnische Anlagen	1.500 DM	3.000 DM	6.000 DM	9.000 DM
Bauwerk + Außenanlagen	24.540 DM	53.310 DM	11.150 DM	34.225 DM
Kapitalkosten, gesamt	417.345 DM	598.338 DM	1.050.405 DM	1.398.214 DM
Abschreibung	247.935 DM	346.802 DM	653.029 DM	863.068 DM
Verzinsung	169.410 DM	251.537 DM	397.375 DM	535.145 DM
Laufende Gesamtkosten	1.143.788 DM	1.508.052 DM	2.019.660 DM	2.710.195 DM
Produkterträge	26.163 DM	106.320 DM	28.310 DM	106.320 DM

Wurden die Kosten bisher als Jahreskosten aufgelistet, erfolgt jetzt die Darstellung der spezifischen Kosten pro t Bioabfall, um sie mit den Ergebnissen der anderen Szenarien vergleichen zu können.

Tab. 10: Spezifische Kosten der Kompostierungsszenarien pro t Bioabfall

	KompOffen_1	KompOffen_2	KompGeschl_1	KompGeschl_2
Spez. Kapitalkosten	27,82 DM	39,89 DM	70,03 DM	93,21 DM
Spez. Betriebskosten	41,15 DM	49,99 DM	43,17 DM	60,94 DM
Spez. Instandhaltungskosten	7,28 DM	10,66 DM	21,45 DM	26,52 DM
Spezifische Behandlungskosten	76,25 DM	100,54 DM	134,64 DM	180,68 DM
Spezifische Erträge	1,74 DM	7,09 DM	1,89 DM	7,09 DM
Spezifische Verwertungskosten	74,51 DM	93,45 DM	132,76 DM	173,59 DM

2.3.2. Ergebnisse der Kostenberechnung der Vergärungsszenarien

Die Vergärungsszenarien unterscheiden sich kostenseitig nicht wesentlich. Größere Unterschiede innerhalb der Szenarien resultieren durch die Nachrotte im jeweiligen zweiten Szenario. Die Höhe der Investitionskosten liegt in etwa im mittleren Bereich der beiden geschlossenen Kompostierungsszenarien. Unterschiede wurden in der Zuordnung der Kosten für das Kernmodul vorgenommen. In Anlehnung an eine detailliert beschriebene Trockenvergärungsanlage (vgl. Kühner 2000) wurden die Kosten zu 30% den Bauwerkskosten und zu 70% den technischen Anlagenkosten zugeordnet. Für die Nassvergärungsszenarien wurde das Verhältnis auf 20:80 verändert.

Tab. 11: Investitionskosten der Vergärungsszenarien

	VergTrock_1	VergTrock_2	VergNass_1	VergNass_2
100 Kosten des Grundstücks	300.000 DM	450.000 DM	300.000 DM	450.000 DM
200 Kosten der Herrichtung und Erschließung	250.000 DM	250.000 DM	250.000 DM	250.000 DM
300 Kosten des Bauwerks	3.200.000 DM	3.775.000 DM	2.600.000 DM	3.250.000 DM
Betriebsgebäude	200.000 DM	200.000 DM	200.000 DM	200.000 DM
Aufbereitungshalle, vollständig eingehaust (mit Absauganlage)	900.000 DM	900.000 DM	900.000 DM	900.000 DM
Kernmodul , Reaktor	2.100.000 DM	2.100.000 DM	1.500.000 DM	1.500.000 DM
Nachrottehalle, einfach überdacht		575.000 DM		650.000 DM
400 Kosten der technischen Anlagen	7.230.000 DM	7.740.000 DM	7.720.000 DM	8.280.000 DM
technische Anlagen	6.780.000 DM	7.290.000 DM	7.270.000 DM	7.780.000 DM
Waage	150.000 DM	150.000 DM	150.000 DM	150.000 DM
Zerkleinerungsanlage, elektrisch	250.000 DM	250.000 DM	250.000 DM	250.000 DM
Siebanlage, elektrisch	200.000 DM	200.000 DM		
Magnetabscheider, elektr.	40.000 DM	40.000 DM	40.000 DM	40.000 DM

Transportbänder, elektr.	90.000 DM	90.000 DM	30.000 DM	30.000 DM
Pulper			150.000 DM	150.000 DM
Kernmodul, Reaktor komplett	5.400.000 DM	5.400.000 DM	6.000.000 DM	6.000.000 DM
Zwischenlagersilo	50.000 DM	50.000 DM	50.000 DM	50.000 DM
BHKW	600.000 DM	600.000 DM	600.000 DM	600.000 DM
Umsetzaggregate, diesel		360.000 DM		360.000 DM
Trommelsiebanlage		150.000 DM		150.000 DM
Mobiles Gerät	200.000 DM	200.000 DM	200.000 DM	200.000 DM
Radlader, 1x	200.000 DM	200.000 DM	200.000 DM	200.000 DM
Elektro / leittechnische Anlagen	250.000 DM	300.000 DM	250.000 DM	300.000 DM
500 Kosten der Außenanlagen	419.000 DM	563.500 DM	419.000 DM	548.500 DM
Flächenbefestigung, Verkehrsfläche + offene Flächen	410.000 DM	550.000 DM	410.000 DM	535.000 DM
Außenanlagen, Grünfläche	9.000 DM	13.500 DM	9.000 DM	13.500 DM
700 Kosten der Baunebenkosten	861.600 DM	990.900 DM	813.700 DM	912.000 DM
Baunebenkosten	532.500 DM	596.400 DM	527.000 DM	593.900 DM
Vorfinanzierung	329.100 DM	394.500 DM	286.700 DM	318.100 DM
Gesamtinvestitionskosten	12.260.600 DM	13.819.400 DM	12.102.700 DM	13.690.500 DM

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden soweit möglich Daten aus der Ökobilanzierung übernommen, wie die folgende Tab. 12 verdeutlicht.

Tab. 12: Berücksichtigte spezifische Stoffmengen bei den Vergärungsszenarien

	VergTrock_1	VergTrock_2	VergNass_1	VergNass_2
Wasser	245 l/t Input	245 l/t Input	220 l/t Input	220 l/t Input
Treibstoff Fahrzeuge	0,2 l/t Input*	1,15 l/t Input Gärrest	0,2 l/t Input*	1,15 l/t Input Gärrest
Reststoffmenge	5 % des Inputs	5 % des Inputs	9 % des Inputs	9 % des Inputs
Abwassermenge	245 l/t Input	245 l/t Input	220 l/t Input	220 l/t Input

Quelle: Vogt et al. (2001), *eigene Annahmen

Auf Basis dieser Daten war eine gute Berechnung der laufenden Betriebskosten möglich. Besonders auffallend sind die hohen Kosten für die Entsorgung der Reststoffe in den Nassvergärungsszenarien, da hier gegenüber den anderen Szenarien mit einem Störstoffanteil von 9% statt 5% gerechnet wurde.

Die Höhe der Instandhaltungskosten und der Kapitalkosten sowie die Kosten für Steuer / Versicherung sind Folge der hohen Investitionskosten. Die Höhe der Erträge wird hier im Gegensatz zu den Kompostierungsszenarien in erster Linie durch die erzielten Stromvergütungen bestimmt.

Tab. 13: Laufende Jahreskosten und -erträge der Vergärungsszenarien

	VergTrock_1	VergTrock_2	VergNass_1	VergNass_2
Betriebskosten, gesamt	604.586 DM	729.089 DM	710.827 DM	854.089 DM
Personaleinzelkosten	225.000 DM	300.000 DM	225.000 DM	300.000 DM
Personalgemeinkosten	22.500 DM	30.000 DM	22.500 DM	30.000 DM
Schmier- u. Reinigungsmittel	7.500 DM	7.500 DM	7.500 DM	7.500 DM
Wasser	7.350 DM	7.350 DM	6.600 DM	6.600 DM
Treibstoff Fahrzeuge	4.800 DM	18.796 DM	4.800 DM	21.473 DM
Strom	0 DM	0 DM	0 DM	0 DM
Entsorgungskosten, Reststoffe	165.000 DM	165.000 DM	297.000 DM	297.000 DM
Entsorgungskosten, Abwasser	29.400 DM	29.400 DM	26.400 DM	26.400 DM
Steuer / Versicherung	122.606 DM	138.194 DM	121.027 DM	136.905 DM
Vertriebskosten	20.430 DM	32.850 DM	23.340 DM	28.875 DM
Instandhaltungskosten, gesamt	386.970 DM	350.485 DM	336.390 DM	364.835 DM
technische Anlagen	271.200 DM	291.600 DM	290.800 DM	311.200 DM
mobiles Gerät	12.000 DM	12.000 DM	12.000 DM	12.000 DM
leittechnische Anlagen	7.500 DM	9.000 DM	7.500 DM	9.000 DM
Bauwerk + Außenanlagen	96.270 DM	37.885 DM	26.090 DM	32.635 DM
Kapitalkosten, gesamt	1.120.624 DM	1.247.761 DM	1.121.370 DM	1.250.374 DM
Abschreibung	691.504 DM	764.083 DM	697.777 DM	771.207 DM
Verzinsung	429.119 DM	483.678 DM	423.593 DM	479.167 DM
Laufende Gesamtkosten	2.112.179 DM	2.327.336 DM	2.191.927 DM	2.469.962 DM
Producterträge	27.581 DM	105.120 DM	31.509 DM	92.400 DM
Stromvergütungen	174.000 DM	174.000 DM	195.000 DM	195.000 DM
Laufende Gesamterträge	201.581 DM	279.120 DM	226.509 DM	287.400 DM

Wurden die Kosten bisher als Jahreskosten aufgelistet, erfolgt jetzt die Darstellung der spezifischen Kosten pro t Bioabfall, um sie mit den Ergebnissen der anderen Szenarien vergleichen zu können.

Tab. 14: Spezifische Kosten der Vergärungsszenarien pro t Bioabfall

	VergTrock_1	VergTrock_2	VergNass_1	VergNass_2
Spez. Kapitalkosten	74,71 DM	83,18 DM	74,76 DM	83,36 DM
Spez. Betriebskosten	40,31 DM	48,61 DM	47,39 DM	56,98 DM
Spez. Instandhaltungskosten	25,80 DM	23,37 DM	22,43 DM	24,32 DM
Spezifische Behandlungskosten	140,81 DM	155,16 DM	146,13 DM	164,66 DM
Spezifische Erträge	13,44 DM	18,61 DM	15,10 DM	19,16 DM
Spezifische Verwertungskosten	127,37 DM	136,55 DM	131,03 DM	145,50 DM

2.3.3. Ergebnisse der Kostenberechnung des Szenario Co-Vergärung Gülle

Da der Großteil der betriebenen Biogasanlagen einzelbetriebliche, landwirtschaftliche Anlagen sind, wird im Rahmen dieses Szenarios eine derartige landwirtschaftliche Biogasanlage betrachtet. Als Trend der letzten Jahre lässt sich der Betrieb von Biogasanlagen als Co-Vergärungsanlagen entweder mit Bioabfällen bzw. im verstärkten Maße mit nachwachsenden Rohstoffen feststellen. Einher geht damit eine Vergrößerung der Anlagen.

Die Leistung der Biogasanlagen bezieht sich generell auf die elektrische Leistung des betriebenen BHKW. Nach Aussagen des Dachverbandes Biogas liegt der Durchschnitt im Bestand der Biogasanlagen derzeit bei ca. 80 kW elektrischer Leistung.

Die Literaturwerte zu spezifischen Investitionskosten sind uneinheitlich. Eichelbrönnner (2000) ermittelt in einer Betreiberbefragung aus dem Jahr 1996 durchschnittliche spezifische Investitionskosten von 6.846 DM/kW_{el} für Anlagen ohne und von 6.393 DM/kW_{el} für Anlagen mit Kofermentation. Staiß (2000) gibt spezifische Investitionskosten von 5.665 DM/ kW_{el} konkret für eine Biogasanlage mit 58 kW_{el} Leistung und Monovergärung an. Einer aktuellen IÖW-Befragung⁶ zufolge liegen die spezifischen Investitionskosten bei Neuanlagen bei 5.800 DM – 6.000 DM/kW_{el}. Für die Kostenberechnung wurden deshalb durchschnittliche Investitionskosten von 5.900 DM / kW angesetzt.

Unter Berücksichtigung von 7000 Betriebsstunden erzeugt eine 80 kW_{el}-Biogasanlage 560.000 kWh Elektroenergie pro Jahr. Abzüglich 10% Eigenstrombedarf ergibt sich für die Anlage eine Nettostrommenge von ca. 500.000 kWh/Jahr. Aus 1t Bioabfall als Co-Fermentat werden entsprechend der Ökobilanzierung (Vogt et al. 2001) 162 kWh Nettoelektroenergie erzeugt. Daraus ergibt sich eine Gesamtstrommenge aus der betrachteten Bioabfallmenge von 81.000 kWh/Jahr.

⁶ Die IÖW-Befragungsergebnisse vom Herbst 2001 basieren auf den Angaben von 78 Betreibern von Biogasanlagen.

Der prozentuale Anteil der Co-Fermentation an den spezifischen Investitionskosten beträgt somit 16,2 %. Entsprechend diesem prozentualen Anteil an erzeugter Elektroenergiemenge werden die anteiligen Investitionskosten für die Co-Vergärung des Bioabfalls wie folgt berechnet:

- Gesamtinvestitionssumme: 472.000 DM
- Anteilige Investitionssumme: 76.500 DM

Für die Bioabfallaufbereitung und –hygienisierung sowie für das Grundstück werden die notwendigen zusätzlichen Investitionen gesondert berücksichtigt. Daraus ergeben sich die berücksichtigten notwendigen anteiligen Investitionskosten.

Tab. 15: Investitionskosten des Szenario Co-Vergärung Gülle

	Co-VergGülle
100 Kosten des Grundstücks	5.000 DM
300 Kosten des Bauwerks	45.000 DM
Aufbereitungshalle, vollständig eingehaust (mit Absauganlage)	45.000 DM
400 Kosten der technischen Anlagen	161.500 DM
<i>technische Anlagen</i>	<i>146.500 DM</i>
Aufbereitungsanlage	40.000 DM
Hygienisierungsanlage	30.000 DM
anteilige Biogasanlage, komplett	76.500 DM
<i>Mobiles Gerät</i>	<i>15.000 DM</i>
Traktor, anteilig	15.000 DM
700 Kosten der Baunebenkosten	3.500DM
Vorfinanzierung	3.500 DM
Gesamtinvestitionskosten	215.000 DM

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden folgende Stoffdaten angesetzt.

Tab. 16: Berücksichtigte spezifische Stoffmengen bei dem Szenario Co-Vergärung Gülle

	Co-VergGülle
Treibstoff Fahrzeuge	0,2 l/t Input*
Reststoffmenge	9 % des Inputs

Quelle: Vogt et al. (2001), *eigene Annahme

Hieraus konnten die laufenden Jahreskosten sowie –erträge berechnet werden. Auch hier auffallend die hohen Kosten für die Entsorgung der Reststoffe. Auf der Ertragsseite schlagen die hohen Stromeinspeisungsvergütungen besonders positiv zu Buche. Erträge aus der Biogasgülle wurden nicht angesetzt.

Tab. 17: Laufende Jahreskosten und -erträge des Szenario Co-Vergärung Gülle

	Co-VergGülle
Betriebskosten, gesamt	28.960 DM
Personaleinzelkosten	15.000 DM
Personalgemeinkosten	1.500 DM
Schmier- u. Reinigungsmittel	250 DM
Treibstoff Fahrzeuge	160 DM
Entsorgungskosten, Reststoffe	9.900 DM
Steuer / Versicherung	2.150 DM
Instandhaltungskosten, gesamt	7.210 DM
technische Anlagen	5.860 DM
mobiles Gerät	900 DM
Bauwerk + Außenanlagen	450 DM
Kapitalkosten, gesamt	21.142 DM
Abschreibung	13.617 DM
Verzinsung	7.525 DM
Laufende Gesamtkosten	57.312 DM
Laufende Gesamterträge	16.200 DM

Die Umrechnung auf spezifische Kosten ermöglicht den Vergleich mit den anderen Szenarien.

Tab. 18: Spezifische Kosten des Szenario Co-Vergärung Gülle pro t Bioabfall

	Co-VergGülle
Spez. Kapitalkosten	42,28 DM
Spez. Betriebskosten	57,92 DM
Spez. Instandhaltungskosten	14,42 DM
Spezifische Behandlungskosten	114,62 DM
Spezifische Erträge	32,40 DM
Spezifische Verwertungskosten	82,22 DM

2.3.4. Ergebnisse der Grenzkostenberechnung des Szenario Co-Vergärung Klärwerk

Dieses Szenario unterscheidet sich in der Kostenberechnung zu den anderen Szenarien dadurch, dass nur Zusatzinvestitionen berücksichtigt wurden und freie Kapazitäten in einem vorhandenen „abgeschriebenen“ Faulbehälter und deren Infrastruktur unterstellt werden. Somit handelt es sich hierbei eher um eine Grenzkostenbetrachtung. Wesentliche Investitionen sind nur in der Bioabfallaufbereitung und im BHKW-Bereich zu tätigen. Als

Grundlage für die Kostenberechnung wurde eine Studie verwendet, die das Co-Vergärungsszenario am konkreten Beispiel des Klärwerkes Hagen betrachtet hat (vgl. Schneider 2000).

Tab. 19: Investitionskosten des Szenario Co-Vergärung Klärwerk

	Co-VergKlär
100 Kosten des Grundstücks	75.000 DM
200 Kosten der Herrichtung und Erschließung	50.000 DM
300 Kosten des Bauwerks	700.000 DM
Aufbereitungshalle, vollständig eingehaust	700.000 DM
400 Kosten der technischen Anlagen	2.150.000 DM
<i>technische Anlagen</i>	<i>1.730.000 DM</i>
Waage	150.000 DM
Zerkleinerungsanlage	150.000 DM
Siebanlage	150.000 DM
Magnetabscheider, elektr	40.000 DM
Transportbänder, elektr.	30.000 DM
Pulper	200.000 DM
Pumpen	90.000 DM
Trommelsiebanlage	50.000 DM
BHKW	870.000 DM
<i>Mobiles Gerät</i>	<i>200.000 DM</i>
Radlader, 1x	200.000 DM
<i>Elektro / leittechnische Anlagen</i>	<i>220.000 DM</i>
500 Kosten der Außenanlagen	102.000 DM
Flächenbefestigung, Verkehrsfläche + offene Flächen	100.000 DM
Außenanlagen, Grünfläche	2.000 DM
700 Kosten der Baunebenkosten	204.982 DM
Baunebenkosten	137.600 DM
Vorfinanzierung	67.382 DM
Gesamtinvestitionskosten	3.281.982 DM

Entsprechend den geringen Investitionskosten sind die laufenden Kosten ebenfalls gering, besonders im Instandhaltungsbereich und bei den Kapitalkosten. Auf der Ertragsseite wirken sich positiv die hohen Stromeinspeisungsvergütungen aus. Sie werden aber durch den negativen Preis des zu entsorgenden Klärschlammes mehr als wett gemacht.

Tab. 20: Laufende Jahreskosten und -erträge des Szenario Co-Vergärung Klärwerk

	Co-VergKlär
Betriebskosten, gesamt	715.761 DM
Personaleinzelkosten	225.000 DM
Personalgemeinkosten	22.500 DM
Schmier- u. Reinigungsmittel	10.602 DM
Treibstoff Fahrzeuge	5.000 DM
Entsorgungskosten, Reststoffe	419.839 DM
Steuer / Versicherung	32.820 DM
Instandhaltungskosten, gesamt	94.820 DM
technische Anlagen	69.200 DM
mobiles Gerät	12.000 DM
leittechnische Anlagen	6.600 DM
Bauwerk + Außenanlagen	7.020 DM
Kapitalkosten, gesamt	314.198 DM
Abschreibung	199.329 DM
Verzinsung	114.869 DM
Laufende Gesamtkosten	1.124.779 DM
Produkterträge	- 950.363 DM
Stromvergütungen	682.769 DM
Laufende Gesamterträge	- 267.594 DM

Die Umrechnung auf spezifische Kosten ermöglicht den Vergleich mit den anderen Szenarien.

Tab. 21: Spezifische Kosten des Szenario Co-Vergärung Klärwerk pro t Bioabfall

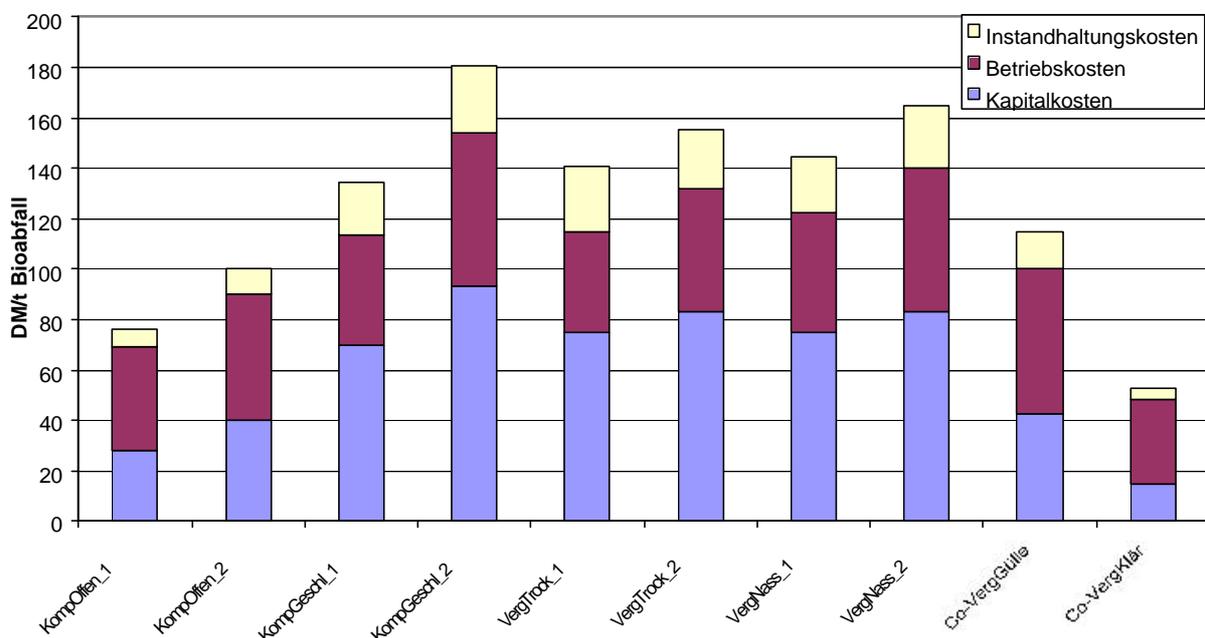
	Co-VergKlär
Spez. Kapitalkosten	14,82 DM
Spez. Betriebskosten	33,76 DM
Spez. Instandhaltungskosten	4,47 DM
Spezifische Behandlungskosten	53,05 DM
Spezifische Erträge	- 12,62 DM
Spezifische Verwertungskosten	65,67 DM

2.4. Vergleichende Ergebnisdarstellung der Kostenberechnungen

Die vergleichende Ergebnisdarstellung aller betrachteten Szenarien erfolgt auf Basis der spezifischen Kosten. In der folgenden Abbildung werden die ermittelten Behandlungskosten dargestellt, die sich aus den Kapitalkosten, den Betriebskosten sowie den Instandhaltungskosten zusammensetzen. Hier wird sehr deutlich, dass sich die Szenarien sehr stark in den Kapitalkosten und mit Abstand in den Instandhaltungskosten unterscheiden. Dies ist im wesentlichsten auf den unterschiedlichen Investitionsbedarf der einzelnen Szenarien zurückzuführen.

Mit besonders niedrigen Behandlungskosten fällt neben den Kompostierungsszenarien das Szenario Co-Vergärung Klärwerk auf. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass in diesem Fall nur die Grenzkosten betrachtet wurden; keine Kosten z.B. für einen anteiligen Faulturn.

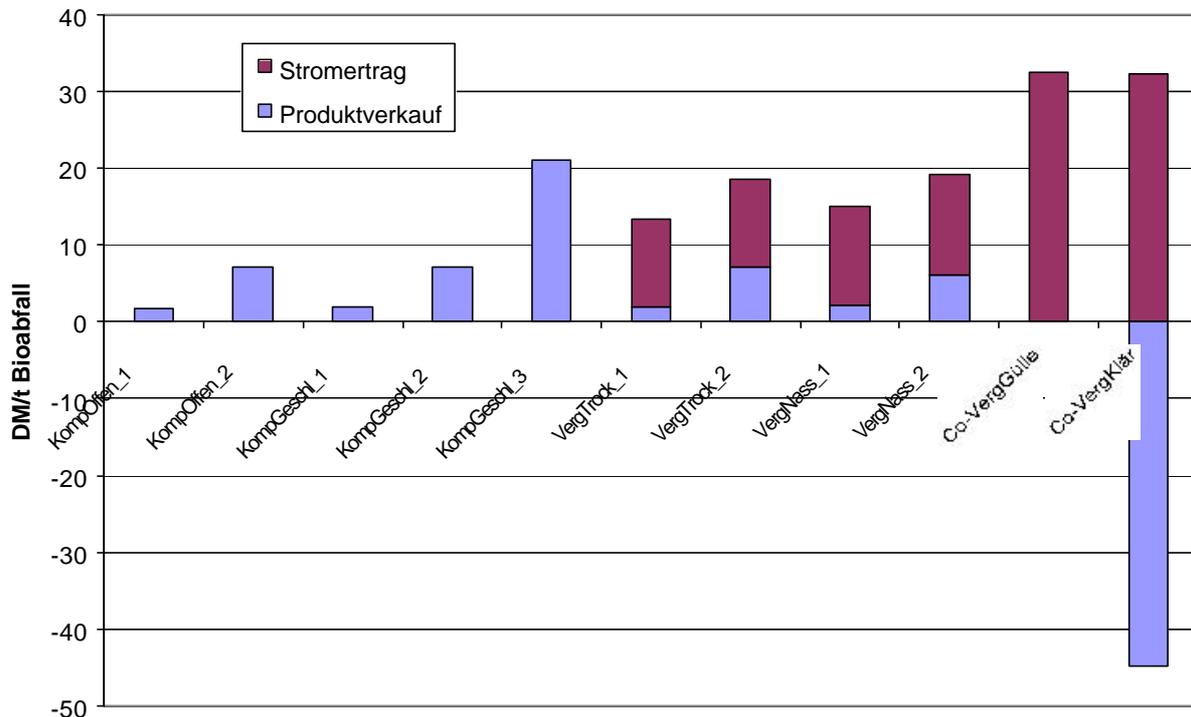
Abb. 4: Spezifische Behandlungskosten



Die Betrachtung der reinen Behandlungskosten täuscht über die Effektivität der Szenarien hinweg, da die Ertragsseite dort überhaupt nicht enthalten ist. Der Vergleich der spezifischen Erlöse der einzelnen Szenarien relativiert dann auch einzelne Szenarien. Während die Kompostierungsszenarien nur geringe Erträge aus dem Kompostverkauf erzielen, können die Vergärungsszenarien besonders über die Stromeinspeisung die Erlösseite verbessern, wobei hier besonders gut die Co-Vergärungsszenarien abschneiden. Im Szenario Co-Vergärung Klärwerk wiegt der negative Preis für Klärschlamm aber die Erträge durch Stromeinspeisung mehr als aus.

In dem Szenario KompGeschl_3 soll der Einfluss auf die Ertragsseite dargestellt werden, der sich aus einem erhöhten Verkaufspreis für besonders hochwertigen Kompost ergeben könnte, da hier ein besonders hoher technischer Aufwand getrieben wird (siehe Abb. 5). Statt 16 DM/t Kompostpreis wie im Szenario KompGeschl_2 wird ein Verkaufspreis von 50 DM/t Kompost unterstellt. Ansonsten unterscheiden sich die beiden Szenarien nicht. Deutlich wird, dass eine derartige Preiserhöhung auf der Ertragsseite eine Erhöhung von 7 DM auf 21 DM/t Bioabfall zur Folge hätte.

Abb. 5: Spezifische Erlösübersicht



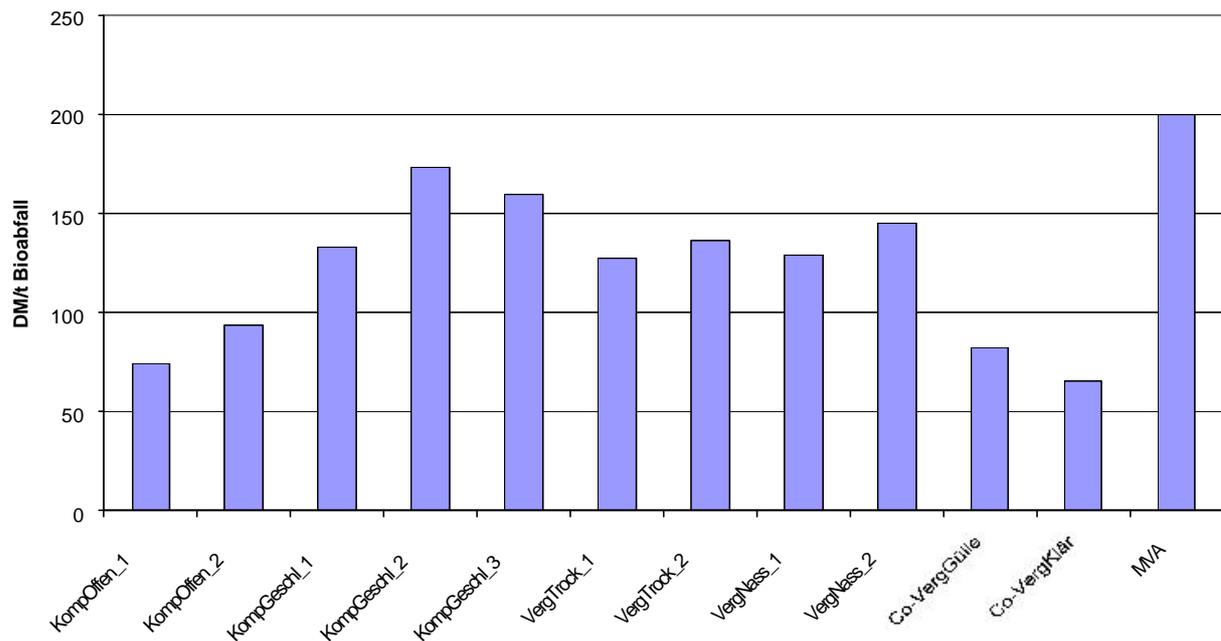
Bildet man nun die Summe aus spezifischen Behandlungskosten und den spezifischen Erlösen, erhält man die aus betriebswirtschaftlicher Sicht wichtige Darstellung der spezifischen Verwertungskosten für Bioabfall. Hier wird deutlich, dass aus betriebswirtschaftlicher Sicht die offene Kompostierung sowie die Co-Vergärungsszenarien mit spezifischen Verwertungskosten von 65 – 95 DM/t Bioabfall am besten abschneiden. Für das Szenario Co-VergKlär muss allerdings betont werden, dass es sich bei der Berechnung nur um eine Grenzkostenbetrachtung handelt, d.h. hier wurden nur Zusatzinvestitionen berücksichtigt und freie Kapazitäten im vorhandenen Faulbehälter und der übrigen Infrastruktur unterstellt.

Die ökologisch beste Variante KompGeschl_2 ist die ökonomisch teuerste Variante mit Verwertungskosten von 174 DM/t Bioabfall. Hierzu ist zu vermerken, dass bei dieser Variante die technologisch aufwändigste Nachrottetechnologie unterstellt wurde.

Allgemein kann festgestellt werden, dass sich die anderen Verfahren der geschlossenen Kompostierung sowie die Vergärungsverfahren in einem deutlich höheren Kostenniveau zwischen 120 und 160 DM/t Bioabfall bewegen.

Im Verhältnis zur Müllverbrennung liegen die Verwertungsverfahren mit ihren spezifischen Verwertungskosten unter den Kosten einer Müllverbrennung. Als Durchschnittliche Kosten der Müllverbrennung wurden dabei ca. 200 DM/t Abfall angesetzt. Dieser Kostenwert stützt sich auf eine Studie des Umweltbundesamtes (UBA 1999), in der dieser Wert gegenwärtig für neu zu errichtende thermische Behandlungsanlagen – selbst bei langfristigen Entsorgungsverträgen – genannt wird. Für neue und geplante MVA's werden demnach heute erheblich niedrigere Entsorgungskosten genannt, als es für bestehende Anlagen der Fall ist. Gründe hierfür sind technische Weiterentwicklungen, größere Erfahrungen und Sicherheiten bei der Auslegung der Abgasreinigungssysteme und höhere Erlöse aus der Abgabe von Energie. Als Spannbreite für Nettopreise für die Abfallverbrennung in bestehenden Müllverbrennungsanlagen mit langfristigen Verträgen (Stand Juni 1998) wurden in diesem Kontext Beträge von 120 DM – 750 DM/t Müll ermittelt (UBA 1999).

Abb. 6: Spezifische Verwertungskosten



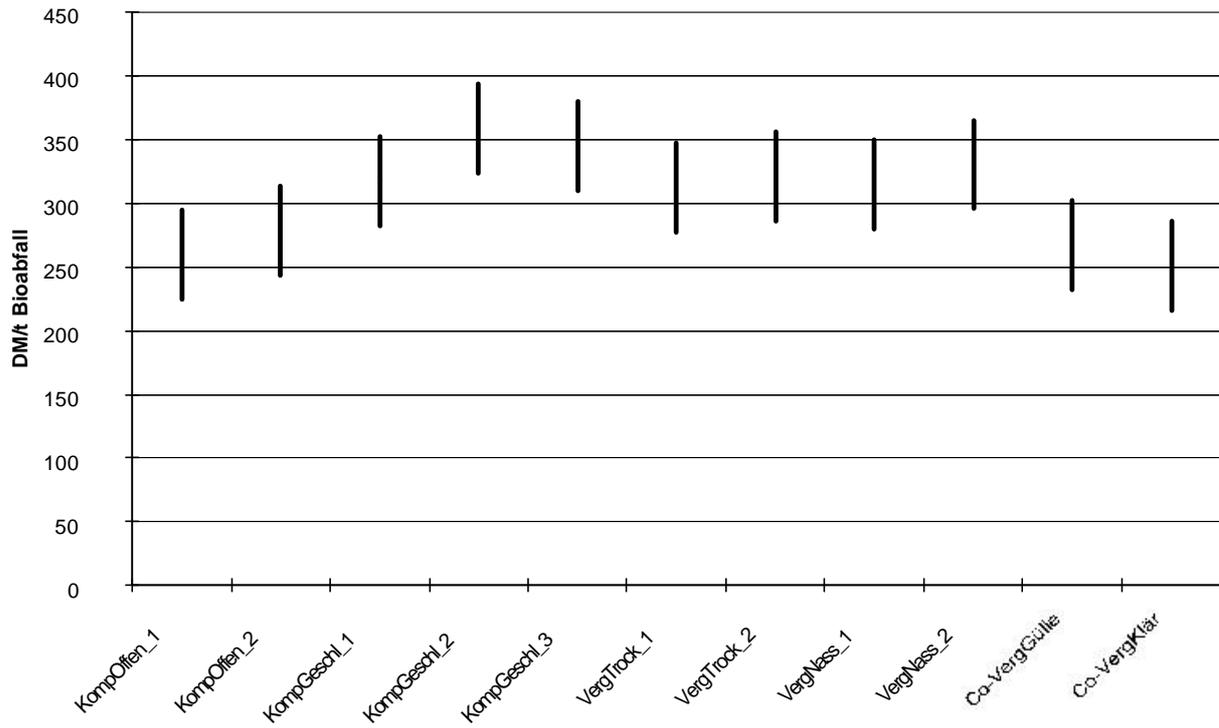
Betrachtet man nun das ganze System, müssen neben den Verwertungskosten zusätzlich die Erfassungskosten hinzugerechnet werden. Die Erfassungskosten sind stark von der Siedlungsdichte abhängig. So gibt Winzer (1996: 93) folgende Kosten für eine 14-tägige Erfassung von Bioabfall an:

- Geringe Siedlungsdichte (1-/2-Familienhausgebieten) ca. 290,- DM,
- Mittlere Siedlungsdichte (3-/6-Familienhausgebieten) ca. 160,- DM,
- Höhere Siedlungsdichte (7-/10-Familienhausgebiete) ca. 150,- DM,
- Hohe Siedlungsdichte (> 11-Familienhausgebiete) ca. 130,- DM.

Insbesondere in schwach besiedelten Gebieten können die Kosten für die Sammlung und den Transport der Bioabfälle die der eigentlichen Verwertung übersteigen.

Für die Kostenberechnung der Systemkosten wurden durchschnittliche Erfassungskosten als Spannweite von 150 – 220 DM/t Bioabfall berücksichtigt. Bei der Betrachtung der Spannbreiten der Systemkosten rücken insbesondere die Szenarien der geschlossenen Kompostierung sowie der Vergärung eng zusammen.

Abb. 7: Spannbreiten der Systemkosten (inklusive Erlöse)



2.5. Zusammenfassende Bewertung

Zusammenfassend ist festzustellen, dass aus betriebswirtschaftlicher Sicht eine klare Prioritätenfolge abzuleiten ist. Demnach können drei Kategorien zusammengefasst werden, deren spezifische Verwertungskosten sich in einer ähnlichen Größenordnung bewegen:

1. niedrige spezifische Verwertungskosten (Spannbreite: 65 - 95 DM): Co-Vergärung Klärwerk; Co-Vergärung Gülle und die offene Kompostierung¹⁺².
2. Mittlere spezifische Verwertungskosten (Spannbreite: 120 - 160 DM): Trockene Vergärung und nasse Vergärung sowie geschlossene Kompostierung¹
3. Hohe spezifische Verwertungskosten: (ca. 175 DM) geschlossene Kompostierung²

Diese Reihenfolge verdeutlicht die aus betriebswirtschaftlicher Sicht zu präferierenden Lösungen der unterschiedlichen Verwertungsverfahren.

Vergleicht man dies mit den Ergebnissen der Ökobilanz, dann wird deutlich, dass die Rangfolge sich deutlich unterscheidet. Das aus Sicht der Ökobilanz zu präferierende Verfahren ist die geschlossene Kompostierung², diese stellt aber aus betriebswirtschaftlicher Sicht gerade das Verfahren mit den höchsten spezifischen Verwertungskosten dar.

Damit ergibt sich das Problem, dass die wirtschaftliche Sicht und die Bewertung durch die Ökobilanz zu diametral entgegengesetzten Ergebnissen kommen. Insofern stellt sich die Frage, ob die ökologischen Gewinne, wie sie die Ökobilanz nachweist durch die damit verursachten zusätzlichen Kosten zu rechtfertigen ist. D.h. ist die verminderte Umweltbelastung, die mit dem teuersten Verfahren erreicht wird, zu rechtfertigen?

Aus ökonomischer Sicht wird damit die Frage aufgeworfen, wie die Kosten für die zusätzlichen Umweltentlastungen bspw. durch die geschlossene Kompostierung² gerechtfertigt sind. Diese Frage stellt sich vor dem Hintergrund, dass zumindest aus volkswirtschaftlicher Sicht zunächst Umweltentlastungen realisiert werden sollten, die mit den geringsten Kosten verbunden sind.

Um einen solchen volkswirtschaftlichen Vergleich durchführen zu können, ist es erforderlich aus dem „System Kompost“ herauszutreten und die Frage zu stellen: Welche Umweltentlastungen können mit der Kostendifferenz der Kompostierungsverfahren an anderer Stelle erreicht werden. Dabei sind typischerweise zwei Ergebnisse vorstellbar: die Kosten zur Reduktion der Umweltbelastungen an anderer Stelle sind entweder

1. erheblich höher oder
2. erheblich niedriger.

Im Falle 1 würde dies bedeuten, dass die teuren Kompostierungsverfahren zur Erreichung eines Reduktionszieles sinnvoll beitragen, da es keine anderen Möglichkeiten gibt, diese Umweltentlastungen an anderer Stelle kostengünstiger durchzuführen. Es handelt sich also um eine effektive Maßnahme.

Im Falle 2 würde sich die Situation hingegen anders darstellen. Es können Optionen aufgezeigt werden, dass die durch die teureren Verfahren vermiedenen Umweltbelastungen an anderer Stelle kostengünstiger realisiert werden könnten. Dies würde dann bedeuten, dass ausgehend von dem Verhältnis zwischen der Preisdifferenz der Kompostierungsverfahren und den erreichten Umweltentlastungen, Investitionen in die Vermeidung von Umweltbelastungen an anderer Stelle günstiger wären. In diesem Fall wäre es zumindest aus volkswirtschaftlicher Sicht sinnvoll, relativ kostengünstige

Verwertungsverfahren anzuwenden und ggf. die Differenzbeträge an anderer Stelle mit einem größeren Umweltentlastungseffekt einzusetzen.

Dies soll in der Folge überprüft werden. Ausgangspunkt der Überlegungen ist dabei, dass die Vermeidungskosten für bestimmte Reduktionsziele bestimmter Stoffe herangezogen werden und diese verglichen werden mit den Vermeidungskosten, die sich aus den unterschiedlichen Verwertungsoptionen ergeben.

Einfach ausgedrückt: wir setzen die geringeren Umweltbelastungen der teureren Verwertungsverfahren ins Verhältnis zu den zusätzlichen Kosten dieser Verfahren. Im Ergebnis kann identifiziert werden, mit welchen Kosten die zusätzlich vermiedenen Umweltbelastungen verbunden sind.

Nachdem wir diesen Schritt unternommen haben überprüfen wir, mit welchen Kosten Reduktionsmaßnahmen an anderer Stelle (jenseits des Kompostsystems) verbunden sind.

3. Volkswirtschaftliche Bewertung

3.1. Einleitung

Im folgenden Abschnitt soll zunächst der Ansatz der Bewertung auf volkswirtschaftlicher Ebene kurz skizziert werden. Nachdem die Begriffe positive und negative externe Effekte und die Intention der volkswirtschaftlichen Bewertung in Form der Kosten-Nutzen-Analyse kurz eingeführt wurden, werden die relevanten Bewertungsansätze erläutert.

Im nächsten Schritt erfolgt die Beschreibung eines im Projekt erarbeiteten Methodenvorschlages zur vergleichenden ökonomischen Bewertung der betrachteten Szenarien, dem sich die konkreten Berechnungsergebnisse sowie deren Diskussion anschließen.

Positive oder negative externe Effekte liegen der neoklassischen Theorie zu Folge dann vor, wenn die Marktpreise nicht die vollen Nutzen bzw. Kosten aus der Nutzung einer Ressource oder eines Gutes widerspiegeln. Die anfallenden Kosten bzw. Nutzen werden dann nicht allein vom jeweiligen Verursacher der Kosten, sondern auch von Dritten getragen. D.h., Handlungen eines Akteurs, z.B. der Bau einer Bioabfallverwertungsanlage, verändern die Produktions- oder Konsummöglichkeiten anderer, ohne dass sich dies vollständig und ausschließlich in den relativen Preisen niederschlägt. "Beeinflussungen, die gewissermaßen direkt am Preissystem vorbei den direkten Nutzen betreffen, und die deshalb durch den Preismechanismus auch nicht koordiniert werden können, nennt man externe Effekte oder Externalitäten. 'Extern' bezieht sich also nicht auf den einzelnen Produzenten oder Konsumenten, außerhalb dessen Einflusses der Effekt liegt, sondern auf das Preissystem, das auf bestimmte Effekte nicht reagiert" (Weimann 1991: 19f.).

Ziel einer Kosten-Nutzen-Analyse (vgl. Hanusch 1987, Mühlenkamp 1994) ist es daher, sämtliche Auswirkungen von Investitionsprojekten zu erfassen und sie sortiert nach positiven und negativen Effekten einander gegenüberzustellen. Damit wird im Grunde das Modell unternehmerischer Investitionsentscheidungen erweitert um die positiven und negativen externen Effekte, die mit einer Maßnahme – hier die Betrachtung von Verwertungsverfahren für Bioabfälle aus Haushalten – verbunden sind. Während also dem betrieblichen Investitionskalkül lediglich die Kosten und Erträge, die für das Unternehmen unmittelbar anfallen, zugerechnet werden, sind auf volkswirtschaftlicher Ebene die Gesamtwirkungen zu berücksichtigen. Dafür sollen die externen Effekte möglichst in monetären Größen erfasst werden.

3.2. Bewertungsverfahren

Alle betrachteten Szenarien verursachen Umweltauswirkungen. Die Kosten dieser Umweltauswirkungen (z.B. die Kosten des anthropogenen Treibhauseffekt, die Kosten durch Ammoniakemissionen etc.) sind mit großen Unsicherheiten behaftet.

In der Literatur werden zur Bestimmung der Kosten (überwiegend im Zusammenhang mit dem anthropogenen Treibhauseffekt) vor allem Ansätze

- zur Ermittlung der entstehenden **Schadenskosten** oder
- ausgehend von einem politischen Reduktionsziel zur Ermittlung der **Vermeidungskosten** diskutiert.

3.2.1. Quantifizierung der Schadenskosten

Mit Hilfe der Schadenskosten wird versucht, Folgekosten durch verursachte Umweltauswirkungen abzuschätzen und zu monetarisieren. Anhand einer Untersuchung von Fankhauser (1995) zu Folgekosten des Treibhauseffektes wird der Ansatz derartiger Studien näher aufgezeigt.

Fankhauser (1995) nimmt das Jahr 1988 zur Basis seiner Berechnungen, d.h. Ausgangsbasis ist die Welt mit ihren Wirtschaftsstrukturen im Jahr 1988. Die Auswirkungen werden für eine Verdoppelung der Kohlendioxid-Konzentration gegenüber vorindustriellem Niveau abgeschätzt. Nach seinen Berechnungen kann als einigermaßen begründete Spannweite von Schäden in Höhe von ein bis zwei Prozent des weltweiten Bruttosozialproduktes ausgegangen werden (vgl. die folgende Tab. 22).

Tab. 22: Kostenschätzung für Verdoppelung der Kohlendioxidkonzentration

Schaden	Kosten in Mrd. \$		
	EU	USA	Welt
Region			
Küstenschutz	0,1	0,2	0,9
Bodenverlust	0,3	2,1	14,0
Verlust von Feuchtgebieten (Küstennähe)	4,9	5,6	31,6
Verlust an Arten und Ökosystemen	9,8	7,4	40,5
Landwirtschaft	9,7	7,4	39,1
Forstwirtschaft	0,1	0,6	2,0
Fischereiwirtschaft	-	-	-
Energie	7,0	6,9	23,1
Wasser	14,0	13,7	46,7
Krankheit und Sterblichkeit	13,2	10,0	49,2
Luftverschmutzung	3,5	6,4	15,4
Migration	1,0	0,5	4,3
Naturkatastrophen	0	0,2	2,7
Gesamt	63,6	61,0	269,5

Quelle: Fankhauser (1995: 55); eigene Zusammenstellung

Eine Übersicht über derartige Studien verdeutlicht aber, dass die abgeschätzten Schadenskosten aufgrund vieler Einflussfaktoren (Diskontrate, Bewertung von Menschenleben, etc.) in erheblichen Umfang schwanken.

Tab. 23: Schäden des anthropogenen Treibhauseffektes im Benchmark-Fall⁷

Studie in Klammern ist die jeweils angenommene Erwärmung genannt	USA in % BSP	Global in % BSP	in Mrd. US-Dollar
Nordhaus 1991, (3°)	1	1,33	48,6
Cline 1992, (2,5°)	1,1		53,4
Titus 1992, (4°)	2,5		121,3
Tol 1993, (3°)	1,5	1,6 – 2,6	74,2 USA 319 – 530 Global
Tol 1995	1,5		74,0 USA 315,7 Global
Hohmeyer, Gärtner (1992)			504 Billionen* Global
Fankhauser (1995)			61,0 USA 269,5 Global

Quelle: zusammengestellt nach Fankhauser (1995: 17ff.), Tol (1995), Hohmeyer, Gärtner (1992)

* Gesamtschadenskosten für den Zeitraum von 1990 bis 2030;

BSP = Bruttonationalprodukt

Schließlich ist bei der Beurteilung bisheriger Studien zu berücksichtigen, dass fast allen die Annahme einer Verdoppelung der Kohlendioxid-Konzentration gegenüber dem vorindustriellen Niveau zugrunde liegt. Doch ohne ein politisches Gegensteuern kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Konzentration nicht noch weiter ansteigen wird: Die Schäden dürften also bei "business as usual" langfristig um ein Vielfaches höher liegen, ohne dass darüber heute abgesicherte Aussagen gemacht werden können. Das Ergebnis der Untersuchung von Fankhauser zeigt, daß in den nächsten zehn bis fünfzehn Jahren eher eine moderate Verminderung der Kohlendioxid-Emissionen angezeigt zu sein scheint, da die Kosten der Anpassung kurzfristig hoch sind. In mittelfristiger Sicht jedoch scheint eine Analyse der Nutzen und Kosten für eine stärkere Vermeidung zu sprechen, dies vor allem dann, wenn die sog. "secondary benefits"⁸ mit betrachtet werden.

Fazit: Schadenskosten geben die Kosten an, die ohne politische Steuerungsmaßnahmen in der Zukunft zu erwarten sind. Schadenskosten eignen sich daher zur Illustrierung und zum Nachweis des Nutzens einer Umweltpolitik, nicht aber als Kostenindikatoren.

3.2.2. Quantifizierung der Vermeidungskosten

Für die Quantifizierung von Vermeidungskosten stehen zwei Ansätze zur Verfügung, die in der Literatur als „Top down“ und „Bottom-up“ bezeichnet werden (vgl. Michaelis 1996, Loske 1996). Die Ergebnisse der Studien z.B. zu den Kosten des Klimaschutzes hängen dabei in sehr hohem Maße ab von den Annahmen über (vgl. Grubb et al. 1993):

⁷ Die Studien wurden in der Regel für einen sogenannten *Benchmark-Fall* erstellt, d.h. den Schadensberechnungen werden diejenigen Temperaturerhöhungen zugrundegelegt, die sich bei einer Verdoppelung der Konzentration der Kohlendioxid-Emissionen gegenüber dem vorindustriellen Niveau ergeben würde.

⁸ Als *Secondary Benefits* werden diejenigen Nutzen aus einer Verminderung der Kohlendioxid-Emissionen angesehen, die durch eine gleichzeitige Verminderung anderer Schäden entstehen: Beispiel hierfür ist der Rückgang von Schwefeldioxid-Emissionen im Zuge einer Klimaschutzpolitik, die erfolgreich die Verbrennung fossiler Energieträger mindert (vgl. z. B. Ekins 1996).

- das Bevölkerungswachstum,
- das Wirtschaftswachstum,
- die Kosten und Verfügbarkeiten von Energietechnologien,
- den autonomen technischen Fortschritt und den entsprechenden Strukturwandel,
- die Geschwindigkeit der Erneuerung des Kapitalstocks,
- die Veränderung der Konsummuster,
- die Entwicklung der Handelsbeziehungen,
- die Wahl der Diskontrate und die Wahl der Politikinstrumente.

Eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse ist daher kaum bzw. nur eingeschränkt möglich.

3.2.2.1. Top-down Ansatz

Die auf dem Top-down Ansatz (makroökonomische Studien) aufbauenden Schätzungen haben die Modellierung prinzipieller makroökonomischer Zusammenhänge zwischen wirtschaftlicher Aktivität und Umweltbelastung zur Grundlage.

Im ersten Schritt wird bei den Top-down Schätzungen zunächst ein „business as usual“-Szenario berechnet, das die zukünftige Entwicklung von Sozialprodukt und Emissionen unter Fortschreibung des Status quo darstellt. Im dann folgenden Schritt werden die umweltpolitischen Maßnahmen, wie etwa die Erhebung einer Emissionsabgabe, in das Modell eingeführt und die aus der erneuten Simulation resultierenden Zeitpfade mit dem „business as usual“ verglichen. Die gesamtwirtschaftlichen Kosten der Schadstoffvermeidung lassen sich dann aus den Unterschieden zwischen den Entwicklungen des Sozialproduktes im jeweiligen Fall ableiten. In diesen Modellen hängen die Kosten vor allem von den angestrebten Reduktionszielen im Verhältnis zum jeweiligen „business as usual“-Szenario ab und von den im Modell enthaltenen Vermeidungs- und Substitutionsmöglichkeiten (langfristig betrachtet ist hier vor allem die Existenz einer Backstop-Technologie von Bedeutung).

Tab. 24: Verlust an Bruttosozialprodukt im Falle der Emissionsstabilisierung von Kohlendioxid (auf dem Niveau von 1990) in Top-down Modellen (Prozent gegenüber dem Trendfall)

Region	Edmonds/Reilly		GREEN		Manne, Richels	
	2020	2050	2020	2050	2020	2050
USA	0,58	0,81	0,29	0,36	1,08	2,11
sonst. OECD	0,74	0,92	0,30	0,62	0,75	1,31
ehem. UDSSR	0,02	0,33	1,39	2,07	1,34	0,79
China	3,42	5,67	3,37	5,56	2,80	4,05
Rest der Welt	1,76	2,96	3,89	4,45	5,20	5,38

Quelle: IPCC 1996, zitiert nach Loske (1996: 206)

Top-down Schätzungen erfordern gegenüber den Bottom-up Schätzungen ein wesentlich höheres Maß an Informationen. Der Grund hierfür ist, dass sich die partialanalytische Abschätzung auf technologisch determinierte Vermeidungskosten beschränkt, während bei Top-down Ansätzen alle relevanten gesamtwirtschaftlichen Verflechtungen in die Analyse einzubeziehen sind (so z. B. die Einbeziehung außenwirtschaftlicher Effekte).

3.2.2.2. Bottom-up Ansatz

Bei den Untersuchung nach dem Bottom-up Ansatz (ingenieurtechnisch-betriebswirtschaftliche Studien) geht es darum, konkrete technologische Möglichkeiten zur Vermeidung von Emissionen (z.B. Kohlendioxid) auf ihre Kosten und Einspareffekte hin zu untersuchen. Dabei werden im Idealfall alle Stufen von der Energieerzeugung bis zum Endverbraucher berücksichtigt, so dass ein möglichst umfassendes Bild der verfügbaren Einsparpotentiale gewonnen wird. Anschließend werden die jeweiligen Durchschnittskosten pro Tonne vermiedene Emissionen berechnet und die einzelnen Vermeidungsoptionen nach ihrer Wirtschaftlichkeit angeordnet.

Ergebnis der Bottom-up Ansätze ist häufig, dass umfangreiche Reduktionspotentiale zu negativen (no-regret) oder nur geringen Kosten realisiert werden können.

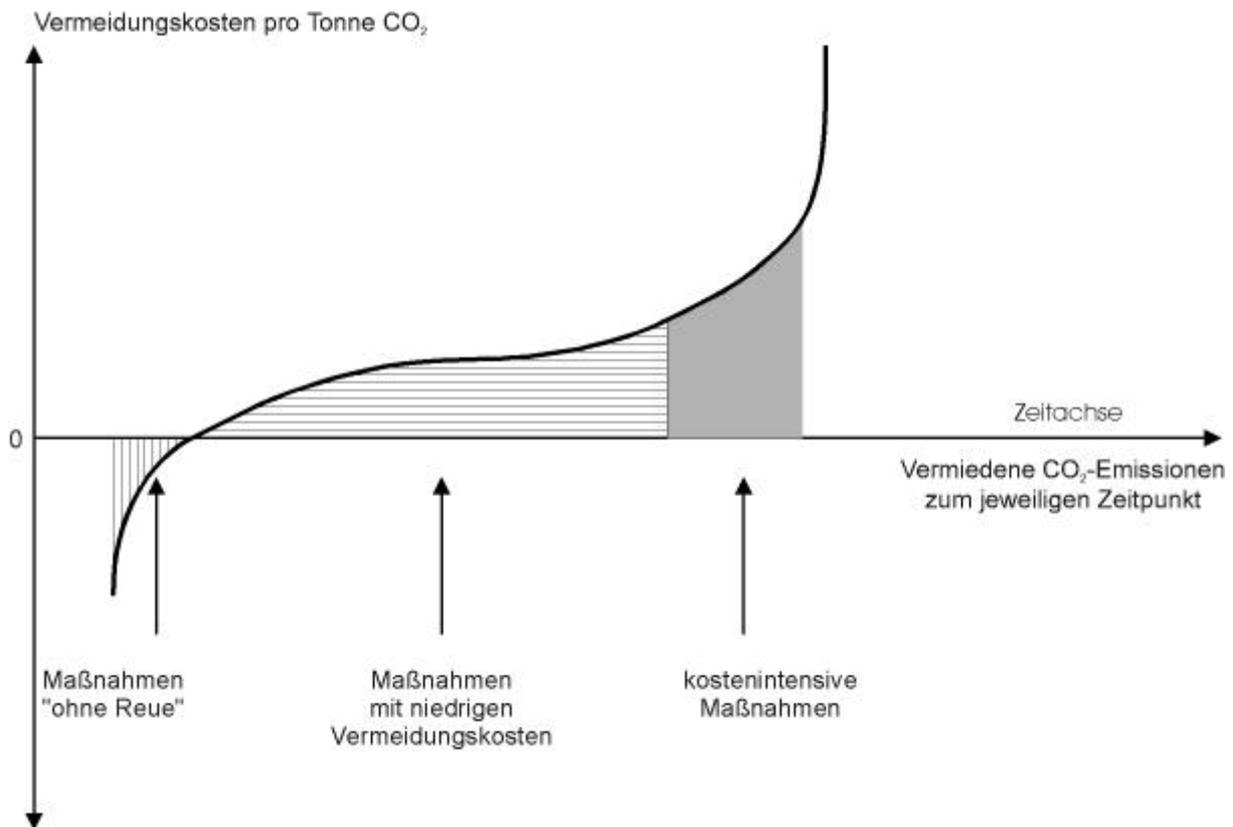
Die vorgeschlagenen Maßnahmen richten sich vor allem auf die Verbesserung von Marktmechanismen (z.B. Subventionsabbau, Abbau von wettbewerbsverzerrenden Monopolen, Internalisierung externer Effekte mittels einer Ökosteuer), den Erlass und die Modifizierung von Gesetzen und Verordnungen (z.B. Wärmeschutzverordnung), die Schaffung von entsprechenden Institutionen (Programme zur Verbesserung der bei den Akteuren vorhandenen Informationen über Möglichkeiten zur Emissionsvermeidung) und auch auf staatliche Aufsichtspraktiken.

3.2.2.3. Die Vermeidungskostenkurve

Die gesamtwirtschaftlichen Kostenkurven weisen in der Regel einen S-förmigen Verlauf auf (vgl. Bruce 1996, Loske 1996: 166) und beginnen im negativen Bereich. Die folgende Abbildung verdeutlicht noch einmal den Verlauf der Vermeidungskostenkurve anhand von Kohlendioxid-Emissionen, der folgende Phasen aufweist:

1. Es existieren Kohlendioxid-Minderungspotentiale, die zu negativen Kosten, also rentabel erschlossen werden können (no-regret [ohne Reue] Maßnahmen),
2. es existiert ein mittlerer Bereich, in dem Kohlendioxid-Minderungspotentiale mit geringen Kosten erschlossen werden können; die Kosten jeder zusätzlich vermiedenen Tonne Kohlendioxid liegen nur geringfügig höher, als die der zuvor vermiedenen und
3. es existiert ein Bereich, in dem die Kosten für die Vermeidung jeder weiteren Tonne Kohlendioxid gegenüber den Kosten für die vorherige Tonne stark ansteigen.

Abb. 8: Vermeidungskostenkurve für Kohlendioxid-Emissionen



Quelle: nach Loske (1996: 167)

Fazit: Die Vermeidungskosten sind für die Umweltpolitik die relevante Größe, wenn Maßnahmen zur Reduktion bestimmter Emissionen angestrebt werden: Sie geben diejenigen Kosten an, die entstehen, wenn heute Emissionen vermieden werden. Aus diesem Grund ist der Ansatz besonders interessant, wenn es darum geht, die mit politischen Reduktionszielen verbundenen Kosten abzuschätzen.

3.2.3. Vermeidungskosten für Ammoniak-Emissionen

Im Rahmen von regionalen Abkommen wie dem Multikomponentenprotokoll der UN/ECE und der NEC - Richtlinie der EU wurden nationale Emissionsobergrenzen für Ammoniak beschlossen. Deutschland hat sich in diesen Abkommen verpflichtet, seine Ammoniak-Emissionen bis zum Jahr 2010 auf 550 Gg (1 Gigagramm = 1000 Tonnen) zu reduzieren.

Der Fokus richtet sich hierbei auf die Landwirtschaft bzw. die Tierproduktion, da diese der Hauptemittent der Ammoniak-Emissionen ist. In diesem Zusammenhang wurde das Projekt "Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniak-Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010" vom Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft und vom Umweltbundesamt in Auftrag gegeben. Ziel des Projekts war es, die für den Agrarbereich bisher verwendeten Methoden der Emissionsberechnung weiterzuentwickeln, eine Neuberechnung der Emissionen von 1990 sowie Prognosen für das Jahr 2010 zu erstellen. Außerdem sollten Wirkungen und Kosten von Maßnahmen zur Reduktion von Ammoniak-Emissionen ermittelt und bewertet werden.

Dieses Projekt wurde durch eine Projektgemeinschaft namhafter Agrarinstitute⁹ im Auftrag des Bundesministeriums für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft und des Umweltbundesamtes realisiert. Bei der Bestimmung von Vermeidungskosten für Ammoniak konnte auf den sehr aktuellen Abschlussbericht dieses Projektes (FAL et al. 2001) zurückgegriffen werden.

Grundsätzlich sind Ammoniak-Minderungsmaßnahmen in den Bereichen Tierhaltung, Fütterung, Güllelagerung und Gülleausbringung möglich. Als besonders geeignete Ansatzstellen für Ammoniak-Emissionsminderung erwies sich bei allen Tierarten die unverzügliche Dungeinarbeitung nach der Ausbringung. Bei Schweinen sind zudem die Güllelagerabdeckung und die N-angepasste Fütterung zu nennen, bei Geflügel ist vor allem die Kottrocknung von Bedeutung. Obgleich Maßnahmen bei Rindern aufgrund ihres hohen Anteils an den Gesamtammoniak-Emissionen ein hohes Minderungspotential aufweisen, begrenzen hohe Kosten und mangelnde technische Anwendungsreife die Umsetzung.

Die Studie erarbeitete eine Vielzahl von möglichen Ammoniakminderungsmaßnahmen, bewertete diese auf ihre Minderungspotentiale und berechnete die Kosten für diese Maßnahmen. In der nachfolgenden Tabelle werden ausgewählte Minderungsmaßnahmen aufgeführt. Bei der Rangfolge Kosten kann die Vermeidungskostenkurve sehr gut nachvollzogen werden.

Tab. 25: Rangfolge der Minderungspotentiale und der Kostenwirksamkeit ausgewählter Ammoniak-Minderungsmaßnahmen

Rangfolge Minderungspotential		Rangfolge Kosten	
Beschreibung	t NH ₃ /Jahr	Beschreibung	DM/kg NH ₃
Gülleausbringungstechnik	-15900 bis -33400	Großgruppen	-45,2
unmittelbare Einarbeitung	-21700	Abdeckung des Güllelagers	0,9
Erweiterung der Lagerkapazität	-17600	Angepasste Fütterung	2,7
Verdünnte Gülle	-5100 bis -17000	Verdünnte Gülle	7,5 - 9
Gülleausbringungstechnik	-3300 bis -13700	Außenklimastall	10,4
Abdeckung des Güllelagers	-9500	Gülleausbringungstechnik	12,2
N-angepasster Fütterung	-8700	grooved floor	12,2
grooved floor	-5500	Erweiterung der Lagerkapazität	15,4
Großgruppen	-1472		

Quelle: FAL et al. (2001: 128)

Um das selbst gesteckte Ziel der Bundesrepublik von 550 Gg Ammoniakemission pro Jahr zu erreichen, wurden in der Studie (vgl. FAL et al. 2001) drei unterschiedliche Szenarien zur Ammoniak-Emissionsminderung für das Jahr 2010 berechnet.

⁹ Die Projektgemeinschaft bestand aus dem Institut für Agrarökologie (AOE), dem Institut für Betriebswirtschaft, Agrarstruktur und ländliche Räume (BAL), der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), dem Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft (KTBL) sowie dem Institut für Agrartechnik Bornim (ATB).

Szenario 1 beschreibt eine „realistische Minimalminderung“, ausgehend von einer Emissionsminderung um 7%. Die dabei resultierenden durchschnittlichen Vermeidungskosten betragen 11,9 DM/kg NH₃. Im zweiten Szenario wird eine „realistische Maximalminderung“ um 11% angenommen, die mit durchschnittlichen Vermeidungskosten von 12,3 DM/kg NH₃ erreicht werden kann. Im dritten Szenario wird eine „relativ unrealistische Maximalminderung“ definiert, die die Emissionen um 15% bei durchschnittlichen Vermeidungskosten von 10,1 DM/kg NH₃ mindert.

Als Ansatz für NH₃-Emissionsvermeidungskosten wurden die im Szenario 1 ermittelten Kosten übernommen.

3.2.4. Vermeidungskosten für CO₂-Emissionen / Treibhauseffekt

Ansätze zu Folgekosten des anthropogenen Treibhauseffektes sind wie oben erläutert am längsten bisher verfolgt worden. Entsprechend existieren auf Basis unterschiedlicher Modelle unterschiedlichste Berechnungen von Vermeidungskosten für CO₂-Emissionsminderung. Insbesondere für das deutsche Minderungsziel der CO₂-Emissionen von 40% bis zum Jahr 2020 liegen einige Modellrechnungen zu gesamtwirtschaftlichen Grenzkosten¹⁰ dieser CO₂-Vermeidung vor, die in der nachfolgenden Tabelle aufgeführt sind.

Tab. 26: Vergleich der Grenz-Vermeidungskosten in verschiedenen Modellen für eine CO₂-Minderung von 40% gegenüber 1990 bis 2020

Modell	Institution	DM/tCO ₂	Bemerkungen
PANTA RHEI	GWS Osnabrück	315	Energiewirtschaftsmodell
MIS	Bremer Energie Institut	101	Energiewirtschaftsmodell
LEAN	Universität Oldenburg	158	Energiewirtschaftsmodell
GEM-E3	ZEW	289	Energiewirtschaftsmodell
NEW AGE	Universität Stuttgart	59	Energiewirtschaftsmodell
PERSEUS	Universität Karlsruhe	233	Energiesystemmodell
IKARUS-MARKAL	FZ Jülich	360	Energiesystemmodell
E ³ NET	Universität Stuttgart	147	Energiesystemmodell

Quelle: Matthes (2002: 6)

Nach Matthes (2002) liegen die durchschnittlichen Vermeidungskosten im Bereich einer CO₂-Minderung von 40% für den Zeithorizont 2020 erfahrungsgemäß um bis zum Faktor 3 niedriger. Unter Berücksichtigung dieser Tatsache und der großen Spannweite der aufgeführten Ergebnisse wird vor dem Hintergrund dieser Zielsetzung ein Wert für die durchschnittlichen Vermeidungskosten von CO₂-Emissionen von 100 DM/t CO₂ angesetzt.

¹⁰ Die Grenzkosten der CO₂-Vermeidung bezeichnen diejenigen Kosten, die zur Erzielung der letzten Tonne CO₂-Vermeidung für das vorgegebene Reduktionsziel entstehen. Sie stellen also die teuerste Vermeidungsoption dar, die zur Erreichung der Zielvorgabe noch eingesetzt werden muss.

3.2.5. Vermeidungskosten für Cadmium-Emissionen

Ansätze zur Bestimmung von Vermeidungskosten von Cadmium wurden in der Studie von Klepper et al. (1995) vorgenommen, in dem sie die Rauchgasreinigungskosten auf Cadmium umgelegt haben. Als Vermeidungskosten geben die Autoren Kosten von 2.000 – 5.000 DM/kg Cd an.

Für die Szenarienberechnung wurde der Durchschnittswert von 3.500 DM/kg Cd als Vermeidungskosten angesetzt.

3.3. Methode zur ökonomischen Bewertung auf Basis des Vermeidungskostenansatzes

Mit der Methode der Ökobilanzierung konnten die einzelnen Umweltauswirkungen der betrachteten Szenarien im Kontext der betrachteten funktionalen Einheit sehr detailliert ermittelt werden. In der Bewertung erfolgt in der Regel eine Gewichtung der Umweltwirkungskategorien, jedoch keine Zusammenfassung zu einem einzigen Parameter. Ein häufiges Problem bei der ökologischen Gesamtbewertung tritt insbesondere dann auf, wenn einzelne Szenarien in einigen Umweltwirkungskategorien besser und in anderen schlechter als andere abschneiden.

Die betriebswirtschaftliche Betrachtung berücksichtigt entsprechend dem betrieblichen Investitionskalkül lediglich die Kosten und Erträge, die für das Unternehmen unmittelbar anfallen.

Für die zusammenfassende Beurteilung zweier Systeme (Annahme: System1 ist ökologischer als System2) unter ökologischen und rein betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten ergeben sich zwei Alternativen.

1. Gilt für die Differenz der Systemkosten (SK)

$$SK1 - SK2 \leq 0$$

bedeutet dies, dass das System1 sowohl ökologisch als auch ökonomisch besser ist und demzufolge eine „win-win“-Situation vorherrscht.

2. Gilt für die Differenz der Systemkosten (SK)

$$SK1 - SK2 > 0$$

bedeutet dies, dass das System1 zwar ökologischer, aber das System2 preiswerter ist. Aus rein betriebswirtschaftlicher Sicht ist das System2 zu präferieren.

In diesem Fall besteht also ein Zielkonflikt zwischen Ökologie und Ökonomie. Hierbei ist zu bedenken, dass die ökologischen Vorteile des Systems1 gegenüber dem System2 nicht monetär berücksichtigt wurden.

In unserem Projekt tritt nun dieser zweite Fall ein, dass aus ökologischer Sicht die geschlossenen Szenarien (neben der Eigenkompostierung, für die keine betriebswirtschaftliche Betrachtung vorgenommen wurde) zu präferieren wären, während aus rein betriebswirtschaftlicher Sicht eher für die offene Kompostierung sowie für die Co-Vergärung zu plädieren wäre.

Aus volkswirtschaftlicher Sicht ist nun zu diskutieren, inwiefern die kostenseitige Berücksichtigung von externen ökologischen Effekten die Szenarienbewertungen beeinflusst bzw. eine zusammengefasste Bewertung ermöglichen könnte.

Die Differenz der Systemkosten ist hierzu wie folgt um einen Kostenwert K_{ex} zu erweitern, der die externen ökologischen Effekte der Differenz zwischen beiden Systemen darstellt.

Für das Ergebnis dieser Gleichung wird der Wert K_{sv} – Systemvergleichskostenwert – eingeführt.

$$K_{sv} = SK1 - SK2 - K_{ex}$$

Für die Ergebnisdiskussion des Systemsvergleiches unter Berücksichtigung der externen ökologischen Effekte ist in erster Linie das Vorzeichen des Systemvergleichskostenwertes K_{sv} und erst dann die Größe des Wertes maßgeblich.

Grundsätzlich ergeben sich wiederum zwei Möglichkeiten¹¹:

Bleibt der Systemvergleichskostenwert > 0 bedeutet dies, dass das betrachtete System2 sowohl unter rein betriebswirtschaftlichen Kosten als auch unter zusätzlicher monetärer Berücksichtigung der externen ökologischen Nachteile gegenüber dem System1 von Vorteil ist. Die ökologischen Vorteile des Systems1 und die damit verbundenen positiven externe Effekte gleichen den Nachteil bei rein betriebswirtschaftlicher Betrachtungsweise nicht aus.

Aus volkswirtschaftlicher Sicht wäre es günstiger, System2 zu präferieren und die eingesparten Mittel in effizientere Vermeidungstechnologien zu investieren.

Ist der Systemvergleichskostenwert dagegen ≤ 0 , dann bewirkt die Berücksichtigung der externen Effekte eine Verschiebung in der Systembewertung. Das System1 ist im Vorteil, d.h. die zusätzliche monetäre Berücksichtigung der Vermeidungskosten des Systems2, die notwendig wären, um die ökologischen Nachteile zum System1 aufzuheben, führt dazu, dass der Nachteil bei rein betriebswirtschaftlicher Betrachtungsweise mehr als ausgeglichen wird.

Aus volkswirtschaftlicher Sicht wäre es günstiger, System1 zu präferieren und die zusätzlichen Mittel gegenüber dem System2 zu investieren, da sie hier ökologisch am effizientesten eingesetzt werden.

3.3.1. Berechnung der Gesamtvermeidungskosten der Differenz zweier Systeme

Die naheliegende Frage, die sich jetzt stellt, ist die nach der Bestimmung des Wertes K_{ex} .

Im folgenden wird hierzu eine Berechnungsformel eingeführt, die die Methodik der Wirkungsabschätzung im Rahmen der Ökobilanzierung (vgl. Vogt et al. 2001) aufgreift und mit dem Vermeidungskostenansatz verknüpft, um die verschiedenen Umweltwirkungskategorien zu monetarisieren und letztlich die Systeme in Kostengrößen als Summenwert vergleichbar zu machen.

$$K_{ex} = \dot{a}_i (WP2_i - WP1_i) \times \ddot{A}q_{Ei} \times VK_{Ei} + \dot{a}_j [\text{Max} ((WP2_k - WP1_k) \times \ddot{A}q_k \times VK_{Ek})]$$

- K_{ex} Kostenwert der externen ökologischen Effekte der Differenz der Systeme 1 und 2 pro funktionaler Einheit, Gesamtvermeidungskosten der Systemdifferenz
- $WP1$ berechnetes Netto-Wirkungspotential pro funktionaler Einheit für das System1
- $WP2$ berechnetes Netto-Wirkungspotential pro funktionaler Einheit für das System2
- E Leitemission ist eine Emission, die im Systemvergleich zu wesentlichen Umweltauswirkungen führt und dementsprechend die Ökobilanzergebnisse bestimmt
- $\ddot{A}q$ Äquivalenzfaktor zur Bestimmung des Beitrages von Leitemissionen an Umweltwirkungspotentiale¹²

¹¹ Diese Aussage trifft nur unter der Voraussetzung zu, dass im Vergleich als erstes System das definiert wird, welches unter ökologischen Gesichtspunkten günstiger ist, wohingegen das System2 das kostengünstigere Verfahren darstellt.

¹² Bei der Ökobilanz nach DIN ISO 14040 erfolgt diese Verknüpfung im Rahmen der Wirkungsabschätzung im Schritt der Wirkungscharakterisierung.

- VK_E durchschnittliche Vermeidungskosten für Leitmission
- Max Maximum
- i Menge der Umweltwirkungskategorien, für die ein einfacher Zusammenhang zwischen einer Leitmission und einer Wirkungskategorie besteht¹³
- k Menge der Umweltwirkungskategorien, bei der ein Zusammenhang zwischen einer Leitmission und mehreren Wirkungskategorien besteht
- j Anzahl der Fälle wo der Fall k zutrifft

3.3.2. Erläuterungen zur Berechnungsformel

Der erste Teil der Gleichung bezieht sich auf Umweltwirkungen, für die ein einfacher Zusammenhang zwischen einer Leitmission und einer Wirkungskategorie besteht.

Als Beispiel hierfür seien Kohlendioxidemissionen genannt. Die in der Sachbilanzierung ermittelten CO_2 -Emissionen besitzen nur ein Wirkungspotential für den Treibhauseffekt. Weitere mögliche negative Umweltwirkungen in anderen Wirkungskategorien wie z.B. Versauerung, Krebsrisiko etc. sind nicht gegeben. Der Beitrag der CO_2 -Emissionen zum Treibhauseffekt wird über den Wirkungsäquivalenzfaktor $\dot{A}q$ bestimmt. Dieser Wert beträgt für CO_2 bezogen auf den Treibhauseffekt 1.

Aus der Ökobilanzierung sind die Werte WP_2 und WP_1 bekannt und somit auch der Differenzbetrag ($WP_2 - WP_1$). Vermeidungskostenansätze VK_E sind bisher zumeist für einzelne Emissionen berechnet worden. Das Produkt aus Vermeidungskosten einer (Leit)emission und seinem Äquivalenzfaktor ergibt Vermeidungskosten für die Wirkungskategorie.¹⁴ Als Ergebnis aus dem Produkt des Differenzbetrags ($WP_1 - WP_2$) und dem Vermeidungskostenwert der Wirkungskategorie erhält man wirkungskategoriespezifische Vermeidungskosten für den Differenzbetrag. Der Summenwert wird über alle derartigen Wirkungskategorien gebildet.

Der zweite Teil der Gleichung berücksichtigt dagegen die Umweltwirkungen, für die ein Zusammenhang zwischen einer Leitmission und mehreren Wirkungskategorien besteht. Als Illustration seien Ammoniak- und Cadmiumemissionen genannt. Ammoniakemissionen besitzen Wirkungspotentiale zur terrestrischen Eutrophierung, zur Versauerung sowie zum PM_{10} -Risiko. Cadmiumemissionen wirken sich dagegen negativ in den Wirkungskategorien Schadstoffeintrag in Boden sowie Krebsrisiko aus.

Derartige mehrfache Zuordnungen einer Leitmission zu mehreren Wirkungskategorien verkomplizieren die Rechnung mit Vermeidungskosten. Im Beispiel Ammoniakemissionen erhält man wirkungskategoriespezifische Vermeidungskosten für den Differenzbetrag für die Umweltwirkungen terrestrische Eutrophierung, Versauerung und PM_{10} -Risiko. Diese Vermeidungskosten dürfen nicht aufsummiert werden, sondern es darf aus diesen drei Werten nur der Maximalwert für die weitere Berechnung berücksichtigt werden, da mit dem höchsten Vermeidungskostenwert die höchsten Minderungen auch in den anderen Umweltkategorien erzielt werden. Diese letztlich „positiven Gutschriften“ sollen aber weiter

¹³ Bei der Ökobilanz nach DIN ISO 14040 erfolgt die Zuordnung von Sachbilanzemissionen zur Umweltwirkungskategorie im Rahmen der Wirkungsabschätzung im Schritt der Wirkungszuordnung.

¹⁴ Diese Verknüpfung ist aus unserer Sicht legitim, sofern es sich um Emissionen handelt, die die Ökobilanz wesentlich bestimmen, also Leitmissionen sind. Vermeidungskosten für CO_2 werden häufig auch als Vermeidungskosten für den Treibhauseffekt angesehen, da der Äquivalenzfaktor zwischen beiden eins beträgt.

nicht berücksichtigt werden. Das Beispiel, dargestellt in Tab. 27 versucht diese Problematik zu veranschaulichen. Abschließend wird der Summenwert über alle derartigen Fälle j gebildet.

Die Summe aus beiden Gleichungsteilen ergibt dann den Wert K_{ex} , also den Kostenwert der externen ökologischen Effekte der Differenz der Systeme 1 und 2. Dieser Wert stellt somit die Vermeidungskosten für die ökologische Differenz der beiden betrachteten Systeme dar und müssen dem ökologisch schlechteren System zugerechnet werden. Eine Beispielberechnung ist in der Tab. 28 aufgeführt.

Eine wichtige Einschränkung muss für die Gültigkeit der Berechnungsformel für K_{ex} gemacht werden. **Die Berechnung ist nur schlüssig, wenn jede Wirkungskategorie nur jeweils einmal in der Gleichung vorkommt.** Sonst verstärkt sich die Problematik der sogenannten „Gutschriften“ noch.

Tab. 27: Berechnungen am Beispiel Ammoniakemissionen

Wirkungskategorie	Ammoniak-Äquivalenzfaktor	Wirkungsspezifische Vermeidungskosten	Systemdifferenzbetrag (Beispiel) pro t Bioabfall	Berechnete Vermeidungskosten pro t Bioabfall	Auswirkungen von 18,54 DM zur NH ₃ -Minderung	„Gutschriften“ in anderen Wirkungskategorien
Eutrophierung (terr.)	0,346 PO ₄ ³⁻ -Äq/kg	34.393 DM/t PO ₄ ³⁻ -Äq	0,539 kg PO ₄ ³⁻ -Äq	18,54 DM	0,539 kg PO ₄ ³⁻ -Äq	0 kg PO ₄ ³⁻ -Äq
Versauerung	1,88 SO ₂ -Äq/kg	6.330 DM/t SO ₂ -Äq	2,243 kg SO ₂ -Äq	14,20 DM	2,928 kg SO ₂ -Äq	0,685 kg SO ₂ -Äq
PM10-Risiko	0,159 PM ₁₀ -Äq/kg	74.843 DM/t PM ₁₀ -Äq	0,189 kg PM ₁₀ -Äq	14,16 DM	0,247 kg PM ₁₀ -Äq	0,058 kg PM ₁₀ -Äq
Anmerkungen		Vermeidungskosten von 11.900 DM/t NH ₃	Werte aus Ökobilanz			

Tab. 28: Berechnung der Gesamtvermeidungskosten für die Differenz der Systeme KompGeschl_2 und KompOffen_1

Wirkungskategorien	1. System KompGeschl_2	2. System KompOffen_1	Differenz WP2-WP1 KompOffen_1 - KompGeschl_2	Leit-emission	Vermeidungskostenannahmen*	Äquivalenzfaktor	Wirkungskategorie-spezifische Vermeidungskosten	Vermeidungskosten für Differenz
	kg Äq / t Bioabfall	kg Äq / t Bioabfall	kg/t Bioabfall				DM/t Äq	DM/t Bioabfall
Treibhaus-effekt	52,25766	130,053	77,79534	CO ₂	100,00 DM/t CO ₂	1 kg CO ₂ -Äq/kg	100,00	7,78
Krebsrisiko	0,00000156	0,000001854	0,000000294	Cd	3.500.000 DM/t Cd	0,42 kg Arsen-Äq/kg	8.333.333,00	0,0025
Versauerung	0,4141	5,207	4,7929	NH ₃	11.900 DM/t NH ₃	1,88 SO ₂ -Äq/kg	6.330,00	30,34
Eutrophierung (terr.)	0,0455184	0,95004	0,9045216	NH ₃		0,346 PO ₄ ³⁻ -Äq/kg	34.393,00	31,11
PM10-Risiko	0,07622	0,5143	0,43808	NH ₃		0,159 PM ₁₀ -Äq/kg	74.843,00	32,79
Cadmium-Eintrag Boden	-0,00007155	0,000004041	0,000075591	Cd		1	3.500.000,00	0,26
								K _{ex} =40,83

* Die Herleitung der Vermeidungskosten erfolgt im Abschnitt 2.2.

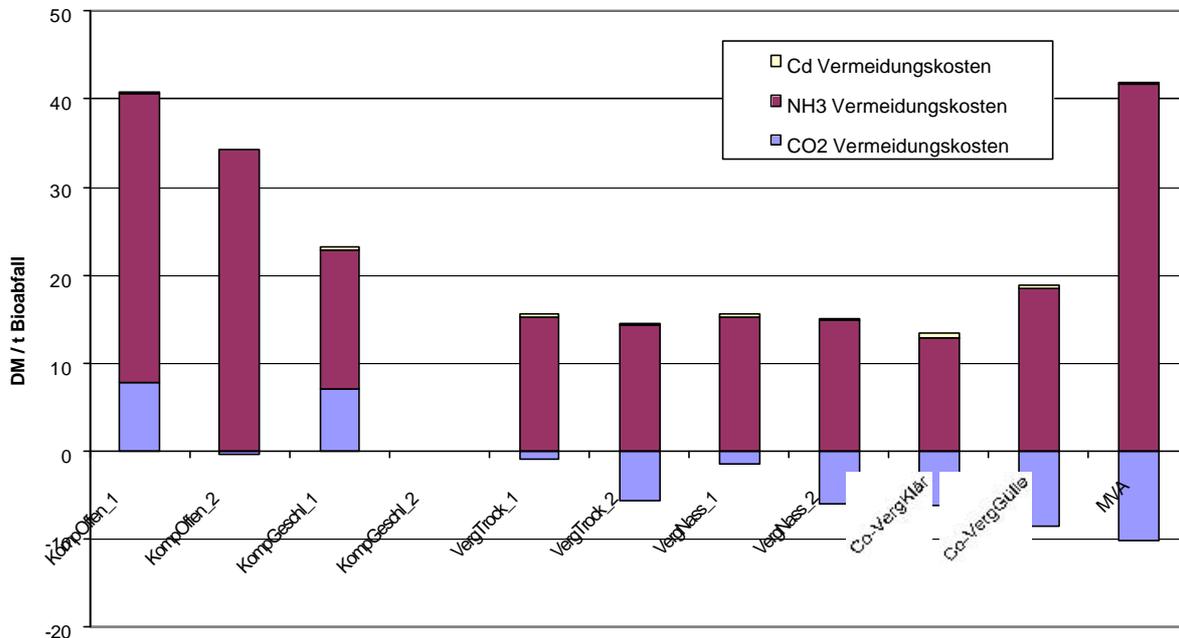
3.4. Ergebnisdarstellung

Für den Vergleich zweier Systeme wurde im folgenden als ökologisch bestes Szenario immer KompGeschl_2 gewählt. Gegenüber diesem Szenario wurden dann die spezifischen sowie die Gesamtvermeidungskosten berechnet.

Als relevante Wirkungskategorien, denen eine sehr große ökologische Bedeutung in der Ökobilanzierung beigemessen wurde, sind einerseits der Treibhauseffekt sowie andererseits das Krebsrisiko (Humantoxizität) zu nennen. Eine große Bedeutung und gleichzeitig einen hohen spezifischen Beitrag besaßen in der ökologischen Bewertung die Wirkungskategorien Versauerung, terrestrische Eutrophierung sowie PM10-Risiko (Humantoxizität) sowie Cadmium-Eintrag Boden. Als Leitmissionen, die diese Wirkungskategorien wesentlich bestimmten, konnten Ammoniak, Kohlendioxid und Cadmium identifiziert werden. Aus diesem Grunde wurden diese Emissionen mit entsprechenden Vermeidungskosten in die Berechnung der Gesamtvermeidungskosten aufgenommen.

Eine vergleichende Übersicht zu den ermittelten spezifischen Vermeidungskosten ist in Abb. 9 dargestellt. Relevante Vermeidungskosten verursachen nur die beiden Emissionen Ammoniak und Kohlendioxid in dieser Reihenfolge. Vermeidungskosten durch Cadmiumemissionen sind dagegen verschwindend gering. Außerdem wird deutlich, dass insbesondere die anderen drei Kompostierungsszenarien beträchtliche Investitionen tätigen müssten, um die jeweiligen ökologischen Nachteile gegenüber dem Szenario KompGeschl_2 auszugleichen. In den (Co-)Vergärungsszenarien heben sich teilweise Vermeidungskosten von Ammoniak und Kohlendioxid auf.

Abb. 9: Vermeidungskosten gegenüber dem Szenario KompGeschl_2

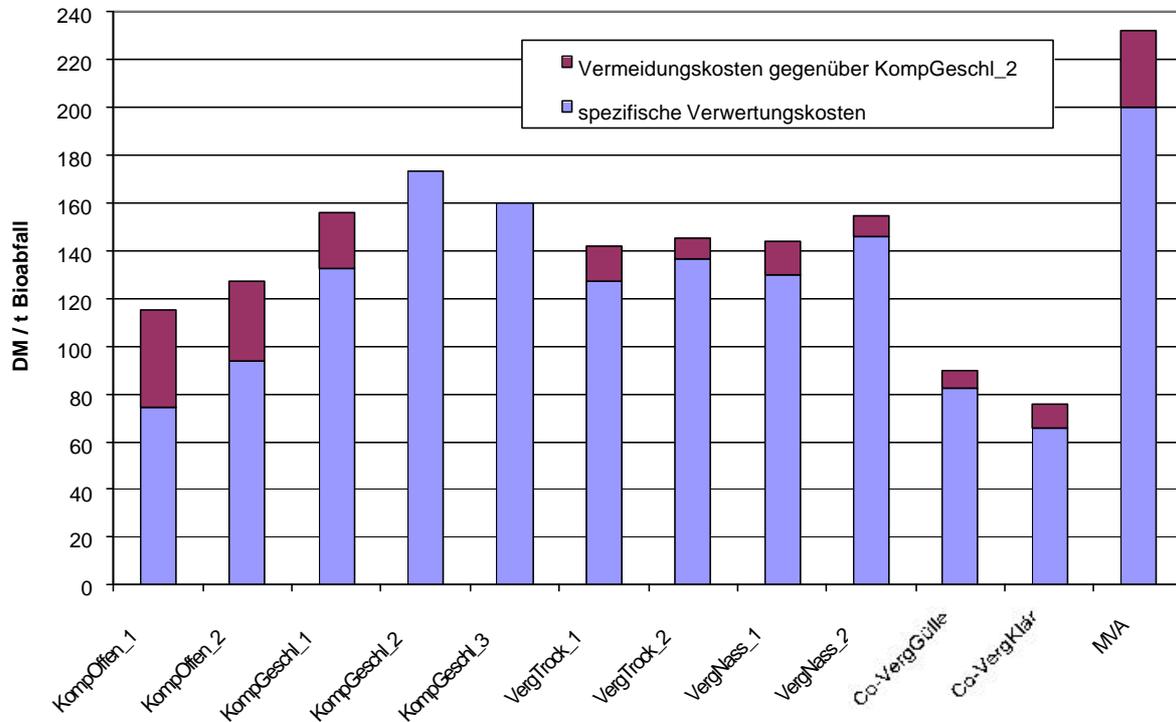


Diese berechneten Vermeidungskosten werden im nächsten Schritt den jeweiligen Szenarien auf die Verwertungskosten zugerechnet. Dieser Summenwert ist nach der vorgestellten Methode zur monetären Einbeziehung der ökologischen Effekte direkt mit den Verwertungskosten des ökologisch besten Szenario vergleichbar.

Bei diesem Vergleich stellt sich heraus, dass die jeweiligen zuzurechnenden Vermeidungskosten die grundsätzlichen Aussagen der betriebswirtschaftlichen Bewertung unterstützen, wobei eine Differenzierung bei den bisher besten Szenarien festzustellen ist.

Die spezifischen Vergleichskosten der (Co-)Vergärungsverfahren erhöhen sich nur um 7 – 15 DM/t Bioabfall, wohingegen sich die offenen Kompostierungsverfahren um 34 – 41 DM DM/t Bioabfall und auch die Müllverbrennung um 32 DM/t Bioabfall verschlechtern.

Abb. 10: Ökonomischer Systemvergleich unter Berücksichtigung der externen ökologischen Effekte

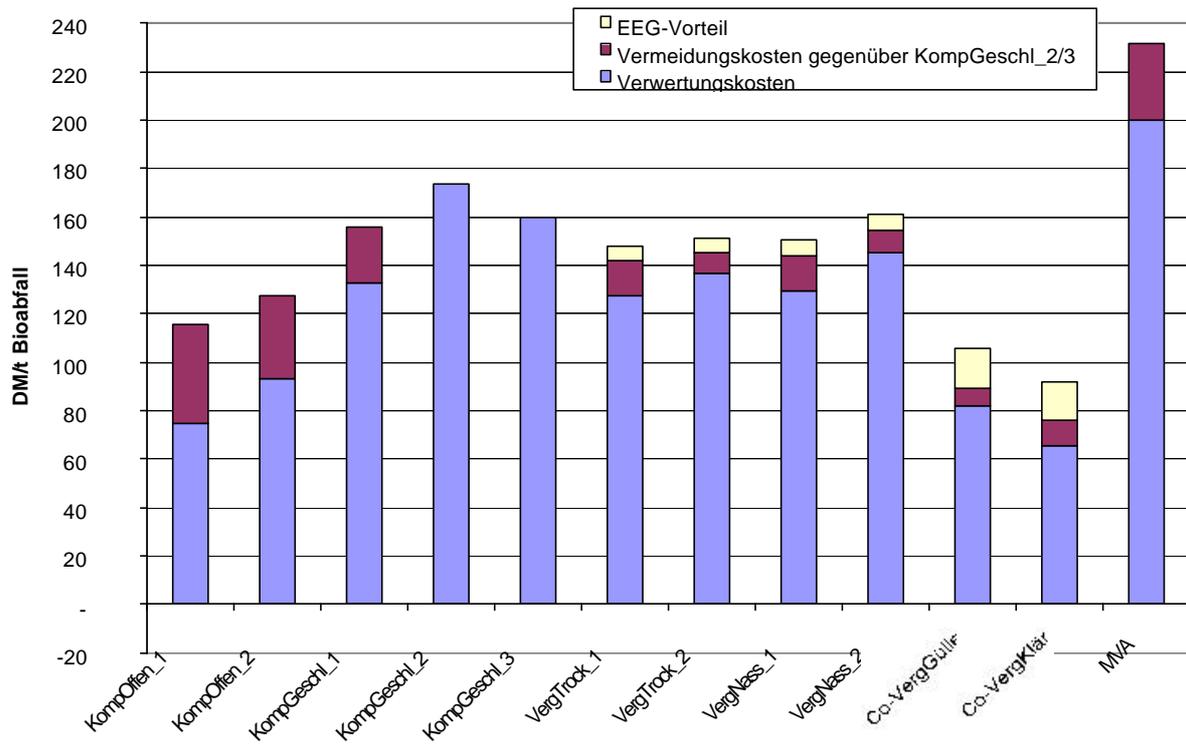


Ein berechtigter Einwand könnte jetzt sein, dass die (Co-)Vergärungsverfahren durch das EEG schon eine Stromvergütung erhalten, die umweltpolitisch motiviert ist und in der die positiven Klimaschutzeffekte¹⁵ durch eine Stromerzeugung aus regenerativen Stoffen schon monetär berücksichtigt werden.

Um diesen Effekt als Kostengröße genauer beziffern und darstellen zu können, wird im folgenden unterstellt, dass nur eine Stromvergütung von 0,10 DM/kWh erfolgt statt die im Erneuerbaren Energien Gesetz (EEG) festgeschriebenen 0,20 DM/kWh (siehe Abb. 11). In der Darstellung wird der dadurch verursachte Kosteneffekt separat aufgeführt. Deutlich wird, dass insbesondere die Covergärungsszenarien aufgrund ihrer hohen Energieausbeute wieder stärker an die offenen Kompostierungsverfahren heranrücken.

¹⁵ Diese positiven Effekte sind in der Berechnung der Vermeidungskosten in der Abb. 9 dadurch erkennbar, dass sie bei den Vergärungsszenarien als negative CO₂-Vermeidungskosten aufgeführt sind.

Abb. 11: Ökonomischer Systemvergleich unter Berücksichtigung der externen ökologischen Effekte sowie des EEG-Effektes



4. Wirtschaftliche Zumutbarkeit

4.1. Zusammenfassende Bewertung

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) von 1994 räumt in § 5 Abs. 2 der stofflichen oder energetischen Verwertung von Abfall Vorrang vor dessen Beseitigung ein, soweit diese, wie in § 5 Abs. 4 näher spezifiziert, „technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar ist, insbesondere für einen gewonnenen Stoff oder eine gewonnene Energie ein Markt vorhanden ist oder geschaffen werden kann.“ Diese Verwertungspflicht betrifft allerdings nur die Besitzer gewerblicher Abfälle, welche privatwirtschaftliche Dritte mit der Verwertung der Abfälle beauftragen können, wohingegen Besitzer von Haushaltsabfällen einer generellen Überlassungspflicht dem kommunalen Entsorgungsträger gegenüber unterliegen, sofern sie eine Verwertung nicht selbst durchführen.

Gegenstand der gesetzlichen Zumutbarkeitsanforderungen ist dabei der Differenzbetrag, um den die für den Regelfall als höher unterstellten Kosten solcher Verfahren die Kosten der Deponierung / Verbrennung übersteigen, welche sich in den Entsorgungsgebühren niederschlagen. Im Zuge einer Zumutbarkeitsbetrachtung wird dabei auf die Verhältnismäßigkeit der Verwertungskosten zu den Beseitigungskosten abgestellt, wobei es verschiedene systematische Herangehensweisen und Kriterien zu deren Abgrenzung benutzt werden. Diese beginnen mit der Branchenüblichkeit über die wirtschaftliche Tätigkeit, bei welcher die Abfälle anfallen, die mit den Kosten verbundene Wettbewerbsfähigkeit der erzeugten Produkte bis hin zu einer Ausrichtung an der wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit des Einzelnen. Somit gibt es keine generalisierten Anforderungen oder Bestimmungen, anhand derer eindeutig bestimmt werden kann, wann eine wirtschaftliche Zumutbarkeit gegeben ist und wann dies nicht der Fall ist.

Nach den Ergebnissen der wirtschaftlichen Bewertung wird deutlich, dass der Vergleich Beseitigung (MVA) und der unterschiedlichen Verwertungsoptionen zu Gunsten der Verwertungsoptionen ausfällt. Damit ist die grundsätzliche Frage der wirtschaftlichen Zumutbarkeit auf dieser Ebene keine relevante Frage: sie muss in diesem Zusammenhang nicht gestellt werden.

Etwas anders sieht es hingegen im Hinblick auf die unterschiedlichen Verwertungsoptionen aus, hier könnte sich ggf. diese Frage stellen, also die Frage inwieweit ein „teures“ gleichwohl nach den Ergebnissen der Ökobilanz ökologisch vorteilhafte Lösung zum tragen kommen soll und inwieweit diese wirtschaftlich zumutbar ist.

Allerdings geht es in diesem Zusammenhang nicht um die Frage Verwertung / Beseitigung als vielmehr um die Frage der Vergleiche der Verwertungssysteme und steht in dem hier betrachteten Kontext außerhalb der Betrachtung.

Interessanterweise, und dies sei noch angemerkt, sind die Ergebnisse der wirtschaftlichen Betrachtung in diesem Zusammenhang eindeutiger als die Ergebnisse der Ökobilanz, die in der Summe nur eine begrenzte ökologische Vorteilhaftigkeit der Verwertung gegenüber der MVA nachweisen kann (unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Verwertungsverfahren).

Die Ergebnisse der volkswirtschaftlichen Betrachtungsweise, also die Einbeziehung der Vermeidungskosten für bestimmte Stoffe, die zwar die Grenzen der Ökobilanzierung überschreitet, macht zudem deutlich, dass die Kostendifferenzen der Schadstoffvermeidung im Bereich Kompost hoch sind und damit ggf. kostengünstigere Alternativen zur Verfügung stehen. Dies erscheint zumindest ein Indiz dahingehend zu sein, dass es im Hinblick auf die Anwendung der Ökobilanzergebnisse in den realen Kontext offene Fragen existieren.

Damit wird aber zugleich ein Punkt angesprochen, der für die konkrete Anwendung der Ökobilanzergebnisse von Bedeutung ist. Die Ökobilanz abstrahiert „systembedingt“ von den konkreten Kontexten. Da diese sich aber erheblich voneinander unterscheiden, müssen die Ökobilanzergebnisse im konkreten Kontext rejustiert werden, d.h. es müssen die Systeme in Abhängigkeit von den realen Einsatzbedingungen überprüft werden, d.h. wie Siedlungsdichte, die Sozialstrukturen etc. Erst in diesen Kontexten sind dann Aussagen zu machen und die Ergebnisse der Ökobilanz anpassen und anzuwenden.

4.2. Der Begriff der wirtschaftlichen Zumutbarkeit und das Verwertungsgebot im KrW-/AbfG

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) von 1994 räumt in § 5 Abs. 2 der stofflichen oder energetischen *Verwertung* von Abfall Vorrang vor dessen *Beseitigung* ein, soweit diese, wie in § 5 Abs. 4 näher spezifiziert, „technisch möglich und wirtschaftlich zumutbar ist, insbesondere für einen gewonnenen Stoff oder eine gewonnene Energie ein Markt vorhanden ist oder geschaffen werden kann.“ Von dieser Bestimmung werden jedoch in § 13 Abs. 1 KrW-/AbfG Erzeuger oder Besitzer von Abfällen aus *privaten Haushaltungen* ausgenommen, welche dazu verpflichtet sind, ihre Abfälle „den nach Landesrecht zur Entsorgung verpflichteten juristischen Personen (öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger) zu überlassen, soweit sie zu einer Verwertung nicht in der Lage sind oder diese nicht beabsichtigen.“ Diese Überlassungspflicht gilt auch für Erzeuger oder Besitzer von Abfällen zur Beseitigung aus anderen Herkunftsbereichen, soweit diese nicht in eigenen Anlagen beseitigt werden oder überwiegende öffentliche Interessen eine Überlassung erfordern¹⁶. Die Abfallverwertung hingegen wird der kommunalen Hoheit entzogen und der Privatwirtschaft überlassen. „Die Förderung der Kreislaufwirtschaft wird über den Vorrang der Abfallverwertung organisiert und – notwendigerweise die Eigenrationalitäten des Marktes anerkennend – grundsätzlich der Privatwirtschaft überlassen. Demgegenüber stellt sich die Abfallbeseitigung als Element der herkömmlichen Daseinsvorsorge dar und wird grundsätzlich durch öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger wahrgenommen.“¹⁷

Dieser gesetzliche Vorrang der Verwertung entfällt, wenn die Beseitigung die umweltverträglichere Lösung in Hinsicht auf zu erwartende Emissionen, Schonung natürlicher Ressourcen, einzusetzender oder zu gewinnender Energie und Schadstoffanreicherung darstellt.¹⁸ Gemeinsam mit dem Erfordernis der technischen Verwertungsmöglichkeit bildet der vorstehend genannte Wegfall des Verwertungsgebotes das Merkmal der *Geeignetheit* ab.¹⁹ Erläuternd heißt es im Gesetzestext weiter: „Die Verwertung von Abfällen ist auch dann technisch möglich, wenn hierzu eine Vorbehandlung erforderlich ist. Die wirtschaftliche Zumutbarkeit ist gegeben, wenn die mit der Verwertung verbundenen Kosten *nicht außer Verhältnis* zu den Kosten stehen, die für eine Abfallbeseitigung zu tragen wären.“ Der Begriff der Zumutbarkeit²⁰ wird dabei mit dem der Verhältnismäßigkeit im engeren Sinne - der Angemessenheit - gleichgesetzt.²¹

Die Belastung für den pflichtigen Abfallerzeuger oder Abfallbesitzer wird dementsprechend nicht absolut ermittelt, sondern aufgrund eines Vergleiches der „mit der Verwertung

¹⁶ Krw-/AbfG § 13 Abs. 1 Satz 2

¹⁷ VGH Bad.-Württ. (1999), in: DÖV Oktober 1999, S. 830 ff.

¹⁸ Vgl. KrW-/AbfG §5 Abs. 5

¹⁹ Vgl. Fluck (1995), S. 238

²⁰ Zur Abgrenzung der bisher verwendeten und noch folgenden Begriffe: Wirtschaftliche Zumutbarkeit ist gegeben, wenn die Kosten *nicht außer Verhältnis* zu den Kosten stehen, die für eine Beseitigung zu tragen wären ⇒ wird mit dem Begriff der „**Verhältnismäßigkeit**“ gleichgesetzt, genauer gesagt mit der „**Angemessenheit**“ = **Verhältnismäßigkeit im engeren Sinne**. Weitere Elemente der Verhältnismäßigkeit sind „**Erforderlichkeit**“ (es sind nur Kosten ansetzbar, die zur Leistungserstellung auch erforderlich sind ⇒ Gebührenansatz) und „**Geeignetheit**“ (Erfordernis der technischen Verwertungsmöglichkeit und Wegfall des Verwertungsgebotes, wenn Beseitigung das umweltverträglichere Verfahren ist; stellt somit ein Ausschlusskriterium dar)

²¹ Fluck (1995), S. 238, ebenso „Verhältnismäßigkeit im engeren Sinne“ Tettinger (1993), S. 159

verbundenen Kosten“ mit den Kosten „die für eine Abfallbeseitigung zu tragen wären.“²² Die Kosten für die zu vergleichenden Verfahren sind dabei beginnend mit der Bereitstellung des Abfalls bis zum Abschluss der Maßnahme zu ermitteln. Die Abfallbeseitigung umfasst nach § 10 Abs. 2 KrW-/AbfG das Bereitstellen, Überlassen, Einsammeln, die Beförderung, die Behandlung (Verminderung von Schädlichkeit und Menge), die Lagerung und die Ablagerung von Abfällen zur Beseitigung. So gehören zu den Kosten der Beseitigung z.B. bei der Verbrennung auch die Kosten für die Verwertung oder Ablagerung der entstandenen Restabfälle oder bei der Deponierung die Langzeitkosten, die zu diesem Zeitpunkt betriebswirtschaftlich ermittelbar und bei öffentlichen Deponien bereits in die Deponiegebühren eingeflossen sind.²³

Kommunale (öffentlich-rechtliche) Entsorgungsunternehmen oder als solche in Anspruch genommene Gesellschaften unterliegen der Kostenrechnung: in der Gebührenkalkulation angesetzt werden somit die Kostenarten²⁴ :

- Arbeitskosten (Löhne Gehälter, Provisionen, Sozialleistungen),
- Materialkosten (Rohstoffe, Hilfsstoffe, Betriebsstoffe, Nebenkosten für Beschaffung und Lagerung),
- Kapitalkosten (Kosten für Maschinen, Gebäude, Geld – kalkulatorische Abschreibungen, - Zinsen, - Wagnisse, - Mieten, - Unternehmerlohn),
- Fremdleistungskosten (Verbrauch unternehmensextern bezogener Leistungen) sowie
- Kosten der Gesellschaft (Teilnahme an Aufwendungen der Allgemeinheit – z.B. Versorgungsleitungen).

Besonders für die Beseitigung in Form der *Deponierung* sind mehrere zusätzliche Einflussfaktoren für die Gesamtkosten ausschlaggebend. Deponien werden nach dem Grundsatz des Multibarrierensystems mit mehreren Sicherheitselementen (u.a. Basisabdichtung, Deponieoberflächenabdichtsystem) errichtet, um langfristig und zuverlässig eine Umweltverträglichkeit zu gewährleisten.²⁵ An die eigentliche Deponierung schließt sich eine lange Überwachungsphase an, wobei eine regelmäßige Kontrolle des Langzeitverhaltens der Deponie und ein Vergleich der Messergebnisse mit den Annahmen, welche bei der Planung und Genehmigung gemacht wurden, durchgeführt werden.²⁶ Die Folgekosten einer Deponie sind dabei nur schwer abzuschätzen, da der anzusetzende Zeitraum nicht exakt vorgegeben werden kann.²⁷

Im Verhältnis zu den Beseitigungskosten stehen die folgende Kosten der *Abfallverwertung*:²⁸

- Kosten der getrennten Sammlung²⁹ und Vorbehandlung:

²² Vgl. Fluck (1995/2), S. 33

²³ Vgl. Fluck (1995), S. 238

²⁴ Tettinger (1993), S. 82 ff.

²⁵ Vgl. Tettinger (1993), S. 141 f.

²⁶ Vgl. Tettinger (1993), S. 144

²⁷ Vgl. Tettinger (1993), S. 145

²⁸ Vgl. Tettinger (1993), S. 119 ff.

²⁹ Zu den Kosten der Sammlung von Bioabfällen vgl. Rösch (?), S. 74 f. Demnach entstehen für die Bioabfallerfassung bei privaten Haushalten je nach Serviceart (Teil- oder Holservice) und Abfuhrhythmus

- Sammel- und Sortierkosten (Personalkosten für Fahrer, Einsammler, Sortierer)
- Fahrzeugkosten (Anschaffung, kalkulatorische Kosten, Betriebskosten)
- Behälterkosten (Anschaffung, Kostenanteile für Aufstellung und Austausch bei Defekten)
- Standplatzkosten (Reinigung)
- Kosten für Weitertransport (Transport der Abfälle zur Verwertungsanlage)
- Kosten der stofflichen Verwertung
 - Information (Infos über Art, Qualität und Quantität recyclebarer Abfallfraktionen)
 - Sammlung (kommunal oder durch private Anbieter)
 - Transport
 - Ggf. Trennung der verschiedenen Abfallfraktionen
 - Wiederaufbereitung einschließlich Abtransport
- Kosten der energetischen Verwertung^{30,31}
 - Voraussetzung für thermische Verwertung ist Heizwert
 - Sortier- und Aufbereitungskosten (Aussortieren von Stoffen ohne Heizwert, z.B. Glas, Schrott etc.)
 - Kosten der Anlagenerrichtung

Für die *Verwertung* kommen jedoch nicht nur die vorgenannten Kosten zum Tragen, sondern auch mögliche Erlöse durch den Absatz der somit erzeugten Produkte, Sekundärrohstoffe und Energie. Es wird also eine Nettobetrachtung durchgeführt. Das wird durch den Aspekt der **Marktextistenz** und **Marktentwicklung** gemäß § 5 Abs. 4 Satz 1 KrW-/AbfG festgeschrieben, wonach die Zumutbarkeit mit Blick auf die Verwertungschancen zu beurteilen ist. Die realisierbaren Preisindices sind u.a. abhängig von Angebot und Nachfrage, Marktmacht, Lieferantenbeziehungen, Stoffhomogenität und Stoffreinheit (bei stofflicher Verwertung) und den Substitutionsmöglichkeiten der Erzeugnisse.³²

Mit diesen Marktbedingungen verbindet sich wohl auch der Auftrag an die zur Verwertung Verpflichteten, selbst für eine erfolgreiche Vermarktung der verwerteten Produkte zu sorgen und somit das Preisdifferential zwischen Verwertung und Beseitigung zu verringern. Daher kann der Normadressat selbst das Ausmaß des Zumutbaren beeinflussen. Die Zumutbarkeitsgrenze ist dynamisch³³ zu verstehen und bezieht die Eigenverantwortung des zur Verwertung Verpflichteten mit ein.

(wöchentlich bzw. 14-tägig) Kosten in Höhe von 100-759 DM/a. Von einer konkreten Aufschlüsselung der einzelnen Kostenstrukturen für diverse Verwertungs- und Beseitigungsverfahren soll an dieser Stelle abgesehen werden, da diese Daten den Rahmen des vorliegenden Textes überschreiten würden.

³⁰ Vgl. Tettinger (1993), S. 139 f.

³¹ Tettinger führte in seinen Überlegungen, bezogen auf das 1993 gültige AbfG, zusätzlich die Mehrkosten für Brennstoffe auf, um den nötigen Heizwert zu erreichen. Laut KrW-/AbfG besteht jedoch ein nachträgliches Vermischungsverbot. § 6 Abs. 2 S. 1 Nr. 1 KrW-/AbfG hebt ab auf den einzelnen Abfall, um somit eine „Aufwertung“ heizwertarmer Abfälle durch eine Beimischung heizwertreicher Abfälle zu Abfällen zur Verwertung zu vermeiden. Vgl. hierzu OVG NW (1998) in: DÖV, Mai 1999.

³² Vgl. Tettinger (1993), S. 131

³³ Vgl. Gawel, Statement zur Erstfassung des Thesenpapiers

4.3. Juristisch – ökonomische Betrachtungen zur Anwendung der Zumutbarkeitsschranke für gewerbliche Unternehmen

Im Gesetzestext des KrW-/AbfG wird explizit von einer „wirtschaftlichen Zumutbarkeit“ gesprochen, im Gegensatz dazu steht der Begriff der „Zumutbarkeit“ gemäß § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG.³⁴ In der Literatur existieren zwei Ansichten hinsichtlich der Einbeziehbarkeit der Kriterien des *Umweltschutzes* und der *Allgemeinwohlintressen*. Nach *Fluck* seien diese Kriterien aufgrund der Eingrenzung auf wirtschaftliche Aspekte als Zweck nicht in die Abwägung einzustellen. Gefordert sei vielmehr eine Verhältnismäßigkeit der *rein betriebswirtschaftlichen Kosten* von Verwertung und Beseitigung und das ließe damit die volkswirtschaftliche Betrachtung nicht zu. Gleichzeitig wäre diese auch nicht mit dem Gesetz zu vereinbaren. Darin liege ein erheblicher Unterschied zu den Regelungen im BImSchG.³⁵

Im Gegensatz dazu stehen die Aussagen von *Dolde/Vetter* sowie *Gawel*, welche die *ökologische Vorteilhaftigkeit* der Verwertung als einzubeziehendes Entscheidungskriterium sehen. Die Kosten der Verwertung dürften dieser Ansicht nach die Beseitigungskosten übersteigen, müssten jedoch unter Berücksichtigung (ökologischer) Vorteile der Verwertung verhältnismäßig sein.³⁶ Die Zumutbarkeit sei demnach mit Blick auf den ökologischen (Zusatz-) Nutzen zu beurteilen.³⁷ Mit Hilfe der aktuellen Rechtsprechung ist derzeit keiner der beiden Aussagen der Vorrang zu geben.

In der Literatur und der aktuellen Diskussion gibt es auch verschiedene systematische Herangehensweisen an die Beurteilung der wirtschaftlichen Zumutbarkeit der entstehenden Mehrkosten für gewerbliche Unternehmen, welche sich teilweise überschneiden, teils jedoch auch ausschließen.

1. Ein wichtiges Indiz für die Zumutbarkeit und ein unverzichtbares Hilfsmittel für den Vollzug sei nach *Fluck* der „objektive“ Vergleichsmaßstab der „**Branchenüblichkeit**“, welcher eine Gleichbehandlung der einzelnen Akteure sichert, auch wenn dabei nicht die Kosten- und Gewinnsituation des Einzelnen erfasst wird.^{38,39} Dieses Indiz wird auch in Nr. 4.3.4 TA Abfall angeführt mit dem Wortlaut: „Zumutbar ist die Verwertung von Abfällen insbesondere dann, wenn sie von anderen vergleichbaren Entsorgungspflichtigen durchgeführt wird. Bei der Feststellung der Zumutbarkeit ist auch zu berücksichtigen, ob
 - die Verwertung sich insgesamt vorteilhafter auf die Umwelt auswirkt als andere Entsorgungsverfahren,
 - durch die gemeinsame Behandlung von Abfällen mehrerer Abfallerzeuger die Kosten reduziert werden können.

³⁴ § 3 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG: „[...] soweit Vermeidung und Verwertung technisch nicht möglich oder unzumutbar sind, ohne Beeinträchtigung des Gemeinwohls [...]“

³⁵ Vgl. *Fluck* (1995), S. 238

³⁶ Vgl. *Dolde/Vetter* (1997), S. 26

³⁷ Vgl. *Gawel*, Statement zur Erstfassung des Thesenpapiers

³⁸ Vgl. *Fluck* (1995/2), S. 38f.

³⁹ Vgl. *Fluck* (1995/2), S. 39: „Eine Maßnahme ist immer dann verhältnismäßig, wenn sie für einen Durchschnittsbetrieb zumutbar ist, sogenannte *Grenzkostenbetriebe* sollen sich nicht darauf berufen können, durch die Kosten der angeordneten Maßnahme werde diese Grenze überschritten.“

Der Einsatz des Branchenkriteriums setzt freilich voraus, dass zwischen den zu vergleichenden Betrieben gleiche Rahmenbedingungen herrschen; undifferenzierte Branchenmaßstäbe, z.B. hinsichtlich regionaler Unterschiede, müssten entsprechend bereinigt werden.⁴⁰

2. Der Verkehrsanschauung nach sei zu beurteilen, ob die entstehenden Mehrkosten für eine Person in der **konkreten Situation des Abfallerzeugers oder -besitzers** angemessen sind. Dabei ist nicht die finanzielle Situation dieser Person und ihre Leistungsfähigkeit oder die „Gesundheit ihres Betriebes“ maßgebend, sondern die **wirtschaftliche Tätigkeit**, bei der die Abfälle anfallen.⁴¹
3. Damit eine wirtschaftliche Zumutbarkeit nach dem dritten Ansatz gegeben ist, müssen die Kosten der Verwertung aber auch eine rentable, die Wettbewerbsfähigkeit nicht in Frage stellende Erzeugung der Produkte zulassen.⁴² Bei der Herstellung von Erzeugnissen ist also entscheidend, wie sich die Mehrkosten der Verwertung auf die **Wirtschaftlichkeit der Erzeugnisherstellung** auswirken. Die Obergrenze der Angemessenheit (und damit Zumutbarkeit) ist somit zweifellos überschritten, wenn die Mehrkosten zu einer Einstellung der Produktion oder einer dauerhaften erheblichen Einschränkung wegen verringerter Absatzchancen und einem Nichterzielen der **Gesamtkapitalrendite** führen.⁴³
4. *Wendenburg* hingegen spricht in diesem Zusammenhang davon, die Zumutbarkeit werde an der **wirtschaftlichen Leistungsfähigkeit des Einzelnen** ausgerichtet.⁴⁴ Auch nach *Versteyl* sind generell individuelle Zumutbarkeitsentscheidungen zu treffen, welche die Kriterien von „Grad der Höherwertigkeit, Absoluter Preisdifferenz, Prozentualer Preisdifferenz und den Auswirkungen beim Zahlungsverpflichteten“ in Relation zueinander setzen,⁴⁵ was dem Kriterium der Branchenüblichkeit widerspricht.⁴⁶
5. Nach *Gawel* bilde der Schutzzweck der Zumutbarkeitsschranke eine absolute Grenze der „Tragbarkeit“ aus – z.B. den Erhalt der Marktposition oder den Erhalt der Rentabilität der abfallerzeugenden Aktivität, welche zu einer Unzumutbarkeit führten, sobald die Produkte nicht mehr abgesetzt werden können. Diese Schutzfunktion soll dazu beitragen, dass Grenzanbieter nicht vom Markt verdrängt werden. Dies impliziert die Möglichkeit einer unterschiedlichen Behandlung einzelner

⁴⁰ Vgl. *Gawel*, Statement zur Erstfassung des Thesenpapiers

⁴¹ Vgl. *Fluck* (1995), S. 238

⁴² Vgl. *Dolde/Vetter* (1997), S. 27

⁴³ Vgl. *Fluck* (1995), S. 238

⁴⁴ <http://www.mu.niedersachsen.de/Abteilungen/ref302/pages/wendenburg.htm>

⁴⁵ Vgl. *Versteyl* (2000), Seite 9

⁴⁶ Besonders das Kriterium des Grades der Höherwertigkeit bietet dabei die Grundlage für Diskussionen. Einerseits soll die Hochwertigkeit der Verwertung nach *Versteyl* eine Rechtspflicht sein, die in § 5 Abs. 2 Satz 3 KrW-/AbfG festgeschrieben ist und den eigentlichen Zweck des Gesetzes, die „Förderung der Kreislaufwirtschaft zur Schonung der natürlichen Ressourcen“ nach § 1 KrW-/AbfG näher bestimmt. Andererseits ist auch dieses Hochwertigkeitspostulat des Gesetzestextes nicht genau konkretisiert und definiert worden. Unter Betrachtung der Aussagen von *Versteyl* wäre die Hochwertigkeit der Verwertung ein Teil der individuellen Zumutbarkeitsentscheidung, gleichzeitig müsste aber für die Hochwertigkeit selbst ein ähnliches Prüfschema wie für die Zumutbarkeit angewandt werden.

Unternehmen. Welcher Gesichtspunkt im Rahmen dieser Tragbarkeitsprüfung zur Anwendung komme, lasse sich allerdings nicht objektivieren. Als sinnvoll wird jedoch auch hier ein branchenbezogener Maßstab gesehen, da es nicht Sinn der Schutzfunktion sei, auch extrem unwirtschaftliches Handeln vor ansonsten „zumutbaren“ Verwertungsanforderungen abzuschirmen.⁴⁷ Damit kombiniert *Gawel* die Einzelfallprüfung ähnlich den Ansätzen 2. – 4. mit dem in Punkt 1. vorgeschlagenen Vergleichsmaßstab der Branchenüblichkeit. Durch die Anwendung des Kriteriums der Branchenüblichkeit würde hingegen wieder eine Gleichbehandlung einzelner Unternehmen angestrebt werden. Somit müssten Grenzanbieter von diesem branchenbezogenen Vergleichsmaßstab ausgeschlossen werden, um nicht vom Markt verdrängt zu werden.

Entsprechend diesem Tragbarkeitskriterium gelte, dass auch bei gegebener externer Rechtfertigung (im Lichte ökologischer Nutzen könnten auch sehr hohe Verwertungszuschläge noch verhältnismäßig sein und auch sehr hohe Deponierungskosten könnten entsprechend noch höhere Verwertungsaufwendungen rechtfertigen) keineswegs alle Maßnahmen zumutbar mangels „Tragbarkeit“ seien. Das Tragbarkeitskriterium bilde somit eine zweite Stufe nach der Verhältnismäßigkeitsprüfung ab:

- 0. Stufe: Ermittlung der „betriebswirtschaftlichen Zusatzlast“
- 1. Stufe: Verhältnismäßigkeitsprüfung der Zusatzlast (externe Rechtfertigung durch ökol. Zusatznutzen?)
- 2. Stufe: Tragbarkeitstest (gerechtfertigte Zusatzlast auch tragbar?)

Stufe 1 referiert dabei auf gesamtwirtschaftliche Vorteilhaftigkeit und ist äquivalent mit einem volkswirtschaftlichen Kostenbegriff. Die erkenntnisleitende Fragestellung auf dieser Stufe lautet: Sichert das Verwertungsgebot ein sozial optimales Verwertungs niveau? Auf Stufe 2, dem eigentlich „Betriebswirtschaftlichen“, wird gefragt, inwieweit dies durch technische Maßnahmen und ohne Beeinträchtigung der Produktionssphäre noch möglich ist. Dementsprechend würde der individuelle Tragbarkeitstest den volkswirtschaftlichen Abwägungen hinsichtlich des ökologischen Zusatznutzens übergeordnet werden.

Mit dieser Betrachtungsweise gibt es „tragbare“ („vertretbare“), jedoch nicht „angemessene“ Verwertungsanforderungen, zugleich aber auch durchaus „angemessene“, aber nicht gleichzeitig „tragbare“ Verwertungsoptionen. In beiden Negationsfällen könne eine Verwertungspflicht nicht begründet werden.

Diese vorgenannten Aspekte zusammenfassend hat *Gawel*, ähnlich *Versteyl*, unter konkreter Einbeziehung der ökologischen Vorteile einer Verwertung, folgende Formel aufgestellt:

(1) Grundsatz: Je belastbarer die abfallerzeugende wirtschaftliche Aktivität, je größer der ökologische Nutzen der Verwertungsmaßnahme und je größer die Marktpotentiale zur Einebnung des Kostendifferentials zwischen Verwertung und Beseitigung, desto höher sind die jeweils zumutbaren Zusatzkosten einer Pflichtverwertung.

(2) Eine Verwertung ist zumutbar, wenn

1. der ökologische Differentialnutzen größer ist als die (betriebswirtschaftlichen) Differentialkosten,

⁴⁷ Vgl. *Gawel*, Statement zur Erstfassung des Thesenpapiers

u n d

2. die (betriebswirtschaftlichen) Differentialkosten einzelwirtschaftlich tragbar sind (Rentabilitätserhalt),

o d e r

3. durch veränderte Marktbedingungen im Einflußbereich des Verpflichteten eine tragbare Belastung herbeigeführt werden kann.

4.4. Einflussfaktoren auf die Umsetzung im Vollzug

Die wirtschaftliche Zumutbarkeit im Sinne des KrW-/AbfG selbst lässt sich unter diesen Bedingungen nicht in einem festen Geldbetrag und auch nicht in einer fixen Prozentzahl festlegen und ist demnach nicht generalisierbar. Auch gibt es dazu kaum belastbare Aussagen oder Gerichtsentscheide.⁴⁸ Eine dieser wenigen Aussagen ist: „Nach Ansicht der Abfallbehörde in Bremen ist die Verwertung [...] wirtschaftlich zumutbar, wenn sie 10-20% teurer ist als die Entsorgung [...] auf einer Deponie.“⁴⁹

Da bei dieser Betrachtung aber immer das Verhältnis zu den Kosten der Beseitigung beachtet werden muss, ist der gesamte Maßstab bundesweit unterschiedlichen Ansatzwerten unterworfen, da die Abfallentsorgung und Gebührenerhebung in das Hoheitsgebiet der Landkreise und kreisfreien Städte fallen und teils erhebliche Differenzen aufweisen. Wenn die Beseitigungskosten z.B. an den Gebühren für überlassungspflichtige Abfälle im Landkreis gemessen werden, hängt die wirtschaftliche Zumutbarkeit des Abfallrechts für den einzelnen Erzeuger unabhängig von seiner eigenen Leistungskraft und der entsprechenden Branchenüblichkeit davon ab, wie der örtliche Landkreis seine eigene Abfallpolitik betreibt.⁵⁰ Die Gemeinden bestimmen dabei über das Kostendifferential und damit die Erfolgchance von Verwertung im Rahmen eines Kosten-Nutzen-Vergleichs auf der Stufe der Verhältnismäßigkeitsprüfung der Zusatzlast.⁵¹ So wurden bei einer stichprobenhaften Primärerhebung des Finanzwissenschaftlichen Forschungsinstituts 1992 massive regionale Differenzen der Deponiepreise für Gewerbeabfall festgestellt. Diese lagen zwischen 27 und 385 DM/t. Diese Preisdifferenzen seien nicht allein mit unterschiedlichen geographischen und umweltpolitischen Rahmenbedingungen sowie unterschiedlicher Deponiebewirtschaftung (Verfüllmenge, Restlaufzeit, technische Ausstattung) zu begründen, sondern spiegele unterschiedliche Kalkulationspraktiken der einzelnen Deponiebetreiber wider.⁵² Diese Durchschnittspreise sind regional noch bedeutend angestiegen, wie eine Auflistung des Ministeriums für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg von 1999 zeigt.⁵³ Dabei werden Deponierungsgebühren für Gewerbeabfälle zwischen 189 DM/t (nicht-TASi-gerechte Deponierung) und 466 DM/t (Deponierung entsprechend den TASi-Richtlinien) erhoben. Andererseits ergeben sich aus diesen regionalen Preisdifferenzen auch regional unterschiedliche Anreizwirkungen für die Abfallbesitzer, dem Verwertungsgebot zu folgen.

Bei höheren Beseitigungskosten wären demnach auch höhere Kosten der Verwertung zuzumuten. Bei der Verwertung besteht keine Andienungspflicht gegenüber den

⁴⁸ Vgl. vom Bruck (2000), S. 4

⁴⁹ vom Bruck (2000), S. 5

⁵⁰ Wendenburg (2000), S. 4

⁵¹ Vgl. Gawel, Statement zur Erstfassung des Thesenpapiers

⁵² Vgl. Gawel (1995), S. 55 f.

⁵³ <http://www.uvm.baden-wuerttemberg.de/uvm/abt2/Abfallbilanz1999/2>

kommunalen Entsorgern und diese obliegt auch nicht den entsorgungspflichtigen Körperschaften, sondern privaten Anbietern auf dem freien Markt, welche gegeneinander konkurrieren und wo somit eine marktwirtschaftliche Preisbildung stattfindet, wodurch die Preise realerweise geringer sind als für die Abfallentsorgung.⁵⁴ Tendenziell würde also bei höheren Beseitigungsgebühren die Option der Verwertung lukrativer, was durch die Konkurrenz der Anbieter für Verwertungsmaßnahmen und die damit verbundenen geringeren Kosten für die Abfallbesitzer noch verstärkt wird. Andererseits tut sich damit auch die Gefahr einer „Scheinverwertung“ auf, indem als „zur Verwertung“ deklarierte Abfälle auf Umwegen in kostengünstigen Anlagen andernorts verbracht oder beseitigt werden.

⁵⁴ Vgl. zum Urteil des BVerwG zur „freiheitlich-marktwirtschaftlichen Konzeption des KrW-/AbfG“ Weidemann, in: Entsorga-Magazin Entsorgungswirtschaft 7-8/2000, S. 12 ff.

4.5. Kommunale Gebührenerhebung und wirtschaftliche Zumutbarkeit für private Haushalte

Da private Abfallbesitzer im Gegensatz zu gewerblichen Abfallentsorgern, wie bereits erwähnt, einer Überlassungspflicht unterliegen, obliegt es den kommunalen, Gebühren erhebenden Körperschaften, die Grenze einer wirtschaftlichen Zumutbarkeit für den privaten Gebührenschuldner festzulegen.⁵⁵ Die kommunalen Körperschaften sind dabei verschiedenen Geboten und Kriterien unterworfen, welche an dieser Stelle aufgezeigt und näher erläutert werden sollen.

Der klassische Gebührenbegriff betont den Entgeltcharakter bei unmittelbarer Inanspruchnahme einer staatlichen bzw. kommunalen Leistung und knüpft insoweit an der Analogie zum privat- und marktwirtschaftlichen Tauschprozess an. Demnach ist die Gebühr eine Gegenleistung für eine individuell voll zurechenbare öffentliche Leistung (finanzwissenschaftliches Äquivalenzprinzip).⁵⁶ Über die Gebührenbemessung werden die Interessenten indirekt zur Offenlegung ihrer Präferenzen veranlasst (z.B. Abfallvermeidung, Getrenntsammlung), Güterangebot und –nachfrage werden ausbalanciert und dadurch öffentliche Leistungen bzw. Ausgaben nach Umfang und Struktur optimal gestaltet und die dafür benötigten Ressourcen effizient eingesetzt.⁵⁷ Finanzwirtschaftlich betrachtet repräsentieren Gebühren „eine an politischen Zielen orientierte Mittelübertragung von i.d.R. privaten Wirtschaftssubjekten an den öffentlichen Sektor beim Vorliegen solcher öffentlicher Leistungen, die dem Ausschlussprinzip unterworfen werden können.“⁵⁸ Demnach sind es drei Begriffsmerkmale, die eine Gebühr nach neuem Verständnis bestimmen:

- Kaufkraftübertragung an den öffentlichen Sektor,
- deren Höhe und Struktur unter Berücksichtigung von erwünschten Verhaltensweisen, Verteilungsaspekten, Kosten und Nachfrageelastizitäten politisch festgelegt wird und
- an das Vorliegen typischer öffentlicher Mischgüter geknüpft.

Gebühren können somit nur für bestimmte Typen öffentlicher Leistungen erhoben werden, und zwar für öffentliche Kuppelproduktionen, die sowohl eine Privat- als auch eine Kollektivgutkomponente besitzen. Bei dieser Form von gemischten öffentlichen Gütern haben einzelne Wirtschaftssubjekte ein besonderes Interesse an der Privatgutkomponente (bzw. rivalisieren um sie), mit der Produktion oder dem Konsum des mit einer Gebühr belegten wirtschaftlichen Gutes sind jedoch positive oder negative externe Effekte für die Allgemeinheit verbunden. Darin begründet liegt auch eine Entfernung vom marktlichen Äquivalenzgedanken und den damit zusammenhängenden Kosten-Preis-Regeln. Zahlreiche „kostenfremde“ Gebührenbestimmungsfaktoren überlagern die volkswirtschaftlichen

⁵⁵ Dies ist nur der Fall, sofern es sich nicht um eine mengen- oder gewichtsabhängige Gebührenbemessung handelt und die privaten Gebührenschuldner auf diesem Wege indirekt ihre Präferenzen offen legen können (so z.B. durch Erhebung einer Grundgebühr für die Bereitstellung der Leistung unabhängig von ihrer Inanspruchnahme).

⁵⁶ In Einzelfällen kann von diesem Äquivalenzgedanken abgewichen werden. So ist die Heranziehung zu einer Grundgebührenezahlung möglich, auch wenn die entsprechende Leistung nicht genutzt wird, wenn ohne diese „Quersubventionierung“ ein gewisser Anschlussgrad nicht erreicht werden kann. So entschieden vom BVerwG am 20.12.2000, wonach auch ein Eigenkompostierer die Grundgebühr für die Bereitstellung einer Biotonne entrichten muss, um den erreichten Anschlussgrad zu erhalten. Die Entscheidung zur Eigenkompostierung sei nicht unumkehrbar und die Nutzung der Biotonne im Rahmen der Freigrenze kostenlos nutzbar.

⁵⁷ Vgl. Gawel (1995), S. 20 f.

⁵⁸ Gawel (1995), S. 20

Produktionskosten der Einrichtung als Ausgangspunkt der Gebührenbemessung. Dazu zählen das öffentliche Interesse an der Gutsbereitstellung, positive oder negative externe Effekte sowie lenkungs-, verteilungs- oder stabilisierungspolitische Ziele kommunaler Entgeltspolitik.⁵⁹

Die Erhebung und Höhe der Gebühr unterliegt dabei einem kommunalrechtlichen **Kostendeckungsgebot**. „Das veranschlagte Gebührenaufkommen soll die voraussichtlichen Kosten der Abfallentsorgung *nicht übersteigen* und in der Regel *decken*.“⁶⁰ Dieses Kostendeckungsgebot wird regelmäßig als Veranschlagungs- oder Kalkulationsmaxime verstanden.⁶¹ Eine Gebührenbemessung ist demnach jedenfalls dann rechtswidrig, wenn die veranschlagten Einnahmen die erwarteten Kosten erheblich übersteigen und die Gebühren deshalb von vornherein als zusätzliche allgemeine Einnahmequelle der Stadt oder Kommune gestaltet seien.⁶² In der Regulierungspraxis ist es jedoch üblich,⁶³ über die Festlegung kostendeckender Höchstpreise auch eine Gewinnmarge zu gewähren.

Eine *Angemessenheitsprüfung* (also die Überprüfung der Verhältnismäßigkeit i.e.S.) wird gebührenrechtlich durch das Kriterium der „**Erforderlichkeit** der Kosten“ abgebildet. Danach sind nur solche Kosten gebührenrechtlich *ansatzfähig*, die für den Zweck der Leistungserstellung „erforderlich“ waren. Somit sind gerade für öffentliche Einrichtungen beliebige Kostensteigerungen für Verwertungszwecke nicht möglich und zulässig.⁶⁴ Auch *Queitsch* betont, dass die Erforderlichkeit der Kosten für öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger nachgewiesen werden muss, um damit die Frage zu beantworten, ob es sich um notwendige Kosten handelt, woraus sich die Beantwortung der Frage nach der wirtschaftlichen Zumutbarkeit ergebe.⁶⁵

Die ansatzfähigen Kosten selbst richten sich dabei rechtlich nach betriebswirtschaftlichen Grundsätzen. „Gebührenfähige Kosten im Sinne des § 10 Abs. 2 KAG [Hessen] sind der durch die Leistungserbringung in einer bestimmten Leistungsperiode bedingte, in Geld ausgedrückte Werteverzehr an Gütern und Dienstleistungen, soweit sie für den Betrieb der öffentlichen Einrichtungen unter Beachtung der einschlägigen gesetzlichen Vorschriften erforderlich sind. Aus der Periodenbezogenheit der Kosten folgt, dass ein leistungsbezogener Werteverzehr in der Leistungsperiode zu erwarten sein muss, für die die Gebühr veranschlagt worden ist.“⁶⁶

So sind auch bei der Inanspruchnahme privatwirtschaftlicher Dritter zur kommunalen Abfallbeseitigung eng gefasste Kalkulationsvorschriften zu beachten. Die entsorgungspflichtige Körperschaft hat beim Abschluss von Fremdleistungsverträgen, aufgrund derer sie Kosten als Entgelte für in Anspruch genommene Fremdleistungen in die

⁵⁹ Vgl. Gawel (1995), S. 23

⁶⁰ KAG Brandenburg, Anwendung so im LAbfG Brandenburg, § 9 Abs. 1 Satz 2

⁶¹ Gleichzeitig begrenzt das Kostendeckungsgebot im Kommunalrecht Monopolpreise der Abfallbeseitigung mithilfe staatlicher Preisvorgaben (vgl. Cantner (2001), S. 106)

⁶² Gleichzeitig gewährt das Kostendeckungsprinzip kaum die Möglichkeit für preisliche Wettbewerbsstrategien (Cantner (2001), S. 110)

⁶³ Vgl. Cantner (2001), S. 106

⁶⁴ Vgl. Gawel, Statement zur Erstfassung des Thesenpapiers

⁶⁵ Aussage während des Workshops „Untersuchung der Umweltverträglichkeit von Systemen der Verwertung von biologisch-organischen Abfällen“ am 19.03.01 in Heidelberg

⁶⁶ Hess. VGH (1999), in: UPR 1999/10

Gebührenkalkulation einstellen will, den aus dem Wesen der Gebühr folgenden Grundsatz der Erforderlichkeit der Kosten als Ausprägung des allgemeinen abgabenrechtlichen Gebots der sparsamen und wirtschaftlichen Haushaltsführung zu beachten. Wird eine von der entsorgungspflichtigen Körperschaft als wirtschaftliches Unternehmen gegründete Kapitalgesellschaft als Dritten gemäß § 16 Abs. 1 KrW-/AbfG für die Behandlung ihres Restmülls in Anspruch genommen, ist die Höhe des Entgelts an der Vorschrift des Preisrechts zu messen, wenn keine Markt- oder Wettbewerbspreise existieren oder aufgrund einer notwendigen Ausschreibung ermittelt werden können.⁶⁷

Nach *Tettinger* sind bei den Abfallgebühren ebenso Kosten *abfallwirtschaftlicher Maßnahmen*, z.B. der Abfallberatung, ansatzfähig, wenn die Müllgebühren als Gegenleistung nicht mehr nur für die Müllabfuhr im Sinne traditioneller „Abfallbeseitigung“, sondern für den Gesamtkomplex einer geordneten Entsorgung im Sinne einer auf moderne ökologische Standards ausgerichteten „Abfallwirtschaft“ zu verstehen sind.⁶⁸ *Gawel* hingegen differenziert bei der Einbeziehbarkeit der Abfallberatung in die Gebührenerhebung. Wenn es darum gehe, Abfallerzeugern einzelwirtschaftlich vorteilhafte Entsorgungsoptionen aufzuzeigen, sei eine Finanzierung dieser Aufgabe durch die Allgemeinheit der Abfallerzeuger nicht gerechtfertigt. Allgemeine wirtschaftspolitische Ziele wie die Förderung von KMU sei mit Hilfe anderer Instrumente zu verfolgen, z.B. durch Vergabe von Finanzhilfen für in Anspruch genommene Beratung. Eine gänzlich andere gebührentheoretische Einschätzung ergäbe sich demgegenüber, wenn Abfallberatung das Ziel verfolge, individuelle Präferenzen privater und gewerblicher Abfallerzeuger so zu verändern, dass diese zusätzliche Kostenbelastungen in Kauf nehmen. Hier empfehle sich eine unentgeltliche Bereitstellung von Beratungsleistungen, die idealtypischerweise mit öffentlichen Finanzmitteln zu decken wären.⁶⁹

Da des weiteren außergewöhnliche Ereignisse (z.B. Brand auf einer Deponie) nicht auszuschließen sind, erscheint der Ansatz von *kalkulatorischen Wagniskosten* angebracht, welche eine Art der Eigenversicherung des Abfallwirtschaftsbetriebes darstellt. Praktisch dürften sich allerdings erhebliche Schwierigkeiten ergeben, diese Wagniskosten zu berechnen.⁷⁰

Nicht ansatzfähig sind hingegen Kosten für eine Anlage, die im Kalkulationszeitraum dauerhaft nicht genutzt wird.⁷¹ Ebenfalls rechtswidrig sei es, wenn in die Kalkulation solche Aufwendungen einbezogen würden, die der durch Gebührenerhebung finanzierten Veranstaltung sachlich nicht zuzurechnen seien und auf diese Weise lediglich der Anschein erzeugt werde, das Gebührenaufkommen bleibe hinter den Aufwendungen zurück.⁷² Der dabei entstehende Konflikt zwischen einer kostenorientierten Verursachergerechtigkeit und einem ökologischen Lenkungsanliegen erweist sich nur „scheinbar“, da eine nach gesamtwirtschaftlichen Allokationsmechanismen ausgerichtete Gebührenbemessung nicht einen tatsächlichen oder wahrscheinlichen Anteil des Gebührenschuldners an den jeweiligen betriebswirtschaftlichen Anlagekosten, „sondern vielmehr die Verantwortung für einen

⁶⁷ Hess. VGH (1999), in: UPR 1999/10, S. 400

⁶⁸ Vgl. *Tettinger* (1993), S. 108

⁶⁹ Vgl. *Gawel* (1995), S. 87 f.

⁷⁰ Vgl. *Wöbbeking/Fischer/Schmitt* (1995), S. 30

⁷¹ Hess. VGH (1999), in: UPR 1999/10

⁷² Vgl. *Tettinger* (1993), S. 107

volkswirtschaftlichen Werteverzehr auch und gerade am Kapitalstock ökologischer Ressourcen widerspiegeln muss.“⁷³

Gegenstand der gesetzlichen Zumutbarkeitsanforderungen ist auch für öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger der Differenzbetrag, um den die für den Regelfall als höher unterstellten Kosten von Verwertungsverfahren die Kosten der Deponierung übersteigen⁷⁴, welche sich in den Deponierungsgebühren niederschlagen.

Für die Kostenermittlung im Vergleich zwischen den Entsorgungsarten ist dabei eine *mittel- bis langfristige* Betrachtungszeit erforderlich, die über die eng periodisierte Kosten- und Leistungsrechnung hinausreicht. Dabei müssten selbst solche Kosten mit einbezogen werden, die nur schwerlich als leistungsbezogener Güterverzehr zu erfassen sind, wie zum Beispiel die Rekultivierungsmaßnahmen nach Schließung einer Deponie, die genau genommen nicht mehr der Leistungserstellung „Abfallentsorgung“ zuzurechnen sind, aber doch vom Normzweck her ein relevanter Faktor für den verlangten Vergleich der Kosten der Entsorgungsarten sind. In diesem Zusammenhang sind etwa die mit einem Deponiebetrieb verbundenen Langzeitrisiken für Boden und Grundwasser anzusprechen oder auch die im Rahmen verschiedener Verwertungsverfahren möglicherweise entstehenden Folgewirkungen, wie etwa ein Dioxinausstoß bei der Müllverbrennung. Zudem ist eine Einbeziehung derjenigen Folgekosten geboten, die durch den schnellen Verbrauch von Deponieflächen entstehen.⁷⁵ Vorhersehbare zukünftige Ausgaben, die zu einem Teil durch die heutige Nutzung der Entsorgungseinrichtungen hervorgerufen werden, stellen einen Faktorverzehr dar und müssen somit in die heutige Gebührenkalkulation einfließen. Das betrifft regelmäßige Ausgaben für die Rekultivierung und Nachsorge der Deponien, wobei nach den Bestimmungen der TASI hier mit erheblichen zukünftigen Ausgaben zu rechnen ist.⁷⁶ Diese erheblichen Ausgaben ergeben sich z.B. durch die erhöhten Anforderungen an neu zu errichtende Deponien, welche den strengeren Anforderungen der TASI entsprechen. Bereits in der Bauphase gelten strengere technische als die bisher geltenden Anforderungen hinsichtlich der Kriterien für die Deponiebewirtschaftung und Rekultivierung.⁷⁷ Nachsorgeausgaben dürfen aber nur insoweit in die aktuelle Gebührenkalkulation einfließen, als dafür in der Vergangenheit keine Rückstellungen bzw. Rücklagen gebildet wurden. Dies kann u.U. dazu führen, dass die heutige Gebührenzahlergeneration für Altlasten vorhergehender Gebührenzahlergenerationen in Anspruch genommen werden kann und somit eine Art von Generationenvertrag entsteht.⁷⁸

Externe Kosten der Umweltbeeinträchtigung (Geruch, Verkehr, ideelle Umweltbelastungen) entstehen, sind jedoch grundsätzlich nicht zur Ansetzung in der Gebührenkalkulation vorgesehen. Deshalb wird es von *Wöbbeking/Fischer/Schmitt* als sinnvoll erachtet, derartige Beeinträchtigungen über eine Pachtzahlung auszugleichen, die der Gemeinde für das zur Verfügung gestellte Deponiegelände durch den Abfallwirtschaftsbetrieb gezahlt wird. Diese Kosten stellen wiederum eindeutig laufende Kosten für die Anlage dar, die in die Entsorgungsgebühren einfließen.⁷⁹ Externe Kosten sind dabei Kosten, die der Allgemeinheit

⁷³ Gawel (1995), S. 36

⁷⁴ Vgl. Tettinger (1993), S. 150 f.

⁷⁵ Vgl. Tettinger (1993), S. 113

⁷⁶ Vgl. Wöbbeking/Fischer/Schmitt (1995), S. 29

⁷⁷ Vgl. Absatz „Ausblick – Auswirkungen veränderter Deponieanforderungen auf das Entsorgungsverhalten“

⁷⁸ Vgl. Wöbbeking/Fischer/Schmitt (1995), S. 31

⁷⁹ Vgl. Wöbbeking/Fischer/Schmitt (1995), S. 32

entstehen (Verzehr des immateriellen Gutes „Umweltqualität“), ohne dass sie im betrieblichen Rechnungswesen oder der Wirtschaftsrechnung der privaten und öffentlichen Haushalte als Kosten auftauchen. Das Einzelunternehmen verbessert seine Lage betriebswirtschaftlich durch Vermeidung von betrieblichen Kosten zu Lasten sozialer Zusatzkosten.⁸⁰ Kosten hingegen, die durch die Umsetzung „allgemeinwohlverträglicher“ Ablagerungsstandards verursacht werden, gehen in die Wirtschaftsrechnungen der Deponiebetreiber und damit der Abfallerzeuger ein. Durch die Vorgabe solcher Standards betreibt das Ordnungsrecht eine „Vorab-Internalisierung“ externer Effekte. Eine Form dieser Internalisierung findet sich in den Vorschriften der TASI, indem die externen Effekte der Deponierung und gleichzeitig die Langzeitriskien gemindert werden, indem nur eine Ablagerung vorbehandelter, weitestgehend inerter (reaktionsträger) Abfälle zulässig ist.⁸¹

In der Praxis ist derzeit festzustellen, dass die nicht andienungspflichtigen Abfälle der gewerblichen Unternehmen zunehmend den öffentlich-rechtlichen Körperschaften entzogen und der Privatwirtschaft zur Entsorgung (Verwertung) zugeführt werden. Damit gerät der kommunale Pflichtaufgabenbereich „Abfallbeseitigung“ als Teil der Daseinsvorsorge zunehmend aus dem gegenüber dem Gebührenzahler zumutbaren Gleichgewicht, da durch die somit sinkenden Abfallmengen entsprechende Kostendeckungsbeiträge ausbleiben.⁸² Gleichzeitig ist aber auch zu beachten, dass die Kommunen um die Auslastung ihrer Anlagen und Einrichtungen (z.B. Deponien, Müllverbrennungsanlagen), sofern diese vorhanden sind, bemüht sind, und daher der Anreiz zu einem Weg in die Verwertung deutlich geringer ist, als dies für die gewerblichen Unternehmen der Fall ist.

⁸⁰ Vgl. Tettinger (1993), S. 114 f.

⁸¹ <http://www.bmu.de/sachthemen/Abfallwirtschaft/bmu-stadt/entsorgung/detail/gesetze.htm> (Stand 19.02.2001)

⁸² Vgl. Budde/Stapper (2001), S. 60

4.6. Fallbeispiele: Wirtschaftliche Zumutbarkeit für Kommunen⁸³

Berlin

Aufgrund des Abfallwirtschaftsprogramms 1994 des Landes Berlin haben die Berliner Stadtreinigungsbetriebe (BSR) in 21 Bezirken die Sammlung von Bioabfällen aus privaten Haushalten eingeführt und entsprechend ihrer öffentlich-rechtlichen Abfallentsorgungspflicht die Sammlung und Verwertung durchgeführt.

Aufgrund eines Modellversuches zur Bioabfallsammlung wurde ein erfassbares *Bioabfall-Potential von etwa 150.000 t/a* ermittelt; dies entsprach bezogen auf die Bevölkerung Berlins *etwa 45 kg je Einwohner und Jahr*. Nach dem Abfallwirtschaftsprogramm war u.a. die Errichtung und der Betrieb einer Bioabfallbehandlungsanlage mit einer geplanten *Kapazität von 80.000 t* Bioabfall je Jahr vorgesehen. Für den *Bau der Anlage* waren *68 Mio. DM* angesetzt. Die Anlage wäre auch standortbedingt besonders kostenintensiv, da der Schutz der Anwohner vor Emissionen es erfordert, die Abfälle so zu behandeln, dass Geruch und Keime weitgehend vermieden werden.

Die BSR sind davon ausgegangen, dass sich die Kosten für die Sammlung und Verwertung des Bioabfalls über die Bioabfall-Entgelte refinanzieren. Sie haben ein *Entgelt von 395 DM/t* (davon 150 DM für Sammlung und 245 DM für Behandlung) zugrunde gelegt, das 80% des durchschnittlichen Tarifs für die Entsorgung der Haushaltsabfälle 1998 entsprechen soll. Die tatsächlich ermittelten Kosten für den Zeitraum Januar bis September 1997 lagen allerdings allein für die getrennte Bioabfallsammlung *deutlich über 500 DM/t*, die Gesamtkosten für die Sammlung und Verwertung einschließlich der Errichtung des Betriebs einer Bioabfallbehandlungsanlage bei *mindestens 750 DM/t*. Sie liegen somit um *etwa 50% über dem durchschnittlichen Tarif für Haushaltsabfälle*. Bei einer Verbringung der Bioabfälle auf bereits vorhandene Anlagen beliefen sich die Kosten auf *600 DM/t* und damit entstünden *Mehrkosten von 20%*. Weiterhin ergaben die erneuten Berechnungen der BSR eine Sammelmenge von *20 kg je Einwohner und Jahr* und damit ein deutlich geringeres Aufkommen als zuvor prognostiziert. Damit verringert sich nach Hochrechnungen die *erfasste Bioabfallmenge auf 80.000 t/a*.

Der Berliner Rechnungshof bezweifelte, dass diesen Mehrkosten ein angemessener zusätzlicher Nutzen gegenüberstünde. Nach Auffassung des Rechnungshofes steht unter den gegebenen rechtlichen, technischen und wirtschaftlichen Rahmenbedingungen als erkennbarer Vorteil der Bioabfallentsorgung die *Reduzierung der Restabfallmenge um rund 10%* fest. Ein ökologischer Nutzen der Bioabfallkompostierung sei derzeit nicht belegt. Damit wurde die ökologische Vorzugswürdigkeit der Verwertung verneint und damit ein angemessenes Verhältnis zu den Zusatzkosten bestritten. Dem stünden Nachteile in Form von erheblichem Aufwand der Durchsetzung der Bioabfallverordnung, einer fragwürdige Vermarktung des produzierten Kompost mit eventuell anschließender Notwendigkeit der Entsorgung auf Deponien, den genannten Mehrkosten und einer mangelnden Akzeptanz in der Öffentlichkeit gegenüber.

Die BSR teilte daraufhin mit, auf die Errichtung der geplanten Bioabfallbehandlungsanlage zu verzichten, nachdem langfristige Nutzungsverträge mit dem Land Brandenburg abgeschlossen wurden.

Nach Meinung des Rechnungshofes sei die bisherige Form der Sammlung und Verwertung (auch angesichts der „erfolgreichen entsprechenden Verwertung andernorts“) von Bioabfällen unwirtschaftlich und führe zu deutlich höheren finanziellen Mehrbelastungen des

⁸³ Rechnungshof von Berlin (1999), S. 103 ff.

Bürgers. Er empfiehlt daher, die Sammlung von Bioabfällen grundlegend zu überprüfen und dabei auch nach anderen Lösungen zu suchen, die die abfallwirtschaftlichen Vorgaben wirtschaftlicher umgesetzt werden können.

Der Hinweis der Berliner Senatsverwaltung, auch andernorts werde eine erfolgreiche entsprechende Verwertung durchgeführt, sei nur eines von mehreren zusätzlichen Kriterien und ändere nichts an der Tatsache, dass ein angemessener zusätzlicher Nutzen nach wie vor nicht nachgewiesen sei.

Der Rechnungshof argumentiert weiterhin, dass die umzusetzenden Vorschriften der TASI vom 1. Juni 2005 an laut Abfallentsorgungsplan 1994 des Landes Berlin nur mit einer thermischen Vorbehandlung der Abfälle zu erreichen seien.

Das Bundeskabinett hat jedoch am 27.09.2000 eine Artikelverordnung „Verordnung über die umweltverträgliche Ablagerung von Siedlungsabfällen und über biologische Abfallbehandlungsanlagen“ beschlossen. Damit wurden die rechtlichen Rahmenbedingungen für die Zulässigkeit der mechanisch-biologischen Restabfallbehandlung mit abschließender Ablagerung auch über 2005 hinaus geschaffen.⁸⁴ Mit diesen neuen Erkenntnissen verliert dieses Argument des Berliner Rechnungshofes an Kraft.

Somit dürfte die Argumentation des Berliner Rechnungshofes gegen eine Getrenntsammlung der Bioabfälle fragwürdig geworden sein und müsste unter diesen neuen Rahmenbedingungen noch einmal neu überprüft werden.

Landkreis Rotenburg/Wümme⁸⁵

In einem zweiten Beispiel stellte der Landkreis Rotenburg/Wümme in einem Modellversuch die wirtschaftliche Unzumutbarkeit der Getrenntsammlung von organischen Abfällen (über die Biotonne) und damit auch die Unzumutbarkeit der dazugehörenden Gebührenerhebung für die Bürger fest.

Auch in diesem Fall ergab sich, dass die Prognosen bezüglich der Menge des Aufkommens an biologischen Abfällen aus der Getrenntsammlung bedeutend über den real erfassten Mengen im Rahmen eines Modellversuches lagen. Mit diesem Modellversuch sollten folgende Fragestellungen geklärt werden:

- Teilnehmergrad im ländlichen und städtischen Bereich,
- Höhe des realen Bioabfallaufkommens,
- Qualität des gesammelten Materials,
- Verhalten der Eigenkompostierer.

Der mit der Rotenburger Rohstoff und Energie GmbH & Co. geschlossene Vertrag belief sich auf eine Liefermenge aus dieser Getrenntsammlung in Höhe von 8.000 t/a zu 160 DM/t. Während der Versuchsphase wurden jedoch in dem Testgebiet, welches in seiner Struktur dem übrigen Landkreis entsprach, ca. 3 t in 14-tägigem Rhythmus angeliefert.

Aufgrund von regionalpolitischen Entscheidungen und als Konsequenzen dieses Modellversuches wurde die Getrenntsammlung über den Versuchszeitraum hinaus eingestellt.

⁸⁴ <http://www.bmu.de/sachthemen/abfallwirtschaft/bmu-stadt/entsorgung/detail/gesetze.htm>

⁸⁵ Abschlußbericht DBU-Projekt Az. 08765, durchgeführt durch das Institut für Technologie und Biosystemtechnik

4.7. Entwicklung des Zumutbarkeitsbegriffs⁸⁶

§ 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG (1974):

(Genehmigungsbedürftige Anlagen sind so zu erreichen und zu betreiben, dass...)

die beim Betrieb der Anlage entstehenden Reststoffe ordnungsgemäß und schadlos, oder, soweit dies technisch nicht möglich oder **wirtschaftlich nicht vertretbar** ist, als Abfälle ordnungsgemäß zu beseitigen sind.

§ 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG (Novelle 1985):

(Genehmigungsbedürftige Anlagen sind so zu erreichen und zu betreiben, dass...)

Reststoffe vermieden werden, es sei denn sie werden ordnungsgemäß und schadlos verwertet oder, soweit Vermeidung und Verwertung technisch nicht möglich oder **unzumutbar** sind, als Abfälle ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit beseitigt,...

§ 3 Abs. 2 AbfG (1986):

Die nach Landesrecht zuständigen Körperschaften des öffentlichen Rechts haben die in ihrem Gebiet anfallenden Abfälle zu entsorgen. Sie können sich zur Erfüllung dieser Pflicht Dritter bedienen. Die Abfallverwertung hat Vorrang vor der sonstigen Entsorgung, wenn sie technisch möglich ist, die hierbei entstehenden Mehrkosten im Vergleich zu anderen Verfahren der Entsorgung **nicht unzumutbar** sind **und** für die gewonnenen Stoffe oder Energie ein **Markt vorhanden** ist oder insbesondere durch Beauftragung Dritter **geschaffen werden kann**. Abfälle sind so einzusammeln, zu befördern, zu behandeln und zu lagern, dass die Möglichkeiten zur Abfallverwertung genutzt werden können.

§ 5 Abs. 4 Krw-/AbfG (1996):

Die Pflicht zur Verwertung von Abfällen ist einzuhalten, soweit dies technisch möglich und **wirtschaftlich zumutbar** ist, **insbesondere** für einen gewonnenen Stoff ein **Markt vorhanden ist oder geschaffen werden kann**. Die Verwertung von Abfällen ist auch dann technisch möglich, wenn hierzu eine Vorbehandlung erforderlich ist. Die wirtschaftliche Zumutbarkeit ist gegeben, wenn die mit der Verwertung verbundenen Kosten nicht außer Verhältnis zu den Kosten stehen, die für eine Abfallbeseitigung zu tragen wären.

§ 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG (1996 geändert durch Inkrafttretens des Kreislaufwirtschaftsgesetzes):

(Genehmigungsbedürftige Anlagen sind so zu erreichen und zu betreiben, dass...)

Abfälle vermieden werden, es sei denn, sie werden ordnungsgemäß und schadlos verwertet oder, soweit Vermeidung und Verwertung technisch nicht möglich oder **unzumutbar** sind, ohne Beeinträchtigung des Wohls der Allgemeinheit beseitigt, ...

⁸⁶ Vgl. im folgenden Lilo Fischer, „Grenze der Verwertungspflicht im Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz: Die Anforderungen der wirtschaftlichen Zumutbarkeit in § 5 Abs. 4 Satz 1 Krw-/AbfG, IÖW-Schrift

Auf den ersten Blick ist seit 1974 im Wesentlichen zunächst das Kriterium der Vertretbarkeit durch das Kriterium der Zumutbarkeit ersetzt worden, was nach der h.M. einen Übergang von einer rein subjektiven Zumutbarkeitsbeurteilung zu einer eher objektiven Verhältnismäßigkeitsprüfung darstellt.

Als sog. spezialgesetzliche Regelung ist das BImSchG des Krw-/AbfG vorgelagert, so auch der Reststoffbegriff dem Abfallbegriff. Danach blieben alle Stoffe, die nach § 5 Abs. 1 Nr. 3 BImSchG wiederverwertungsfähig waren, dem Abfallrecht entzogen. Grundsätzlich sind die Regelungen im Immissionsschutzrecht diesbezüglich produktionsbezogen, die im Abfallrecht stoffbezogen. Die Bestimmung des BImSchG zieht damit eine Scheidelinie zwischen der Verwertungspflicht Privater und der – grundsätzlichen – Entsorgungspflicht der öffentlich-rechtlichen Körperschaften. Die fehlende Harmonisierung der Begriffe galt als wesentlicher Schwachpunkt im Rahmen der Abfallgesetzgebung.

In Bezug auf die 1996 erfolgte Ersetzung des Begriffes „Reststoffe“ durch „Abfälle“ im BImSchG war dies allein aufgrund der Angleichung des deutschen an europäisches Recht gefordert.

Nachfolgende Tabelle soll einen Überblick über die Änderungen der Begrifflichkeiten in Verbindung mit dem jeweils verfolgten Normzweck seit dem BImSchG 1974 geben.

Tab. 29: Änderungen der Begrifflichkeiten

Gesetz	Kumulative Anforderungen	Normzweck der Regelung	Kriterien bei der Zumutbarkeitsbeurteilung
BImSchG 1974 § 5 Abs. 1 Nr. 3	technisch möglich wirtschaftlich vertretbar	Abwehr schädlicher Umwelteinwirkungen, Vorsorge	Rentabilität einer Anlage, Branchendurchschnitt als Indiz
BImSchG 1986 § 5 Abs. 1 Nr. 3	technisch möglich nicht unzumutbar	Abwehr schädlicher Umwelteinwirkungen, Vorsorge	Verhältnismäßigkeit i.e.S., Branchenüblichkeit, ggfs. Schwere der Umweltnachteile
AbfG 1986 § 3 Abs. 2 Satz 3	technisch möglich nicht unzumutbar Markt(-chance)	Gemeinwohlverträgliche Beseitigung	Verhältnismäßigkeit i.e.S., Branchenüblichkeit, ggfs. Schwere der Umweltnachteile
Krw-/AbfG 1996 § 5 Abs. 4 Satz 1	technisch möglich wirtschaftlich zumutbar Vorhandensein / Schaffung eines Marktes	Ressourcenschonung, Kreislaufwirtschaft, Umweltverträgliche Beseitigung	Verhältnismäßigkeit i.e.S., Branchenüblichkeit, ggfs. Schwere der Umweltnachteile
BImSchG 1996 § 5 Abs. 1 Nr. 3	technisch möglich nicht unzumutbar	Abwehr schädlicher Umwelteinwirkungen, Vorsorge	Verhältnismäßigkeit i.e.S., Branchenüblichkeit, ggfs. Schwere der Umweltnachteile

5. Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Spezifische Verwertungskosten	2
Abb. 2: Ökonomischer Systemvergleich unter Berücksichtigung der externen ökologischen Effekte.....	3
Abb. 3: Kostenstrukturen im Bereich Bioabfallverwertung	6
Abb. 4: Spezifische Behandlungskosten	26
Abb. 5: Spezifische Erlösübersicht	27
Abb. 6: Spezifische Verwertungskosten	28
Abb. 7: Spannbreiten der Systemkosten (inklusive Erlöse)	29
Abb. 8: Vermeidungskostenkurve für Kohlendioxid-Emissionen.....	37
Abb. 9: Vermeidungskosten gegenüber dem Szenario KompGeschl_2.....	46
Abb. 10: Ökonomischer Systemvergleich unter Berücksichtigung der externen ökologischen Effekte.....	47
Abb. 11: Ökonomischer Systemvergleich unter Berücksichtigung der externen ökologischen Effekte sowie des EEG-Effektes	48

6. Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Darstellung der ausgewählten Verfahren	8
Tab. 2: Betrachtete Anlagenkapazitäten.....	9
Tab. 3: Kompostpreise in Deutschland ab Werk	12
Tab. 4: Festlegungen zum Flächenbedarf	13
Tab. 5: Berechnete Rottehallenbedarfe	14
Tab. 6: Modellierungsschema für den anlagenspezifischen Arbeitskräftebedarf	14
Tab. 7: Investitionskosten der Kompostierungsszenarien	15
Tab. 8: Berücksichtigte spezifische Stoffmengen bei den Kompostierungsszenarien	16
Tab. 9: Laufende Jahreskosten und –erträge der Kompostierungsszenarien	17
Tab. 10: Spezifische Kosten der Kompostierungsszenarien pro t Bioabfall	18
Tab. 11: Investitionskosten der Vergärungsszenarien	18
Tab. 12: Berücksichtigte spezifische Stoffmengen bei den Vergärungsszenarien.....	19
Tab. 13: Laufende Jahreskosten und -erträge der Vergärungsszenarien	20
Tab. 14: Spezifische Kosten der Vergärungsszenarien pro t Bioabfall.....	21
Tab. 15: Investitionskosten des Szenario Co-Vergärung Gülle	22
Tab. 16: Berücksichtigte spezifische Stoffmengen bei dem Szenario Co-Vergärung Gülle... 22	
Tab. 17: Laufende Jahreskosten und -erträge des Szenario Co-Vergärung Gülle	23
Tab. 18: Spezifische Kosten des Szenario Co-Vergärung Gülle pro t Bioabfall	23
Tab. 19: Investitionskosten des Szenario Co-Vergärung Klärwerk.....	24
Tab. 20: Laufende Jahreskosten und -erträge des Szenario Co-Vergärung Klärwerk.....	25
Tab. 21: Spezifische Kosten des Szenario Co-Vergärung Klärwerk pro t Bioabfall	25
Tab. 22: Kostenschätzung für Verdoppelung der Kohlendioxidkonzentration	33
Tab. 23: Schäden des anthropogenen Treibhauseffektes im Benchmark-Fall.....	34
Tab. 24: Verlust an Bruttosozialprodukt im Falle der Emissionsstabilisierung von Kohlendioxid (auf dem Niveau von 1990) in Top-down Modellen (Prozent gegenüber dem Trendfall)	35
Tab. 25: Rangfolge der Minderungspotentiale und der Kostenwirksamkeit ausgewählter Ammoniak-Minderungsmaßnahmen	38
Tab. 26: Vergleich der Grenz-Vermeidungskosten in verschiedenen Modellen für eine CO ₂ - Minderung von 40% gegenüber 1990 bis 2020	39
Tab. 27: Berechnungen am Beispiel Ammoniakemissionen.....	45
Tab. 28: Berechnung der Gesamtvermeidungskosten für die Differenz der Systeme KompGeschl_2 und KompOffen_1	45
Tab. 28: Änderungen der Begrifflichkeiten	68

7. Literaturverzeichnis

- Auksutat, M. (1999): Kostenstrukturen der biologischen, mechanisch-biologischen und thermischen Abfallbehandlung. In: Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.)(1999): Bio- und Restabfallbehandlung III. biologisch-mechanisch-thermisch, Veröffentlichung des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie, Witzenhausen, S. 103-128.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.) (1997): Bioabfallkompostierung. Verfahren und Verwertung, Schriftenreihe 139, München.
- Bidlingmaier, W. (Hrsg.) (2000): Biologische Abfallverwertung. Stuttgart.
- Biletewski, B.; Werner, P.; Weltin, D. (Hrsg.)(1998): Anaerobe biologische Abfallbehandlung. Schriftenreihe des Institutes für Abfallwirtschaft und Altlasten Technische Universität Dresden, Bd. 7, Pirna.
- Bruce, J.B., Lee, H., Haites, E.F. (1996): Climate Change 1995. Economic and Social Dimensions of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Second Assessment Report of the IPCC. New York.
- Budde, Andreas; Stapper, Benedikt (2001): Kommunale Abfallwirtschaft im "lauteren Wettbewerb" – Eine Bestandsaufnahme der rechtlichen Rahmenbedingungen im Lichte aktueller Rechtsprechung und des EG-Rechts. In: Zeitschrift für Umweltrecht, Heft 2/2001
- Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (BGK); Bundesvereinigung Humus- und Erdenwirtschaft e.V. (BHE)(Hrsg.)(1998): Humuswirtschaft & Kompost, 3/98, 4. Jg., Köln.
- Cantner, Jochen (2001): Marktbesonderheiten der Siedlungsabfallwirtschaft – Zur aktuellen Frage der Privatisierung der öffentlichen Abfallentsorgung. In: Zeitschrift für Umweltpolitik & Umweltrecht (ZfU), Heft 1/2001
- Deutsche Bundesstiftung Umwelt (Hrsg.)(1998): Förderschwerpunkt Bioabfallverwertung: Hygiene der Biokompostierung. Initiativen zum Umweltschutz, Bd. 9. Osnabrück.
- Dolde, Klaus-Peter; Vetter, Andrea (1997): Abgrenzung von Abfallverwertung und Abfallbeseitigung nach dem Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz. Erich Schmidt Verlag.
- Edelmann, W.; Schleiss, K. (2001): Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung fester biogener Abfallstoffe. Bern.
- Eichelbrönner, Matthias (2000): Erneuerbare Energien in der Stromversorgung. Errichtung, Anlagenbetrieb und Kosten auf Basis einer empirischen Situationsanalyse, Berlin.
- Ekins, P. (1996): The secondary benefits of CO₂-abatement: How much emission reduction do they justify?. In: Ecological Economics No.16, pp. 13 - 24 .
- Energieagentur NRW (o.J.): Biogas: Strom und Wärme aus Gülle, Wuppertal.
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe (Hrsg., o.J.): Leitfaden Bioenergie. Planung, Betrieb und Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen, Gülzow.
- FAL et al. (2001): Anpassung der deutschen Methodik zur rechnerischen Emissionsermittlung an internationale Richtlinien sowie Erfassung und Prognose der Ammoniak-Emissionen der deutschen Landwirtschaft und Szenarien zu deren Minderung bis zum Jahre 2010. Abschlussbericht zum gleichnamigen Projekt, Berlin. (<http://www.umweltbundesamt.de/uba-info-daten/daten/ammoniak.htm>)

- Fankhauser, S. (1995): Valuing Climate Change. The Economics of the Greenhouse. London: Earthscan Publications.
- Fluck, Jürgen (1995): Rechtsfragen der Abfallverwertung. In: Natur und Recht, Heft 5/6.
- Fluck, Jürgen (1995/2): Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz und Kommentar. Loseblattsammlung.
- Frankfurt am Main (Hrsg.)(2000): Richtpreisübersicht MHKW-Anlagen 2000, Frankfurt.
- Gallenkemper, B.; Gellenbeck, K.; Dornbusch, H.-J. (1995): Gebührensysteme und Abfuhrhythmen in der kommunalen Abfallwirtschaft. Erfahrungen und Handlungsempfehlungen, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis Bd. 91. Berlin.
- Gawel, Erik (1995): Ökologisch orientierte Entsorgungsgebühren. Ökonomische Analyse von Abfall- und Abwassergebühren als Mittel kommunaler Umweltpolitik. Erich Schmidt Verlag.
- Gronauer, A.; Helm, M. (1996): Bioabfallkompostierung – ein Verfahrens- und Konzeptvergleich unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten. In: Abfallwirtschaftsjournal, November 1996, S. 35-40.
- Grubb, M. et al. (1993): The costs of limiting fossil-fuel CO₂-emissionen: A survey and analysis. Annual revue Energy Environment, 397-478.
- Hanusch, H. (1987): Nutzen-Kosten-Analysen. München.
- Hillebrand, P. (1997): Kostenstruktur der Kompostierung. In: Leonhardt, H.; Hangen, H. (1997): Kostenmanagement und Einsparpotentiale bei der Kompostierung. SR des ANS, Heft 35, Stuttgart 1997, S. 51-82.
- Hohmeyer, O. Gärtner, H. (1992): The costs of climate change. A Rough Estimate of Orders of Magnitude. Report to the Commission of the European Communities. Karlsruhe.
- Jäkel, Kerstin (2000): Wirtschaftlichkeit von Biogasanlagen. In: Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg.): 2. Sächsische Biogastagung, S. 21-30.
- Jungbluth, T.; Büscher, W. (o.J.): Reduzierung der Ammoniakemissionen aus Stallanlagen – Beertung von Maßnahmen. In: KTBL-Arbeitspapier 233. (<http://www.ktbl.de/umwelt/emmission/233jungb/233jungb.htm>)
- KATALYSE (2001): Biogas – Regenerative Energie aus organischem Abfall. In: KATALYSE-Nachrichten Nr. 33, 1/2001, S. 5-14.
- Klepper, G.; Michaelis, P.; Mahlau, G. (1995): Industrial Metabolism: A Case Study of the Economics of Cadmium Control. Kieler Studien, 268, Tübingen.
- Kreis Gütersloh (Hrsg.) (2000): Bio gibt Gas – Kurzinformation zu den landwirtschaftlichen Biogasanlagen in der Region.
- Krieg, A.; Grohgan, D. (1997): Gekoppeltes Produkt. In: ENTSORGA-Magazin, H. 4, April 1997, S. 60-65.
- Leible, L. et al. (2000): Energetische Nutzung biogener Abfälle. In: TA-Datenbank-Nachrichten, Nr. 1, 9. Jg., März 2000, S. 53-65.
- Leonhardt, H.; Hangen, H. (1997): Kostenmanagement und Einsparpotentiale bei der Kompostierung. SR des ANS, Heft 35, Stuttgart.
- Loske (1996): Klimapolitik. Im Spannungsfeld von Kurzzeitinteressen und Langzeiterfordernissen. Marburg: Metropolis.

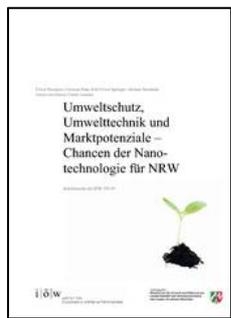
- Lott, B. (1995): Biologische Abfallbehandlung. Grundzüge der kalten Verfahren zur Verwertung organischer Abfälle und zur Behandlung des Restmülls. BIFAU e.V. Umweltreihe H.11. Berlin.
- Matthes, F. (2002): Anmerkungen zum Energiebericht des BMWi „Nachhaltige Energiepolitik für eine zukunftsfähige Energieversorgung“. Berlin.
- Meyerhoff, J.; Petschow, U. (1997): Umweltverträglichkeit kleiner Wasserkraftwerke – Zielkonflikte zwischen Klima- und Gewässerschutz. SR des IÖW 124/97, Berlin.
- Michaelis, P. (1996): Ein ökonomischer Orientierungsrahmen für die Umweltpolitik. Bericht aus dem Forschungsprogramm „Weiterentwicklung und Perspektiven der Sozialen Marktwirtschaft“. Gütersloh.
- Ministerium für Umwelt, Raumordnung und Landwirtschaft des Landes Nordrheinwestfalen (Hrsg. 1999): Biogas in der Landwirtschaft. Grundlagen-Technik-Förderung, Düsseldorf.
- Ministerium für Umwelt und Verkehr Baden-Württemberg (1999): Jahresbericht 1999. Stuttgart.
- Mühlenkamp, H. (1994): Kosten-Nutzen-Analysen. München.
- o.A. (1998): Alles andere als fauler Zauber. Neue Vergärungs- und Kompostierungsanlage auf der Zentraldeponie Leppe. In: umwelttechnik, April 1998, S. 18-22.
- Oechsner, Hans und Knebelspieß, Matthias (o.J.): Kosten landwirtschaftlicher Biogasanlagen. (<http://www.ktbl.de>)
- Rechnungshof von Berlin (1999): Jahresbericht 1999. Berlin.
- Rösch, Ch. (1996): Vergleich stofflicher und energetischer Wege zur Verwertung von Bio- und Grünabfällen – unter Berücksichtigung der Verhältnisse in Baden-Württemberg. Wissenschaftliche Berichte FZKA 5857, Forschungszentrum Karlsruhe, Technik und Umwelt, Karlsruhe.
- Schade, B. (2000): Bau und Betrieb im Blick. In: Entsorga-Magazin H. 1-2, Feb. 2000, S. 42-46.
- Schneider, T. (2000): Co-Vergärung von Bioabfällen aus Haushalten im Faulbehälter, Bochum.
- Schütte, J. (1997): Vergärung in der Bioabfallbehandlung, ein Beitrag zur Kostenminderung?. In: Leonhardt, H.; Hangen, H. (1997): Kostenmanagement und Einsparpotentiale bei der Kompostierung. SR des ANS, Heft 35, Stuttgart, S. 123-138.
- Senatsverwaltung für Stadtentwicklung und Umweltschutz Berlin (Hrsg.)(1995): Vermarktungskonzept für Berliner Bioabfallkompost, Berlin.
- Staiß, Frithjof (2000): Jahrbuch Erneuerbare Energien 2000. Stiftung Energieforschung Baden-Württemberg (Hrsg.), Radebeul.
- Tettinger, Peter J.; Asbeck-Schröder, Cornelia; Mann, Thomas (1993): Vorrang der Abfallverwertung. Eine Analyse des Bundesabfallgesetzes. Springer-Verlag.
- Thomé-Kozmiensky, K.-J. (1995): Biologische Abfallbehandlung. Enzyklopädie der kreislaufwirtschaft, Berlin 1995.
- Tol, R. S. J. (1995): The Damage Cost of Climate Change Towards More Comprehensive Calculations. Environmental and Resource Economics, pp. 353 - 374.

- Umweltbundesamt (1999): Bericht zur „Ökologischen Vertretbarkeit“ der mechanisch-biologischen Vorbehandlung von Restabfällen einschließlich deren Ablagerung. Berlin.
- Verband Kommunale Abfallwirtschaft und Stadtreinigung e.V. (Hrsg.)(2000): VKS-Betriebsdatenauswertung 1998. Ergebnisse der VKS- Umfrage zu Sammlung und Transport von Abfällen zur Beseitigung und zur Verwertung bei öffentlich-rechtlichen Entsorgungsunternehmen. VKS-Information 40. Köln.
- Versteyl, Ludger-Amseln (2000): Hochwertigkeit der Verwertung. Ist die Hochwertigkeit eine justifiable Vorgabe für die Wirtschaft und den Verwaltungsvollzug? In: Workshop „Hochwertige Verwertung“ am 28. Februar 2000; Niedersächsisches Umweltministerium.
(<http://www.mu.niedersachsen.de/Abteilungen/ref302/pages/versteyl.htm>)
- Vogt, R. et al. (2001): Untersuchungen zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen. Teilbericht des ifeu-Institutes zum gleichnamigen DBU-Projekt, Heidelberg.
- von Bruck, Mariann (2000): Hochwertige Verwertung in der Genehmigungs- und Aufsichtspraxis. In: Workshop „Hochwertige Verwertung“ am 28. Februar 2000; Niedersächsisches Umweltministerium.
(<http://www.mu.niedersachsen.de/Abteilungen/ref302/pages/vonbruck.htm>)
- Weimann, J. (1991): Umweltökonomik. Eine theorieorientierte Einführung. Berlin.
- Wendenburg, Helge (2000): Zusammenfassende Thesen und Perspektiven. In: Workshop „Hochwertige Verwertung“ am 28. Februar 2000; Niedersächsisches Umweltministerium.
(<http://www.mu.niedersachsen.de/Abteilungen/ref302/pages/wendenburg.htm>)
- Wiemer, K. (Hrsg.)(1989): Kompostierung International. Abfall-Wirtschaft 2, Veröffentlichung des Fachgebietes Abfallwirtschaft und Recycling an der Universität Kassel, Kassel.
- Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.)(1992): Gütesicherung und Vermarktung von Bioabfallkompost. Abfall-Wirtschaft 9, Veröffentlichung des Fachgebietes Abfallwirtschaft und Recycling an der Universität Kassel – Standort Witzenhausen, Witzenhausen.
- Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.)(1992): Verfahrenstechnik der Bioabfallkompostierung. Abfall-Wirtschaft 10, Veröffentlichung des Fachgebietes Abfallwirtschaft und Recycling an der Universität Kassel – Standort Witzenhausen, Witzenhausen.
- Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.)(1995): Biologische Abfallbehandlung II. Kompostierungs-Anaerobtechnik-Kalte Vorbehandlung-Klärschlammverwertung. Abfall-Wirtschaft. Neues aus Forschung und Praxis, Veröffentlichung des Instituts für Abfallwirtschaft, Witzenhausen, Witzenhausen.
- Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.)(1998): Kompost-Atlas 1998/99. Anlagenhandbuch: Kompostierung, Anaerobtechnik, Mechanisch-biologische Abfallbehandlung und Aggregate. Fachbuchreihe Abfall-Wirtschaft des Witzenhausen-Instituts, Witzenhausen.
- Wiemer, K.; Kern, M. (Hrsg.)(1999): Bio- und Restabfallbehandlung III. biologisch-mechanisch-thermisch, Veröffentlichung des Witzenhausen-Instituts für Abfall, Umwelt und Energie, Witzenhausen.
- Wöbbeking, Karl H.; Fischer, Thomas; Schmitt, Christian (1995): Controlling in der kommunalen Abfallwirtschaft. Gestaltungsempfehlungen zum Aufbau einer praktikablen Wirtschaftlichkeits- und Entgeltsteuerung für kommunale Entsorgungsbetriebe. Erich Schmidt Verlag.

Publikationen des Instituts für ökologische Wirtschaftsforschung

Das IÖW veröffentlicht die Ergebnisse seiner Forschungstätigkeit in einer Schriftenreihe, in Diskussionspapieren sowie in Broschüren und Büchern. Des Weiteren ist das IÖW Mitherausgeber der Fachzeitschrift „Ökologisches Wirtschaften“, die allvierteljährlich im oekom-Verlag erscheint, und veröffentlicht den IÖW-Newsletter, der regelmäßig per Email über Neuigkeiten aus dem Institut informiert.

Schriftenreihe/Diskussionspapiere



Seit 1985, als das IÖW mit seiner ersten Schriftenreihe „Auswege aus dem industriellen Wachstumsdilemma“ suchte, veröffentlicht das Institut im Eigenverlag seine Forschungstätigkeit in Schriftenreihen. Sie sind direkt beim IÖW zu bestellen und auch online als PDF-Dateien verfügbar. Neben den Schriftenreihen veröffentlicht das IÖW seine Forschungsergebnisse in Diskussionspapieren – 1990 wurde im ersten Papier „Die volkswirtschaftliche Theorie der Firma“ diskutiert. Auch die Diskussionspapiere können direkt über das IÖW bezogen werden. Informationen unter www.ioew.de/schriftenreihe_diskussionspapiere.

Fachzeitschrift „Ökologisches Wirtschaften“



Ausgabe 2/2010

Das IÖW gibt gemeinsam mit der Vereinigung für ökologische Wirtschaftsforschung (VÖW) das Journal „Ökologisches Wirtschaften“ heraus, das in vier Ausgaben pro Jahr im oekom-Verlag erscheint. Das interdisziplinäre Magazin stellt neue Forschungsansätze in Beziehung zu praktischen Erfahrungen aus Politik und Wirtschaft. Im Spannungsfeld von Ökonomie, Ökologie und Gesellschaft stellt die Zeitschrift neue Ideen für ein zukunftsfähiges, nachhaltiges Wirtschaften vor. Zusätzlich bietet „Ökologisches Wirtschaften online“ als Open Access Portal Zugang zu allen Fachartikeln seit der Gründung der Zeitschrift 1986. In diesem reichen Wissensfundus können Sie über 1.000 Artikeln durchsuchen und herunterladen. Die Ausgaben der letzten zwei Jahre stehen exklusiv für Abonnent/innen zur Verfügung. Abonnement unter: www.oekom.de.

IÖW-Newsletter

Der IÖW-Newsletter informiert rund vier Mal im Jahr über Neuigkeiten aus dem Institut. Stets über Projektergebnisse und Veröffentlichungen informiert sowie die aktuellen Termine im Blick – Abonnement des Newsletters unter www.ioew.de/service/newsletter.

Weitere Informationen erhalten Sie unter www.ioew.de oder Sie kontaktieren die

IÖW-Geschäftsstelle Berlin
Potsdamer Straße 105
10785 Berlin
Telefon: +49 30-884 594-0
Fax: +49 30-882 54 39
Email: [vertrieb\(at\)ioew.de](mailto:vertrieb(at)ioew.de)



| i | ö | w

INSTITUT FÜR
ÖKOLOGISCHE WIRTSCHAFTSFORSCHUNG

GESCHÄFTSTELLE BERLIN

MAIN OFFICE

Potsdamer Straße 105

10785 Berlin

Telefon: + 49 – 30 – 884 594-0

Fax: + 49 – 30 – 882 54 39

BÜRO HEIDELBERG

HEIDELBERG OFFICE

Bergstraße 7

69120 Heidelberg

Telefon: + 49 – 6221 – 649 16-0

Fax: + 49 – 6221 – 270 60

mailbox@ioew.de

www.ioew.de