


43/2010



**Aufwand und Nutzen einer
optimierten
Bioabfallverwertung
hinsichtlich Energieeffizienz,
Klima- und Ressourcenschutz**

UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Förderkennzeichen 3707 33 304
UBA-FB 001295

Aufwand und Nutzen einer optimierten Bioabfallverwertung hinsichtlich Energieeffizienz, Klima- und Ressourcenschutz

von

Dr.-Ing. Michael Kern
Dipl.-Ing. Thomas Raussen
Dipl.-Ing. Karsten Funda
Dipl.-Ing. Auke Lootsma
Dr.-Ing. Hubertus Hofmann

Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt und Energie GmbH

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

UMWELTBUNDESAMT

Diese Publikation ist ausschließlich als Download unter
<http://www.uba.de/uba-info-medien/4010.html>
verfügbar.

Die in der Studie geäußerten Ansichten
und Meinungen müssen nicht mit denen des
Herausgebers übereinstimmen.

ISSN 1862-4804

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 14 06
06813 Dessau-Roßlau
Tel.: 0340/2103-0
Telefax: 0340/2103 2285
E-Mail: info@umweltbundesamt.de
Internet: <http://www.umweltbundesamt.de>

Redaktion: Fachgebiet III 2.4 Abfalltechnik und Abfalltechniktransfer
Tim Hermann

Dessau-Roßlau, August 2010

Berichts-Kennblatt

1. Berichtsnummer FB 001295	2.	3.
4. Titel des Berichts Aufwand und Nutzen einer optimierten Bioabfallverwertung hinsichtlich Energieeffizienz, Klima- und Ressourcenschutz		
5. Autor(en), Name(n), Vorname(n) Dr.-Ing. Michael Kern; Dipl.-Ing. Thomas Raussen; Dipl.-Ing. Karsten Funda; Dipl.-Ing. Auke Lootsma; Dr.-Ing. Hubertus Hofmann		8. Abschlussdatum Dezember 2008
		9. Veröffentlichungsdatum Mai 2009
6. Durchführende Institution (Name, Anschrift) Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt & Energie GmbH Werner-Eisenberg-Weg 1 37213 Witzenhausen www.witzenhausen-institut.de		10. Förderkennzeichen (FKZ) FKZ 3707 33 304
		11. Seitenzahl 196
7. Fördernde Institution (Name, Anschrift) Umweltbundesamt, Postfach 14 06, 06813 Dessau-Roßlau		12. Literaturangaben 95
		13. Tabellen / Diagramme 34
		14. Abbildungen 88
15. Zusätzliche Angaben		
16. Kurzfassung Getrennt erfasste Abfälle biogener Herkunft werden in Deutschland derzeit überwiegend stofflich verwertet. Das energetische Potenzial dieser Abfallströme wird jedoch nur eingeschränkt genutzt. Wie eine optimierte Erfassung und Verwertung organischer Abfälle aussehen kann bzw. wie eine entsprechende Umsetzung erreicht werden kann, welche zusätzlich erschließbaren Potenziale vorhanden sind, welcher Aufwand erforderlich ist und wie sich der Nutzen in Relation zum Aufwand darstellt, sind zentrale Fragen der Studie. Der Fokus liegt dabei auf Bio- und Grünabfällen aus der kommunalen Erfassung sowie Landschaftspflegematerialien. Grundlegender Ansatz bei der Betrachtung ist die ganzheitliche Betrachtungsweisen eines organischen Stoffstrommanagements in dem stoffliche, stofflich/energetische und rein energetische Verwertungskonzepte dargestellt und hinsichtlich ihrer ökologischen, energetischen sowie ökonomischen Relevanz bewertet werden. Aufbauend auf einer Darstellung der Ist-Situation der biologischen Abfallbehandlung in Deutschland sowie des Stands der Technik werden Maßnahmenvorschläge und Empfehlungen für eine optimierte Koppelung der Verwertungsoptionen abgeleitet bzw. optimierte Verwertungswege für die einzelnen Abfallströme aufgezeigt.		
17. Schlagwörter Status quo der biologischen Abfallbehandlung, Abfallaufkommen, Kompostierung, Vergärung, Biogas, thermische Nutzung, Klimaschutz, Energieeffizienz, Ressourcenschonung, organisches Stoffstrommanagement		
18. Preis	19.	20.

Report - Data Sheet

1. Report No.: FB 001295	2.	3.
4. Report Title Efforts and returns of an optimized organic waste recycling with special emphasis on energy efficiency as well as climate and resource protection		
5. Author(s), Family Name(s), First Name(s) Dr.-Ing. Michael Kern; Dipl.-Ing. Thomas Raussen; Dipl.-Ing. Karsten Funda; Dipl.-Ing. Auke Lootsma; Dr.-Ing. Hubertus Hofmann		8. Report Date December 2008
		9. Publication Date May 2009
6. Performing Organisation (Name, Address) Witzenhausen-Institut für Abfall, Umwelt & Energie GmbH Werner-Eisenberg-Weg 1 37213 Witzenhausen www.witzenhausen-institut.de		10. Project-No. (FKZ) FKZ 3707 33 304
		11. No. of Pages 196
7. Sponsoring Agency (Name, Address) Federal Environment Agency, P.O. Box 1406, 06813 Dessau, Germany		12. No. of References 95
		13. Tables and Diagrams 34
		14. Figures 88
15. Supplementary Notes		
16. Abstract Separately collected organic wastes in Germany are currently predominately composted and subsequently recycled for soil improvement and fertilization. Usage of the immanent energy potential of the organic wastes is just emerging. With special emphasis on organic wastes from households, parks and gardens as well as landscape management, the study analyses key questions on an improved material flow management, such as: <ul style="list-style-type: none"> ➤ What effects on logistics, environmental and economic aspects will an expanded separate organic waste collection produce? ➤ How to establish and organize an expanded separate collection? ➤ Which supplementary organic waste resources can be opened up? ➤ What cost-benefits ratios are achieved? ➤ What are the economic, ecological and energetic impacts of an improved material flow management for organic wastes? ➤ What are the impacts of material versus energetic or combined energetic-material usage scenarios? ➤ What is the state-of-the-art of the available technologies? Based on an in-depth analysis of the current German organic waste management approach as well as an analysis of the available technologies, the study develops recommendations for an enhanced synergetic energetic-material recycling approach to organic wastes. Finally specific recommendations for various organic wastes are proposed.		
17. Key Words organic waste management, composting, digestion, Biogas, incineration, climate protection, energy efficiency, resource management, organic material flow management		
18. Price	19.	20.

Inhalt

Abbildungsverzeichnis

Tabellenverzeichnis

Abkürzungsverzeichnis

1	EINLEITUNG	19
2	RECHTLICHE RAHMENBEDINGUNGEN	21
2.1	Das Energierecht.....	21
2.1.1	Erneuerbare-Energien-Gesetz (2004)	21
2.1.2	Novelle des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (2009)	23
2.1.3	Biomasseverordnung	24
2.1.4	Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz (KWK-Gesetz).....	25
2.1.5	Auswirkungen der energierechtlichen Regelungen auf ausgewählte Stoffströme.....	25
2.2	Das anlagenbezogene Recht.....	27
2.3	Das stoffstrombezogene Recht.....	29
2.3.1	Altholzverordnung	29
2.3.2	Bioabfallverordnung	30
2.3.3	Novelle der Bioabfallverordnung 2008/2009.....	30
2.3.4	Düngemittelverordnung	31
2.3.5	Hygienerechtliche Vorschriften.....	32
2.3.6	Anwendung der stoffstrombezogenen Regelungen auf relevante Stoffströme.....	33
3	AUFKOMMEN UND VERWERTUNG ORGANISCHER ABFÄLLE IN DEUTSCHLAND	35
3.1	Bio- und Grünabfälle.....	35
3.1.1	Erfassung von Bio- und Grünabfällen.....	36

3.1.2	Bundesweites Aufkommen von Bio- und Grünabfällen	42
3.1.3	Qualität	45
3.2	Speiseabfälle	49
3.2.1	Speiseabfallaufkommen/Potenzial	49
3.2.2	Verbleib.....	52
3.2.3	Qualität	53
3.3	Landschaftspflegeabfälle	54
3.3.1	Biomassepotenziale	55
3.3.2	Behandlung, Verwertung, Entsorgung und sonstiger Verbleib.....	67
3.3.3	Qualitäten.....	69
3.4	Bioabfallpotenzial im Hausmüll	72
3.5	Verwertungswege nativ-organischer Abfälle in Deutschland.....	76
3.5.1	Stand der Kompostierung.....	76
3.5.2	Stand der Vergärung.....	79
3.6	Kompostvermarktung.....	85
3.7	Empfehlung: Optimierung der Getrennterfassung nativ-organischer Abfälle aus Haushalten.....	87
3.7.1	Gebietsstruktur des Einzugsgebietes	88
3.7.2	Anschlussmodus.....	88
3.7.3	Gebührensysteem.....	89
3.7.4	Status der Eigenkompostierung	91
3.7.5	Umfang der Öffentlichkeitsarbeit und Beratungsangebot.....	92
4	ÖKONOMISCHE UND ÖKOLOGISCHE BEWERTUNG VON KOMPOSTIERUNG, VERGÄRUNG UND THERMISCHER NUTZUNG	95
4.1	Stand der Technik und Kennzahlen für die Kompostierung	95
4.1.1	Verfahrenstechnik	95
4.1.2	Energetische und ökonomische Kennzahlen für die Kompostierung	98

4.1.3	Ökologische Bewertung	103
4.1.4	Optimierungspotenziale bei der Kompostierung	115
4.2	Stand der Technik und Kennzahlen für die Vergärung	118
4.2.1	Energetische und ökonomische Kennzahlen für die Vergärung.....	132
4.2.2	Ökologische Bewertung	153
4.2.3	Optimierungspotenziale für die Vergärung	163
4.3	Stand der Technik und Kennzahlen für die thermische Nutzung	165
4.3.1	Verfahrenstechnik	165
4.3.2	Energetische und ökonomische Kennzahlen für die thermische Nutzung	171
4.3.3	Ökologische Bewertung	174
5	VERGLEICH UND BEWERTUNG DER VERWERTUNGSVERFAHREN	176
5.1	Stofflicher Nutzen	176
5.2	Energie.....	179
5.3	Emissionen/Klimarelevanz	180
5.4	Kosten.....	182
6	SCHLUSSFOLGERUNGEN UND EMPFEHLUNGEN.....	183
7	LITERATUR/QUELLENANGABEN	186

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Organische Stoffströme	35
Abb. 2:	Verfügbarkeit der Biotonne in Deutschland.....	37
Abb. 3:	Verfügbarkeit der Biotonne nach OECHTERING (2007).....	38
Abb. 4:	Anteil der Einwohner in öE ohne Biotonnenangebot (ohne Stadtstaaten)	39
Abb. 5:	Anschluss an die Biotonne nach Einwohnern	40
Abb. 6:	Einführung der Biotonne differenziert nach Städten und Landkreisen.....	41
Abb. 7:	Angebot der separaten Grünabfallerfassung	41
Abb. 8:	Anteile der getrennt erfassten Bio- und Grünabfälle am Gesamtaufkommen	42
Abb. 9:	Entwicklung des Bio- und Grünabfallaufkommens 1990–2006	42
Abb. 10:	Bundesweites Aufkommen an getrennt erfassten Bio- und Grünabfällen 2006	43
Abb. 11:	Spezifisches Bio- und Grünabfallaufkommen.....	44
Abb. 12:	Spezifisches Bioabfallaufkommen der Länder	45
Abb. 13:	Beispielhafte Zusammensetzung von Bioabfällen.....	47
Abb. 14:	Organisches Abfallaufkommen 2005	50
Abb. 15:	Speiseabfallaufkommen in Deutschland (Literaturangaben)	51
Abb. 16:	Entsorgungswege von Küchen- und Speisabfällen 2005/2006	53
Abb. 17:	Untersuchte Landschaftspflegeabfälle	55
Abb. 18:	Übersicht: Straßennetz in Deutschland.....	57
Abb. 19:	Schnittmaßnahme am krautigen Straßenbegleitgrün	58
Abb. 20:	Jährliche Aufkommenspotenziale an krautigem, halmartigem Straßenbegleitgrün in den Bundesländern.....	59
Abb. 21:	Pflegemaßnahmen am holzigen Straßenbegleitgrün	60
Abb. 22:	Jährliches Aufkommenspotenzial an holzigem Straßenbegleitgrün in den Bundesländern.....	61

Abb. 23:	Beeinträchtigung durch Gehölzwuchs im Schienenverkehr (Lichtprofil).....	62
Abb. 24:	Mulchmaßnahmen von Gehölz-Schösslingen und krautiger Biomasse.....	63
Abb. 25:	Maschinelles Rückschnitt am Fließgewässer	65
Abb. 26:	Anlandung von Schwemmh Holz am Bodenseeufer.....	66
Abb. 27:	Modelliertes Organikpotenzial im Hausmüll differenziert nach örE mit und ohne Biotonne (kg/E*a)	74
Abb. 28:	Modellation: Aus dem Hausmüll abschöpfbares Organikpotenzial differenziert nach örE mit und ohne Biotonne (kg/E*a).....	75
Abb. 29:	Modellation: Im Hausmüll enthaltenes und daraus abschöpfbares Organikpotenzial (Mg/a)	76
Abb. 30:	Anzahl der Kompostierungsanlagen in den einzelnen Bundesländern	77
Abb. 31:	Genehmigte Kapazitäten der betrachteten Kompostierungsanlagen.....	78
Abb. 32:	Genehmigte Kompostierungskapazitäten und tatsächliches Bio- und Grünabfallaufkommen pro Einwohner.....	79
Abb. 33:	Entwicklung der Anzahl und Kapazität neu geschaffener Vergärungsanlagen für Bio- und Grünabfall zwischen 1995–2008, jährliche Inbetriebnahmen.....	80
Abb. 34:	Anzahl der Bioabfallvergärungsanlagen (inkl. Co-Vergärung von Bioabfällen), Stand: 31.12.2007	81
Abb. 35:	Genehmigte Kapazitäten der Bioabfallvergärungsanlagen (inkl. Co-Vergärung), Stand: 31.12.2007	82
Abb. 36:	Mittlere genehmigte Kapazitäten Bioabfallvergärungsanlagen (inkl. Co-Vergärung), Stand: 31.12.2007.....	82
Abb. 37:	Gesamtkapazitäten der Behandlung getrennt erfasster nativ- organischer Abfälle	83
Abb. 38:	Biologisches Abfallaufkommen und Behandlungskapazitäten.....	84
Abb. 39:	Vermarktungswege der erzeugten Komposte	85
Abb. 40:	Beispiel: Kompostvermarktung in Hessen.....	86

Abb. 41:	Beispiel: Kompostvermarktung in Baden-Württemberg	87
Abb. 42:	Mögliche Optionen der Gestaltung von Gebührensystemen	89
Abb. 43:	Systemübersicht der Kompostierungsverfahren.....	95
Abb. 44:	Anteil der Kompostierungsverfahren in Deutschland.....	97
Abb. 45:	Energieeinsatz (Strom und Kraftstoffe) zur Kompostherstellung nach Anlagentypen	99
Abb. 46:	Kostenspektrum der Behandlung und Verwertung von Bioabfällen in Hessen	100
Abb. 47:	Entwicklung des Kompostwertes 2005–2008.....	102
Abb. 48:	Größenordnung der erreichbaren CO ₂ -Entlastung durch optimierte Stoffstromlenkung und Systemkombination bei der Grünabfallverwertung (Angaben gerundet)	104
Abb. 49:	Entwicklung der Wasserkapazität der Böden nach langjähriger Kompostanwendung	111
Abb. 50:	Übersicht über kontinuierliche und diskontinuierliche Verfahren	119
Abb. 51:	Schema der kontinuierlichen Nassvergärung von Bioabfällen.....	120
Abb. 52:	Mashseparator mit Mischbehälter im Hintergrund und Schneckenpresse	121
Abb. 53:	Schema für die kontinuierliche Trockenvergärung von Bioabfällen	122
Abb. 54:	Kontinuierliche Trockenvergärung	122
Abb. 55:	Schema der Vergärung von Bioabfällen/diskontinuierliche Trockenvergärung (simultane Nass-/Trockenvergärung, Beispiel Fa. Looock)	123
Abb. 56:	Schema der Vergärung von Bioabfällen/diskontinuierliche Trockenvergärung (Trockenvergärung, Beispiel Fa. Bekon)	123
Abb. 57:	Typisches Stoffflussdiagramm Boxenvergärung (diskontinuierliche Trockenfermentation)	126
Abb. 58:	Typisches Stoffflussdiagramm Pfropfenstromvergärung (kontinuierliche Trockenfermentation)	127
Abb. 59:	Trockensubstanzgehalt (TS) der Gärreste bei den verschiedenen Vergärungsverfahren	128

Abb. 60:	Pressschneckenseparator	129
Abb. 61:	Dekanter	129
Abb. 62:	Mengenströme bei der mechanischen Separation des Gärrestes einer 500 kW _{el} Biogasanlage	130
Abb. 63:	Begriffsbestimmung bei der Kompostierung und Vergärung von Bioabfällen.....	131
Abb. 64:	Bioabfallvergärung: spezifische Gaserträge je Mg Bioabfall differenziert nach Vergärungsverfahren	134
Abb. 65:	Bioabfallvergärung: Netto-Wärmeertrag differenziert nach Vergärungsverfahren	135
Abb. 66:	Bioabfallvergärung: Netto-Stromertrag differenziert nach Vergärungsverfahren	135
Abb. 67:	Wärmeeigenbedarf von Vergärungsanlagen in den Wintermonaten	136
Abb. 68:	Übersicht zu Biogasnutzungskonzepten	137
Abb. 69:	Notwendige Maßnahmen für verschiedene Biogasnutzungskonzepte.....	138
Abb. 70:	Schema der Druckwechseladsorption.....	139
Abb. 71:	Schema der Druckwasserwäsche	140
Abb. 72:	Schema der Aminwäsche	140
Abb. 73:	Aufstellungsbeispiel Pfropfenstromvergärung, Input 20.000 Mg Bioabfall.....	143
Abb. 74:	Aufstellungsbeispiel Boxenvergärung, Input 20.000 Mg Bioabfall	144
Abb. 75:	Spezifische Investitionskosten verschiedener Bioabfallvergärungsverfahren (Anlage: 20.000 Mg/a)	152
Abb. 76:	Spezifische Betriebskosten verschiedener Bioabfallvergärungsverfahren (Anlage: 20.000 Mg/a)	152
Abb. 77:	Spezifische Erlöse verschiedener Bioabfallvergärungsverfahren (Anlage: 20.000 Mg/a)	153
Abb. 78:	Vergärung von Bioabfall in einer kontinuierlichen Trockenvergärung mit anschließender Fest-Flüssig-Trennung des	

	Gärrestes – Aufteilung der Nährstoffe (Medianwerte aus einer Praxisanlage).....	156
Abb. 79:	Entwicklung der verarbeiteten Mengen der RAL-Gütesicherung für Gärprodukte	157
Abb. 80	Mischung von Waldholz (links) mit aufbereiteten holzigen Grünabfällen (rechts) zur thermischen Nutzung in einem Holzheizkraftwerk	166
Abb. 81:	Energetisch optimiertes Konzept zur Grüngutverwertung mit typischen Anteilen der einzelnen Fraktionen.....	168
Abb. 82:	Aufbereitungsschritte für die Ausschleusung von energetisch nutzbaren Teilströmen aus dem Baum- und Strauchschnitt	169
Abb. 83:	500 kW _{el} ORC-Modul im Biomasseheizkraftwerk Oerlinghausen	170
Abb. 84:	Unterer Heizwert von Grünabfällen in Abhängigkeit von jahreszeitlichem Anfall und Sammelsystemen	171
Abb. 85:	Entwicklung von Holzbrennstoffpreisen seit 1998	173
Abb. 86:	Anforderung zur optimalen Nutzung biogener Abfälle	176
Abb. 87:	Organisch gebundener Kohlenstoff je Mg Input in Bioabfall, Kompost und Gärrest.....	178
Abb. 88:	Vergleichende Klimagasbilanz der Kompostierung und Vergärung.....	181

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Mindestvergütungssätze für Strom [Cent/kWh] nach dem EEG 2004	22
Tab. 2:	EEG-Vergütungen nach Anlagenleistung und Jahr der Inbetriebnahme der Anlage nach dem EEG 2004	23
Tab. 3:	Vergütungssätze für die Vergärung gemäß novelliertem EEG ab 01.01.2009	24
Tab. 4:	Genehmigungsbedürftigkeit von Anlagen	28
Tab. 5:	Stoffströme und rechtliche Rahmenbedingungen	34
Tab. 6:	Wertgebende Bestandteile in Bio- und Grünabfällen (Synopsis)	46
Tab. 7:	Vergleich: Medianwerte der Schwermetallbelastungen von Komposten mit den Grenzwerten der BioAbfV	48
Tab. 8:	Regionaler Speiseabfallanteil in der Bundesrepublik Deutschland auf Basis der Erwerbstätigen	52
Tab. 9:	Längen überörtlicher Straßen (Gesamt und nach Straßentypen) in Deutschland	56
Tab. 10:	Zusammenfassung: Potenziale an Landschaftspflegematerialien	66
Tab. 11:	Im Hausmüll enthaltenes Organikpotenzial (Mittelwert der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger)	73
Tab. 12:	Aus dem Hausmüll abschöpfbares Organikpotenzial	75
Tab. 13:	Einflussfaktoren auf die Menge und Qualität von Bioabfällen	94
Tab. 14:	Nährstoffgehalte gütegesicherter Komposte	106
Tab. 15:	Kennzahlen zur Bodenverbesserung durch gütegesicherte Komposte	108
Tab. 16:	Kennzahlen zur Humus-Reproduktion organischer Materialien in Humusäquivalenten (kg Humus-C je Mg Substrat)	110
Tab. 17:	NH ₃ -Emissionen aus der Kompostierung	113
Tab. 18:	N ₂ O-Emissionen aus der Kompostierung	114
Tab. 19:	CH ₄ -Emissionen aus der Kompostierung	115

Tab. 20:	Spezielle Optimierungsmaßnahmen in der offenen Mietenrotte mit passiver Belüftung	116
Tab. 21:	Spezielle Optimierungsmaßnahmen für geschlossene Intensiv- und Hauptrottesysteme mit Zwangsbelüftung und Abluftreinigung (Box, Tunnel, Halle)	117
Tab. 22:	Typische Zusammensetzung von Biogas.....	133
Tab. 23:	Flächenbedarf Bioabfallvergärung ohne Nachrotteflächen.....	145
Tab. 24:	Zusammenfassende Bewertung der Trockenvergärungsverfahren am Beispiel Pfpfenstrom- bzw. Boxenvergärung.....	146
Tab. 25:	Beispielhafte Kostenkalkulation Bioabfallvergärungsanlage mit Pfpfenstromfermenter (kontinuierliche Trockenfermentation).....	150
Tab. 26:	Beispielhafte Kostenkalkulation Bioabfallvergärungsanlage mit Boxenfermenter (diskontinuierliche Trockenfermentation)	151
Tab. 27:	Wertgebende Bestandteile gütegesicherter Gärprodukte.....	154
Tab. 28:	Verteilung der Nährstoffe und Salzgehalte für Gärprodukte fest (Gärgut) und flüssig (Presswasser).....	155
Tab. 29:	Einzelfallbetrachtung Bioabfallvergärung – Verteilung der Nährstoffe Vergleich für kompostierten Gärrest und Überschusswasser	155
Tab. 30:	Emissionswerte bei kombinierter Vergärung/Kompostierung	158
Tab. 31:	Methanverluste unterschiedlicher CO ₂ -Abtrennungsverfahren.....	162
Tab. 32:	Kompost aus Bioabfall mit und ohne Integration einer Vergärungsstufe	177
Tab. 33:	Nutzwert von Bioabfällen bei den verschiedenen Verwertungswegen.....	179
Tab. 34:	Energetische Nutzungsformen der Stoffströme.....	180

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr
Abb.	Abbildung
Abs.	Absatz
AltholzV	Altholzverordnung
Art.	Artikel
BBodSchV	Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung
BGBI.	Bundesgesetzblatt
BGH	Bundesgerichtshof
BHKW	Blockheizkraftwerk
BioAbfV	Bioabfallverordnung
BiomasseV	Biomasseverordnung
BImSchG	Bundesimmissionsschutzgesetz
BImSchV	Bundesimmissionsschutzverordnung
BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
ct	Cent
DVGW	Deutsche Gesellschaft des Gas- und Wasserfachs e.V.
DüMV	Düngemittelverordnung
DWW	Druckwasserwäsche
E	Einwohner
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
EG	Europäische Gemeinschaft
EG-Hygiene-VO	EG-Hygiene-Verordnung
el.	elektrisch
et al.	und andere
EU	Europäische Union
EuGH	Europäischer Gerichtshof
FM	Frischmasse
FWL	Feuerungswärmeleistung
Gala-Bau	Garten- und Landschaftsbau
Gew.-%	Gewichtsprozent
GWh	Gigawattstunde
h	Stunde
ha	Hektar
i. V. m.	im Verbund mit
inst.	installiert
k. A.	keine Angaben
Kat.	Kategorie
kg	Kilogramm
kg/E*a	Kilogramm je Einwohner und Jahr
km	Kilometer
KrW-/AbfG	Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz
kW	Kilowatt
kW _{el}	Kilowatt elektrisch
kWh	Kilowattstunde
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
m ³	Kubikmeter
mbar	Millibar
Mg	Megagramm = 1 Tonne

Mg _{atro}	Mg absolut trocken
mg	Milligramm
Mio.	Million
mittl.	mittleres
mm	Millimeter
Mrd.	Milliarde
mS	Millisiemens
MW	Megawatt
MW _{el}	Megawatt elektrisch
MWh	Megawattstunde
NawaRo	nachwachsende Rohstoffe
Nm ³	Normkubikmeter
NPK-Dünger	Stickstoff-Phosphor-Kali-Dünger („Volldünger“)
ORC	Organic Rankine Cycle
örE	öffentlich-rechtliche Entsorgungsträger
org.	organisch
oTM	organische Trockenmasse
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PCT	Polychlorierte Terphenyle
PE	Polyethylen
PJ	Petajoule
PK-Dünger	Phosphor-Kali-Dünger
PM10	Feinstaub
RAL	Deutsches Institut für Gütesicherung und Kennzeichnung e. V.
Srm	Schüttraummeter
SRU	Sachverständigenrat für Umweltfragen
TA Luft	Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft
Tab.	Tabelle
TierNebG	Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsgesetz
TierNebV	Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsverordnung
TM	Trockenmasse
TM/a	Trockenmasse pro Jahr
TS	Trockensubstanz
Urt.	Urteil
UVP	Umweltverträglichkeitsprüfung
Veröff.	Veröffentlichung
vgl.	vergleiche
VO	Verordnung der Europäischen Gemeinschaft
zit.	zitiert

1 Einleitung

Die getrennte Erfassung vom Bio- und Grünabfällen hat in Deutschland ein hohes Niveau erreicht. Allerdings ist der Anteil der daraus gewonnenen Energie noch vergleichsweise gering, die Biomasse wird überwiegend rein stofflich genutzt. Vor dem Hintergrund, dass gegenwärtig Energiepflanzen in Konkurrenz zu Nahrungs- und Futtermitteln großflächig angebaut werden, muss allerdings die Frage gestellt werden, ob die kombinierte stoffliche und energetische Nutzung von Biomasse nicht Ziel führender ist.

Nachhaltiges Management biogener Stoffströme optimiert stoffliche und energetische Verwertungswege mit dem Ziel eines idealen Zusammenwirkens von Nährstoff- und Kohlenstoff-Recycling, Energiebereitstellung (Strom, Wärme und ggf. Kraftstoff), CO₂-Reduzierung durch Substitution fossiler Energieträger, Substitution von Torf, (temporäre) Kohlenstoff-Sequestrierung sowie günstiger Behandlungskosten bei erweiterter regionaler Wertschöpfung.

Wie eine optimierte Erfassung und Verwertung von nativ-organischen Abfällen aussehen soll bzw. wie eine entsprechende Umsetzung erreicht werden kann, welche zusätzlich erschließbaren Potenziale vorhanden sind, welcher Aufwand erforderlich ist und wie sich der Nutzen in Relation zum Aufwand darstellt, sind zentrale Fragen der Abfallwirtschaft geworden.

Bei den Grünabfällen hat der Markt bereits in das Stoffstrommanagement eingegriffen. In vielen Kompostierungsanlagen werden holzige Grünabfälle abgetrennt und der energetischen Verwertung in Biomasseheiz(kraft)werken zugeführt. Auch Siebreste, die nach der Konfektionierung von Komposten entsorgt werden, werden zunehmend thermisch verwertet.

Darüber hinaus ist bei den getrennt erfassten Bioabfällen eine weitere Veränderung zu erwarten. Mit der Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) wurde die Vergärung von Bioabfällen bei stofflicher Nutzung des festen Gärrestes mit zusätzlichen 2 Cent pro kWh Strom in besonderer Weise privilegiert, so dass eine deutliche Zunahme der Vergärungsanlagen, entweder als Vorschaltanlagen vor der Kompostierung oder als eigenständige Anlagen, zu erwarten ist.

Die Verschiebung der Rahmenbedingungen beeinflusst in recht unmittelbarer Weise die Entwicklung der Stoffströme. Dies betrifft sowohl die Art, Menge und Qualität der Abfallströme als auch die Art der Anlagen zu deren Verwertung.

In der Praxis wird diesem Sachverhalt Rechnung getragen, indem bereits jetzt die Zahl der Bioabfallvergärungsanlagen zunimmt, überwiegend als Vorschaltanlagen vor der Kompostierung.

Die aktuell geführte Diskussion zur Optimierung der biologischen Abfallbehandlung überspringt festgefahrene Denkkategorien. Es geht längst nicht mehr um Kompostierung versus Vergärung, sondern um ganzheitliche Betrachtungsweisen eines organischen Stoffstrommanagements.

So unterstreicht das BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2008) in seinem Diskussionspapier zur ökologischen Industriepolitik die Ausweitung der Bioabfallsammlung und die verbesserte Nutzung der darin ent-

haltenen Ressourcen als Instrument auch im Interesse des Klimaschutzes. Konkret fordert das Ministerium über die Kompostierung dieser Stoffe hinaus verstärkt deren Einsatz in Vergärungsanlagen zur weitergehenden Ausnutzung der energetischen Potenziale dieser Stoffströme. Mit der Novelle des EEG seien dafür wichtige Grundlagen geschaffen.

WENDENBURG & BERGS (2008) sprechen in diesem Zusammenhang von „Reststoff-Biomassen“ und weisen zurecht darauf hin, dass diese hinsichtlich des Treibhaus-Verminderungspotenzials in der Gesamtökobilanz besser abschneiden als extra zum Zweck der energetischen Nutzung angebaute Materialien wie z. B. nachwachsende Rohstoffe.

Der SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN stellt in seinem Sondergutachten zum „Klimaschutz durch Biomasse“ (2007) fest, dass jährlich bundesweit rund 100 Mio. Mg Biomasse an Reststoffen aus der Forst- und Holzwirtschaft, der Landwirtschaft, der Tierkörperbeseitigung, der Lebensmittelindustrie sowie der Abwasser- und Abfallwirtschaft anfallen. Davon seien etwa 65 % technisch und ökologisch sinnvoll nutzbar, was einem Potenzial von 4–5 % des Primärenergiebedarfs von Deutschland entspricht. Die Ausschöpfung dieses Reststoffpotenzials sollte nach Auffassung des Sachverständigenrates Priorität vor einem verstärkten Anbau von nachwachsenden Rohstoffen erhalten.

Das Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, vertreten durch den Präsidenten des Umweltbundesamtes, beauftragte die Witzenhausen-Institut GmbH mit der vorliegenden Studie, den Aufwand und Nutzen einer optimierten Bioabfallverwertung in Deutschland hinsichtlich Energieeffizienz sowie Klima- und Ressourcenschutz aktuell und perspektivisch zu untersuchen.

2 Rechtliche Rahmenbedingungen

Die stoffliche und energetische Verwertung biogener Materialien und Abfälle wird von einer Vielzahl gesetzlicher Regelungen gesteuert. Die diesbezüglichen energierechtlichen Bestimmungen dienen insbesondere der Förderung und Optimierung der Nutzungsprozesse. Die anlagenbezogenen Vorschriften regeln Anforderungen an die Errichtung und den Betrieb von Anlagen, die schädliche Umwelteinwirkungen hervorrufen können. Die stoffbezogenen Regelwerke sollen die anfallenden Materialströme schadlos und effizient in die Wirtschaftskreisläufe lenken.

2.1 Das Energierecht

Der hier in Betracht kommende Teil des Energierechts soll im Interesse der Allgemeinheit eine sichere, preisgünstige und umweltverträgliche Energieversorgung sicherstellen. Zur Förderung der umweltpolitisch erwünschten Anlagen für erneuerbare Energien wurden in diesem Bereich zahlreiche Regelwerke geschaffen.

2.1.1 Erneuerbare-Energien-Gesetz (2004)

Das Gesetz für den Vorrang erneuerbarer Energien (Erneuerbare-Energien-Gesetz – EEG, vom 21.07.2004; zuletzt geändert: 07.11.2006) dient der gezielten Förderung und Entwicklung von effizienten Energieversorgungsanlagen, die unter Einsatz von regenerativen Energiequellen (u. a. Biomasse) betrieben werden. Eng verknüpft mit dem EEG ist die Biomasseverordnung (vom 21.06.2001; zuletzt geändert: 09.08.2005), die festlegt, welche Materialien als Biomasse gelten und welche Anforderungen förderfähige Verfahren zur Stromerzeugung aus Biomasse erfüllen müssen.

Das Fördersystem des EEG verpflichtet die zuständigen Netzbetreiber zur Zahlung einer festen, vom Stromerzeugungsverfahren abhängigen Mindestvergütung an die berechtigten Anlagenbetreiber. Anlagen zur Stromerzeugung unter ausschließlichem Einsatz von Biomasse (Ausschließlichkeitsprinzip) werden in mehrere Leistungsklassen bis einschließlich 20 MW elektrischer Leistung eingeteilt, und diese wird mit einem Mindestvergütungssatz verknüpft.

Für neu in Betrieb gehende Anlagen zur Erzeugung von Strom aus Biomasse sind reduzierte Mindestvergütungen zu kalkulieren; diese werden ab 2005 um 1,5 % pro Jahr gesenkt.

Tab. 1: Mindestvergütungssätze für Strom [Cent/kWh] nach dem EEG 2004

Vergütung		bis 150 kW _{el}	bis 500 kW _{el}	bis 5 MW _{el}	5 -20 MW _{el}
Alt-Anlagen		9,9		8,9	8,4
Neu-Anlagen		11,50	9,9	8,9	8,4
Anlagen für A III und A IV Altholz (Inbetriebnahme nach 29.06.2006)		3,90 keine Bonuszahlungen			
Boni					
NawaRo (für Alt- und Neu-Anlagen)	Energiepflanzen	6	6	4	-
	Holz	6	6	2,5*	-
KWK	Alt-Anlagen	-	-	-	-
	Neu-Anlagen	2	2	2	2
Technologie	Alt-Anlagen	-	-	-	-
	Neu-Anlagen	2	2	2	

* bei Verbrennung von Holz (nicht jedoch bei Holzvergasung, die auch mit 4 Cent pro kWh vergütet wird)

Die beschriebene Mindestvergütung wird um 2 Cent pro kWh Strom erhöht, wenn die aus Biomasse erzeugte Energie in einer Kraft-Wärme-Kopplungsanlage gewonnen und die Wärme tatsächlich außerhalb der Anlage genutzt wird (KWK-Bonus). Wird die erzeugte Wärme nur teilweise genutzt, so wird der KWK-Bonus anteilig gewährt. Ein weiterer Zuschlag ist zu erreichen (sogenannter „Innovationsbonus“), wenn fortschrittliche KWK-Technologien wie z. B. Dampfmaschinen, Organic-Rankine-Anlagen, Mikrogasturbinen oder Stirling-Motoren zum Einsatz kommen. Auch für die Aufbereitung von Biogas auf Erdgasqualität mit anschließender Einspeisung wird der Innovationsbonus gewährt.

Gemäß § 8 Abs. 2 EEG können die Mindestvergütungen zusätzlich erhöht werden (sogenannter „NawaRo-Bonus“), wenn die Anlagenleistung 5 MW nicht übersteigt und

- der Strom ausschließlich aus Pflanzen oder Pflanzenbestandteilen gewonnen wird, die in landwirtschaftlichen, forstwirtschaftlichen oder gartenbaulichen Betrieben oder im Rahmen der Landschaftspflege anfallen und die keiner weiteren als der zur Ernte, Konservierung oder Nutzung in der Biomasseanlage erfolgten Aufbereitung oder Veränderung unterzogen wurden oder
- es sich um Gülle im Sinne der EG-Hygiene-Verordnung bzw. Schlempe aus landwirtschaftlichen Brennereien oder Gemischen aus diesen Stoffen handelt.

Im Leistungsbereich bis 500 kW ist der NawaRo-Bonus bei 6 Cent pro kWh gesetzlich festgelegt. Bei Anlagenleistungen zwischen 0,5 und 5 MW liegt der zu vergütende Bonus bei 4 Cent pro kWh. Ein reduzierter „NawaRo-Bonus“ von 2,5 Cent pro kWh wird in diesem Leistungsbereich gewährt, wenn der Strom durch die Verbrennung von Holz gewonnen wird.

Die oben dargestellten allgemeinen Ausführungen zu den jährlichen Abschlägen bei neu in Betrieb gehenden Anlagen sollen an dieser Stelle verdeutlicht werden. Für eine in den nächsten Jahren in Betrieb gehende Anlage ergibt sich ein Anspruch auf folgende diskontierte Grundvergütung:

Tab. 2: EEG-Vergütungen nach Anlagenleistung und Jahr der Inbetriebnahme der Anlage nach dem EEG 2004

Jahr der Inbetriebnahme	2008			2009			2010		
	≤ 150 kW _{el}	≤ 500 kW _{el}	≤ 5 MW _{el}	≤ 150 kW _{el}	≤ 500 kW _{el}	≤ 5 MW _{el}	≤ 150 kW _{el}	≤ 500 kW _{el}	≤ 5 MW _{el}
Grundvergütung [Cent/kWh]	10,83	9,32	8,38	10,67	9,18	8,25	10,51	9,04	8,13

2.1.2 Novelle des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (2009)


Die Novellierung des EEG wurde am 25. Oktober 2008 vom Bundestag beschlossen und tritt zum 01. Januar 2009 in Kraft. Bis dahin galten die Einspeisevergütungen und Degressionen des EEG 2004.

Die Novelle enthält unter anderem für den Abfallbereich folgende Änderungen:

- Erhöhung der Mindestvergütung für den Leistungsbereich kleiner 150 kW_{el} um 1 Cent pro kWh
- Anhebung des KWK-Bonus von 2 auf 3 Cent pro kWh, Konkretisierung des KWK-Begriffs
- Absenkung der Degression für die Vergütung von Neuanlagen von 1,5 % auf 1 % pro Jahr; Ausdehnung der Degression auch auf die Boni
- Aufhebung der 20 MW-Obergrenze i. V. m. hohen Effizianzforderungen
- Positiv- und Negativliste der NawaRo-bonusfähigen Biomassen
- Streichung der Trockenfermentation als begünstigte Technologie für den Innovationsbonus
- Aufnahme der Vergärung von Bioabfall mit stofflicher Nutzung des festen Gärrestes in die Liste innovativer Verfahren

Die Vergärung von Bioabfällen wird durch die Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) begünstigt. Für Biogas aus Bioabfällen wird bei der stofflichen Nutzung des Gärrestes zusätzlich zur Grundvergütung eine Technologie-Bonus „Bioabfallbonus“ von 2 Cent pro kWh gewährt. Je nach Technik, Inputstrom und Nutzungskonzept können auf der Grundlage des EEG unter Berücksichtigung wesentlicher Boni die in Tab. 3 dargestellten Erlöse erzielt werden.

Tab. 3: Vergütungssätze für die Vergärung gemäß novelliertem EEG ab 01.01.2009

 elektrischer Leistungsbereich	Grundvergütung Cent/kWh	KWK-Bonus Cent/kWh	Innovative Technologie Bonus Cent/kWh
≤ 150 kW	11,67	3,00	2,00
151 - 500 kW	9,18	3,00	2,00
501 kW - 5 MW	8,25	3,00	2,00
5,001 MW - 20 MW	7,79	3,00	

2.1.3 Biomasseverordnung

Die Biomasseverordnung (BiomasseV) dient der Klarstellung, welche Materialien als Biomasse im Sinne des EEG einzuordnen sind und entsprechend unter das beschriebene Fördersystem fallen. Als Biomasse gelten gemäß der Legaldefinition des § 2 Abs. 1 BiomasseV Energieträger aus Phytomasse (pflanzliche Substanz) und Zoomasse (organische Substanz höherer Organismen) einschließlich der aus ihnen resultierenden Folge- und Nebenprodukte, Rückstände und Abfälle, deren Energiegehalt aus Phyto- und Zoomasse stammt. Beispielhaft und nicht abschließend werden in § 2 Abs. 2 BiomasseV die unter den Biomassebegriff fallenden Materialien aufgeführt:

- Pflanzen und Pflanzenbestandteile sowie hieraus hergestellte Energieträger
- Abfälle und Nebenprodukte pflanzlicher und tierischer Herkunft aus der Land-, Forst- und Fischwirtschaft
- Bioabfälle im Sinne von § 2 Nr. 1 der Bioabfallverordnung
- Gas aus der Vergasung oder Pyrolyse von Biomasse
- aus Biomasse erzeugte Alkohole
- Pflanzenölmethylester
- Treibsel aus der Gewässerpflege, Uferpflege und -reinhaltung
- durch anaerobe Vergärung erzeugtes Biogas

Besondere Vorschriften gelten für Altholz, das grundsätzlich als Biomasse im Sinne der BiomasseV eingestuft werden kann, wenn der Gehalt an PCB/PCT ≤ 50 mg/kg und/oder Quecksilber ≤ 1 mg/kg beträgt, und die energetische Verwertung auf Grund des Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetzes nicht ausgeschlossen wurde. Altholz, das Rückstände von Holzschutzmitteln (Kategorie A IV) oder halogenorganische Verbindungen in der Beschichtung (Kategorie A III) enthält, gilt nur dann als Biomasse, wenn es in Anlagen eingesetzt wird, deren immissionsschutzrechtliche Genehmigung bis zum 22.06.2004 erteilt wurde. Im Umkehrschluss gelten A III- oder A IV-Holz nicht als

Biomasse im Sinne der BiomasseV, wenn diese kontaminierten Hölzer in anderen Anlagen eingesetzt werden.

2.1.4 Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz (KWK-Gesetz)

Das Gesetz für die Erhaltung, die Modernisierung und den Ausbau der Kraft-Wärme-Kopplung (Kraft-Wärme-Kopplungsgesetz vom 19.03.2002; zuletzt geändert: 31.10.2006) fördert die Entwicklung von KWK-Anlagen, die unter Einsatz von fossilen Energieträgern, Abfall oder Biomasse betrieben werden. Diese Rechtsvorschrift verpflichtet Netzbetreiber zum Anschluss von KWK-Anlagen an ihr Netz, zur Aufnahme des in diesen Anlagen erzeugten Stroms und zur Vergütung eines ausgehandelten bzw. marktüblichen Preises zuzüglich eines gesetzlich festgelegten Zuschlages. Voraussetzung für den Anspruch auf Zahlung des Zuschlags ist die ordnungsgemäße Zulassung als KWK-Anlage. Die Höhe des Zuschlags ist unter anderem abhängig von der Anlagengröße, dem Modernisierungsgrad und dem Jahr der Inbetriebnahme. Die KWK-Förderung kann nicht mit der nach dem EEG kombiniert werden; die Doppelförderung ist somit ausgeschlossen.

2.1.5 Auswirkungen der energierechtlichen Regelungen auf ausgewählte Stoffströme

Die oben dargelegten Förderbedingungen des KWK-Gesetzes richten sich insbesondere an die technischen und zulassungsrechtlichen Voraussetzungen der Anlagen zur Energieerzeugung. Liegen diese vor, können beim Einsatz der hier interessierenden Materialien die Förderungen nach dem KWK-Gesetz genutzt werden.

Vorteilhaftere Förderbedingungen ergeben sich jedoch auf der Grundlage des EEG. Daher sollen auf dieser Grundlage die Abfallarten Altholz, Gärreste, Kompostrohstoffe, Siebreste aus der Bioabfallaufbereitung sowie hausmüllähnliche gewerbliche Siedlungsabfälle einer besonderen Prüfung unterzogen werden:

Die Förderbedingungen für **Altholz** unter dem EEG sind – soweit es sich um Altholz der Kategorie A III oder A IV handelt – seit 2004 sehr beschränkt. Vergütungen hierfür können nach Maßgabe des EEG als Strom aus Biomasse nur erzielt werden, wenn diese Altholzkategorien in Anlagen eingesetzt werden, die bis zum 22.06.2004 immissionsschutzrechtlich genehmigt wurden – wobei mit PCB/PCT oder mit Quecksilber besonders belastete Hölzer stets auszuschließen sind. Gleiches gilt für Gemische aus naturbelassenem Holz und A III- bzw. A IV-Altholz. Die Altholzkategorien A I (naturbelassenes Altholz) und A II (behandeltes Altholz) sind stets als Biomasse einzuordnen; ihnen stehen somit grundsätzlich die Möglichkeiten der Mindestvergütung nach EEG sowie Zuschläge aufgrund KWK-Bonus und Innovationsbonus offen. Eine zusätzliche Vergütung nach § 8 Abs. 2 Satz 2 EEG (NawaRo-Bonus) kann allerdings für Altholz gleich welcher Kategorie nicht erzielt werden, weil diese Regelung nur für „Neu-Holz“ Anwendung findet (vgl. BGH v. 04.04.2007 – VIII ZR 139/06).

Kompostrohstoffe – hier in Form von getrennt erfasstem Bioabfall sowie Grünschnitt – gelten als Biomasse gemäß § 2 Abs. 2 Nr. 4 BiomasseV, wenn die der Kompostierung zugeführten Einsatzstoffe dem Bioabfallbegriff des § 2 Nr. 1 Bioabfallverordnung

(BioAbfV vom 21.09.1998; zuletzt geändert: 20.10.2006) entsprechen. Dies trifft grundsätzlich für Bioabfälle aus der getrennten Sammlung zu. Gleiches gilt für Folge- und Nebenprodukte aus der Kompostierung, wenn ausschließlich Bioabfälle gemäß Anhang I BioAbfV oder die im Übrigen zugelassenen Materialien gemäß § 2 BiomasseV eingesetzt werden. Somit stehen diesen Materialien grundsätzlich die Möglichkeit der Mindestvergütung nach EEG sowie Zuschläge aufgrund KWK-Bonus und Innovationsbonus offen. Eine zusätzliche Vergütung nach § 8 Abs. 2 Satz 2 EEG (NawaRo-Bonus) ist ausschließlich möglich für unbehandelte Kompostrohstoffe in Form von Pflanzen oder Pflanzenbestandteilen, die nur zur Nutzung in der Biomasseanlage aufbereitet oder verändert wurden. Unbehandelt bedeutet, analog der allgemeineren diesbezüglichen Legaldefinition des § 2 Nr. 4 Deponieverordnung, dass keine Verfahren der Verwertungsbegünstigung oder Volumenreduzierung durchlaufen werden dürfen. Das heißt für Kompostrohstoffe und Grünabfälle, dass nur die im Input getrennt gehaltenen Pflanzenbestandteile als Biomasse förderfähig sind, die keinem der in Kompostanlagen typischen Sortier-, Aufbereitungs- oder Hygienisierungsschritte unterzogen wurden. Im novellierten EEG soll, nach aktueller Interpretation des BMU, der typische Grünabfall (Baum- und Strauchschnitt aus privaten Haushaltungen, von Parks und Campingplätzen, Friedhöfen etc.) nicht als NawaRo-Bonus-fähiges Material eingestuft werden.

Werden den Kompostrohstoffen andere als die vorgenannten Einsatzstoffe zugeführt, ist das dabei entstehende Gemisch nicht mehr als anerkannte Biomasse einzuordnen. Somit entfallen die Förderbedingungen des EEG, selbst der Anspruch auf Zahlung der Mindestvergütung.

Gärreste sind als Erzeugnisse aus der Vergärung von Bioabfällen einzuordnen und unterliegen – insoweit vergleichbar den aerob behandelten Kompostrohstoffen – der Legaldefinition Biomasse, wenn die der Vergärung zugeführten Einsatzstoffe im Anhang I Bioabfallverordnung und/oder in § 2 BiomasseV aufgeführt sind.

Im **Siebüberlauf** aus der Aufbereitung von Bioabfällen finden sich im Regelfall in größerem Umfang Fremdstoffe, die unmittelbar weder der Phytomasse noch der Zoomasse zugeordnet werden können. Sie sind nicht unter den Begriff „Biomasse“ gemäß § 2 BiomasseV zu subsumieren und vom EEG-Förderungssystem ausgeschlossen. Dies gilt jedoch dann nicht mehr, wenn der Siebüberlauf noch den Begriff „Bioabfall“ im Sinne des Anhangs I BioAbfV erfüllt. Liegen die Fremdstoffe im Siebüberlauf in dem Umfang vor, wie sie auch bei der getrennten Sammlung von Bioabfällen anzutreffen sind, so kann für den Siebüberlauf nichts anderes gelten als für die gesamte getrennt gesammelte Fraktion. In diesem Fall können auch bei der Energiegewinnung aus dem Siebüberlauf in Biomasseanlagen Mindestvergütungen sowie KWK- und Innovationsbonus erzielt werden. Der Erhalt des Zusatzbonus für nachwachsende Rohstoffe ist wegen der Materialvorbehandlung ausgeschlossen.

Werden **hausmüllähnliche gewerbliche Siedlungsabfälle** den Biomasseanlagen zur Energieerzeugung zugeführt, kommt die Zahlung von Mindestvergütungen im Sinne des EEG sowie KWK- und Innovationsbonus nicht in Betracht. Das sehr heterogen zusammengesetzte Material kann der Phyto- oder Zoomasse nicht unmittelbar zugeordnet werden. Dieser Befund deckt sich mit der Diktion des § 3 Nr. 3 BiomasseV, derzufolge die den Privathaushaltsabfällen ähnlichen gewerblichen Abfälle nicht unter den Begriff Biomasse fallen. Eine Vergütung nach dem EEG ist für diese Materialien aus-

geschlossen. Gleiches gilt, soweit diese Materialien nach deren Vorbehandlung einer Biomasseanlage zugeführt werden sollen.

Zusammengefasst bedeutet dies angesichts der Rechtslage, dass A I- und A II-Altholz sowie Bioabfall und Grünschnitt als anerkannte Biomasse einzuordnen sind; diesen stehen grundsätzlich die Möglichkeiten der Mindestvergütung nach EEG sowie Zuschläge aufgrund KWK-Bonus und Innovationsbonus zu. Zusätzliche EEG-Vergütungen in Form des NawaRo-Bonus können nach dem EEG 2004 jedoch nur bei der energetischen Verwertung von Grünabfall (Landschaftspflegematerial) beansprucht werden. Dies wird durch das novellierte EEG (2009) auf typisches Landschaftspflegematerial unter Ausschluss von Grünabfall begrenzt. Für Energie aus hausmüllähnlichen Siedlungsabfällen sowie aus der Kompostierung ausgeschleuster Störstoffe kann das Fördersystem des EEG nicht genutzt werden.

2.2 Das anlagenbezogene Recht

In Abhängigkeit von Größe und Durchsatzleistung bedürfen Energieerzeugungsanlagen einer Anlagengenehmigung nach dem Bundesimmissionsschutzgesetz (BImSchG v. 26.09.2002, zuletzt geändert: 23.10.2007) Die konkretisierte Genehmigungsbedürftigkeit ergibt sich aus der katalogmäßigen Auflistung der betroffenen Anlagen im Anhang der 4. Bundesimmissionsschutzverordnung (4. BImSchV v. 14.03.1997 zuletzt geändert: 23.10.2007). Welche Art des Genehmigungsverfahrens – vereinfachtes Verfahren nach § 19 BImSchG oder förmliches Verfahren nach § 10 BImSchG – durchlaufen werden muss, richtet sich nach der Zuordnung im Anhang der 4. BImSchV. Ein förmliches Verfahren nach § 10 ist erforderlich, wenn die jeweilige Anlage in Spalte 1 des Anhangs zur 4. BImSchV aufgelistet ist oder wenn eine Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP) durchgeführt werden muss. Anlagen, die der Spalte 2 im Anhang der 4. BImSchV zugeordnet werden und für die keine UVP-Pflicht besteht, können im Wege des vereinfachten Verfahrens nach § 19 BImSchG zugelassen werden.

Sofern eine vorgesehene Anlage in der 4. BImSchV nicht aufgeführt ist oder die dort genannte Leistungsschwelle nicht überschreitet, bedarf diese nach Maßgabe der Landesbauordnungen entweder einer Baugenehmigung oder überhaupt keiner behördlichen Zulassung.

Die Errichtung und der Betrieb einer Energieerzeugungsanlage kann ferner einer Umweltverträglichkeitsprüfung zu unterziehen sein, wenn das entsprechende Vorhaben in Anlage 1 des Gesetzes über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG – Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung i. d. F. v. 25.06.2005 zuletzt geändert: 23.10.2007) aufgeführt ist. Dort wird unterschieden, ob für das geplante Vorhaben eine generelle UVP-Pflicht besteht oder ob über diese Frage im Rahmen einer allgemeinen oder standortbezogenen Vorprüfung vorab zu entscheiden ist.

Tab. 4: Genehmigungsbedürftigkeit von Anlagen

Genehmigungsbedürftige Anlage	Genehmigungsverfahren		UVP-Pflicht
	§ 10 Förmliches Verfahren	§ 19 Vereinfachtes Verfahren	
Feuerungsanlagen zur Strom-/Wärmegewinnung aus Biogas			
Feuerungsanlagen zur Strom-/ Wärmeerzeugung ab 50 MW FWL	X		Generell: ≥ 200 MW Allg. Vorprüfung: < 200 MW
ab 10 bis unter 50 MW FWL		X	Standort-Vorprüfung
Verbrennungsmotoranlagen zum Antrieb von Arbeitsmaschinen ab 50 MW FWL	X		Generell: ≥ 200 MW Vorprüfung: < 200 MW
ab 10 bis unter 50 MW FWL		X	Standort-Vorprüfung
Verbrennungsmotoranlagen zur Strom/Wärmeerzeugung ab 1 bis unter 10 MW FWL		X	Standort-Vorprüfung
Feuerungsanlagen unter Einsatz von Altholz			
Altholz A III/A IV-Altholz	X		Generell: ja
A II-Altholz ab 50 MW FWL	X		Generell: ja
A II-Altholz 1 bis < 50 MW FWL		X	Standort-Vorprüfung
A I-Altholz 1 bis < 50 MW FWL		X	Standort-Vorprüfung
Anlagen zur Vergärung von Abfällen (z. B. Bioabfälle) zur Biogasferzeugung			
Vergärung nicht gefährlicher Abfälle mit Durchsatz ab 50 t/Tag	X		Allgemeine Vorprüfung
Vergärung nicht gefährlicher Abfälle mit Durchsatz 10 bis < 50 t/Tag		X	Standort-Vorprüfung
Anlagen zur Lagerung von Abfällen			
Zeitweilige Lagerung <u>gefährlicher</u> Abfälle (z. B. Altholz A IV) mit Aufnahmekapazität ≥ 10 t/Tag oder Gesamtlagerkapazität ≥ 150 t	X		nein
Aufnahmekapazität ≥ 1 bis < 10 t/Tag oder Gesamtlagerkapazität ≥ 30 bis < 150 t/Tag		X	nein
Zeitweilige Lagerung <u>nicht gefährlicher</u> <u>Abfälle</u> mit Gesamtlagerkapazität ≥ 100 t		X	nein

Die immissionsschutzrechtliche Genehmigung schließt aufgrund ihrer Konzentrationswirkung alle anderen an sich erforderlichen Zulassungsentscheidungen mit ein. Dies gilt im Regelfall auch für die Zulassungsentscheidung zum Einsatz von tierischen Nebenprodukten gem. Art. 15 der EG-Hygiene-Verordnung (EG-VO Nr. 1774/2002); hiervon ausgenommen sind jedoch jene Anlagen, die vor dem 30.04.2003 genehmigt wurden.

2.3 Das stoffstrombezogene Recht

Das Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG v. 27.09.1994 zuletzt geändert: 19.07.2007) definiert den Begriff „Abfall“, lenkt diese Materialien im Rahmen der Verwertung vorrangig in die schadlose Kreislaufwirtschaft und leistet mithin einen Beitrag zur Schonung der natürlichen Ressourcen. Die beiden Verwertungsarten stoffliche und energetische Verwertung stellt das Gesetz in § 6 Abs. 1 S. 1 grundsätzlich gleichrangig nebeneinander und verknüpft diese Regelung mit dem Vorrang der umweltverträglicheren Verwertungsart. Weil der Gesetzgeber es jedoch versäumt hat, Kriterien der Umweltverträglichkeit festzulegen, wird in der Rechtspraxis im Regelfall von einer diesbezüglichen Gleichrangigkeit ausgegangen. Aktuelle Entwicklungen des europäischen Gesetzgebers (Änderung der EU-Abfallrahmenrichtlinie) deuten jedoch darauf hin, dass künftig ein fünfstufiges Hierarchie-System eingeführt wird. Dies wird unter bestimmten Voraussetzungen einen rechtsverbindlichen Vorrang der stofflichen Verwertung zur Folge haben.

Bezogen auf die energetische Verwertung legt das KrW-/AbfG in § 6 Abs. 2 Mindestanforderungen fest, denen jedoch nach der Rechtsprechung des Europäischen Gerichtshofes (EuGH) nur eingeschränkte Bedeutung zukommt. Wesentlich ist hingegen, dass jene Kriterien zur energetischen Verwertung erfüllt werden, die der EuGH aufgestellt hat und denen inzwischen auch die nationale Rechtsprechung ohne Einschränkung folgt (zuletzt: BVerwG, Urt. v. 26.04.2007, 7 C 7.06). Beachtlich ist dabei insbesondere die Voraussetzung, dass durch den Abfalleinsatz in Verbrennungsanlagen Primärenergieträger ersetzt werden, die ansonsten hätten eingesetzt werden müssen. Die diesbezüglichen Anforderungen werden durch die bevorstehende Änderung der EU-Abfallrahmenrichtlinie neu geordnet, der zufolge nur hocheffiziente Anlagen als Verwertungsanlagen eingestuft werden können.

2.3.1 Altholzverordnung

Grundsätzlich richtet sich die Altholzverordnung (AltholzV v. 15.08.2002, zuletzt geändert: 20.10.2006) gemäß ihrem Anwendungsbereich neben der stofflichen auch an die energetische Verwertung von Altholz. Hinsichtlich der dabei konkret zu erfüllenden Pflichten verweist § 3 Abs. 2 AltholzV jedoch lediglich auf das einzuhaltende Immissionsschutzrecht.

Die AltholzV regelt die Einstufung der angefallenen Sortimente zu Altholzkategorien. Kategorie „A I“ steht für naturbelassenes, „A II“ für behandeltes, „A III“ für halogenorganisch beschichtetes und „A IV“ für mit Holzschutzmitteln behandeltes Altholz. Die Zuordnung der Sortimente erfolgt gemäß der Regelvermutung nach § 5 Abs. 1 Nr. 1 auf der Grundlage von Anhang III AltholzV. Altholzgemische unterschiedlicher Kategorien sind nach der höchsten im Gemisch befindlichen Kategorie zuzuordnen.

Im Übrigen kommt der AltholzV keine hier wichtig steuernde Funktion zu. Dies gilt insbesondere auch für die Zulässigkeit der Zuführung von Holzabfällen zur Bioabfallverwertung; eine Frage, die in der nachstehenden Bioabfallverordnung geregelt wird.

2.3.2 Bioabfallverordnung

Die Bioabfallverordnung (BioAbfV v. 21.09.1998, zuletzt geändert: 20.10.2006) spannt einen gesetzlichen Rahmen, innerhalb dessen die qualitativ und quantitativ schadlose Verwertung von Bioabfällen zum Zwecke der Düngung gewährleistet wird. Aufgrund dieser Ausrichtung lenkt die BioAbfV im Wesentlichen die stoffliche Verwertung von Bioabfällen.

Der legal definierte Begriff „Bioabfall“ ist wegen seiner Bedeutung im Zusammenwirken mit dem EEG (Bioabfälle im Sinne der BioAbfV gelten als Biomasse) sowie wegen seiner Wirkung auf das Bodenschutzrecht (Zulässigkeit des Materialeinsatzes in und auf Böden) und auf das Düngemittelrecht (Inverkehrbringen als Düngemittel) näher zu betrachten.

Als Bioabfälle gelten „insbesondere“ die in Anhang I Nr. 1 der BioAbfV genannten Abfälle, die nach § 6 Abs. 2 BioAbfV zugelassenen Abfälle sowie flüssige Abfälle, die aus den genannten Bioabfällen entstehen (z. B. Kartoffelfruchtwasser, Sickerwasser aus der Kompostierung). Fehlwürfe, etwa im Rahmen der getrennten Bioabfallsammlung, verändern die Bioabfalleigenschaft nicht. Dagegen führen (gezielte) Vermischungen mit Materialien, die nicht als Bioabfall gelten, dazu, dass das gesamte Gemisch nicht mehr dem Begriff „Bioabfall“ unterfällt.

Werden im Rahmen der Kompostierung/Vergärung von anerkannten Bioabfällen Materialien aus dem Abfallstrom entfernt, so gelten auch diese (noch) als Bioabfälle, soweit sie in ihrer Grundgesamtheit den anerkannten Bioabfällen vergleichbar sind.

Aufkonzentrierte, nicht biologisch abbaubare Fremdstoffe können jedoch nicht unter dem Begriff „Bioabfall“ im Sinne der BioAbfV subsumiert werden.

Bioabfälle im Sinne der BioAbfV sind im Regelfall – Ausnahmen sind in Spalte 3 im Anhang 1 der BioAbfV aufgeführt – einer Hygienisierung in Form der Kompostierung und/oder Vergärung zu unterziehen. Die hygienerechtlichen Anforderungen nach BioAbfV stehen neben denen nach dem sonstigen Tiernebenprodukte-Hygienerecht, somit bleibt die Anwendbarkeit dieser Regelungen voneinander unberührt.

2.3.3 Novelle der Bioabfallverordnung 2008/2009

Das Bundesumweltministerium hat einen Referentenentwurf zur Novelle der BioAbfV vorgelegt (Stand v. 19.11.2007) und die Anhörung der beteiligten Kreise durchgeführt. Die hier interessierenden Änderungen der vorgesehenen Novelle können wie folgt zusammengefasst werden:

- Bei der ausschließlichen Verwertung von Materialien, die unter das EU-Hygienerecht (EG-Hygiene-Verordnung 1774/2002) fallen, wie z. B. zu kompostierende Küchen- und Speiseabfälle, unterliegen diese ausschließlich diesem europäischen Regelwerk. Bei Vermischung mit anderen Bioabfällen muss deren Behandlung den Anforderungen des europäischen Hygienerechts und der BioAbfV unter Anwendung der jeweils strengeren Vorschrift genügen.

- Bioabfall abgebende Personen müssen für bestimmte Materialien des Anhanges 1 (v. a. für Schlämme aus der Lebens-, Genuss- oder Futtermittelverarbeitung sowie Fettabscheiderinhalte) gemäß dem neu eingefügten § 9a E-BioAbfV (Entwurf-BioAbfV) die Materialeignung bei der zuständigen Behörde für jede Anfallstelle feststellen lassen.
- Bei der Abgabe von Bioabfällen (Komposte, Gärprodukte) ist die jeweils zutreffende Chargennummer auszuweisen. Ferner hat der Bioabfallbehandler für jede Charge die verwendeten Materialien nach Art und Bezugsquelle und bei Materialien nach § 9a auch die Anfallstelle nachzuweisen.
- Bei der Behandlung zur Hygienisierung wird die spezifizierte Pasteurisierung (Zerkleinerung der Bioabfälle auf 12 mm Kantenlänge, Erhitzung auf mindestens 70°C über mindestens eine Stunde) als Alternative zur Prozessprüfung eingeführt. Diese Möglichkeit dürfte v. a. von Vergärungs-/Biogasanlagen genutzt werden.
- § 10 definiert Freistellungen von den Anforderungen an die Behandlung und Untersuchung von bestimmten Bioabfällen und verweist auf Anhang 1 Nr. 1 Spalte 3. Dort werden die mit der Novellierung unter dem Schlüssel 20 02 01 aufgeführten Abfälle, insbesondere Grünabfälle, nicht mehr von der Freistellung zur Behandlung gemäß § 10 erfasst. Die direkte Ausbringung dieser Materialien oder eine Kompostierung bzw. Vergärung dieser Materialien ohne Hygienisierung gemäß BioabfV wäre dann nicht mehr möglich.

2.3.4 Düngemittelverordnung

Die Düngemittelverordnung vom 16. Dezember 2008 (BGBl. I S. 2524), geändert durch Artikel 2 der Verordnung vom 6. Februar 2009 (BGBl. I S. 153), regelt das Inverkehrbringen von Düngemitteln und setzt hierfür voraus, dass die einzusetzenden Materialien einem Düngemitteltyp entsprechen müssen. Dies gilt auch für aus Bioabfällen entstandene Sekundärrohstoffdünger. Letztere dürfen nicht an Dritte abgegeben werden, wenn sie aus Materialien entstanden sind, die nach Bioabfallverordnung nicht zugelassen sind. Gleiches gilt für Wirtschaftsdünger, Kultursubstrate, Bodenhilfsstoffe und Pflanzenhilfsstoffe, jedoch mit der zusätzlichen Maßgabe, dass sie u. a. keine anderen als die in Tabellen 11 und 12 (Anlage 2 DüMV) genannten organischen Ausgangsstoffe enthalten und die in Tabelle 12 genannten Materialien im Produkt nicht überwiegen dürfen.

Keine Wirkung entfaltet die DüMV, wenn Bioabfälle mit Bodenmaterial vermischt werden, und dieses Gemisch nicht als Düngemittel oder Bodenhilfsstoff, sondern z. B. im Rahmen von Rekultivierungsmaßnahmen oder im Landschaftsbau eingesetzt wird. In diesen Fällen ist jedoch die Bundesbodenschutzverordnung (BBodSchV – Bundesbodenschutz- und Altlastenverordnung v. 12.07.1999, zuletzt geändert: 23.12.2004) zu beachten, die in § 12 Abs. 1 verlangt, dass die zur Vermischung eingesetzten Bioabfälle die qualitativen Anforderungen der BioAbfV erfüllen müssen. Nach BioAbfV unzulässige Materialien dürfen somit auch für solche Maßnahmen nicht verwendet werden.

Die DüMV befindet sich gegenwärtig im Novellierungsverfahren. Gemäß dieser Novelle (Entwurf 2007) werden neue seuchen- und phytohygienisch relevante Mindestanforde-

rungen an organische Dünger festgelegt. Darüber hinaus werden die zulässigen Ausgangsstoffe (neu: Haupt- und Nebenbestandteile) der Tabelle 11 und 12 überarbeitet.

Nach dem jetzigen Stand ist zu erwarten, dass sich insbesondere Änderungen für den Einsatz von Speiseabfällen in der Vergärung sowie die Nutzung von Komposten, die aus der Verarbeitung von Speiseresten entstehen, ergeben (vgl. hierzu BGK 2008d).

2.3.5 Hygienerechtliche Vorschriften

Werden bei der biologischen Behandlung tierische Nebenprodukten eingesetzt, sind insbesondere zu beachten:

- EG-Hygiene-Verordnung (VO (EG) Nr. 1774/2002 vom 10.10.2002)
- EG-Verordnung zur Durchführung der EG-Hygieneverordnung (VO (EG) Nr. 181/2006 vom 01.02.2006)
- Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsgesetz (TierNebG v. 25.01.2004, zuletzt geändert 13.04.2006)
- Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsverordnung (TierNebV v. 27.07.2006, geändert 06.07.2007)

Die genannten hygienerechtlichen Vorschriften regeln die Zulassungsanforderungen für die hygienerelevante Materialien verarbeitende Behandlungsanlagen, Art, Beschaffenheit und Zusammensetzung der zugelassenen Einsatzstoffe sowie die Anforderungen an die weitere Verwendung der verbleibenden Reste.

Werden tierische Nebenprodukte durch thermische Verfahren behandelt oder mitbehandelt, bedarf diese Maßnahme der behördlichen Zulassung nach Art. 12 EG-Hygieneverordnung. Dabei sind insbesondere die hygienischen Anforderungen des Anhang IV Kapitel 1 Abs. 1 der EG-Hygieneverordnung zu beachten.

Gleiches gilt nach Maßgabe des Art. 15 EG-Hygiene-Verordnung für stoffliche Verfahren der Kompostierung oder Vergärung. Von dieser besonderen Zulassung ausgenommen sind Anlagen, die ausschließlich Küchen- und Speiseabfälle verarbeiten (vgl. § 3 Abs. 1, § 13 Abs. 1 TierNebV). Diese Materialien sind gemäß Artikel 6 Abs. 2 g und Artikel 7 Abs. 1 und 4 der EG-Hygiene-Verordnung auch befreit von den besonderen europäischen hygienerechtlichen Anforderungen der Abholung/Sammlung, Beförderung und Lagerung sowie Behandlung in Biogas- und Kompostanlagen.

Sämtliche Arten tierischer Nebenprodukte sind gemäß EG-Hygiene-VO in eine der nachfolgenden drei Risiko-Kategorien einzuordnen.

Materialien der Kategorie 1 (hohes Risiko)

- Mit Pflicht zur Vorbehandlung (besondere Drucksterilisation): z. B. Küchen- und Speiseabfälle von grenzüberschreitenden Beförderungsmitteln gemäß Art. 4 Abs. 1e EG-Hygiene-VO

Materialien der Kategorie 2 (mittleres Risiko)

- Mit Pflicht zur Vorbehandlung (Drucksterilisation): z. B. Körper von Schweinen, Geflügel, untaugliche Schlachtkörperteile
- Keine Pflicht zur Vorbehandlung: Gülle, Magen-Darminhalt, Milch und Kolostrum (sofern seuchenhygienisch unbedenklich)

Materialien der Kategorie 3 (geringes Risiko)

- Mit Pflicht zur Vorbehandlung (Pasteurisierung): Küchen- und Speiseabfälle, Rückstände aus der Lebensmittelproduktion (nicht aus grenzüberschreitenden Beförderungsmitteln), Schlachtkörperteile genusstauglicher Tiere, ehemalige Lebensmittel
- Keine Pflicht zur Vorbehandlung: bei Einsatz von ausschließlich Gülle mit Küchen- und Speiseabfälle

Als zulässige Einsatzstoffe in Vergärungsanlagen kommen im Regelfall ausschließlich Materialien der Kategorie 2 oder 3 in Betracht: Soweit allerdings bestimmte tierische Nebenprodukte der Kategorie 2 bzw. 3 verarbeitet werden, die nicht als Biomasse anerkannt sind, entfällt die EEG-Förderung (vgl. § 3 Nr. 9 b bis d BiomasseV).

Die weitere Verwertung hygienerelevanter Gärreste in Form der Aufbringung auf Weideland ist gemäß Art. 22 Abs. 3 EG-Hygiene-VO ausschließlich für Gülle zulässig. Weitere bodenrelevante Einschränkungen sieht die EG-Hygiene-VO nicht vor. Allerdings gestattet § 23 Abs. 1 TierNebV das Aufbringen von Fermentationsrückständen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich oder gärtnerisch genutzte (Acker-)Böden, wenn im Rahmen der Vergärung ausschließlich die in Anlage 4 TierNebV genannten tierischen Nebenprodukte als Ausgangsmaterial verarbeitet worden sind. Hierzu gehören neben Gülle, Magen- und Darm- sowie Panseninhalten, Milch und Kolostrum auch sonstiges ordnungsgemäß sterilisiertes Material der Kategorie 2 sowie die Materialien der Kategorie 3 gemäß Artikels 6 Abs. 1 der EG-Hygiene-VO.

2.3.6 Anwendung der stoffstrombezogenen Regelungen auf relevante Stoffströme

Werden die oben erläuterten rechtlichen Grundlagen auf die relevanten Stoffströme angewandt, so zeigt sich ein sehr heterogenes Bild, das in der nachfolgenden Tabelle (Tab. 5) übersichtlich zusammengefasst dargestellt wird.

Tab. 5: Stoffströme und rechtliche Rahmenbedingungen

Materialien	Zulässiger Einsatzstoff/ anerkannte Biomasse			Hygienisierung Vorbehandlung			Gärrest-Boden- Aufbringung	
	Nach BioAbfV	Nach DüngeMV	Nach Bio- masseV	70 °C 1 h	133 °C 20 Min	Gemäß BioAbfV	Sonstige Böden	Grün- land
Materialien von hier hervorzuhebender Bedeutung								
Bioabfälle aus ge- trennter Sammlung	ja	ja ¹	ja	nein	nein	ja	ja	nein
Pflanzenreste, Grünabfälle	ja	ja ¹	ja	nein	nein	nein ²	ja	ja
Siebreste aus der Kompostierung / Nachrotte	nein ³	nein ³	nein ³	—	—	—	nein	nein
Hausmüllähnliche Gewerbeabfälle	nein	nein	nein	—	—	—	nein	nein

¹ nur nach aerober/anaerober Behandlung gemäß § 3 Abs. 1 Nr. 5 DüMV

² gemäß der Novelle der BioabfallV sollen zukünftig grundsätzlich alle Bioabfälle einer Hygienisierung zugeführt werden

³ sofern nicht Bioabfall im Sinne der BioAbfV

Wie oben erwähnt befindet sich die Bioabfallverordnung im vorgelagerten Novellierungsverfahren. Dabei werden insbesondere Anpassungen bei den Aufbringungsregelungen auf Grünland vorgenommen. Auch die Stofflisten der Düngemittelverordnung werden im Hinblick auf die seuchen- und phytohygienische Unbedenklichkeit komplett überarbeitet. Nach Inkrafttreten dieser Neuerungen ist die oben dargestellte Liste entsprechend anzupassen.

3 Aufkommen und Verwertung organischer Abfälle in Deutschland

Die Basis für eine Ermittlung stofflicher und energetischer Optimierungspotenziale bei der Verwertung des biologischen Abfallaufkommens in Deutschland ist eine umfassende Bestandsaufnahme der wichtigsten Stoffströme.

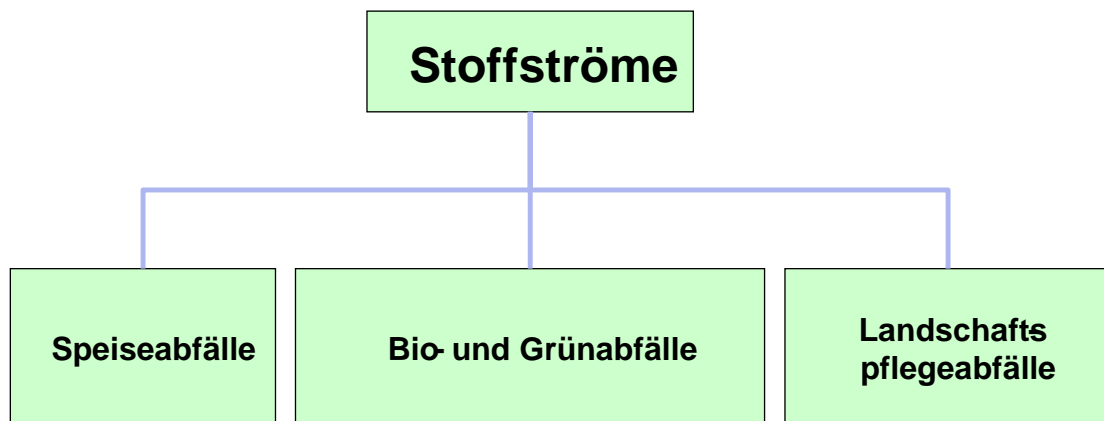


Abb. 1: Organische Stoffströme

Neben diesen Teilströmen zählen noch

- Holzabfälle aus der Forstindustrie
- Tierische Nebenprodukte
- Abfälle aus der Landwirtschaft (Gülle) und
- Abfälle aus der Lebensmittelproduktion

zu den „Biomasse-Reststoffen“ (WENDENBURG & BERGS 2008), sind jedoch nicht Gegenstand der vorliegenden Untersuchung.

Nachfolgend werden für die erstgenannten Abfallarten jeweils das Aufkommen, die derzeit beschrittenen Verwertungswege sowie die dabei erzeugten Produkte hinsichtlich ihrer Qualität und Quantität beschrieben.

3.1 Bio- und Grünabfälle

Die hier erstellte Erfassung des bundesweiten Aufkommens an Bio- und Grünabfällen beruht im Wesentlichen auf den Abfallbilanzen der Länder des Jahres 2006. Neuere Angaben standen während der Berichtserstellung noch nicht flächendeckend und somit nicht bundesweit vergleichbar zur Verfügung.

Lückenhafte oder in der veröffentlichten Form nicht miteinander vergleichbare Daten in den Siedlungsabfallbilanzen konnten durch Recherchen des Witzenhausen-Instituts bei den zuständigen Landesbehörden (Ministerien, Landesämter für Umwelt und Statistik sowie Landesverwaltungsämtern) harmonisiert werden.

Eine Übersicht der zugrunde liegenden Quellen bzgl. des Aufkommens und der Verwertung von Bio- und Grünabfällen findet sich im Anhang.

Die Aufbereitung der Daten fand zunächst auf Ebene der 421 öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger (örE) statt, anschließend erfolgte die Zusammenfassung zu länderspezifischen Angaben. Das Saarland geht als ein örE in die Betrachtung ein, da dort die Aufgaben der Entsorgung biologischer Abfälle dem Entsorgungsverband Saar obliegen.

Um die Stoffströme möglichst detailliert erfassen und bewerten zu können, wurden die Bioabfälle für die vorliegende Studie in zwei Teilströme untergliedert:

Bioabfälle: Über die Biotonne erfasste Küchenabfälle bei anteiliger Miterfassung von Gartenabfällen (Abfallschlüssel 20030104 „Abfälle aus der Biotonne“).

Grünabfälle: Über separate Sammelsysteme (Hol- und/oder Bringsysteme) erfasste Gartenabfälle und Strauchschnitt (ohne Vermischung mit nassen Küchenabfällen) (Abfallschlüssel 200201 „Biologisch abbaubare Abfälle aus Garten- und Parkabfällen“).

Diese Definition weicht damit von der EU-Abfallrahmenrichtlinie aus dem November 2008 (Art. 2 Nr. 4) ab, nachdem Bioabfälle die Gesamtheit der „biologisch abbaubaren Garten- und Parkabfälle, Nahrungs- und Küchenabfälle aus Haushalten, aus dem Gaststätten- und Cateringgewerbe und aus dem Einzelhandel sowie vergleichbare Abfälle aus Nahrungsmittelverarbeitungsbetrieben“ umfassen.

3.1.1 Erfassung von Bio- und Grünabfällen

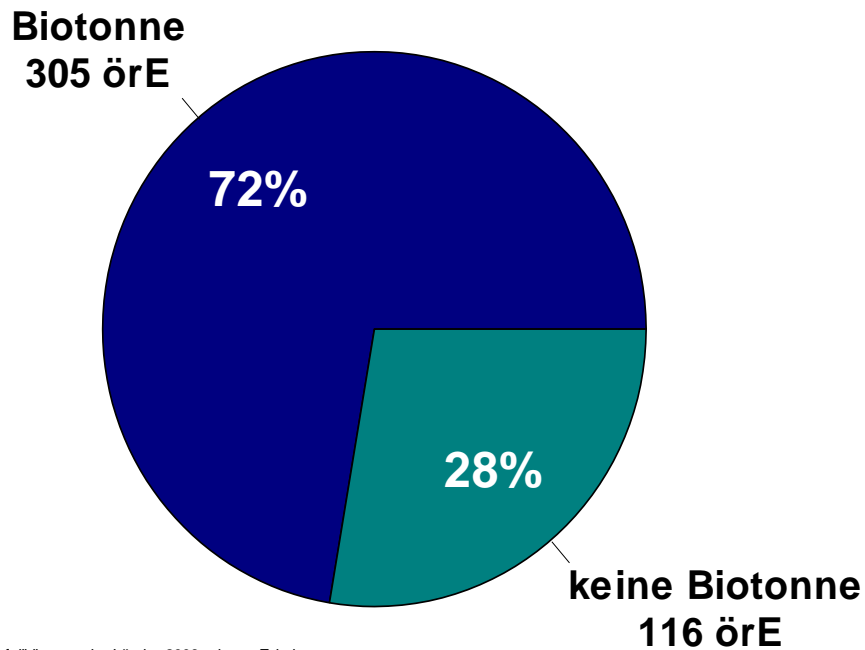
Biogene Abfälle aus Haushalten werden sowohl über Getrennsammelsysteme als auch über den Restmüll erfasst. Nachfolgend wird in diesem Abschnitt zunächst die Situation der Getrennsammlung durch die Biotonne dargestellt.

Bioabfall

Um den Stand der Bioabfallerfassung und in der Folge daraus dann das tatsächliche Bioabfallaufkommen in Deutschland ermitteln zu können, ist eine Differenzierung der örE in die Kategorien „örE mit Biotonne“ und „örE ohne Biotonne“ erforderlich.

Als örE ohne Biotonne wurden diejenigen definiert, bei denen die Abfallbilanzen der Länder kein Bioabfallaufkommen oder ein Aufkommen von $\leq 5 \text{ kg/E}^*a$ aufweisen. Bei örE mit einem Aufkommen $\leq 5 \text{ kg/E}^*a$ wurde davon ausgegangen, dass die Bereitstellung der Biotonne z. B. lediglich Erprobungszwecken dient, aber nicht die flächendeckende Erfassung von Bioabfällen umgesetzt wird.

Die Getrennterfassung von organischen Abfällen über die Biotonne ist bundesweit in rund drei Viertel der 421 untersuchten örE etabliert. (Abb. 2). So bieten 305 örE, dies entspricht einem Anteil von 72 % aller örE, ihren Einwohnern die Nutzung der Biotonne an. In den Gebieten dieser örE leben fast 65 Mio. Bundesbürgern (= 80 % der Gesamtbevölkerung), denen theoretisch eine Biotonne zur Verfügung steht. Allerdings ist der Anschlussgrad in diesen Gebieten unterschiedlich, so dass der genannte theoretische Wert bei Weitem nicht erreicht wird.



Datengrundlage: Abfallbilanzen der Länder 2006, eigene Erhebungen

örE ohne Biotonne oder kleiner/gleich 5 kg (Ew*a) Aufkommen organischer Abfälle werden als nicht angeschlossen bewertet

 Witzhausen-Institut 2008

Abb. 2: Verfügbarkeit der Biotonne in Deutschland

Nach wie vor ohne Biotonnenangebot sind rund 116 örE, was einem Anteil von 28 % aller örE mit ca. 17 Mio. Einwohnern entspricht. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommt auch OECHTERING (2007), der von knapp 15 Mio. Einwohnern in örE ohne Biotonnenanschluss ausgeht.

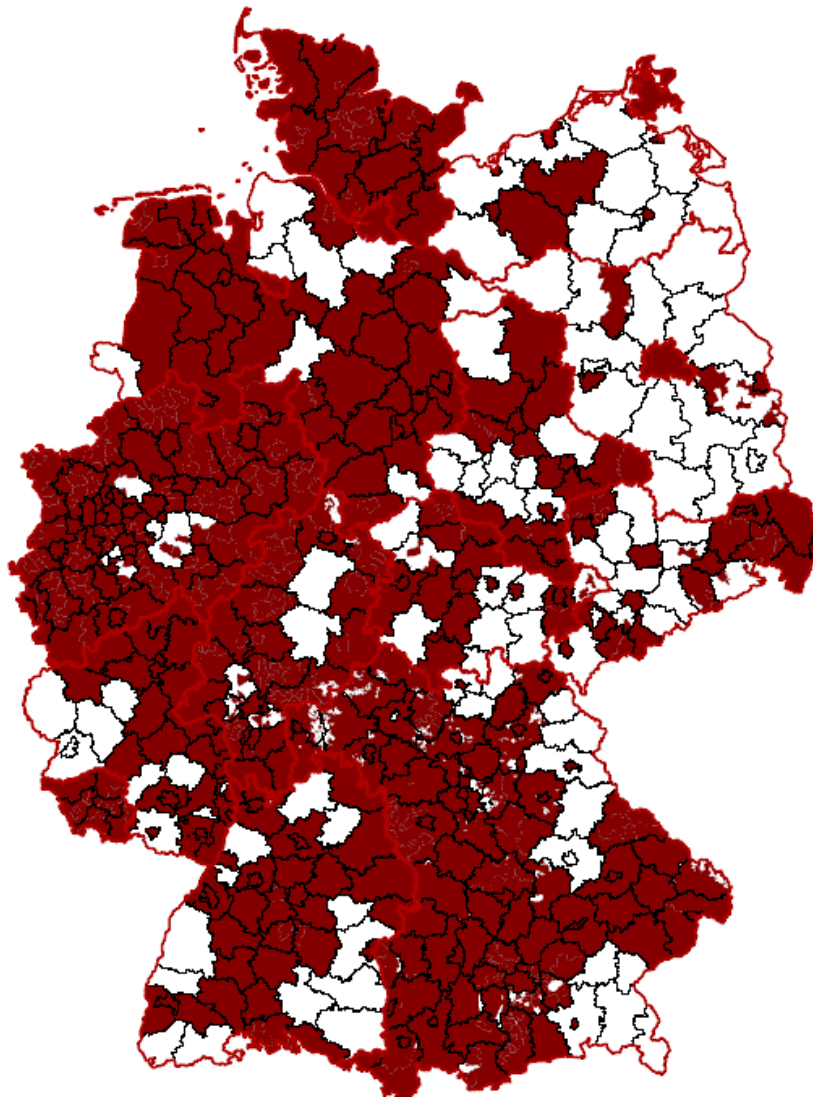


Abb. 3: Verfügbarkeit der Biotonne nach OECHTERING (2007)

Betrachtet man das Biotonnenangebot auf Länderebene, so ergibt sich nachfolgendes, in Abb. 4 dargestelltes Bild:

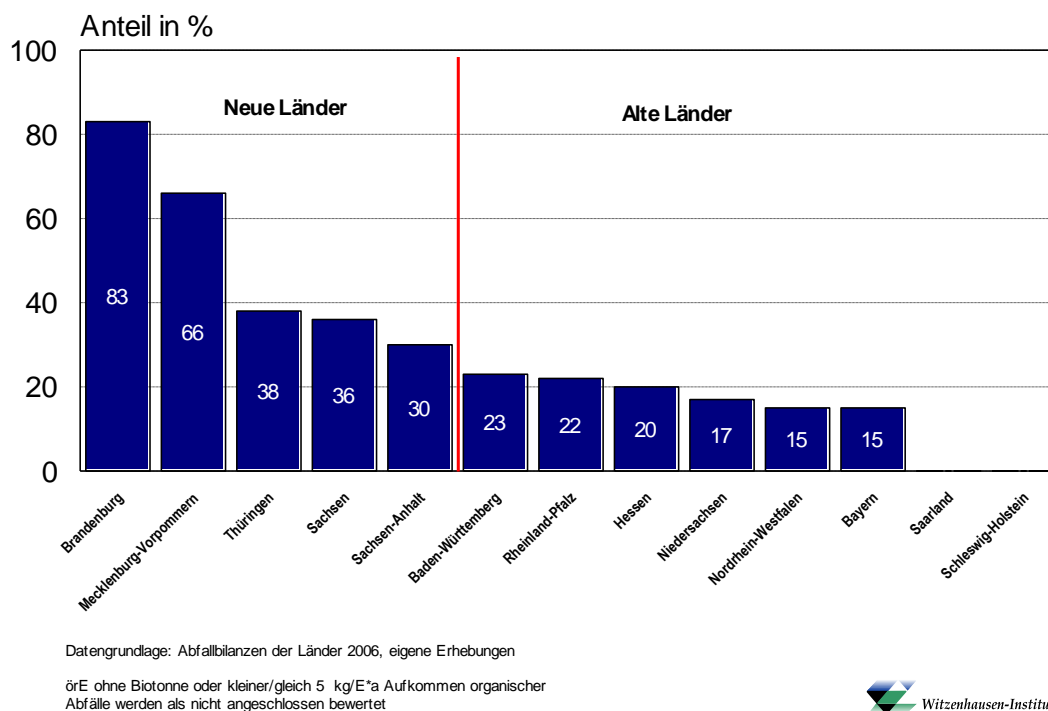


Abb. 4: Anteil der Einwohner in örE ohne Biotonnenangebot (ohne Stadtstaaten)

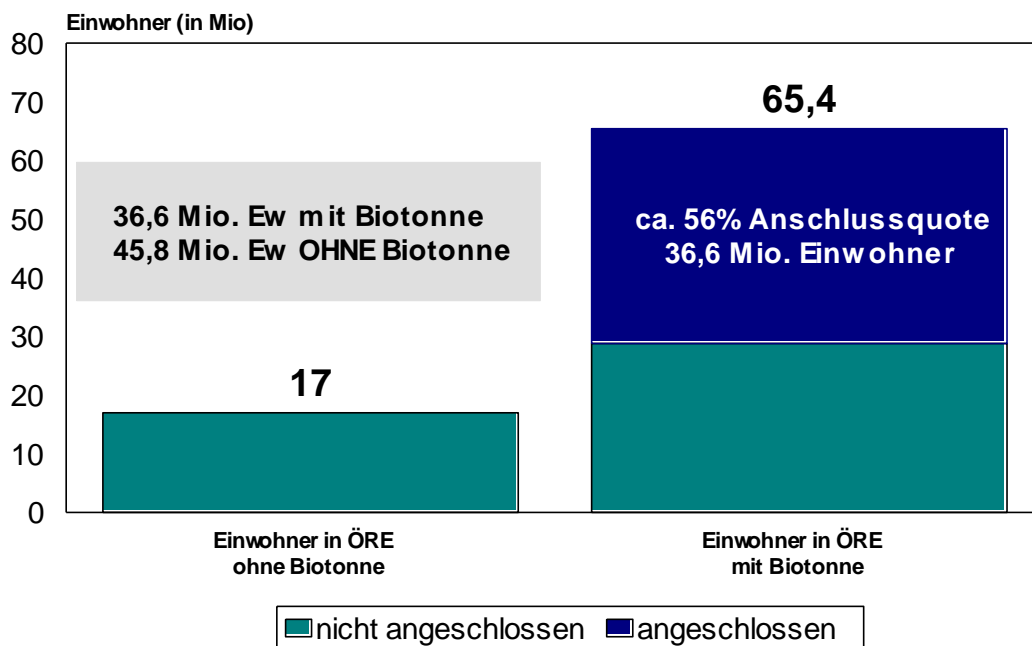
Es fällt auf, dass in den Flächenländern lediglich die örE Schleswig-Holsteins und das Saarland die Biotonne vollständig anbieten.

Das geringste Angebot findet sich durchweg in den neuen Ländern, allen voran Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern, in denen rund 83 % bzw. 66 % der Einwohner in örE leben, die keine Biotonnen zur Verfügung stellen. Deutlich günstiger stellen sich die Verhältnisse in den alten Ländern dar: hier bewegt sich der Anteil der Bevölkerung ohne Biotonnenangebot zwischen 15 % in Bayern und 23 % in Baden-Württemberg.

Allerdings sind auch in örE, in denen das Biotonnenangebot besteht, nicht alle Einwohner mit einem Sammelgefäß ausgestattet. Die Gründe hierfür können z. B. eine nicht flächendeckende Einführung der Biotonnen im Entsorgungsgebiet der örE oder geringe Anreize zur Nutzung der zusätzlichen Gefäße, etwa wegen vergleichsweise hoher Zusatzgebühren oder eine überhöhte Bevorteilung der Eigenkompostierung sein.

Es ist also davon auszugehen, dass der Anteil der Einwohner, die tatsächlich die Biotonnen nutzen, noch geringer ist als die o. g. 17 Mio. In diversen Publikationen wurde diese Thematik bereits mit dem Ergebnis diskutiert, dass eine mittlere Anschlussquote in örE mit Biotonne zwischen 56 % (vgl. OCHS 2007, FRICKE et al. 2002) und 60 % (OECHTERING 2008) als realistisch anzusehen ist.

Wird eine Anschlussquote von 56 % postuliert, so ergibt sich, dass von den 65,4 Mio. Einwohnern, die theoretisch eine Biotonne nutzen könnten, nur 36,6 Mio. Einwohner tatsächlich Zugang zu den Behältern haben. Demzufolge sind bundesweit mit rund 45,8 Mio. Einwohnern mehr als die Hälfte nicht an die Biotonne angeschlossen (Abb. 5).



Datengrundlage: Abfallbilanzen der Länder 2006, eigene Erhebungen

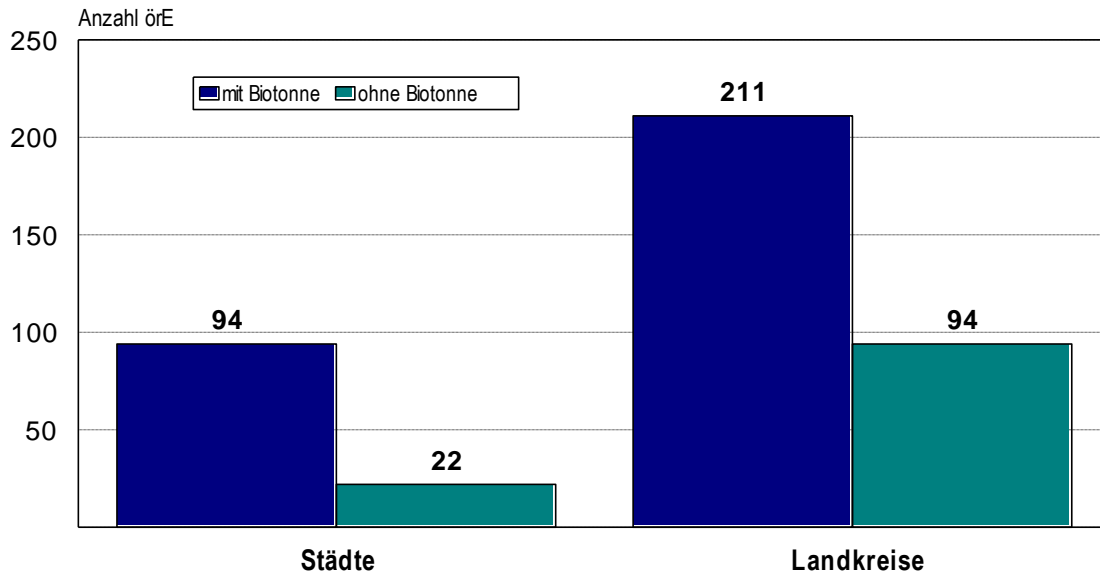
örE ohne Biotonne oder kleiner/gleich 5 kg/Ew*a Aufkommen organischer Abfälle werden als nicht angeschlossen bewertet

 Witzzenhausen-Institut 2008

Abb. 5: Anschluss an die Biotonne nach Einwohnern

Aufgeschlüsselt nach Städten und Landkreisen zeigt sich folgendes Bild (Abb. 6): 81 % der bundesdeutschen Städte haben bereits die Biotonne eingeführt, in 19 % der Städte steht den Bürgern keine Tonne zur Verfügung. In den Landkreisen können die Einwohner lediglich in etwa zwei Drittel der Kreise auf die Biotonne zugreifen (69 %), während in 31 % der Kreise kein Anschluss besteht.

Maßstab des Erfolges der getrennten Sammlung und Verwertung von Bioabfällen ist schlussendlich nicht das bloße Angebot eines geeigneten Sammelsystems, sondern die mit dem System aus den Siedlungsabfällen tatsächlich realisierte Abschöpfquote an Bioabfällen zur Verwertung.



Datengrundlage: Abfallbilanzen der Länder 2006, eigene Erhebungen

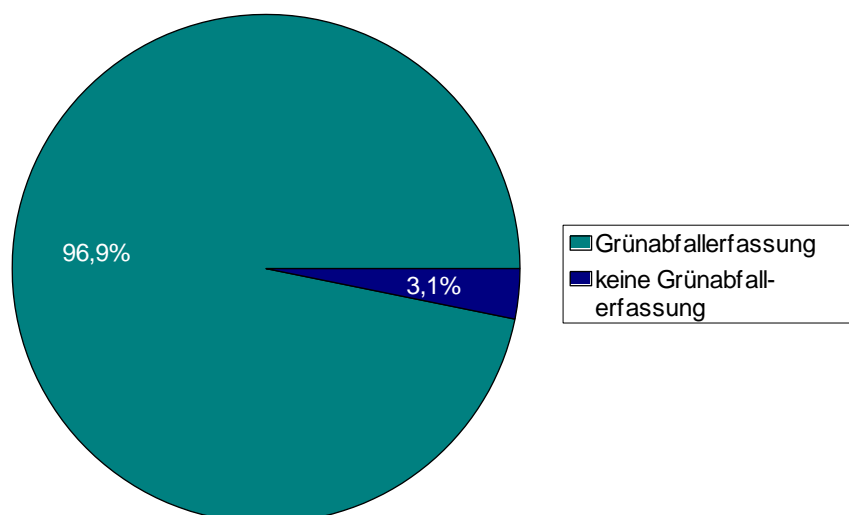
öRE ohne Biotonne oder kleiner/gleich 5 kg/E*a Aufkommen organischer Abfälle werden als nicht angeschlossen bewertet

 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 6: Einführung der Biotonne differenziert nach Städten und Landkreisen

Grünabfall

Das Angebot der separaten Erfassung von Grün- und Gartenabfällen ist bundesweit annähernd flächendeckend. In fast allen der 421 betrachteten öRE (96,9 %) erfolgt eine getrennte Erfassung dieses Stoffstroms etwa durch separate Abfahrten oder die Annahme bei Grüngutsammelstellen. Lediglich 3,1 % der öRE bieten ihren Einwohnern keine eigenständige Sammlung bzw. Annahme von Grünabfällen an (Abb. 7).



Datengrundlage: Abfallbilanzen der Länder 2006, eigene Erhebungen

 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 7: Angebot der separaten Grünabfalle Erfassung

3.1.2 Bundesweites Aufkommen von Bio- und Grünabfällen

Nach der Auswertung aller Siedlungsabfallbilanzen erbrachte die getrennte Erfassung von Bio- und Grünabfällen im Jahr 2006 eine Gesamtmenge von 8.625.350 Mg, wobei das Aufkommen der beiden Stoffströme mit einem Anteil von 4.179.322 Mg Bio- und 4.362.038 Mg Grünabfall ein etwa ausgeglichenes Verhältnis zeigt (vgl. Abb. 8).

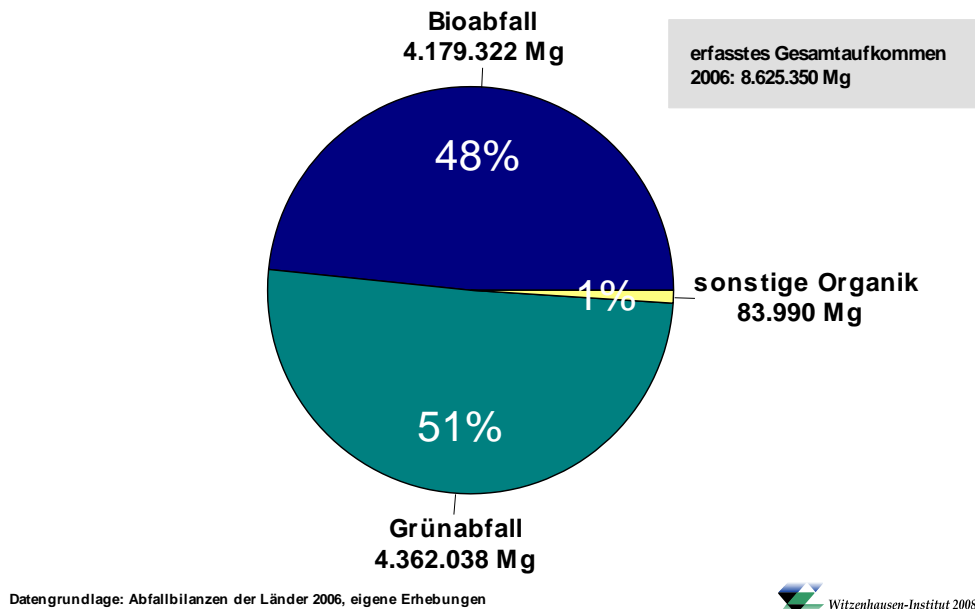


Abb. 8: Anteile der getrennt erfassten Bio- und Grünabfälle am Gesamtaufkommen

Die Entwicklung des bundesweiten Aufkommens nativ-organischer Abfälle von 1990 bis 2006 spiegelt sich in Abb. 9 wider.

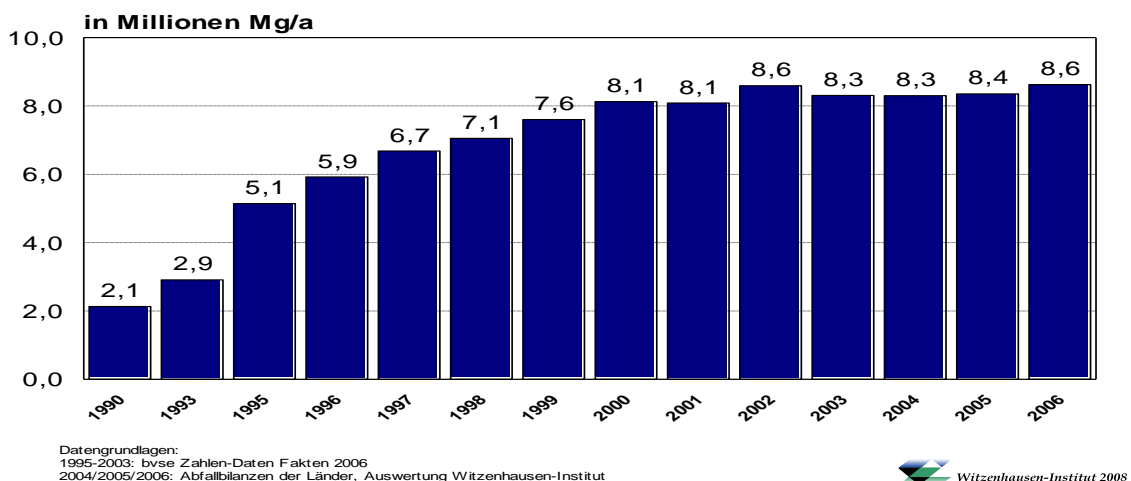


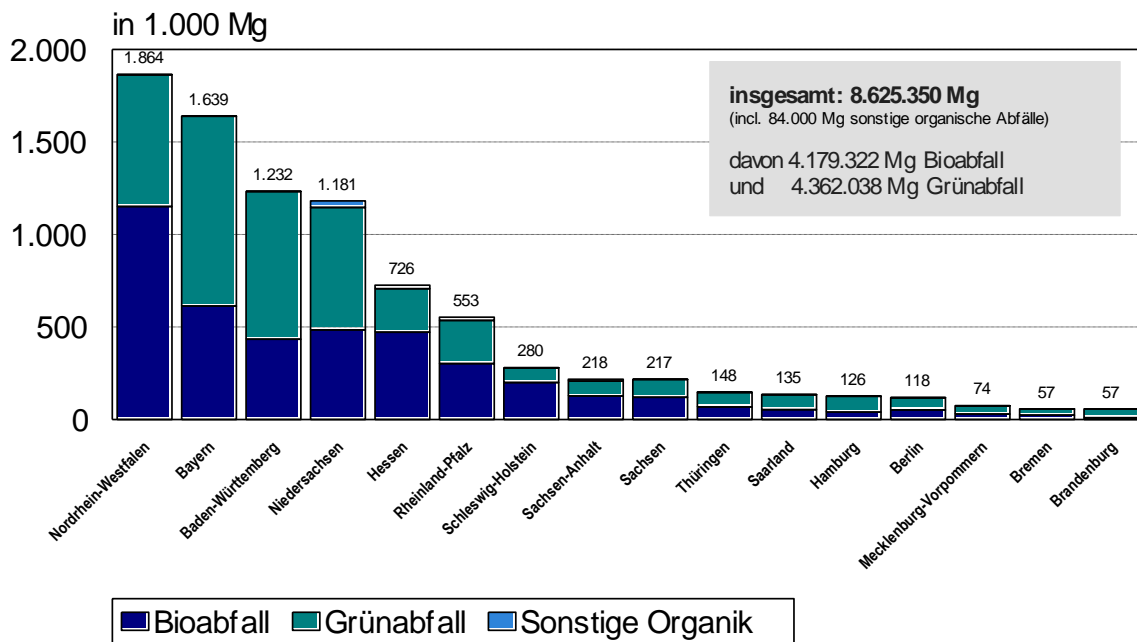
Abb. 9: Entwicklung des Bio- und Grünabfallaufkommens 1990–2006

Es wird deutlich, dass bis zum Jahr 2002 eine stetige Zunahme des Bio- und Grünabfallaufkommens zu verzeichnen war und sich in den Folgejahren die Mengen auf einem relativ gleichmäßigen Niveau um 8,3 Mio. Mg/a eingependelt haben. Für das Berichtsjahr 2006 war dann wieder eine leichte Steigerung auf nunmehr 8,6 Mio. Mg nachzuweisen.

Diese Kurve lässt den Schluss zu, dass sich das Getrenntsammlensystem im Bereich Bio- und Grünabfälle in der Bundesrepublik etabliert hat. Dies wird untermauert durch eine Studie des ÖKO-INSTITUTS aus dem Jahr 2005, in der dargelegt wird, dass die Summe der Siedlungsabfälle bis 2020 voraussichtlich stagniert und bis dahin mit einem konstanten Aufkommen an Bio- und Grünabfällen in einer Größenordnung von rund 8 Mio. Mg/a zu rechnen ist.

Dennoch gilt es, weitere Optimierungspotenziale auszuschöpfen, die an anderer Stelle diskutiert werden.

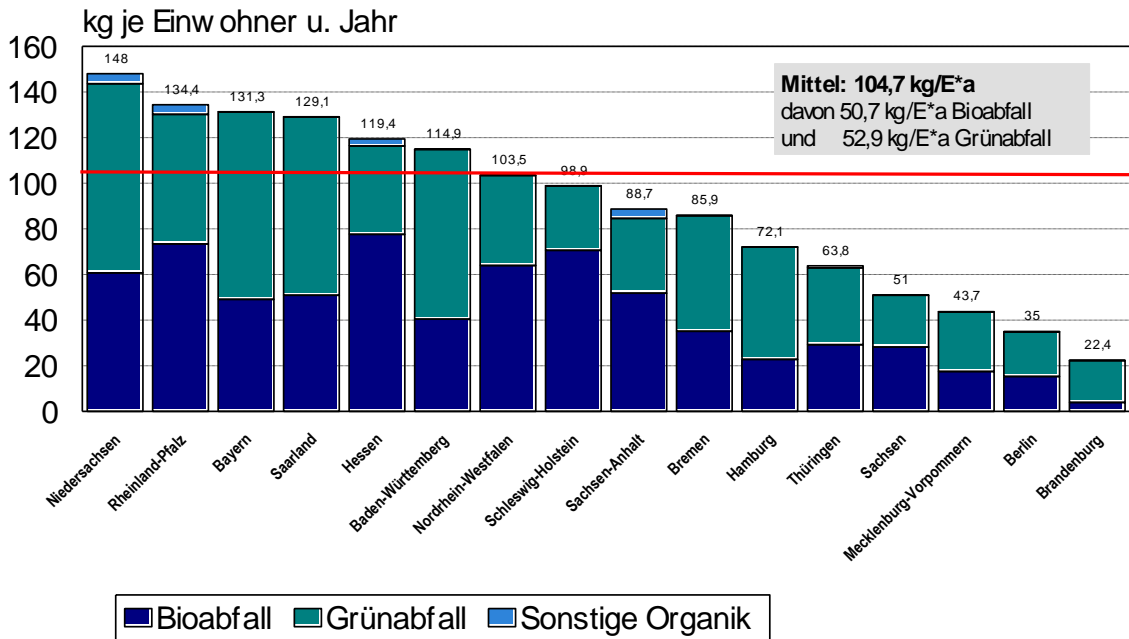
Eine Differenzierung des absoluten Aufkommens zeigt, dass in der Regel die höchsten Mengen in den einwohnerstarken Bundesländern wie Nordrhein-Westfalen oder Bayern erfasst werden, während das Aufkommen in dünn besiedelten Flächenländern wie Brandenburg oder Mecklenburg-Vorpommern eher gering ist (Abb. 10).



Datengrundlage: Abfallbilanzen der Länder 2006, eigene Erhebungen

 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 10: Bundesweites Aufkommen an getrennt erfassten Bio- und Grünabfällen 2006



Datengrundlage: Abfallbilanzen der Länder 2006, eigene Erhebungen


 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 11: Spezifisches Bio- und Grünabfallaufkommen

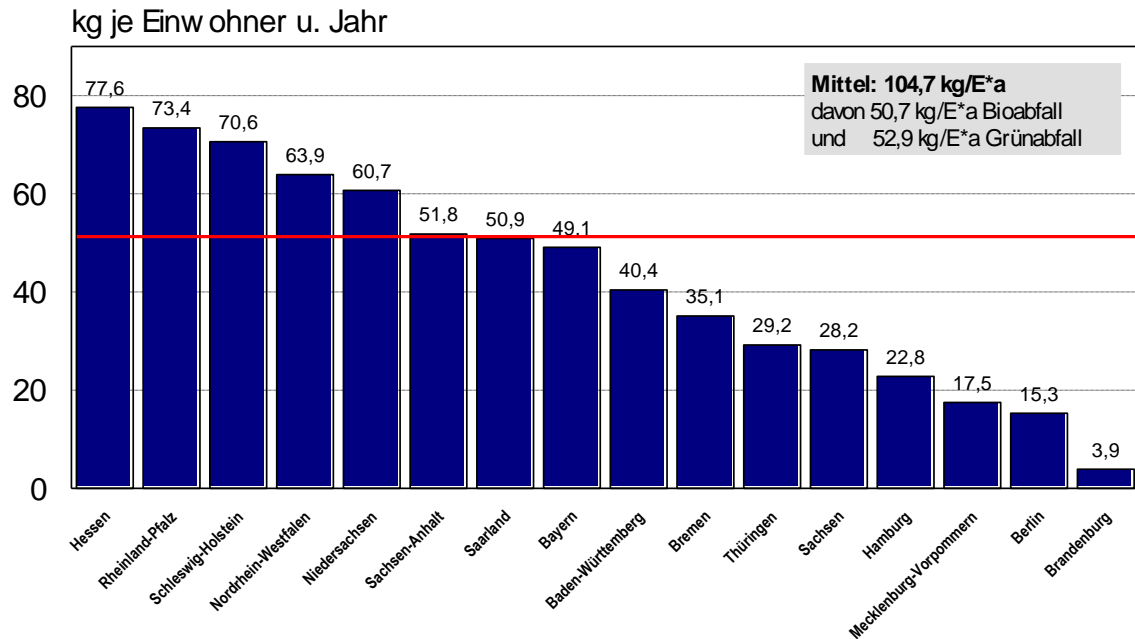
In Mittel ergibt sich aus den Sammelmengen der einzelnen Bundesländer ein spezifisches Bio- und Grünabfallaufkommen von 104,7 kg Bio- und Grünabfall je Einwohner und Jahr, wovon fast 51 kg/E*a auf Bioabfall, knapp 53 kg/E*a auf Grünabfall sowie 1 kg/E*a auf sonstige organische Abfälle fallen.

Dabei ist hinsichtlich der pro Kopf erfassten Mengen ein deutliches Gefälle zu beobachten. Während in Niedersachsen annähernd 148 kg/E*a gesammelt werden, sind dies in Brandenburg nur etwas mehr als 22,4 kg E*a.

Das geringste spezifische Aufkommen von Bio- und Grünabfällen ist durchgängig in den östlichen Bundesländern zu verzeichnen, wobei Sachsen-Anhalt mit 88,7 kg/E*a den höchsten Wert erreicht, damit aber immer noch mehr als 15 kg unter dem Bundesdurchschnitt rangiert.

Bei einer Fokussierung ausschließlich auf das Bioabfallaufkommen (Abb. 12) erreicht Hessen mit 77,6 kg/E*a das beste Ergebnis gefolgt von Rheinland-Pfalz (73,4 kg/E*a) und Schleswig-Holstein mit 70,6 kg/a* gesammelter Bioabfälle.

Auch hier ist von den neuen Ländern Sachsen-Anhalt mit einem Wert von 51,8 kg/E*a erfasster Bioabfälle führend und liegt damit knapp über dem Bundesdurchschnitt von 50,7 kg/E*a. Schlusslichter sind Brandenburg, Berlin und Mecklenburg-Vorpommern.



Datengrundlage: Abfallbilanzen der Länder 2006, eigene Erhebungen



Abb. 12: Spezifisches Bioabfallaufkommen der Länder

3.1.3 Qualität

Ausschlaggebend für die Qualität der aus den Bio- und Grünabfällen erzeugten Komposte sind mehrere Einflussfaktoren, die durch das Inputmaterial bestimmt werden, wie z. B.:

- Der Wassergehalt

Der Wassergehalt der eingesetzten Abfälle sollte mindestens 25–35 % betragen. Wassergehalte sollten 75 % nicht überschreiten, um das für den mikrobiellen Abbau erforderliche Luftporenvolumen nicht einzuschränken.
- Das Schüttgewicht

Wesentliche Voraussetzung für den Rotteprozess ist die Strukturbeschaffenheit des Abfalls. Ein Indikator für dessen Qualität als Ausgangsstoff zur Komposterzeugung ist daher das Schüttgewicht.
- Das C/N-Verhältnis

Grundlegend für die Nährstoffversorgung der Mikroorganismen in aeroben Abbauprozessen ist ein günstiges C/N-Verhältnis der eingesetzten Abfälle. Als günstig gelten C/N-Verhältnisse zwischen 10:1 bis 35:1. Ebenso ist das C/N-Verhältnis mit qualitätsbestimmend für das Rotteprodukt.
- Der pH-Wert

Der pH-Wert des Ausgangsmaterials hat wesentlichen Einfluss auf die Rotteintensität und sollte sich in etwa im neutralen Bereich bewegen.

Zu den wertgebenden Bestandteilen in Rohstoffen zur Kompostherstellung zählt neben den Pflanzennährstoffen der Gehalt an organischer Substanz. In Tab. 6 sind exemplarisch Größenordnungen und Spannweiten aufgezeigt, die in der Literatur zu finden sind.

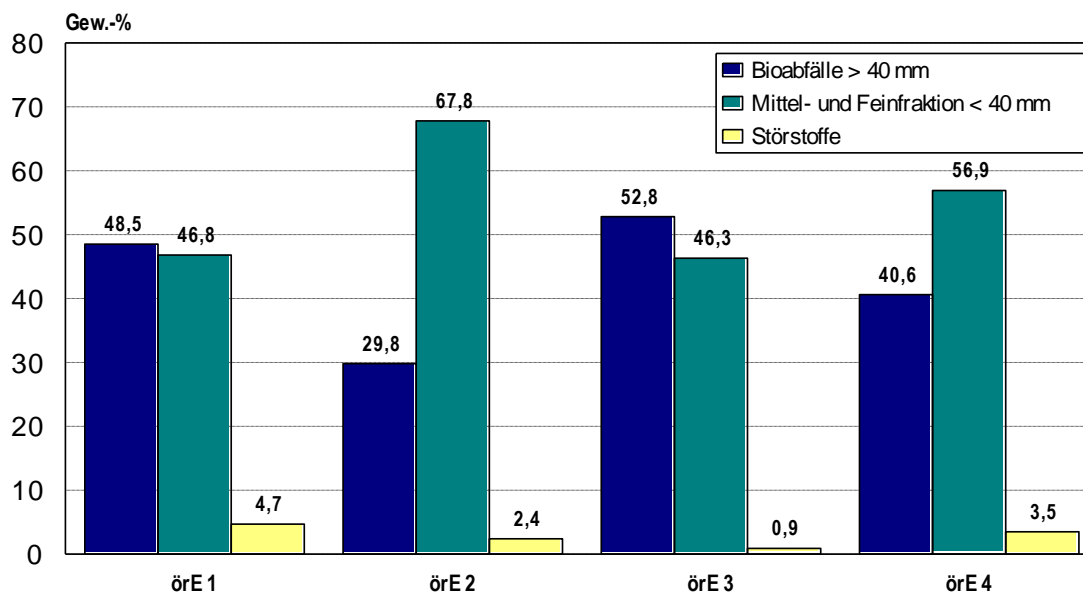
Tab. 6: Wertgebende Bestandteile in Bio- und Grünabfällen (Synopsis)

Ausgangsstoff	C/N-Verhältnis	N (%TS)	P ₂ O ₅ (% TS)	K ₂ O (%TS)	MgO (%TS)	CaO (%TS)
Bioabfall						
BIDLINGMAIER (1995)	14–36	0,6–2,1	0,4–1,4	0,6–2,1	0,3–1,2	2,2–6,8
FRICKE et al. (2002)	10–25	0,6–2,7		0,5–1,6	0,5–2,0	0,5–5,5
Grünabfall						
BIDLINGMAIER (1995)	20–60	0,3–2,0	0,1–2,3	0,4–3,4	0,2–1,5	0,4–12
FRICKE et al. (2002)	15–76	0,3–1,9		0,5–1,6	0,5–2,0	0,7–7,4
SIEHLER (1993)	15–30	1,3	0,9	1,6	0,6	2,9

Weiter spielt der Verunreinigungsgrad des Ausgangsmaterials, d. h. der Störstoffanteil, eine wichtige Rolle, da diese Fremdstoffe im Endprodukt unerwünscht sind. Es handelt sich dabei in der Regel um Stoffe wie z. B. Glas, Kunststoffe oder Steine.

Im Rahmen von über 70 Sortierkampagnen des WITZENHAUSEN-INSTITUTS zur Analyse von Haus- und Biomüll zeigte sich, dass sich der Störstoffanteil im getrennt erfasstem Biomüll, in Abhängigkeit von der Bebauungsstruktur der Untersuchungsgebiete, in einem Bereich von etwa 1 Gew.-% (ländliche Gebiete) bis hin zu mehr als 10 Gew.-% (Geschoßbebauung) bewegt. BIDLINGMAIER (1995) gibt beim Biomüll eine Spannweite von 0,5–8,0 Gew.-% und beim separat erfassten Grünabfall von 0,05–1,0 Gew.-% an.

Das Spektrum der Zusammensetzung von Bioabfällen wird exemplarisch in Abb. 13 für vier unterschiedliche öRE dargestellt.



Datengrundlage:
Bioabfallanalysen Witzenhausen-Institut

 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 13: Beispielhafte Zusammensetzung von Bioabfällen

Der Störstoffanteil des Ausgangsmaterials hat Einfluss auf die erforderliche Aufbereitungstechnik im Rahmen der Verwertung.

Die Zusammensetzung, das Gewicht und das Volumen von getrennt erfassten Abfällen aus der Biotonne ist jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen. Während in den Monaten Mai bis etwa November ein sehr hoher Anteil an Gartenabfällen im Gesamtaufkommen zu verzeichnen ist, die bis zu 80 % ausmachen können, werden in den Wintermonaten überwiegend häusliche Küchenabfälle gesammelt.

Die Frage, ob die Qualität der getrennt erfassten nativ-organische Abfälle eher für die stoffliche Verwertung in der Kompostierung oder zur Vergärung geeignet ist, hängt neben dem Inputmaterial auch vom Sammelsystem, dem verfügbaren spezifischen Behältervolumen, der Größe der Sammelgefäße und den Gebietsstrukturen des Sammelgebietes ab.

So haben die Analysen des WITZENHAUSEN-INSTITUTS ergeben, dass sich in den Sammelbehältern der Geschoßbebauung überwiegend feuchte bis nasse Küchenabfälle befinden, während der Anteil von Grünabfällen mit zunehmender Auflockerung der Bebauungsstrukturen und damit ansteigenden Gartenanteilen zunimmt. Während sich Materialien mit hohem Feuchteanteil vor allem für die Vergärung eignen, sind die trockeneren Materialien sowohl für die Vergärung als auch für die Kompostierung geeignet.

Darüber hinaus wird die Qualität von Bioabfällen als Ausgangsstoff zur Kompostierung bzw. Vergärung und in der Folge zwangsläufig auch deren Umsetzungsprodukte, also Komposte und/oder Gärreste, auch durch deren Gehalt an Schwermetallen und anderen Schadstoffen bestimmt. Um hier negative Umweltauswirkungen zu verhindern, hat der Gesetzgeber in der Bioabfallverordnung Anforderungen hinsichtlich der Schadstoffe und weiterer Parameter für Bioabfälle festgelegt, sofern diese aus der getrennten Sammlung über die Biotonne erfolgen. Küchen- und Speiseabfälle können zudem noch

den Anforderungen der TierNebV (Verordnung zur Durchführung des Tierische Nebenprodukte-Beseitigungsgesetzes) unterliegen.

Die nachfolgende Tabelle zeigt, dass die untersuchten Produkte aus Bio- und Grünabfall die in der BioAbfV festgelegten Grenzwerte für Schwermetallbelastungen deutlich unterschreiten. Da bei der Kompostierung organische Substanz abgebaut wird, ist davon auszugehen, dass die relativen Schwermetallgehalte der Ausgangsstoffe Bio- und Grünabfall noch niedriger lagen.

Tab. 7: Vergleich: Medianwerte der Schwermetallbelastungen von Komposten mit den Grenzwerten der BioAbfV

Vorsorgender Bodenschutz Schadstoffgehalte im Produkt	Medianwerte: gütesicherte Komposte 2007	Medianwerte: Grünabfall- kompost 2007	Medianwerte: Bio-Mix- Kompost 2007	Grenzwerte: BioAbfV
Pb [mg/kg TM]	36,0	31,0	38,0	150,0
Cd [mg/kg TM]	0,42	0,4	0,4	1,5
Cr [mg/kg TM]	21,2	19,8	22,0	100,0
Cu [mg/kg TM]	43,3	35,0	48,7	100,0
Ni [mg/kg TM]	13,1	12,3	13,7	50,0
Zn [mg/kg TM]	168	143,0	181,0	400,0
Hg [mg/kg TM]	0,11	0,1	0,1	1,0

Die Schadstoffbelastung von Bio- aber auch Grünabfällen kann von verschiedenen Faktoren mehr oder weniger stark beeinflusst sein. Neben saisonalen Unterschieden in der Zusammensetzung sowie dem Störstoffanteil können auch geogene Vorbelastungen in Erscheinung treten. So ist bekannt, dass die z. B. geogene Vorbelastung der Böden des Südharzes mit Schwermetallen in den betroffenen Gebieten eine stoffliche Verwertung der Grünabfälle nicht zulässt.

3.2 Speiseabfälle

Neben den Bio- und Grünabfällen stellen Speiseabfälle ein interessantes Potenzial zur energetischen Nutzung dar.

Speiseabfälle gehören nach der Europäischen Abfallverzeichnis-Verordnung vom 21.12.2001 zur Abfallschlüsselnummer 200108 „organisch kompostierbare Küchenabfälle, getrennt eingesammelte Fraktionen (einschl. Küchenabfälle aus Kantinen)“.

Küchen- und Speisereste aus Privathaushalten fallen streng genommen ebenfalls unter diesen Abfallschlüssel, werden aber in der Regel über die Biotonne entsorgt und gehen somit unter der Abfallschlüssel 20030104 „Abfälle aus der Biotonne“ in die amtliche Statistik ein.

In der Praxis und der Literatur werden im Gegensatz zur eigentlichen Begrifflichkeit „Küchen- und Speiseabfälle“ auch häufig Abfälle verdorbener und somit nicht mehr für den menschlichen Verzehr geeigneter Lebensmittel aus Supermärkten, Marktabfälle oder Lebensmittelabfälle aus Produktionsbetrieben (z. B. Fleischreste von Wurstwarenherstellern, Bäckereien usw.) gezählt, die im engeren Sinn als organische Gewerbeabfälle zu bezeichnen sind.

Es wird in den meisten Publikationen im Zusammenhang mit Küchen- und Speiseabfällen in der Regel daher von Abfällen öffentlicher Küchen ausgegangen (vgl. WITZENHAUSEN-INSTITUT 2006).

Es zeigt sich, dass die Thematik „Erfassung und Verwertung von Speiseabfällen“ nicht zuletzt aufgrund der terminologischen Unklarheiten schwer greifbar ist (vgl. hierzu z. B. WILLE et al. 2002).

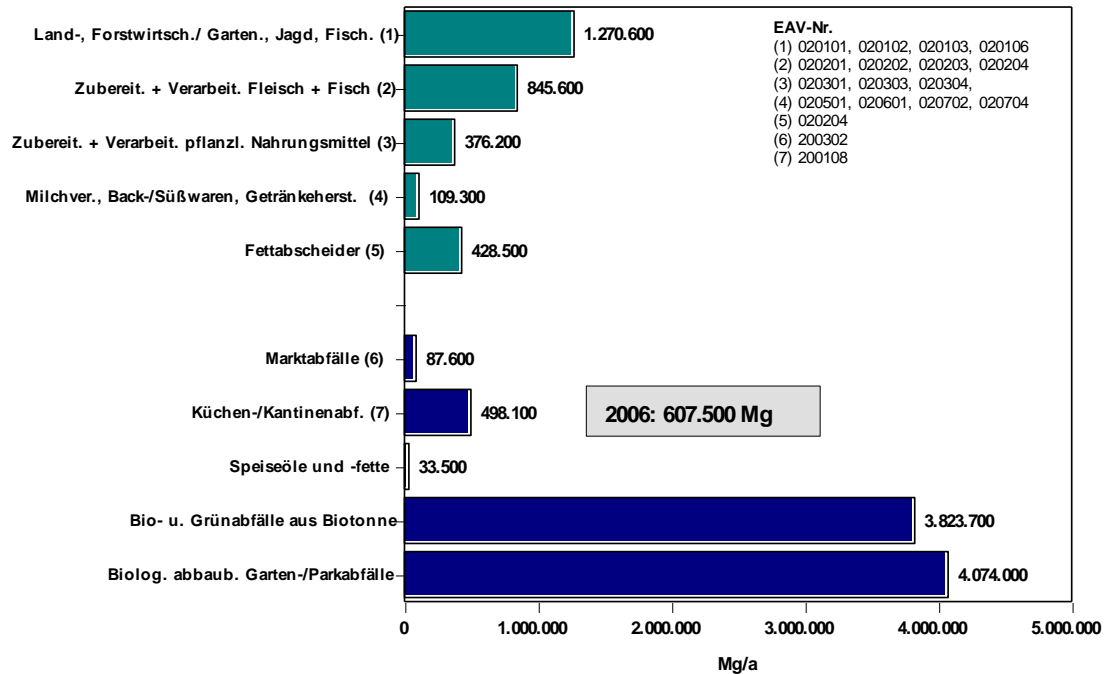
3.2.1 Speiseabfallaufkommen/Potenzial

Küchen- und Speiseabfälle werden in Deutschland in der Regel nicht von öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträgern gesammelt oder mengenmäßig erfasst, da sie als gewerbliche Abfälle nicht andienungspflichtig sind und die Abfallerzeuger in Eigenverantwortung die Entsorgung bewerkstelligen müssen, d. h. durch die Beauftragung privater Unternehmen.

Obwohl die Entsorgung gewerblicher Speiseabfälle über die Biotonne nicht zulässig ist, kann davon ausgegangen werden, dass es eine erhebliche Dunkelziffer, insbesondere bei gastronomischen Kleinbetrieben wie z. B. Imbiss-Stuben gibt, die ihre Abfälle über die öRE entsorgen.

In Veröffentlichungen vom IFEU- & ÖKO-INSTITUT (2007) und KNAPPE & BLAZEJCZAK (2007) wird von einer Speiseabfallmengenenerfassung in Deutschland vor dem Verfütterungsverbot von 2006 von rd. 360.000 Mg/a bzw. 358.000 Mg/a ausgegangen. Davon wurden 233.000 Mg in der Landwirtschaft dezentral verfüttert, 22.000 Mg gingen in Tierkörperbeseitigungsanlagen und rd. 104.000 Mg in Spezialbetriebe zur Futtermittelherstellung (mündliche Mitteilung KNAPPE, Nov. 2007).

Dennoch werden die anfallenden Speisabfälle nur anteilig in der amtlichen Statistik erfasst. So gibt das STATISTISCHE BUNDESAMT für 2006 ein nachgewiesenes Aufkommen von Speiseabfällen in Höhe von rund 600.000 Mg gegenüber rund 500.000 Mg im Jahr 2005 an.



Datengrundlage: Statistisches Bundesamt - Abfallentsorgung 2005
 (Fachserie 19 -Reihe 1)


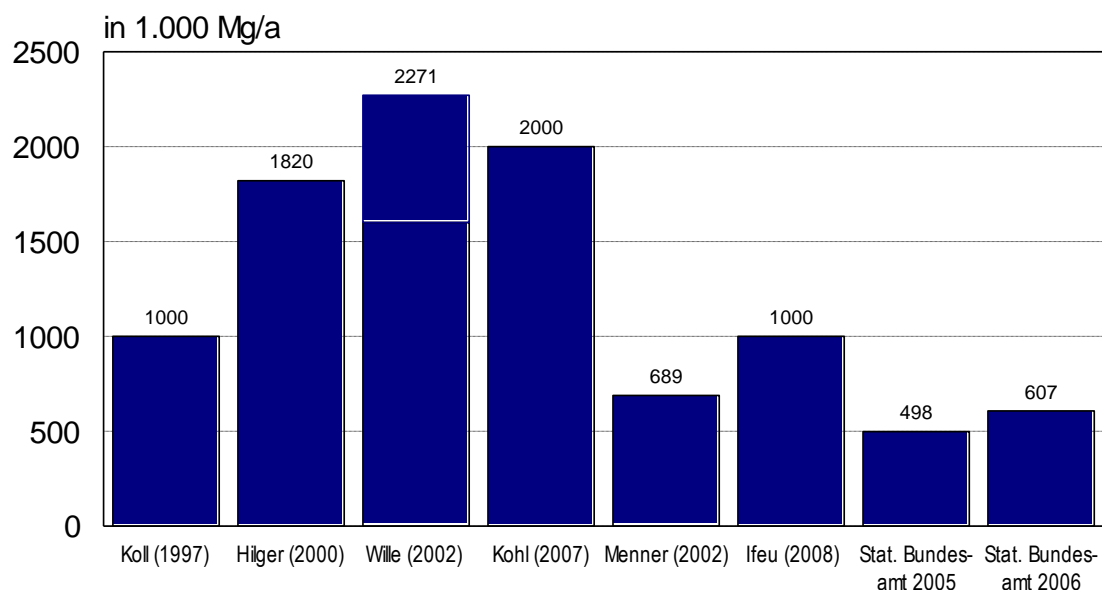
 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 14: Organisches Abfallaufkommen 2005

Aufgrund der fehlenden Mengenerfassung durch öffentliche Körperschaften liegen keine gesicherten statistischen Daten über die Abfallmengen aus dem Bewirtungsgewerbe vor. Die Zahlen zum Aufkommen an Küchen- und Speiseabfällen, die in der Literatur für Deutschland genannt werden, beruhen auf partiellen Erhebungen, deren Ergebnisse auf Deutschland bzw. einzelne Teilregionen hochgerechnet wurden.

Die Angaben zur Höhe des Aufkommens an Küchen- und Speiseabfällen variieren stark. Die Literaturwerte geben für Deutschland ein Potenzial von Speiseabfällen an, das von über 1 Mio. Mg (Berichte zur Kreislaufwirtschaft, Markt Sekundärrohstoffe, Teil 7 Nahrungsmittelabfälle 12/97, S. 1) bis 2 Mio. Mg (KOHL 2007) variiert.

Die jüngste Schätzung veröffentlichten das IFEU-INSTITUT & PARTNER 2008 in ihrer Studie, in der, basierend auf einer Markterhebung der Verarbeitungskapazitäten 2008, von einem Mengenaufkommen an Küchen- und Speiseabfällen in Höhe von rund 1 Mio. Mg/a ausgegangen wird (Abb. 15).



Datengrundlage: eigene Literaturlauswertung



Abb. 15: Speiseabfallaufkommen in Deutschland (Literaturangaben)

Neben den Speiseabfällen im engeren Sinn (Speisereste aus Gaststätten und Einrichtungen der Gemeinschaftsverpflegung) subsumiert KOHL (2007) auch die Abfälle aus Supermärkten und Produktionsbetrieben zu Speiseabfällen. Die Schätzungen von KOHL basieren im Wesentlichen auf Erhebungen von HILGER (2000), der in seiner Dissertation die Menge an Speiseabfällen (ohne organische Gewerbeabfallchargen) aus der Anzahl der Einrichtungen der Gemeinschaftsverpflegung und einem spezifischen Reststoffanfall je Erwerbstätigen ableitet. Er geht von einer durchschnittlichen Restmenge von 175 g pro Essen und jährlich 10,41 Mrd. Mahlzeiten aus allen Einrichtungen der Gemeinschaftsverpflegung aus (329.800 Einrichtungen).

Das Ergebnis dieser wohl aktuellsten Erhebung zur Fragestellung der Speiseabfallmengen in Deutschland bzw. den einzelnen Bundesländern zeigt Tab. 8.

Tab. 8: Regionaler Speiseabfallanteil in der Bundesrepublik Deutschland auf Basis der Erwerbstätigen

Bundesland	Anteil der einzelnen Bundesländer an der Gesamtmenge der anfallenden Speisereste in Deutschland	
	in Mg	in %
Baden-Württemberg	243.140	13
Bayern	287.431	16
Berlin	80.029	4
Brandenburg	55.373	3
Bremen	18.393	1
Hamburg	47.950	3
Hessen	136.899	8
Mecklenburg-Vorpommern	39.516	2
Niedersachsen	163.669	9
Nordrhein-Westfalen	378.838	21
Rheinland-Pfalz	78.536	4
Saarland	23.012	1
Sachsen	101.418	6
Sachsen-Anhalt	57.961	3
Schleswig-Holstein	56.662	3
Thüringen	53.175	3
Deutschland	1.822.002	100

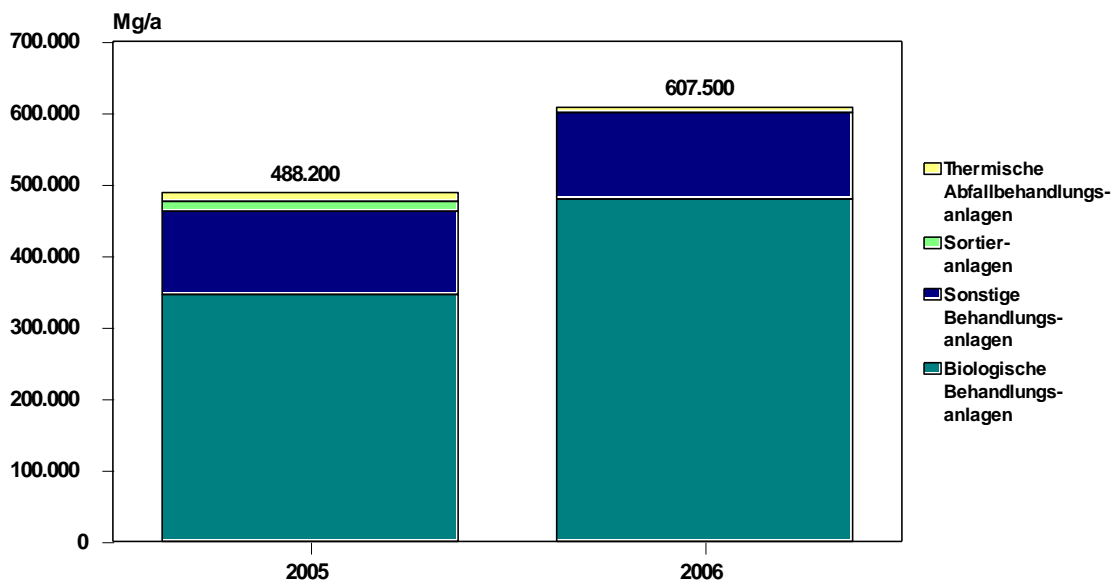
Quelle: KOHL, 2007: zit. aus HILGER, 2000

3.2.2 Verbleib

Basierend auf der Schweinepestrichtlinie der EU ist zum 01.01.2006 endgültig das Verfüterungsverbot für Speiseabfälle in Kraft getreten. Entsprechend müssen sich die Entsorgungswege verlagert haben.

Aufgrund der Materialeigenschaften der getrennt erfassten Küchen- und Speiseabfälle kann davon ausgegangen werden, dass der überwiegende Teil dieses Stoffstromes biologisch behandelt wird.

In Abb. 16 sind die Entsorgungswege dargestellt, die sich aus der bundesamtlichen Statistik ergeben.



Datengrundlage:
 Statistisches Bundesamt - Abfallentsorgung 2005
 Statistisches Bundesamt - Abfallentsorgung 2006

 Witzhausen-Institut 2008

Abb. 16: Entsorgungswege von Küchen- und Speisabfällen 2005/2006

Deutlich wird, dass nicht nur das absolute Aufkommen der registrierten Küchen- und Speiseabfälle im Betrachtungszeitraum zugenommen hat, sondern auch der Mengenanteil, der in die biologischen Behandlungsanlagen gelangt.

Bezogen auf das tatsächliche Gesamtaufkommen, also auch die Mengen, die nicht amtlich erfasst werden, nehmen das IFEU-INSTITUT & PARTNER (2008) an, dass nunmehr der Stoffstrom weitgehend der Vergärung zugeführt wird.

3.2.3 Qualität

Der Trockensubstanzgehalt von Speiseabfällen beträgt zwischen 15 % und 25 %, sie eignen sich daher besonders für Vergärungsverfahren. Die Abfälle weisen einen niedrigen pH-Wert auf, wobei vor allem der pH-Wert von Speiseabfällen unter 4 eine erhöhte Prozesskontrolle zur Vermeidung von Versäuerungen des Reaktorinhaltes erfordert.

Der Gehalt an organischer Trockenmasse (oTM) liegt zwischen 85 % und 94 %. Die Angaben über den zu erwartenden Biogasenertrag liegen zwischen 70 und 170 Nm³/Mg Frischmasse (KNAPPE & BLAZEJCZAK 2007; KTBL 2005; OECHSNER 1996). Teilweise finden sich in der Literatur höhere Biogasenerträge (z. B. GÖRISCH 2004; WEILAND 2000), die für einzelne Chargen mit sehr hohen TM- und oTM-Gehalten oder Fettanteilen zutreffen mögen, jedoch für den überwiegenden Anteil der Speiseabfälle nicht angesetzt werden können.

Eine wesentliche Rolle spielt hier der Fettgehalt der Speiseabfälle. Der spezifische Methanertrag von Speiseabfällen je kg oTM ist mit Werten zwischen 450 bis 900 Nm³/Mg oTM vergleichsweise hoch (Maissilage: 580–650 Nm³/Mg oTM).

Weitere Kriterien für stoffliche Verwertungsoptionen von Küchen- und Speiseabfällen sind deren erhöhte Salz- und Nährstoffgehalte gegenüber z. B. getrennt gesammelten Abfällen aus der Biotonne.

Da diese Stoffströme in der Regel vergoren werden, finden sich – sofern eine Aufbereitung des Gärrestes erfolgt – erhöhte Salzkonzentrationen in der flüssigen Phase am Ende des Vergärungsprozesses.

3.3 Landschaftspflegeabfälle

Die in Deutschland gewachsene Kulturlandschaft weist neben den rein landwirtschaftlich bzw. forstwirtschaftlich genutzten Flächen Übergangsbereiche auf, auf denen entweder krautige oder gehölzartige Vegetationsstrukturen dominieren. Natürlicherweise würde auf diesen Flächen im Rahmen einer Sukzessionsfolge die Entwicklung der Vegetationsstrukturen in Richtung „Wald“ steuern. Somit würden sich in Bereichen, die z. B. gegenwärtig nur mit krautigen Arten besiedelt sind, zunehmend Gehölze finden.

In anderen Landschaftsbereichen werden durch Bepflanzungsmaßnahmen Gehölze künstlich eingebracht oder Ansaaten krautiger Arten vorgenommen, die unterschiedliche Aufgaben bzw. Funktionen erfüllen sollen – z. B. Renaturierung, Naturschutz (u. a. Biotopverbund), allgemeine Biotopaufwertung, Hangsicherung, Verbesserung des Lokalklimas, Aufwertung des Landschaftsbildes etc.

Je nach Flächengestalt und Wuchsstadium kann es sich dabei um Buschgruppen, Gehölzstreifen oder Feldholzinseln handeln. Je nach Standortverhältnissen (Boden, Geologie, Klima) variiert das jährliche Zuwachspotenzial von Biomassen krautiger und holziger Arten.

Pflegemaßnahmen an Vegetationsbeständen im Rahmen der Landschaftspflege können aus verschiedenen Gründen notwendig werden, z. B.:

- Naturschutz – der gegenwärtige Entwicklungszustand eines Biotops soll beibehalten oder verbessert werden (Funktionalität eines Ökosystems)
- Negative Beeinflussung benachbarter Flächen (z. B. Beeinträchtigung von Verkehrsflächen – Verkehrssicherheit, Gefahren durch instabile Reliefs – Rutschungen)
- Direkte Beeinflussung von Versorgungssystemen (z. B. Stromtrassen, sonstige oberirdisch verlaufende Leitungen)

Im Folgenden werden die Landschaftspflegematerialien betrachtet, die aufgrund von Sicherungsmaßnahmen oder von Maßnahmen, die zur Gefahrenabwehr durchgeführt werden müssen, anfallen. Dazu zählen:

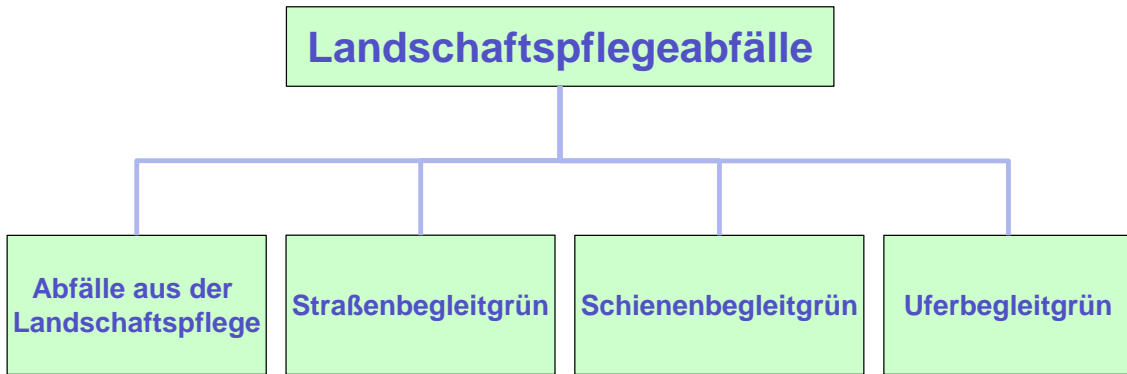


Abb. 17: Untersuchte Landschaftspflegeabfälle

Da in diesen Bereichen die Maßnahmen vor dem Hintergrund einer Handlungsnotwendigkeit stattfinden, werden die anfallenden Biomassen als Landschaftspflegeabfälle deklariert.

Nicht mit eingeschlossen wurden Pflegemaßnahmen auf Naturschutzflächen oder in Sonderbiotopen, ebenso wenig jene im Bereich von Sonderkulturen (z. B. Obstbau, Weinbau, forstliche Sonderkulturen etc.).

3.3.1 Biomassepotenziale

Zum Aufkommen an Landschaftspflegematerialien stehen keine übergreifenden Statistiken oder Datensätze zur Verfügung. Für die Abschätzung der Biomassenpotenziale der einzelnen Teilbereiche wurden daher verfügbare Datenmaterialien zusammengestellt und mit eigenen Erhebungen verglichen.

Straßenbegleitgrün

Das Straßennetz Deutschlands wird meist von Vegetationsbeständen umsäumt. Ausnahmen bilden hier Tunnel- und Brückenabschnitte, aber auch reliefbedingte Abgrabungen, die z. B. bei sehr felsigem Ausgangsmaterial kaum Voraussetzungen für einen Vegetationsaufwuchs bieten.

In der Regel sind die Straßenränder mit einer Vegetationsdecke besiedelt. Meist schließt sich an die Fahrbahndecke ein Streifen mit halmartiger bzw. krautiger Vegetation an, danach oftmals ein Aufwuchs mit Gehölzen (strauch- bzw. baumartig).

Aufgrund rechtlicher Rahmenbedingungen besteht seitens der Ämter für Straßen- und Verkehrswesen die Pflicht zur Pflege der Straßenrandbereiche, die sich in ihrer Intensität, Pflegebreite und -häufigkeit je nach Vegetationsaufwuchs und Straßentyp unterscheiden. KNOLL (2005) beschreibt das Anforderungsniveau der Grünpflege beim Gras- und Gehölzschnitt entlang von Straßen. Grundsätzlich unterscheidet man Bereiche, in denen entweder intensive oder extensive Pflegemaßnahmen durchgeführt werden. Pflege am halmartigen Straßenbegleitgrün, die unmittelbar neben dem befahrbaren Straßenkörper stattfindet, gehört in der Regel zu den intensiven Maßnahmen, die

ein- bis dreimal jährlich – je nach Straßenkategorie und Aufwuchs – erfolgt. Gehölzschnittmaßnahmen werden meist im mehrjährigen Turnus durchgeführt.

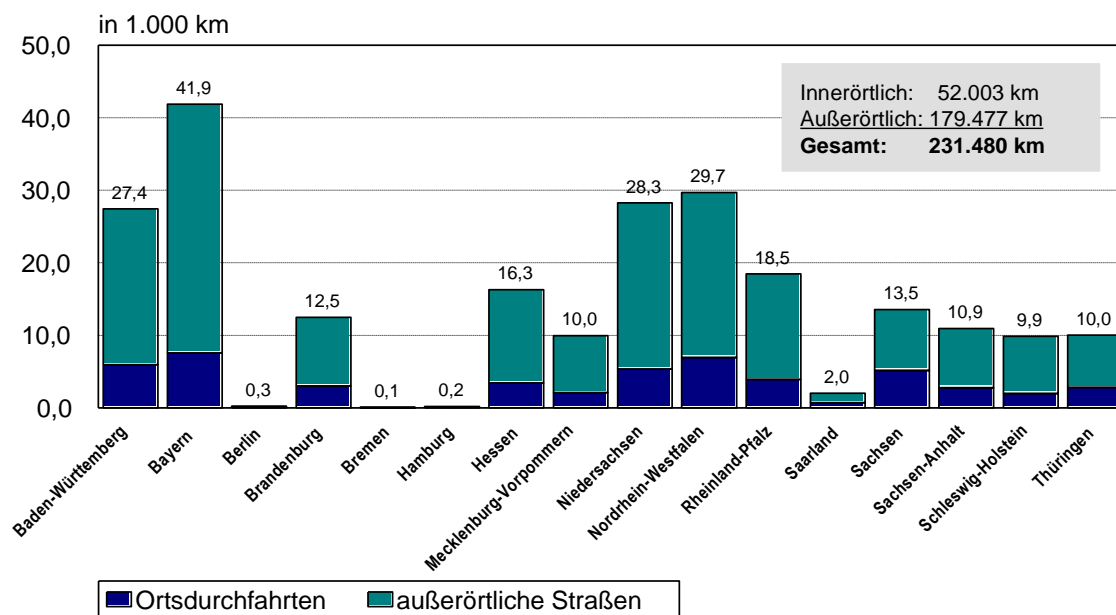
Die Pflegearbeiten werden entweder unmittelbar von den zuständigen Straßen- bzw. Autobahnmeistereien oder von beauftragten Dienstleistern (Unternehmern) durchgeführt.

Ausgehend von einem überörtlichen Straßennetz von fast 231.500 km in Deutschland entfallen 22,5 % der Straßenkilometer auf Ortsdurchfahrten (Tab. 9). Die Pflegemaßnahmen, die in den innerörtlichen Bereichen anfallen, sind relativ gering und werden nicht gesondert erfasst. Brückenbauwerke hingegen werden nicht aus dem verbleibenden Straßennetz herausgerechnet, dafür erfolgt keine separate Darstellung von Pflegemaßnahmen auf sonstigen Flächen (z. B. Rastanlagen, Parkplätze, Kreuzungsbereiche etc.). Als Grundlage für die Abschätzung der anfallenden Biomasse werden somit fast 179.480 km als Datenbasis verwendet.

Tab. 9: Längen überörtlicher Straßen (Gesamt und nach Straßentypen) in Deutschland

Straßenlängen in km	Straßen überörtlichen Verkehrs		Bundesautobahnen	Bundesstraßen		Landes-, Staatsstraßen		Kreisstraßen	
	ges.	davon Ortsdurchfahrten	ges.	ges.	davon Ortsdurchfahrten	ges.	davon Ortsdurchfahrten	ges.	davon Ortsdurchfahrten
Baden-Württemberg	27.413	5.934	1.037	4.407	837	9.896	2.326	12.073	2.771
Bayern	41.873	7.547	2.376	6.759	1.069	13.946	2.882	18.792	3.596
Berlin	256	148	73	183	148	0	0	0	0
Brandenburg	12.501	2.985	790	2.868	668	5.758	1.577	3.085	740
Bremen	113	19	71	42	19	0	0	0	0
Hamburg	201	98	81	120	98	0	0	0	0
Hessen	16.296	3.421	962	3.121	561	7.205	1.569	5.008	1.291
Mecklenburg-Vorpommern	9.960	2.113	527	2.049	365	3.248	689	4.136	1.059
Niedersachsen	28.266	5.371	1.398	4.856	712	8.319	1.842	13.693	2.817
Nordrhein-Westfalen	29.690	6.954	2.172	5.051	1.304	12.671	3.280	9.796	2.370
Rheinland-Pfalz	18.473	3.920	872	2.959	486	7.220	1.568	7.422	1.866
Saarland	2.041	722	240	329	126	846	339	626	257
Sachsen	13.537	5.160	478	2.421	918	4.753	1.889	5.885	2.353
Sachsen-Anhalt	10.944	2.788	384	2.396	644	3.866	1.121	4.298	1.023
Schleswig-Holstein	9.871	2.016	498	1.593	270	3.664	808	4.116	938
Thüringen	10.045	2.807	404	1.829	568	5.161	1.417	2.651	822
Deutschland	231.480	52.003	12.363	40.983	8.793	86.553	21.307	91.581	21.903

Quelle: STATISTISCHES BUNDESAMT, 2007



Datengrundlage: eigene Erhebungen 2008

Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 18: Übersicht: Straßennetz in Deutschland

KALTSCHMITT et al. (2003) gehen von einer jährlichen Aufkommensmenge von insgesamt rd. 0,92 Mio. Mg FM aus, die durch Pflegemaßnahmen im Bereich der Straßenränder anfällt; dieser Wert umfasst halmartige und holzige Materialien. Die nachfolgenden Betrachtungen ergeben ein etwa doppelt so hohes Potenzial.

Krautige, halmartige Materialien

Bisher wurden die Pflegebreiten für Straßenrandbereiche mit 3 m bei Bundesautobahnen und 2 m bei Bundes-, Land- und Kreisstraßen angesetzt. Da die Gehölzbereiche entlang von Straßen tendenziell zurückgedrängt werden und bei Straßenaus- und -neubauten Böschungen und andere Randbereiche großzügiger gestaltet werden, nimmt die Pflegefläche zu.

Nach Umfragen bei Ämtern für Straßen- und Verkehrswesen liegen die tatsächlichen Pflegebreiten somit höher: KLUTH (2008) gibt an, dass die Pflege im Bereich des Rückschnitts von krautigen, halmartigen Pflanzen entlang von Autobahnen einen mindestens 4–5 m breiten Streifen umfasst, an Bundesstraßen einen von 3 m und entlang von Land- und Kreisstraßen einen Bereich von etwa 2 m. Da diese Maßnahmen in der Regel auf beiden Straßenseiten erfolgen, ist von einer doppelten Pflegebreite je Straßenkilometer auszugehen. Damit errechnen sich pro Kilometer Mindest-Pflegeflächen-größen von 0,8 ha (Autobahnen), 0,6 ha (Bundesstraßen) und 0,4 ha (Land- und Kreisstraßen). Durch reliefbedingte Ausformungen der Randbereiche bei Bundesautobahnen kann die Pflegefläche auch deutlich über 1,5 ha/km ansteigen.

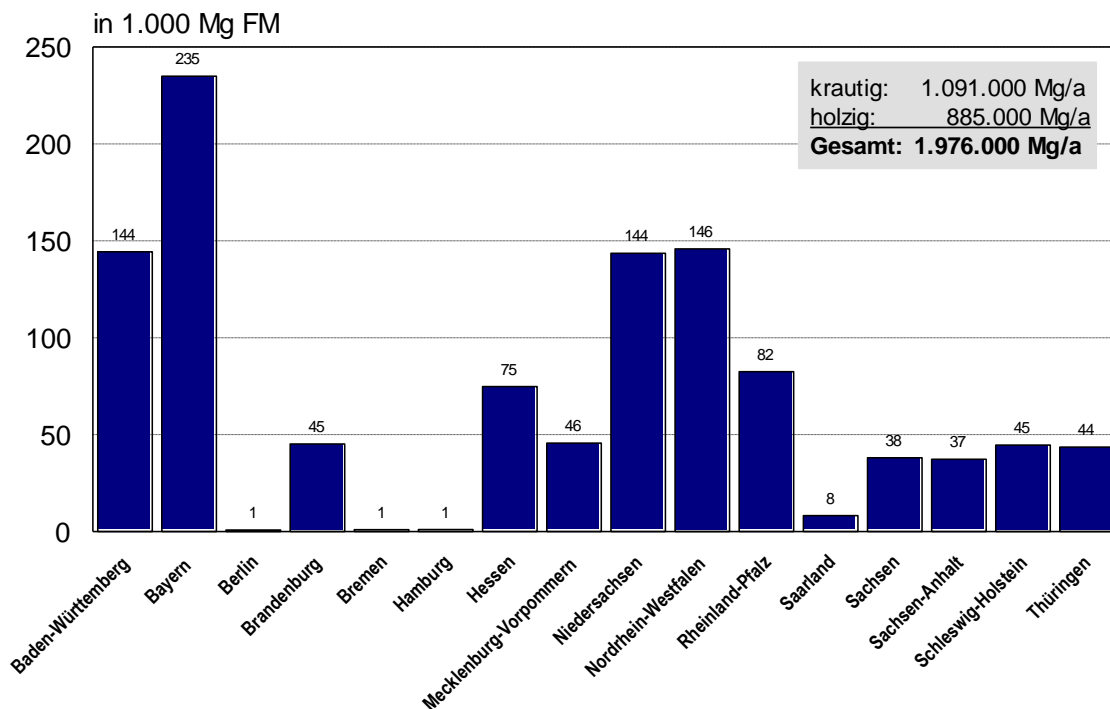


Abb. 19: Schnittmaßnahme am krautigen Straßenbegleitgrün

Im Durchschnitt ist an den Straßenrändern von eher mittelmäßigen Standortpotenzialen auszugehen (Abb. 19). Da allerdings nicht die gesamten aufwachsenden Biomassen eines Jahres von den Pflegemaßnahmen tangiert werden (Annahme: 75 %-ige Erfassung der aufwachsenden Biomasse) und durchschnittlich von zwei Pflegeschnitten auszugehen ist, wird eine zu beerntende Menge von 4 Mg TS/ha*a unterstellt, was auch dem Mittelwert entspricht, der sich aus dem Biomasseaufkommen von THRÄN & KALTSCHMITT (2004) mit Massen zwischen 3 und 5 Mg/ha*a herleiten lässt.

Für die Berechnung der anfallenden Biomassen wurden aufgrund klimatischer Unterschiede in den einzelnen Bundesländern verschiedene Ertragsniveaus unterstellt, diese dann mit dem durchschnittlich erreichten Biomassefaktor gewichtet und mit der Pflegefläche eines Bundeslandes multipliziert – schließlich wurde ein TM-Gehalt von 30 % unterstellt und die anfallenden Mengen auf Frischmasse bezogen.

Dabei ergibt sich für Deutschland ein Gesamtaufkommen krautigen bzw. halmartigen Straßenbegleitgrüns von gut 1,09 Mio. Mg FM pro Jahr, wobei Bayern mit 234.000 Mg Material einen Anteil von 21,5 % der Menge auf sich vereinen kann. Ein Anteil von jeweils ca. 13 % am Gesamtaufkommen ergibt sich in Baden-Württemberg, Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen (Abb. 20).



Datengrundlage: eigene Erhebungen 2008



Abb. 20: Jährliche Aufkommenspotenziale an krautigem, halmartigem Straßenbegleitgrün in den Bundesländern

Ein Hemmnis für die Nutzung des krautigen Straßenbegleitgrüns in Vergärungsanlagen stellt die Notwendigkeit zur Silierung des in jahreszeitlichen Spitzen anfallenden Materials dar. Bei landwirtschaftlichen Frischbiomassen ergeben sich wirtschaftliche Obergrenzen für ihren Transport zu Biogasanlagen zwischen 10 und 20 km. Diese schränkt den Bereich des nutzbaren Straßenbegleitgrüns ein. Darüber hinaus müssten die Maßnahmen auch zeitlich so geplant werden, dass sie mit der landwirtschaftlichen Befüllung der Fahrsilos (meist über zwei bis maximal fünf Tage) koordiniert sind. Das Erstellen von Siloballen ist in der Futtererzeugung üblich, aber aus wirtschaftlichen und logistischen Gründen nicht für die Konservierung von Biogassubstraten geeignet.

Aus diesen praktischen Überlegungen ergibt sich, dass krautiges Straßenbegleitgrün nur als Frischmaterial und daher in der Regel in kleinen Mengen Biogasanlagen zugeführt werden kann.

Holzige Biomassen

Die Menge jährlicher Nutzungen wird bei DINTER & MORITZ (1987) mit 3,4 Mg/ha*a bei Autobahnen und mit 4,1 Mg/ha*a bei den sonstigen Straßen angegeben, was sich auf die Frischmasse beziehen dürfte. KALTSCHMITT & HARTMANN (2001) setzen einen Zuwachs von ca. 5 Mg FM/ha im Bereich des holzigen Straßenbegleitgrüns an. ROMMEIS et al. (2006) kommen unter Berücksichtigung anteiliger Pflegeflächen pro Kilometer auf potenzielle Aufkommensmengen zwischen 1 und 4 Mg FM/km. Zu einer ähnlichen Größenordnung kommen auch die detaillierten Untersuchungen durch DOBERS & OPITZ (2007), in denen im Rahmen der Erhebungen bei nordrhein-westfälischen Straßen-

und Autobahnmeistereien eine durchschnittliche Entnahmemenge von jährlich 5 m^3 aufgezeigt wird, was durch die hiesige Forstbehörde auch verifiziert ist.

Nach DINTER & MORITZ (1987) wird an Autobahnen eine zu pflegende Gehölzfläche von $0,6 \text{ ha/km}$ und an Bundes-, Landes- und Kreisstraßen von $0,2 \text{ ha/km}$ unterstellt.

Da der Abstand der Gehölzbestände zum Straßenkörper in vielen Bereichen vergrößert werden soll, nimmt auch die Pflegebreite der parallel von Straßen verlaufenden Gehölzstreifen zu (Abb. 21).



Abb. 21: Pflegemaßnahmen am holzigen Straßenbegleitgrün

Die Pflege der Gehölzbestände bei Land- und Kreisstraßen erfolgt in einer Breite von $1,5$ bis 2 m , bei Bundesstraßen in einer Breite von 3 bis 4 m und bei Autobahnen kann eine Maßnahme in einem 5 bis 10 m breiten Band erfolgen. Besonders bei Autobahnen, aber auch bei Bundesstraßen sind aufgrund großzügiger Trassierungen intensivere Pflegemaßnahmen notwendig (KLUTH 2008; KRAUSE 2008). Somit steigt die zu pflegende Fläche pro Straßenkilometer auf $0,3$ bis $0,4 \text{ ha}$ bei Land- und Kreisstraßen, $0,6$ bis $0,8 \text{ ha}$ bei Bundesstraßen und 1 bis 2 ha bei Bundesautobahnen. Deutlich muss jedoch hervorgehoben werden, dass sich diese Pflegeflächen je Kilometer nur dann ergeben, wenn beidseitig des Straßenkörpers entsprechende Gehölzbestände vorhanden sind.

Eine Abhängigkeit von der Gehölzpflegefläche und dem Bewaldungsanteil einer Region wurde von zuständigen Ämtern für Straßen- und Verkehrswesen belegt: KRAUSE (2008) zeigt in diesem Zusammenhang auf, dass in waldreicheren Regionen reguläre Pflegemaßnahmen auf über 50% der zu bearbeitenden Streckenlänge durchgeführt werden müssen. Je nach Alter und Entwicklungszustand der Gehölzbereiche werden in mehrjährigem Turnus (5 – 10 Jahre) Eingriffe notwendig, bei denen rd. 20 – 40% des stockenden Bestandes entnommen werden (HARBUSCH 2007).

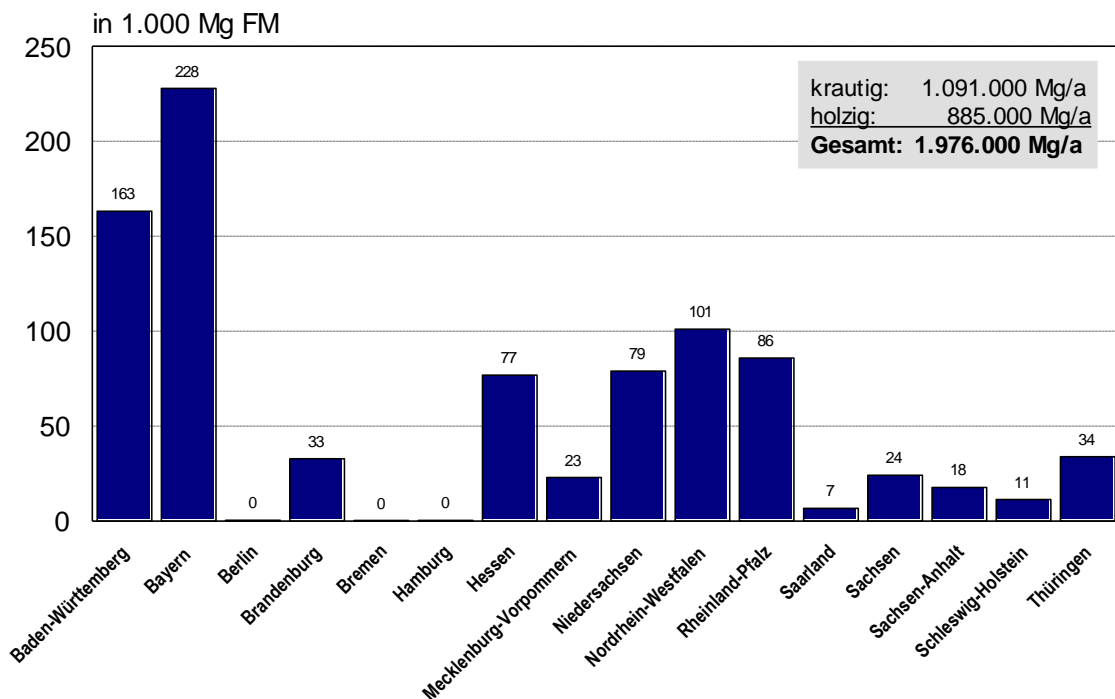
Zusätzlich besteht die Verkehrssicherungspflicht für Bäume im Randbereich von Waldkomplexen, die je nach Relief ein bis zwei Baumlängen umfassen kann. Sonstige Einzelbäume sowie Alleen unterliegen ebenfalls ständiger Kontrollen. Nur bei Bedarf werden in diesen verkehrssicherungspflichtigen Bereichen Pflegemaßnahmen anberaumt.

DOBERS & OPITZ (2007) haben durch ihre Untersuchungen nachweisen können, dass je Straßenkilometer im Durchschnitt 2 Mg TM/a holzige Biomasse im Rahmen einer Pflegemaßnahme tatsächlich anfallen.

Neben dem Einfluss von Bewaldungsanteilen in Regionen sowie kleinräumigen Gehölzstrukturen spielt das jährliche Zuwachspotenzial von Gehölzen eine nicht unbedeutende Rolle, das von verschiedenen Standortfaktoren, insbesondere dem regionalen oder gar lokalen Klima, abhängig ist.

In der folgenden Darstellung (Abb. 22) sind regionale Abweichungen der vorgenannten Parameter mit eingeflossen; Pflegemaßnahmen an Bundesautobahnen, Bundes-, Land- und Kreisstraßen sowie der etwas geringere Biomassenanfall an Kreisstraßen aufgrund geringerer Pflegeintensitäten wurden berücksichtigt.

Insgesamt ergibt sich im Bereich des holzigen Straßenbegleitgrüns ein bundesweites Potenzial von fast 885.000 Mg Frischmasse, wobei die beiden südlichsten Bundesländer das höchste Aufkommen besitzen. Im mittleren Wertebereich liegen die Bundesländer Hessen, Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen und Rheinland-Pfalz.



Datengrundlage: eigene Erhebungen 2008

Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 22: Jährliches Aufkommenspotenzial an holzigem Straßenbegleitgrün in den Bundesländern

Schienenbegleitgrün

In Deutschland befinden sich derzeit 34.000 Schienenkilometer in Betrieb (HETZEL 2008), an denen entsprechende Pflegemaßnahmen durchzuführen sind.

Diese Maßnahmen werden hauptsächlich an Gehölzen durchgeführt, was aus Gründen der Verkehrssicherheit geschieht (Abb. 23).

Es ist anzumerken, dass die Intensität der Pflegemaßnahmen entlang von Bahnstrecken in bewaldeten Gebieten am höchsten ist, in offenen Landschaften dagegen meist geringer, jedoch von den kleinräumigen Landschaftsstrukturen geprägt (Feldgehölze, Gehölzstreifen etc.) wird.

Schnittmaßnahmen werden nach BRAUNERT (2008) aufgrund eines mehrjährigen intensiven Pflegeplans der Deutschen Bahn AG auf fast 23.000 km des gesamten in Betrieb befindlichen Streckennetzes durchgeführt, wobei die dem Gleisbett am nächsten stehenden Gehölzbestände deutlich stärker dezimiert werden als in den vergangenen Jahren. Diese intensiven Maßnahmen sollen bis Ende 2011 abgeschlossen sein.



Abb. 23: Beeinträchtigung durch Gehölzwuchs im Schienenverkehr (Lichtprofil)

Entlang der Bahnstrecken werden die Randstreifen in einer Tiefe von 4–8 m – je nach Geschwindigkeitskategorie einer Strecke – gepflegt (Abb. 24); meist handelt es sich um 6 m breite Pflegestreifen (jeweils beidseitig). Der Bereich der Oberleitungen ist beidseitig in einer Breite von 2,5–8 m freizuhalten. In der Nähe von Signalanlagen und Bahnübergängen ist der Gehölzaufwuchs entweder zurückzudrängen oder niedrig zu halten, um erforderliche Sichtweiten zu gewährleisten. Maßnahmen auf separaten Flä-

chen mit Gehölzbeständen (z. B. in Bahnhofsbereichen, an Streckenkreuzungen) spielen eine eher untergeordnete Rolle.

Für die Durchführung von Maßnahmen an Gehölzen des Schienenbegleitgrüns werden nur in Ausnahmefällen Streckensperrungen vorgenommen. Somit können Schnittmaßnahmen in der Regel nicht vom Gleiskörper aus geführt werden, sondern erfolgen arbeitstechnisch unmittelbar in den Randbereichen. Besonders schwierig ist die Pflege in Hanglagen, da die Gleiskörper oftmals keine Zuwegung besitzen und größeres technisches Gerät nicht oder nur schwer einsetzbar ist (GRÄSCHKE 2007).

In der Regel erfolgen die Maßnahmen bedarfsorientiert: Rückschnitte geringeren Umfangs erfolgen meist an Einzelbäumen, die höchsten Biomasseaufkommen sind bei den punktuell intensiv stattfindenden Pflegeeingriffen nachgewiesen worden.

BRAUNERT (2008) weist darauf hin, dass die in Einzeluntersuchungen ermittelten Holzmassen je Streckenkilometer sehr stark schwanken können (170–850 Srm/km – im Mittel 415 Srm/km). Dies ist in jedem Falle abhängig von dem Strukturtyp (Waldrand, Feldgehölz, Hecke etc.) und vor allem vom Pflegeintervall. Meist fällt Schnittgut von Sträuchern und schwach dimensionierten Bäumen an. Wie Untersuchungen gezeigt haben (BRAUNERT 2008), liegt der Anteil stärkerer Dimensionen (> 10 cm Durchmesser) nur selten über 20 % der Gesamtmasse, häufig unter 5 %, so dass eine höherwertige Vermarktbarkeit des Holzes oftmals nicht gegeben ist.



Abb. 24: Mulchmaßnahmen von Gehölz-Schösslingen und krautiger Biomasse

Da die stichprobenartigen Untersuchungen im norddeutschen Raum durchgeführt wurden, ist von einem etwas höheren Biomasseaufkommen Holziger Materialien im Mittel- und Süddeutschland auszugehen, was durchschnittlich eine Größenordnung von etwa 200 Mg FM/km ausmachen dürfte.

Aktuell wird seitens der Deutschen Bahn AG ein intensives Pflegeprogramm durchgeführt, wodurch große Mengen an Pflegematerial anfallen (vgl. Tab. 10). Bei einer zu pflegenden Streckenlänge von fast 23.000 km in Deutschland ist ein Gesamtaufkom-

men von rd. 4,5 Mio. Mg FM als realistisch einzustufen. Da rd. 1/3 des Streckennetzes bis Ende 2008 gepflegt sein dürften, würde ein Potenzial von ca. 3 Mio. Mg noch bereit stehen. Aufgrund der schwierigen Rahmenbedingungen hinsichtlich der Logistik der Materialien stehen nach den bisherigen Erfahrungswerten nur 5 % der Gesamtmenge als technisch-wirtschaftliches Potenzial zur Verfügung. Nach Abschluss des laufenden Pflegeprogramms sind ab 2011 nur noch geringe Menge an holzigem Pflegematerial zu erwarten.

Ufer- und Gewässerbegleitgrün mit Schwemmholz

In der unmittelbaren Umgebung wasserwirtschaftlicher Bauwerke (z. B. Staustufen, Hebewerke etc.) können Pflegemaßnahmen an der krautigen Vegetation notwendig werden. Meist handelt es sich jedoch um Maßnahmen an den gewässerbegleitenden Gehölzen, die in ihrer Intensität regional sehr unterschiedlich durchgeführt werden. Häufig wird nur ein gewisser Anteil der holzigen Biomasse entfernt, seltener ganze Bereiche auf den Stock gesetzt (Abb. 25).

Für die Pflege des Gewässerbegleitgrüns bzw. der Randgehölze an Gewässern erster Ordnung sind die Wasserwirtschaftsämter zuständig. Gehölzschnitt an Gewässern zweiter und dritter Ordnung erfolgt meist durch die Kommunen oder Wasserverbände.

Nach Auskunft von BUSCHMANN (2008) werden Maßnahmen am Begleitgrün der Binnenschifffahrtswege nur bei Bedarf durchgeführt. In erster Linie handelt es sich dabei um Pflegemaßnahmen, die aus Gründen der Verkehrssicherheit vollzogen werden müssen. Dabei wird der Umfang der Maßnahmen auf ein Minimum reduziert – Planungen zum regelmäßigen Rückschnitt von Gehölzen an Binnenschifffahrtswegen sind somit nicht existent. Weiterhin werden keine Erhebungen durchgeführt, welche Mengen an Pflegematerialien tatsächlich anfallen. Damit existiert keine Grundlage für eine statistische Auswertung.

Pflegemaßnahmen an Fließgewässern niedriger Ordnung werden entweder durch Kommunen, Grundstücksanlieger oder sonstige Interessenvereinigungen (z. B. Naturschutzverbände) durchgeführt. Hier wird oftmals abschnittsweise eine solche Maßnahme realisiert. Da auch in diesem Bereich der Gewässerpflege keine Statistik über die entnommenen Biomassen geführt wird, lässt sich ein Biomassepotenzial nur schwer abschätzen.



Abb. 25: Maschineller Rückschnitt am Fließgewässer

Nach KALTSCHMITT et al. (2003) könnte ein technisches Potenzial von rd. 10.000 Mg/a (bei einem Wassergehalt von 15 %) durch Pflegemaßnahmen an Gewässern realisiert werden, was einer Frischmasse (50 %) von ca. 14.670 Mg entspricht.

Nicht zu unterschätzen sind Anfallsmengen an Treibsel bzw. Schwemmholz, bei denen der regionale oder nur lokale Mengenanfall häufig von der Witterung abhängt: Hochwassersituationen begünstigen das Anschwemmen großer Mengen holziger Biomassen: Während des Pfingsthochwassers 1999, wovon hauptsächlich die Alpenregion in Mitleidenschaft gezogen wurde, gab es im Bodenseebereich ein hohes Aufkommen an Treibholz. Besonders hoch war der Anfall im Gebiet von Bayern (18.000 m³) und Baden-Württemberg (30.000 m³) (Abb. 26).

Nach einer Erhebung in Bayern ist dort jährlich mit einem Schwemmholzaufkommen von ca. 5.000 Mg_{atro} zu rechnen (BAUER 2006), wobei das meiste Schwemmgut nicht dem holzigen Bereich zuzuordnen ist. BRÖKELAND (2004) setzt das technisch verfügbare Potenzial mit 0,1 Mio. MWh/a an, was etwa einem jährlichen Aufkommen an Schwemmholz in Deutschland von 24.400 Mg/a (bei einem Wassergehalt von 15 %) entspricht.



Abb. 26: Anlandung von Schwemmholz am Bodenseeufer.

Eine grobe Abschätzung der bundesweiten Potenziale von Landschaftspflegematerialien liefert Tab. 10.

Tab. 10: Zusammenfassung: Potenziale an Landschaftspflegematerialien

Pflegetmaterialien	theoretische Potenziale [Mg FM/a]		technische Potenziale [Mg FM/a]	
	holzig	krautig	holzig	krautig
Straßenbegleitgrün	900.000	1.100.000	250.000-550.000	100.000-150.000
Schienenbegleitgrün *)	1.000.000	n. bek.	50.000-80.000	n. bek.
Ufer-, Gewässerbegleitgrün	n. bek.	n. bek.	20.000	n. bek.
Schwemmholz **)	50.000		25.000	
Summe	1.950.000	1.100.000	345.000-675.000	100.000-150.000

*) jährliches Aufkommen bis 2011, danach sehr geringes Potenzial

**) Extrapolation: Wassergehalt 60 %

n.bek. = Größenordnung nicht bekannt

3.3.2 Behandlung, Verwertung, Entsorgung und sonstiger Verbleib

Straßenbegleitgrün

Materialien, die aufgrund von Pflegemaßnahmen im Bereich des Straßenbegleitgrüns anfallen, verbleiben entweder auf der Fläche, müssen entsorgt oder können – meist in Form von Holzhackschnitzeln – vermarktet werden. In den seltensten Fällen stehen besonders wertvolle Einzelstämme zum Verkauf bereit, der dann über Dritte erfolgt.

Halmartige, krautige Biomassen

Im Rahmen der Vorgaben für die notwendige Pflege des Straßenbegleitgrüns werden z. T. auch Angaben über den Verbleib der anfallenden Biomasse formuliert. Während die halmartige bzw. krautige Biomasse auf den gepflegten Flächen in der Regel belassen wird, wird entlang der Autobahnen das Mähgut häufig aufgenommen und entsorgt, damit zum einen trockenes Material durch Aufwirbelung nicht den Verkehr behindert, zum anderen Entwässerungseinrichtungen durch Schnittgut nicht beeinträchtigt werden. Häufig wird das anfallende Mähgut in nahe gelegenen Kompostierungsanlagen entsorgt, z. T. auch auf Plätzen zwischengelagert. Aufgrund eventueller Störstoffe und vermeintlich höherer Schwermetallgehalte, die jedoch in den vorgenommenen Untersuchungen in den meisten Fällen deutlich unter den Grenzwerten der BioabfV blieben, wird Mähgut in Biogasanlagen derzeit nur zu sehr geringen Anteilen verwendet.

Holzige Biomassen

Die Vorgaben vieler Länderverwaltungen für Straßen- und Verkehrswesen zeigen für die anfallenden Gehölzschnitt-Materialien wirtschaftliche Verwertungswege auf. Dazu gehören sowohl die Zerkleinerung des Materials als auch der Vertrieb und der Einsatz zur Energiegewinnung.

Während feinästiges Material an Mittel- und Trennstreifen der Autobahnen grundsätzlich aufgenommen und verwertet oder entsorgt wird, werden stärkere Dimensionierungen oftmals vor Ort zerkleinert und auf der Fläche belassen oder als Hackschnitzel weiter verwertet.

Ähnlich verhält es sich mit den Pflegemaßnahmen an den Rändern der Bundes-, Land- und Kreisstraßen. Dabei besitzt die Verwertung derzeit einen noch relativ geringen Stellenwert, sofern es sich nicht um stärkere Dimensionen handelt, die z. T. als reguläres Brennholz (unzerkleinert) an Nachfrager abgegeben werden und entsprechende Holzerlöse erzielen.

Schwach dimensionierte Materialien, wie Baumkronen und Strauchgehölze, werden dagegen meist zerkleinert (geschreddert, gehäckselt), anschließend auf der Fläche belassen; seltener wird das Material in Containern gesammelt, um es weiter, meist energetisch, zu verwerten. Im Falle energetischer Verwertung können allerdings – wegen anfänglicher Wassergehalte von 60–65 % – im Vergleich zu reinen Holzhackschnitzeln meist nur geringere Erlöse erzielt werden.

Die Verwertung zerkleinerten holzigen Materials wird regional sehr unterschiedlich gehandhabt, sie ist in jedem Falle abhängig von den Anfallsmengen. Eine Abschätzung der Mengen, die energetisch weiter verwertet werden, ist zwar gegenwärtig nicht mög-

lich, jedoch kann tendenziell eine zunehmende Verwertung des Materials durch die Ämter für Straßen- und Verkehrswesen beobachtet werden.

Schienenbegleitgrün

Nach HETZEL (2008) werden bei jährlich wiederkehrenden Pflegemaßnahmen die Biomassen zum Mulchen auf den Flächen belassen, da die Aufnahme des Materials sehr hohe Kosten verursachen würde. Im Übrigen ist der holzige Anteil aufgrund der jährlich wiederkehrenden Maßnahmen relativ gering, da es sich um einjährige Schösslinge handelt.

In der Vergangenheit wurden verschiedene Absatzwege des stärker dimensionierten Holzes im Rahmen der Vermarktung durch die DB Services Fahrwegdienste bzw. DB Netz AG eruiert. Dabei konnten nach HETZEL (2008) folgende Erfahrungswerte gewonnen werden:

- Grundsätzlich ist die Durchführung der Pflege- und Schnittmaßnahmen logistisch meist sehr aufwändig, zudem auch sehr kostenintensiv, da Streckenabschnitte nur in besonders prekären Fällen gesperrt werden. Die Maßnahmen erfolgen meist aus dem unmittelbaren Umfeld, nicht direkt vom Gleiskörper.
- Die nach der Durchführung anfallenden Holzmassen müssen bis zum anschließenden Verkauf oder zur sonstigen Verwertung zwischengelagert werden, was die Akquirierung entsprechender Flächen voraussetzt.
- Nicht nur die meist aufwändigste Holzbergung, sondern auch der Transport zum Lagerort ist sowohl zeit- als auch kostenaufwändig.
- Die Vermarktung an Endkunden gestaltet sich meist schwierig, da zu gegebenem Zeitpunkt potenzielle Nachfrager bereits informiert sein müssen und die Holz mengen dann auch abgesetzt werden müssen.
- Eine regelmäßige Belieferung von Holznachfragern ist in der Regel nicht möglich, da die Mengen meist nur punktuell und in einem längeren Zeitturnus anfallen. Längerfristige Lieferverträge sind somit nur mit dem überregionalen Energieholzhandel realisierbar. Regional müsste mit einem ständig wechselnden Kundenstamm gearbeitet werden, der jeweils zunächst aufzubauen wäre.
- Da qualitativ hochwertiges Holz höchstens in sehr geringen Mengen anfällt, wird keine gesonderte Verwertung dieser Sortimente vorgenommen.

Werden Pflegemaßnahmen durch die DB Services Fahrwegdienste selbst durchgeführt, lassen sich nur Verwertungsstrukturen mit Zwischenhändlern (Vermarktung des anfallenden Holzes an Nachfrager) ökonomisch darstellen.

Daher werden die im größeren Umfang notwendigen Maßnahmen am Bahnbegleitgrün häufig von Unternehmern durchgeführt. Diese organisieren und nehmen die anschließende Verwertung/Vermarktung selbst vor. Sind sehr schwierige Reliefbedingungen gegeben, verbleiben die anfallenden Biomassen meist auf der Fläche, wenn keine störenden Auswirkungen des belassenen Holzes zu erwarten sind.

Gewässerbegleitgrün und Schwemmholz

Da die Pflegemaßnahmen am Gewässerbegleitgrün nur bedarfsorientiert anfallen, gestaltet sich auch hier nicht nur die Abschätzung der Mengen als schwierig, sondern auch die weitere Behandlung, Verwertung oder gar Entsorgung.

Aufgrund der bedarfsorientierten Pflege fallen bei der Durchführung meist nur kleinere Mengen an, die in der Regel nicht gezielt verwertet werden, was BUSCHMANN (2008) besonders im Bereich der Binnenschifffahrtswege durch seine Angaben belegt. Bei Maßnahmen an kleineren Fließgewässern, die oftmals abschnittsweise erfolgen, gehört es zur Praxis, stärkere Dimensionen als Brennholz zu nutzen und Sträucher oder Kronenteile vor Ort zu zerkleinern. Um diese Materialien beispielsweise energetisch verwerten zu können, müssten sie an zentralen Plätzen gesammelt und dann einer Zerkleinerung zugeführt werden.

3.3.3 Qualitäten

Der Qualitätsbegriff bei Hölzern stärkerer Dimensionen weist meist auf einen entsprechenden stofflichen Verwendungszweck (z. B. Palettenholz, Furnierholz etc.) hin und spiegelt die reine Holzqualität wider (Astigkeit, Formigkeit, eventuelle Holzfehler etc.).

Da diese Art der Qualitätseinstufung für die betrachteten Materialien des Straßen-, Schienen- und Gewässerbegleitgrüns aufgrund sehr geringer Mengenanteile kaum bedeutend ist, wird im Folgenden auf mögliche krautige und holzige Inhaltsstoffe in den Materialien eingegangen.

Straßenbegleitgrün

Die im Rahmen der Pflege des Straßenbegleitgrüns anfallenden Biomassen werden entweder auf der Fläche belassen oder stofflich bzw. thermisch verwertet. Je nach möglicher Art der Verwertung sind Fragen hinsichtlich der Biomassequalität zu stellen. Bei den holzigen Materialien sind neben relativ hohen Wassergehalten aufgrund höherer Rindenanteile auch Überlängen beim Häckselgut – vornehmlich bei der Zerkleinerung schwach dimensionierter holziger Biomassen – zu nennen.

Ebenfalls wichtig sind die Schwermetallgehalte in Pflanzen (krautige Pflanzen, Gehölze), die in erster Linie von den Konzentrationen im Boden (geogene Belastungen), den Bodeneigenschaften sowie den Pflegemaßnahmen und deren Häufigkeit abhängen. Die Mobilität von Schwermetallionen und damit die Aufnahmemöglichkeit in Pflanzen ist bei niedrigen pH-Werten des Bodens deutlich höher als bei basischen Böden.

Schadstoffe können auch durch nasse oder trockene Depositionen auf den Vegetationsbestand gelangen und an Rinde oder Blattmasse anhaften. Dabei sind die Entfernung von der Straße und das Verkehrsaufkommen wesentliche Faktoren.

Halmartige, krautige Biomassen

Um das bei der Pflege öffentlicher Grünflächen anfallende Mähgut im Sinne der Kreislaufwirtschaft zu verwerten (z. B. Kompostierungsanlage, Biogasanlage) und später den Nährstoffkreislauf wieder schließen zu können, müssen die Vorgaben der Bioabfallverordnung eingehalten werden.

Von SELING & FISCHER (2003) wurde eine Vielzahl von Mähgutproben hinsichtlich ihrer Schwermetallgehalte analysiert. Die Untersuchungen führten zu folgenden Ergebnissen und Rückschlüssen:

- Wurden die Schwermetallgehalte des Mähguts mit denen sonstiger Pflanzen verglichen, so konnten in den Proben keine erhöhten Belastungen an Cd, Hg, Ni und Zn festgestellt werden, in wenigen Proben jedoch erhöhte Belastungen bei Cr, Cu, Pb und Pt.
- Während die aus der RAL GZ 251 abgeleiteten Schwermetallgrenzwerte für Hg und Ni in keinem Fall überschritten wurden, kam es bei anderen Elementen vereinzelt zu Überschreitungen, was allerdings in der Regel einen Anteil von nur 3,3 % der Proben ausmachte.
- Die Höhe einiger Schwermetallgehalte korrelierte z. T. mit dem Verkehrsaufkommen – eine Grenzverkehrsstärke ließ sich jedoch nicht ermitteln.

Nach SELING & FISCHER (2003) lässt sich eine Ablehnung des untersuchten Mähguts als Ausgangsmaterial für die Kompostherstellung nicht begründen. Auch ROMMEIß et al. (2006) zeigen an Hand der vorliegenden Analyseergebnisse auf, dass der Mittelwert der Schwermetallkonzentrationen von Grasschnitt nicht nur unter den Grenzwerten der RAL-GZ, sondern auch unter denen der BioAbfV liegt. Auch die Maximalwerte bleiben unter den Grenzwerten der BioAbfV. Zu berücksichtigen sind allerdings höhere Chlorid- (~1,0 % TM), Schwefel- und Stickstoffwerte im halmartigen Straßenbegleitgrün im Vergleich zu anderen Biomassen. MÜLLER (2003) zeigt an Hand einer langjährigen Versuchsreihe auf, dass die unterhalb den Grenzwerten befindlichen Schwermetallgehalte im Straßenbegleitgrün eine landwirtschaftliche Verwertung zulassen; die Möglichkeit einer Überschreitung der Grenzwerte dürfte nur in Ausnahmefällen gegeben sein. Einige dieser Ergebnisse wurden von BITTL (2002) veröffentlicht.

Hemmend für die Nutzung in Vergärungsanlagen sind die Zeitpunkte für die Pflegemaßnahmen, die in der Regel so spät liegen, dass die zu erwartenden spezifischen Gaserträge aufgrund des fortgeschrittenen Wachstumsstadiums der Pflanzen sehr niedrig liegen.

Werden bei Pflegemaßnahmen die anfallenden krautigen Biomassen mittels Aufsaugung gesammelt, ist ein unterschiedlich hoher Störstoffanteil durch unsachgemäß entsorgte Haushaltsabfälle mit einzukalkulieren. Unter Umständen muss dieser Anteil vor der weiteren Behandlung durch Sortierung entfernt werden.

Holzige Biomassen

Im Vergleich zu Waldbeständen, in denen meist stärker dimensioniertes Holz anfällt, handelt es sich beim holzigen Straßenbegleitgrün um dünnere Bäume mit einem hohem Kronenanteil oder Sträucher. Es kann davon ausgegangen werden, dass der Wassergehalt der Materialien im erntefrischen Zustand zwischen 50 % (Baumstämme) und 65 % (Kronenmaterial und Strauchschnitt) beträgt, was sich bei schwächer dimensionierten Materialien mit dem relativ hohen Rindenanteil im Vergleich zur reinen Holzmasse erklären lässt. Dadurch ist auch der Energiegehalt dieser Materialien etwas geringer einzustufen.

Da die holzigen Biomassen in der Regel im Winterhalbjahr anfallen, spielt Laubanhang kaum eine Rolle. Ausführungen von FISCHER et al. (2000) und SELING & FISCHER (2003) belegen zwar, dass vereinzelt Falllaub erhöhte Schwermetallgehalte aufweisen kann – vorzugsweise Pappellaub mit höheren Cd- und Zn-Gehalten. SCHOLZ et al. (2004) weisen auf eine Cd-Akkumulation bei Pappel und Weide hin, das Holz hingegen zeigt keine erhöhten Gehalte (vgl. FERENZ 2004). Allerdings weist das Material, insbesondere von Sträuchern und Büschen, einen erhöhten Rindenanteil auf. Darüber hinaus erzeugen die eingesetzten Zerkleinerungsaggregate relativ ungleichmäßige Größen und Strukturen an Holzhackschnitzeln.

Schienenbegleitgrün

Die Qualität der anfallenden Materialien des Bahnbegleitgrüns ist durchaus vergleichbar mit der des Straßenbegleitgrüns, da in der Regel ähnlich dimensionierte Gehölzstrukturen gepflegt werden. Der Anfall krautiger Biomassen ist von sehr untergeordneter Bedeutung, da die Bahndämme aufgrund der materiellen Beschaffenheit kaum Voraussetzungen für einen üppigen Vegetationsaufwuchs besitzen (STAHLSCHEIDT 1997).

Bei der sofortigen Verwertung der holzigen Materialien muss auch hier mit Wassergehalten zwischen 50 und 65 % gerechnet werden, wobei Sträucher und Feinäste die höchsten Wassergehalte aufweisen.

Neben geogenen Grundbelastungen (Böden oder Gleisschotter) können sich Schwermetalle durch den Abrieb von Schienen und Rädern auf dem Schienenbegleitgrün niederschlagen oder in die Biomasse eingelagert werden. Auch beim Transport belasteter Güter ist unter Umständen durch Aufwirbelungen von Schadstoffen deren Deposition auf Pflanzen möglich.

Gewässerbegleitgrün

Die durch Pflegemaßnahmen am holzigen Gewässerbegleitgrün anfallenden Biomassen sind im Vergleich zum Straßenbegleitgrün meist deutlich weniger belastet. Allerdings gibt es regional größere Unterschiede, zumal die geogene Belastung durch Schwermetalle in manchen Landesteilen relativ hoch ist. Buntmetallisch geprägte Aufhaldungen oder geologische Schichten können entsprechende Schwermetallionen freigeben und sich besonders bei Hochwassersituationen ufernah absetzen und zum Teil von der Vegetation aufgenommen werden. Von Interesse sind hierbei Pappel- und Weidenarten, die Schwermetalle hauptsächlich in der Blattmasse akkumulieren (vgl. FISCHER et al. 2000, DIE PRESSE 2008). Dagegen ist das Holz dieser Arten nur gering belastet (FERENZ 2004).

Im Bereich der Schwemmhölzer ist die Qualität besonders von der Herkunft der Materialien abhängig. Naturbelassene Hölzer, die aufgrund einer Hochwassersituation weggeschwemmt wurden, sind unkritischer zu beurteilen als behandelte Hölzer, die aufgrund einer unsachgemäßen Entsorgung in ein Gewässer gelangt sind.

3.4 Bioabfallpotenzial im Hausmüll

Die in der Hausmülltonne verbleibenden Anteile nativ-organischer Abfälle werden in Deutschland zu etwa 70 % thermisch behandelt. Daraus resultiert zwar eine Energieerzeugung im Verbrennungsprozess, die aber durch den hohen Wassergehalt der nativ-organischen Abfälle spezifisch niedrig liegt. Darüber hinaus stehen diese Abfälle für eine stoffliche Nutzung nicht mehr zur Verfügung.

In dem über die Systemabfuhr erfassten Hausmüll sind jedoch erhebliche Mengen nativ-organischer Abfälle enthalten, die stoffliche bzw. kombiniert stofflich-energetisch genutzt werden könnten.

Basierend auf den Abfallbilanzen der Länder wird im Folgenden die im Hausmüll enthaltene Organikmenge abgeschätzt und daraus das separat erfassbare, aus dem Hausmüll abschöpfbare Potenzial organischer Abfälle abgeleitet.

Zur Ermittlung der potenziellen Organikmenge wurde, basierend auf den Ergebnissen von Hausmüllanalysen des WITZENHAUSEN-INSTITUTS¹, ein mittlerer Anteil der Organik im Hausmüll der örE angenommen:

- Differenzierung hinsichtlich des Vorhandenseins der Biotonne
 - örE, die über eine Biotonne verfügen
mittlerer Organikanteil im Hausmüll 30 Gew.-%
 - örE, in denen keine Biotonne vorhanden ist
mittlerer Organikanteil im Hausmüll 40 Gew.-%

Zu der Gruppe der örE, die über keine Biotonne verfügen, wurden zum einen die örE gezählt, die nach eigenen Angaben keine Biotonne haben, und zum anderen örE, deren separat gesammelte Bioabfallmenge unter 5 kg/E*a lag, da hier die Biotonne in der Regel nicht flächendeckend eingeführt ist, sondern nur einem geringen Teil der Bewohner in Versuchsgebieten oder einzelnen Gemeinden zur Verfügung steht.

Dieser Anteil wurde entsprechend den folgenden Differenzierungen variiert:

- Differenzierung nach Struktur
 - Landkreise, Zweckverbände
 - Städte, Stadtstaaten
- Differenzierung hinsichtlich der spezifischen Mengen separat erfasster organischer Abfälle (Bioabfälle, Grün-/Gartenabfälle)
 - große Menge = geringere Organikmenge im Hausmüll
 - mittlere Menge = mittlere Organikmenge im Hausmüll
 - geringe Menge = höhere Organikmenge im Hausmüll

Somit konnte auf der Grundlage der jährlichen Hausmüllmenge individuell für jeden örE das Organikpotenzial im Hausmüll ausgewiesen werden (Tab. 11).


¹ 289 Einzelanalysen in 15 örE

Dieses Organikpotenzial umfasst alle im Hausmüll enthaltenen nativ-organischen Bestandteile. Dazu zählen auch Materialien, die nicht für eine separate Sammlung geeignet oder erfassbar sind, wie z. B. verpackte Lebensmittel oder Organik in der Feinfraktion (Kehricht).

Tab. 11: Im Hausmüll enthaltenes Organikpotenzial
(Mittelwert der öffentlich-rechtlichen Entsorgungsträger)

	Basisdaten				Organikpotenzial im Hausmüll		
	Anzahl örE	Einwohner	Hausmüll incl. Geschäftsmüll kg/E*a	separat erfasste native Organik kg/E*a	Gesamt- Potenzial native Organik im Hausmüll kg/E*a	im Hausmüll enthaltenes natives Organik- potenzial Gew.-%	Gesamt- Potenzial native Organik im Hausmüll Mg/a
Bundesrepublik gesamt	421	82.406.020	158,1	110,1	54,2	34,3	4.890.914
Städte mit Biotonne	94	24.069.077	189,9	113,6	57,9	30,5	1.833.813
Städte ohne Biotonne*	22	3.205.271	237,2	80,5	99,6	42,0	347.177
Städte gesamt	116	27.274.348	198,9	107,3	65,8	33,1	2.180.990
Landkreise mit Biotonne	211	41.306.440	135,2	131,2	41,3	30,5	1.748.981
Landkreise ohne Biotonne*	94	13.825.232	159,1	65,9	68,9	43,3	960.943
Landkreise gesamt	305	55.131.672	142,6	111,1	49,8	34,9	2.709.924

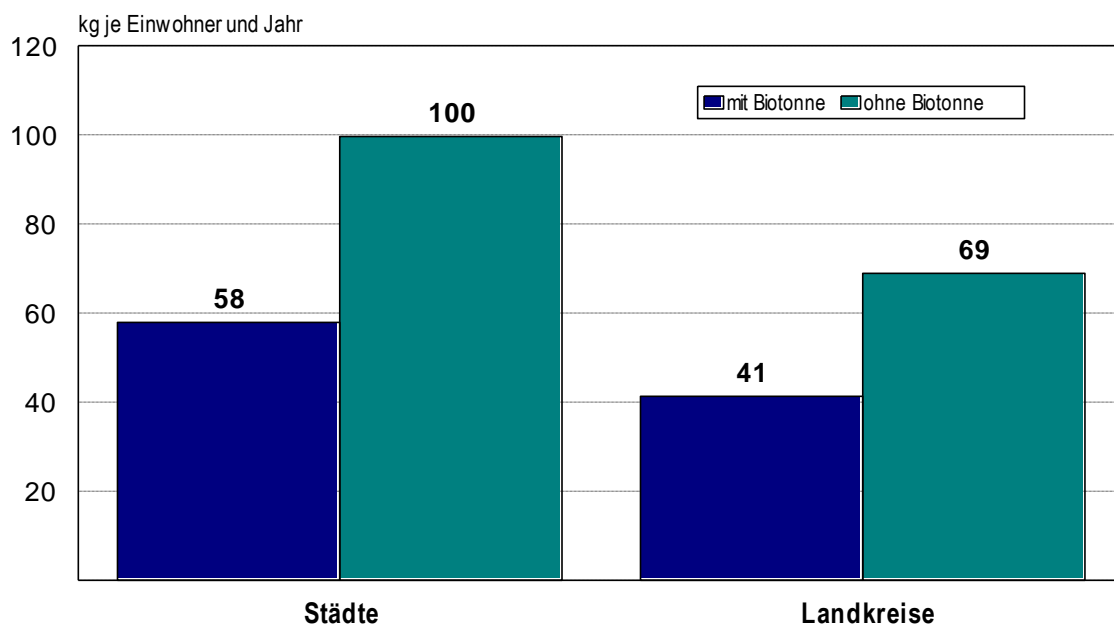
* öRE ohne Biotonne oder mit weniger als 5 kg/E*a separat erfasster Bioabfälle

 Witzenhausen-Institut 2008

Das im Hausmüll enthaltene Organikpotenzial beläuft sich auf insgesamt 4,89 Mio. Mg/a. Dies entspricht einem mittleren Organikanteil im Hausmüll von 34,3 Gew.-% (Mittelwert über öRE).

In ihrer Studie von 2004 kommen das ÖKO-INSTITUT et al., basierend auf Zahlenangaben von 2000, zu dem Ergebnis, dass sich im Hausmüll ein theoretisches Potenzial von Bio- und Grünabfällen in einer Größenordnung von rund 5,6 Mio. Mg befindet. Unter Berücksichtigung eines Rückgangs des bundesweiten Aufkommens an Haus- und Restmüll zwischen 2000 und 2006 um rund 1 Mio. Mg und der differenzierten Datenauswertung der vorliegenden Untersuchung sind diese Werte durchaus kompatibel.

Für die öRE ergeben sich (differenziert nach der Struktur und dem Vorhandensein der Biotonne) die folgenden mittleren einwohnerspezifischen Organikpotenziale (Abb. 27):



Datengrundlage: Modellation auf der Grundlage von Hausmüllanalysen

 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 27: Modelliertes Organikpotenzial im Hausmüll differenziert nach öRE mit und ohne Biotonne (kg/E*a)

Basierend auf diesem Organikpotenzial wurden wiederum für jeden öRE folgende Maßnahmen, die zu einer Reduzierung des Organikanteils im Hausmüll und Umleitung in die separaten Sammelsysteme führen, angenommen:

- öRE ohne Biotonne
 - Einführung der Biotonne
- öRE mit Biotonne
 - Erhöhung des Anschlussgrades an die Biotonne
 - Verstärkung der Öffentlichkeitsarbeit
 - Ausbau der separaten Erfassung, Erhöhung der Nutzerfreundlichkeit
 - Schaffung finanzieller Anreize

Es wurde angenommen, dass, konservativ geschätzt, mit Einführung der Biotonne 25 % des im Hausmüll enthaltenen Organikpotenzials abgeschöpft werden können. Die Umsetzung der übrigen Maßnahmen führt zu einer weiteren Reduktion um 20 % des Organikpotenzials im Hausmüll.

Unter der Voraussetzung, dass in den öRE eine konsequente Umsetzung der im Vorangehenden genannten Maßnahmen erfolgt, wurde ein aus dem Hausmüll abschöpfbares Potenzial nativer organischer Abfälle abgeleitet (Tab. 12).

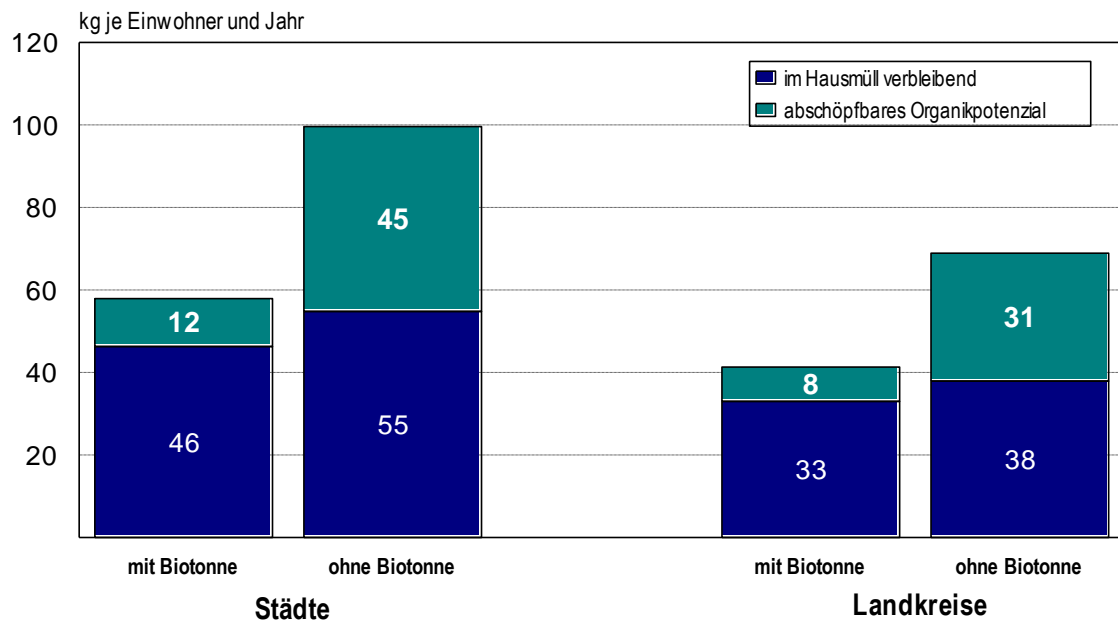
Tab. 12: Aus dem Hausmüll abschöpfbares Organikpotenzial

	aus dem Hausmüll abschöpfbares Potenzial		nach Abschöpfung noch im Hausmüll enthaltenes natives Organikpotenzial Gew.-%
	abschöpfbares Potenzial der im Hausmüll enthaltenen nativen Organik kg/E*a	abschöpfbares Potenzial der im Hausmüll enthaltenen nativen Organik Mg/a	
Bundesrepublik gesamt	16,0	1.305.213	26,9
Städte mit Biotonne	11,6	366.763	26,0
Städte ohne Biotonne	44,8	156.230	28,5
Städte gesamt	17,9	522.992	26,5
Landkreise mit Biotonne	8,3	349.796	26,0
Landkreise ohne Biotonne	31,0	432.424	29,6
Landkreise gesamt	15,3	782.221	27,1



Witzenhausen-Institut 2008

Für die örE ergeben sich (differenziert nach der Struktur und dem Vorhandensein der Biotonne) die folgenden mittleren abschöpfbaren einwohnerspezifischen Organikpotenziale (Abb. 28; Abb. 29).

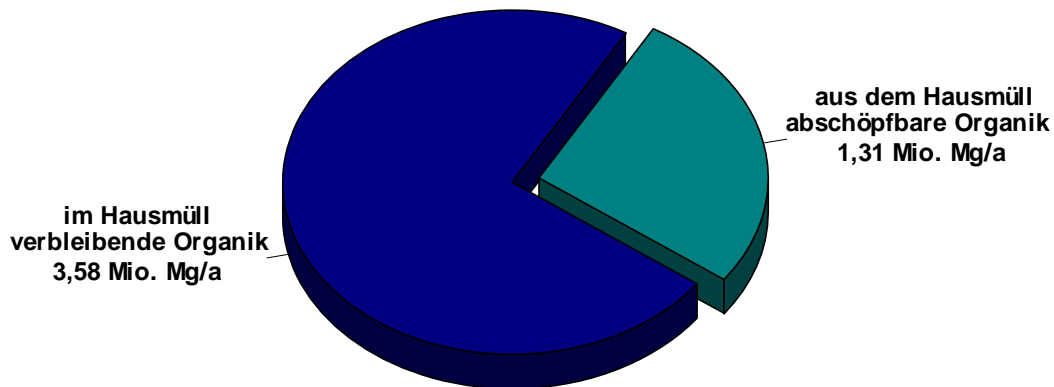


Datengrundlage: Modellation auf der Grundlage von Hausmüllanalysen



Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 28: Modellation: Aus dem Hausmüll abschöpfbares Organikpotenzial differenziert nach örE mit und ohne Biotonne (kg/E*a)



Datengrundlage: Modellation auf der Grundlage von Hausmüllanalysen

 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 29: Modellation: Im Hausmüll enthaltenes und daraus abschöpfbares Organikpotenzial (Mg/a)

Durch die im Vorangehenden beschriebenen Maßnahmen kann, konservativ geschätzt, ein aus dem Hausmüll abschöpfbares Potenzial von 1,3 Mio. Mg/a (unter Berücksichtigung von Komplementärmengen sogar bis zu 2 Mio. Mg/a) generiert werden.

3.5 Verwertungswege nativ-organischer Abfälle in Deutschland

Bio- und Grünabfälle werden seit Beginn der Getrennterfassung Mitte der achtziger Jahre überwiegend stofflich in Bioabfall- und Grünabfallkompostierungsanlagen verwertet.

Die Auswertung der Siedlungsabfallbilanzen für das Jahr 2006 sowie Recherchen des WITZENHAUSEN-INSTITUTS bei den zuständigen Landesumweltämtern, Landesämtern für Statistik sowie Landesverwaltungsämtern (siehe Quellenangaben) zeigen sehr differenziert den aktuellen Stand dieser Verwertungswege.

Hinzu kommt in den letzten Jahren ein zunehmender Trend, Bioabfälle anaerob in Vergärungsanlagen zu behandeln. Auch hierzu wird nachfolgend der aktuelle Stand dargestellt.

3.5.1 Stand der Kompostierung

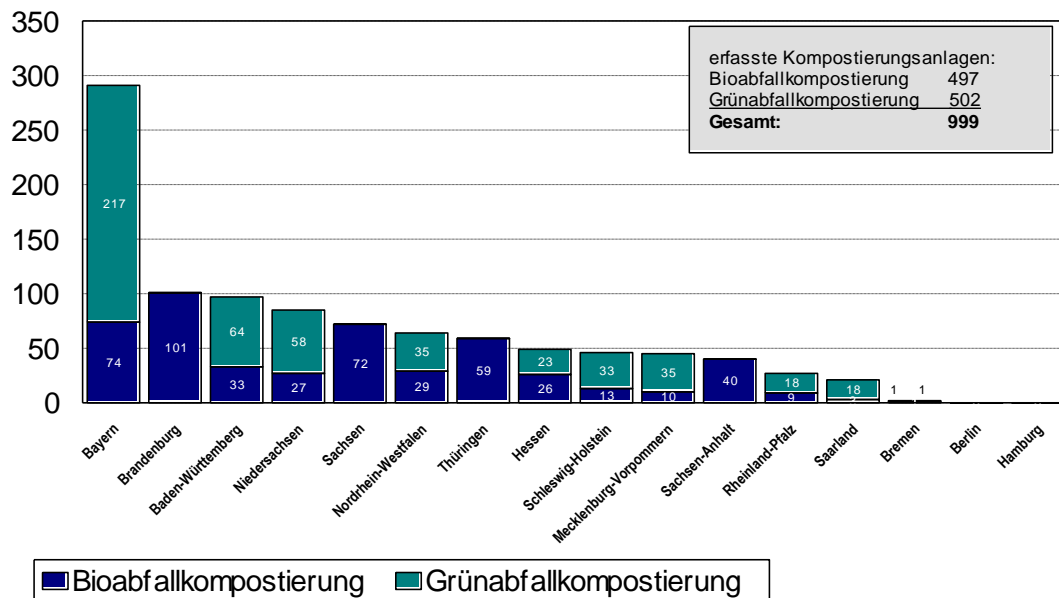
Die Kompostierung organischer Abfälle ist eine seit langem etablierte Technik zur stofflichen Verwertung getrennt erfasster Bio- und Grünabfälle. Die Anbieter von Kompostierungsverfahren haben in den vergangenen Jahrzehnten reichlich Erfahrungen mit der Technik sammeln können, so dass die Kompostierung keine große technische Herausforderung mehr darstellt. Die Verfahren sind weitgehend optimiert und bieten eine hohe technologische Sicherheit.

Infolge der seit Anfang bzw. Mitte der neunziger Jahre extrem günstigen Entsorgungsmöglichkeiten in den Neuen Ländern wurde nur noch eine begrenzte Anzahl neuer Kompostierungsanlagen gebaut. Baumaßnahmen sind nach Kenntnis des WITZENHAUSEN-INSTITUTS seit 2000 nahezu auf Aus- und Umbauten beschränkt, Neubauten sind nicht bekannt.

Die BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST stellt auf ihrer Homepage (kompost.de) mit Stand Mai 2008 technische Eckdaten über die RAL-gütegesicherten Anlagen (422 Anlagen) bereit. Demnach zeichnet sich je nach Art, Zusammensetzung und Menge der eingesetzten Stoffe (Bio- und/oder Grünabfall) ein sehr differenziertes Bild der Anlagenausgestaltung:

- Reine Grünabfallkompostierungen sind zu 99 % als offene bzw. überdachte Kompostierungsanlagen ausgeführt.
- Die Verarbeitung von Grünabfällen gemeinsam mit Bioabfällen aus der getrennten Sammlung wird sowohl in offen-überdachten Anlagen (54 %) als auch in geschlossenen Kompostwerken (46 %) durchgeführt.
- 38 % der Anlagen für reine Grünabfälle haben eine mittlere Anlagenkapazität von 6.800 Mg/a.
- 62 % der Anlagen für Bio-, Garten- und Parkabfälle mit einer mittleren Anlagenkapazität von 19.500 Mg/a.

Für den Verwertungsweg „Kompostierung“ gingen im Rahmen der vorliegenden Studie 999 Anlagen in die Untersuchung ein, davon sind 497 als Bioabfallkompostierungsanlagen und 502 als reine Grünabfallkompostierungsanlagen konzipiert (Abb. 30).



Datengrundlage: Abfallbilanzen der Länder 2006, eigene Erhebungen
 * für Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen liegen keine getrennten Daten zur Kompostierung vor

Abb. 30: Anzahl der Kompostierungsanlagen in den einzelnen Bundesländern

Bei der Interpretation der Abbildung ist Folgendes zu beachten:

- Für die Länder Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen kann keine Differenzierung nach Bio- und Grünabfallkompostierung getroffen werden. Die Gesamtzahl der Anlagen und später auch die Angaben zu Kapazitäten und Inputströmen wurden der Bioabfallkompostierung zugeschlagen.
- Bei der Erfassung der Grünabfallkompostierung wurde im Rahmen der Abfragen ein Schnitt bei einer genehmigten Kapazität von 1.000 Mg/a gezogen, kleinere Anlagen fanden keine Berücksichtigung. Ausnahme: Der offiziellen bayerischen Erfassung der Abfallbilanz lag eine Kapazitätsgrenze von 3.000 Mg/a zugrunde, so dass in die Gesamtsumme von 217 Grünabfallkompostierungsanlagen insgesamt 138 Anlagen < 3.000 Mg/a, und damit auch Anlagen < 1.000 Mg/a einfließen, deren Anzahl sich im Rahmen der Untersuchung nicht ermitteln ließ. Da diese Anlagen allerdings rund 20 % der gesamten bayerischen Grünabfallkompostierungskapazitäten ausmachen, wurden diese vollständig in die Auswertung aufgenommen.

Die genehmigten absoluten Kapazitäten der Bio- und Grünabfallkompostierungsanlagen sind differenziert nach Bundesländer in Abb. 31 dargestellt, während Abb. 32 die spezifischen [kg/E*a] genehmigten Kapazitäten dem tatsächlich erfassten Bio- und Grünabfall gegenüberstellt.

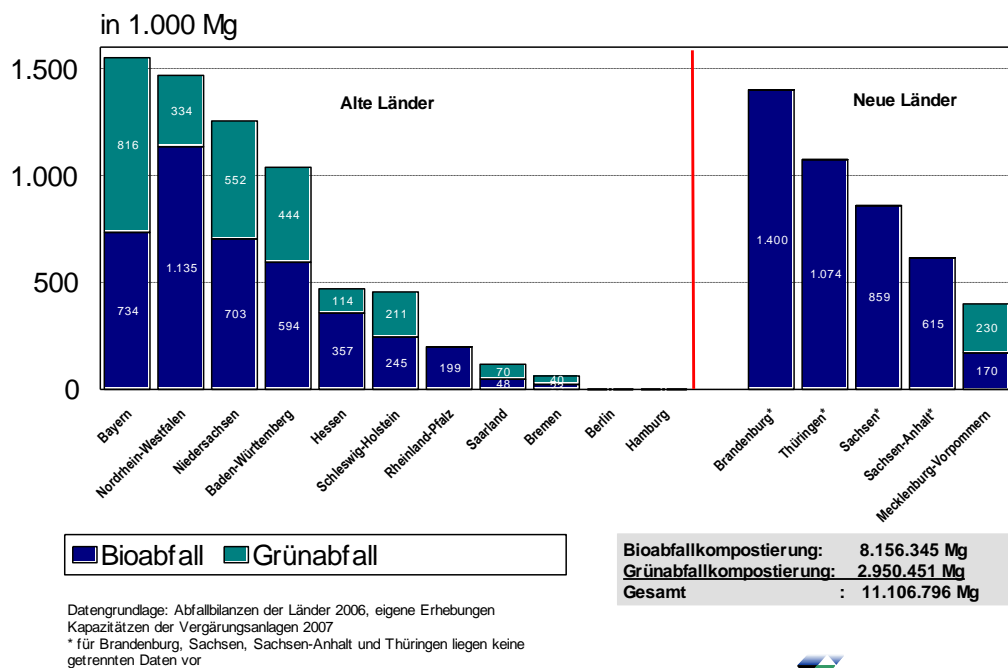
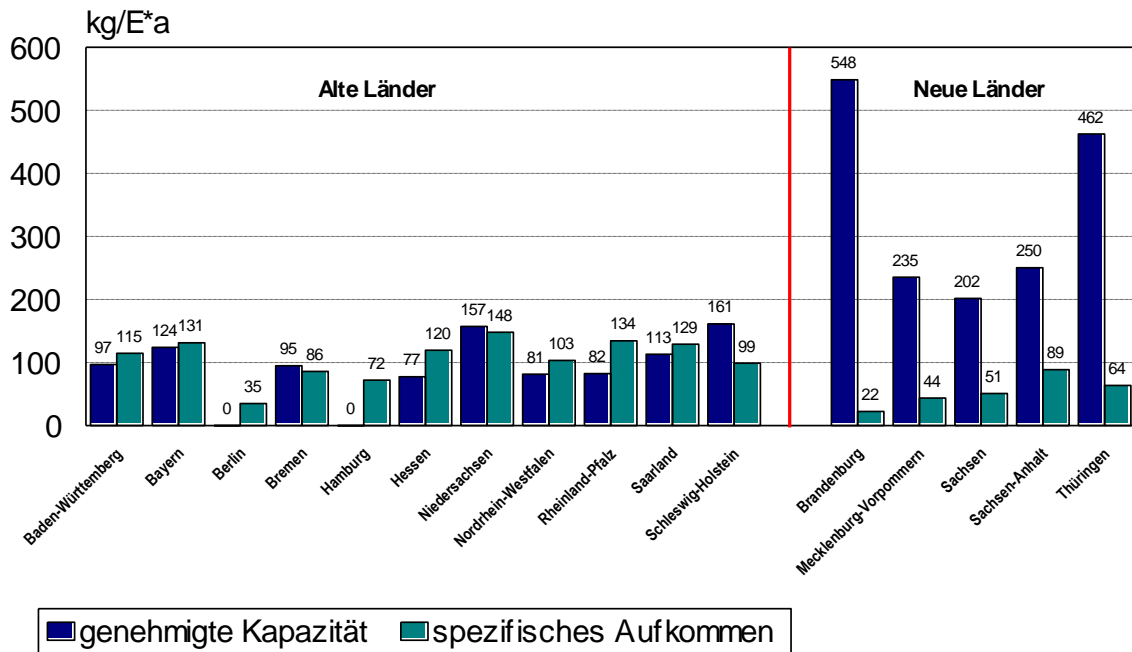


Abb. 31: Genehmigte Kapazitäten der betrachteten Kompostierungsanlagen

Aus Abb. 32 lässt sich das Verhältnis zwischen den genehmigten Kompostierungskapazitäten umgerechnet auf die Einwohnerzahl des Landes und dem tatsächlichen Bio- und Grünabfallaufkommen pro Einwohner ablesen.



Datengrundlage: Abfallbilanzen der Länder 2006, eigene Erhebungen

Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 32: Genehmigte Kompostierungskapazitäten und tatsächliches Bio- und Grünabfallaufkommen pro Einwohner

Deutlich stechen die Neuen Länder, allen voran Brandenburg und Thüringen, mit 548 kg/E*a bzw. mit 462 kg/E*a genehmigter Kapazität heraus, denen ein Aufkommen von gerade einmal 22 kg/E*a (Brandenburg) bzw. 64 kg/E*a (Thüringen) gegenübersteht. Überkapazitäten, auf einem deutlich niedrigeren Niveau weisen in den Alten Ländern lediglich Bremen, Niedersachsen und Schleswig-Holstein aus. Alle anderen Länder sammeln mehr Bio- und Grünabfälle, als innerhalb der eigenen Landesgrenzen verwertet werden können.

3.5.2 Stand der Vergärung

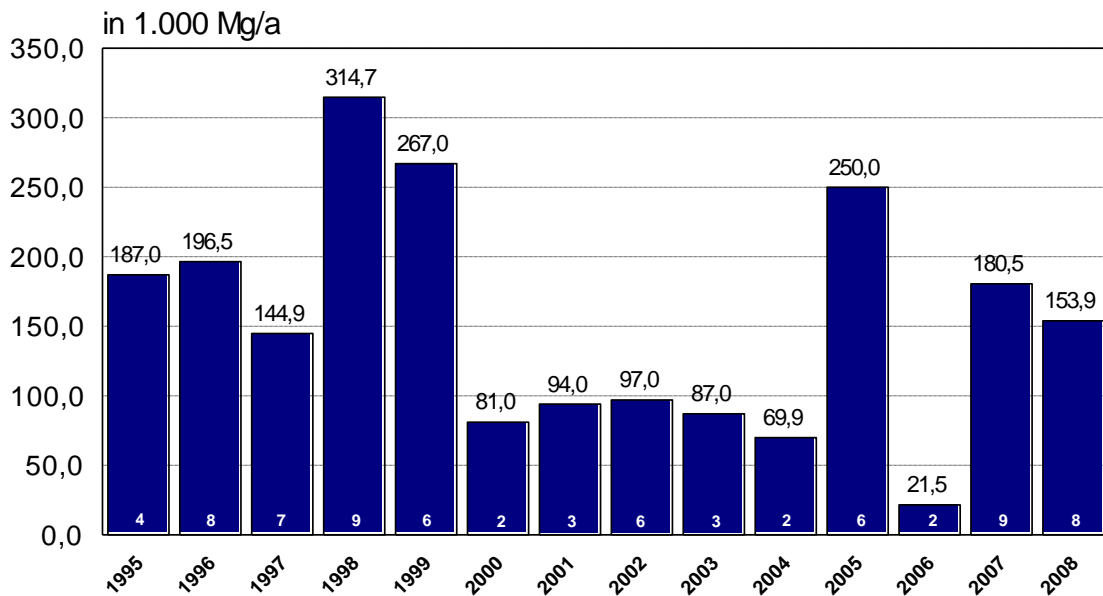
Wurden im Kompostatlas 1998/1999 (WIEMER & KERN, 1999) bundesweit insgesamt nur 44 anaerobe Behandlungsanlagen (ohne landwirtschaftliche Anlagen) aufgelistet, von denen 26 für die Vergärung von Bioabfällen zugelassen waren, so liegen der vorliegenden Untersuchung Informationen zu 66 aktuell in Betrieb befindlichen Bioabfallvergärungsanlagen (Stand: 31.12.2007) vor (Abb. 34). Unter diesen Anlagen befinden sich allerdings auch verschiedene Co-Vergärungsanlagen, bei denen der Stoffstrom „Bioabfall“ im Input nur eine anteilige Rolle spielt.

Die Daten wurden durch Recherchen bei den zuständigen Landesbehörden (Ministerien bzw. Landesumweltämter und Statistische Landesämter) auf der einen Seite und Angaben der Anlagenhersteller auf der anderen Seite im Rahmen einer Befragung im 2. Quartal 2008 ermittelt.

Zu diesen 66 laufenden Anlagen kommen noch acht weitere hinzu, die sich derzeit im Bau befinden bzw. bis Ende 2008 noch ihren Betrieb aufnehmen und dem Markt mit einer Kapazität von zusätzlichen 154.000 Mg zur Verfügung stehen.

Insgesamt waren nach Angaben des INSTITUTS FÜR ENERGETIK UND UMWELT (IE 2008) zum Ende 2007 bundesweit rund 3.750 Biogasanlagen (inkl. NawaRo-Anlagen) mit einer gesamt installierten elektrischen Leistung von ca. 1.250 MW in Betrieb.

Einen Überblick über die Entwicklung der jährlich neu geschaffenen Vergärungskapazitäten für überwiegend Bio- und Grünabfälle sowie die Anzahl der Anlagen dokumentiert Abb. 33.



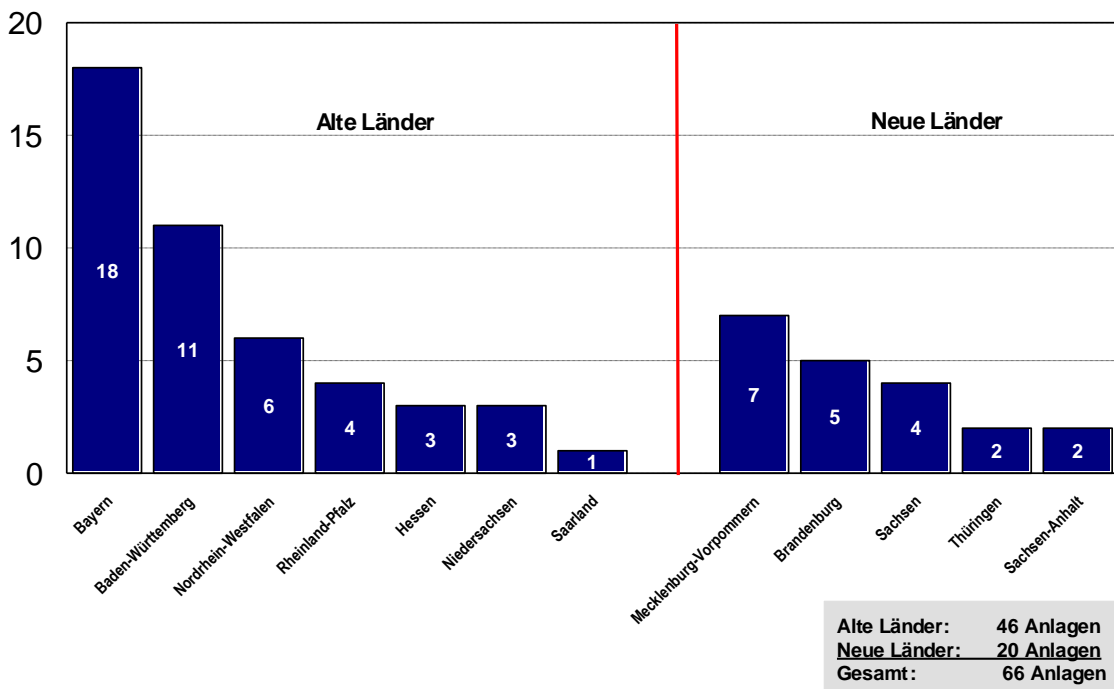
Datengrundlagen:
Eigene Recherche bei den zuständigen Behörden und Herstellerbefragung 2008

 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 33: Entwicklung der Anzahl und Kapazität neu geschaffener Vergärungsanlagen für Bio- und Grünabfall zwischen 1995–2008, jährliche Inbetriebnahmen

Geprägt ist die Entwicklung des Marktes durch eine rege Nachfrage nach Anaerobanlagen ab 1995, die, wie die gesamte Nachfrage nach Anlagen zur biologischen Abfallbehandlung, ab 2000 rückläufig war. Seit etwa 2005 steigt die Aktivität in der Anaerobtechnik dann wieder an.

Dies kann zum einen als Effekt des EEG gedeutet werden, woraus sich wirtschaftliche Vorteile durch die „EEG-Vergütung“ für den eingespeisten Strom ableiten lassen, zum anderen kann dies auch mit den Abschreibungszeiträumen älterer Kompostierungsanlagen und dem damit verbundenen Bedarf von Ersatzinvestitionen zur Modernisierung (Anaerobanlagen als Vorschaltanlagen, Kapazitätserweiterungen, Emissionsreduktion) in Zusammenhang stehen.



Datengrundlage: Abfallbilanzen der Länder 2006, eigene Erhebungen 2008

 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 34: Anzahl der Bioabfallvergärungsanlagen (inkl. Co-Vergärung von Bioabfällen), Stand: 31.12.2007

Räumlich gesehen ist die anaerobe Abfallbehandlung mit insgesamt 46 Anlagen überwiegend in den Alten Ländern angesiedelt, allen voran in Bayern mit 18 und Baden-Württemberg mit 11 Anlagen. In den Neuen Ländern befinden sich die meisten Standorte in Mecklenburg-Vorpommern (7).

Anders stellen sich die Verhältnisse bei der Betrachtung der genehmigten Verarbeitungskapazitäten dar (Abb. 35). Hier zeigt sich, dass sich die genehmigte Gesamtkapazität in den Alten und Neuen Ländern mit 990.350 Mg bzw. 966.550 Mg ungefähr die Waage hält.

In Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern ist jedoch zu berücksichtigen, dass es sich hierbei in erster Linie um Anlagen zur Co-Vergärung handelt, bei denen nur ein Teil der Kapazitäten für Bioabfälle genutzt wird. So stehen z. B. in den brandenburgischen Betrieben nachweislich zwischen 65 % und 80 % der Kapazitäten für die Vergärung von Gülle zur Verfügung (MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ BRANDENBURG 2008).

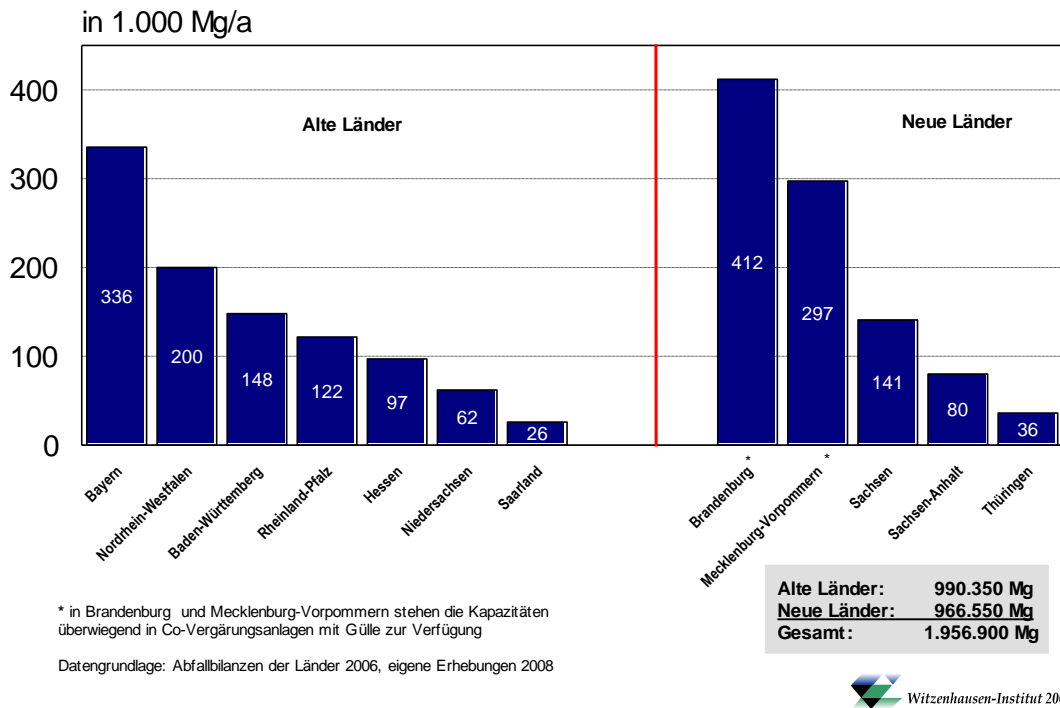


Abb. 35: Genehmigte Kapazitäten der Bioabfallvergärungsanlagen (inkl. Co-Vergärung), Stand: 31.12.2007

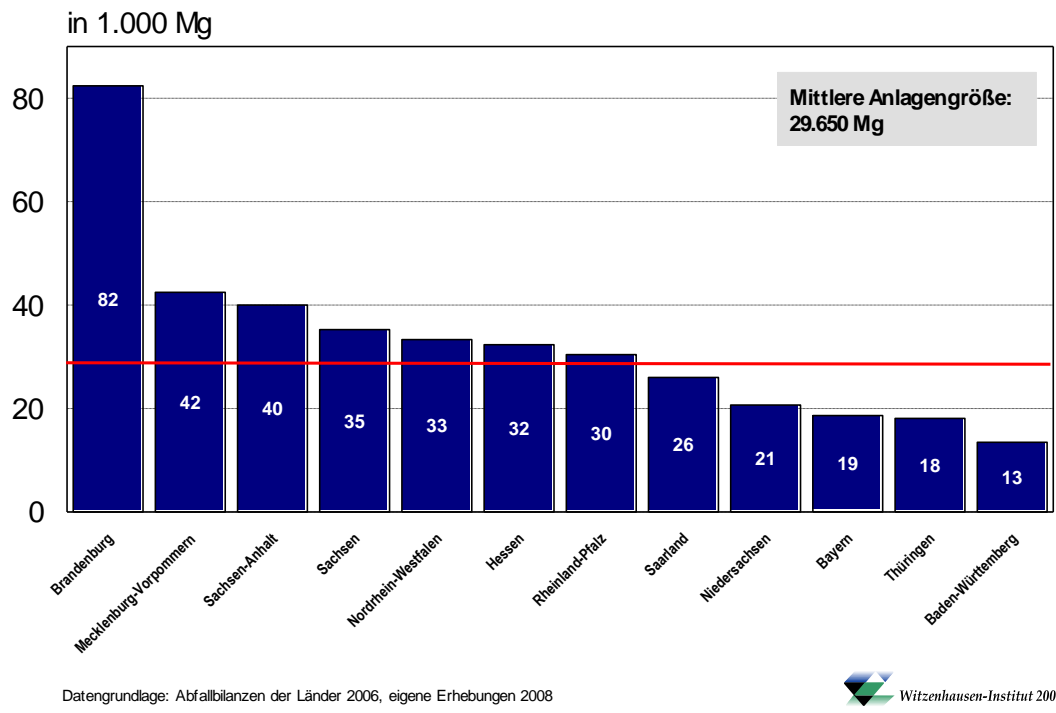


Abb. 36: Mittlere genehmigte Kapazitäten Bioabfallvergärungsanlagen (inkl. Co-Vergärung), Stand: 31.12.2007

Auch bei den durchschnittlich genehmigten Kapazitäten zeigt sich, dass die größten Anlagenkonzepte in den Neuen Ländern realisiert wurden (Abb. 36).

Einen Überblick über das bundesweite Gesamtaufkommen biologischer Behandlungskapazitäten vermittelt Abb. 37. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die offiziellen Statistiken der zuständigen Umweltfachbehörden in den Neuen Ländern (Ausnahme Mecklenburg-Vorpommern) keine differenzierten Angaben zu den genehmigten Kapazitäten getrennt nach Bio- und Grünabfall ermöglichen. Hier wurden beide Stoffströme unter „Bioabfallkompostierung“ subsumiert.

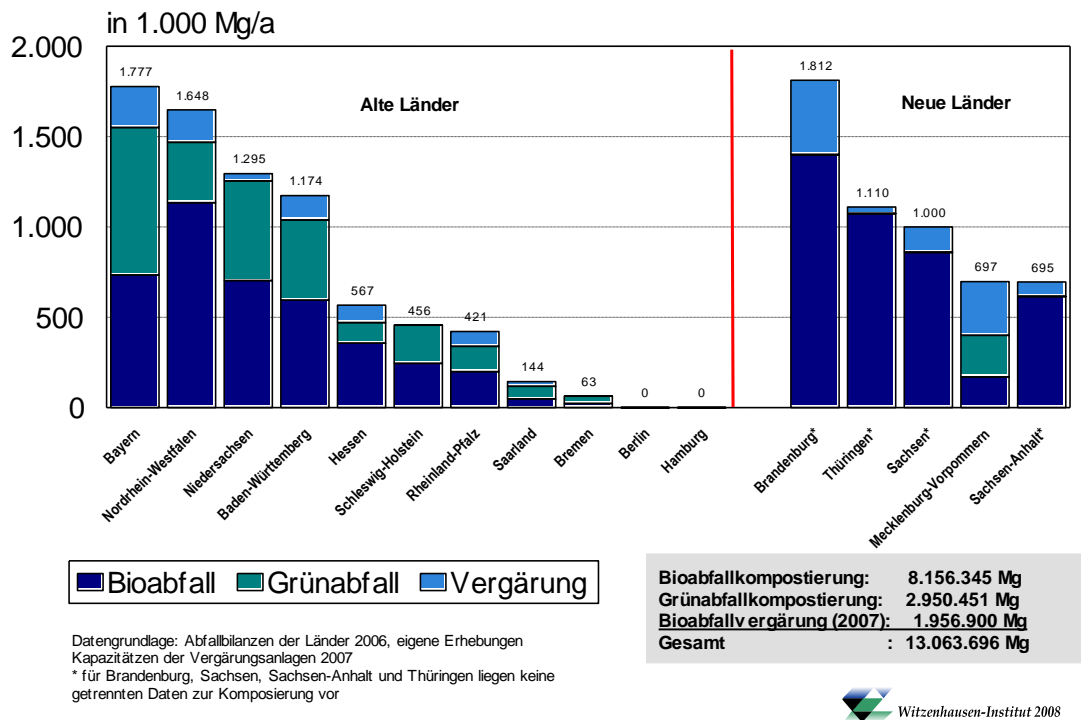


Abb. 37: Gesamtkapazitäten der Behandlung getrennt erfasster nativ-organischer Abfälle

Die Gegenüberstellung des Gesamtaufkommens der Bio- und Grünabfälle in Höhe von rund 8,5 Mio. Mg mit den aeroben und anaeroben Behandlungskapazitäten (11,1 bzw. 1,8 Mio. Mg, d. h. rund 12,9 Mio. Mg in Summe) ergibt eine bundesweite theoretische Überkapazität der Verwertungsmöglichkeiten in Höhe von mehr als 4 Mio. Mg (Abb. 38).

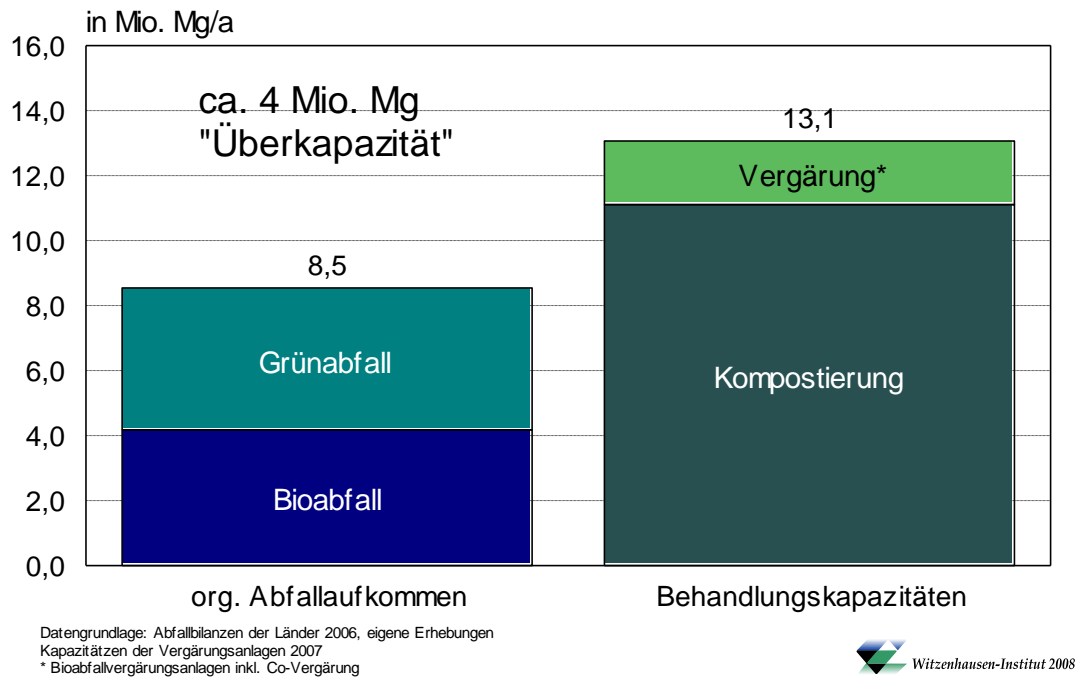


Abb. 38: Biologisches Abfallaufkommen und Behandlungskapazitäten

Perspektivisch ist davon auszugehen, dass sich der Anteil der Bioabfälle, die in die Vergärung gelangen, weiter erhöht. Das ÖKO-INSTITUT (2005) geht in seiner Studie von der Annahme aus, dass im Jahr 2020 rund 80 % der Bioabfälle Vergärungsanlagen und nur noch 20 % direkt der aeroben Behandlung zugeführt werden.

Außerdem kann angenommen werden, dass bei Vergärungsanlagen Teilströme an der Anaerobstufe vorbeigeschleust werden, die erst bei der Kompostierung der Gärreste dem Prozess zugeführt werden.

3.6 Kompostvermarktung

In der nachfolgenden Abbildung sind beispielhaft Angaben zur den Vermarktungswe-
gen der erzeugten Bio- und Grünabfallkomposte verschiedener Bundesländer sowie
aus zwei Quellen für Gesamtdeutschland dargestellt.

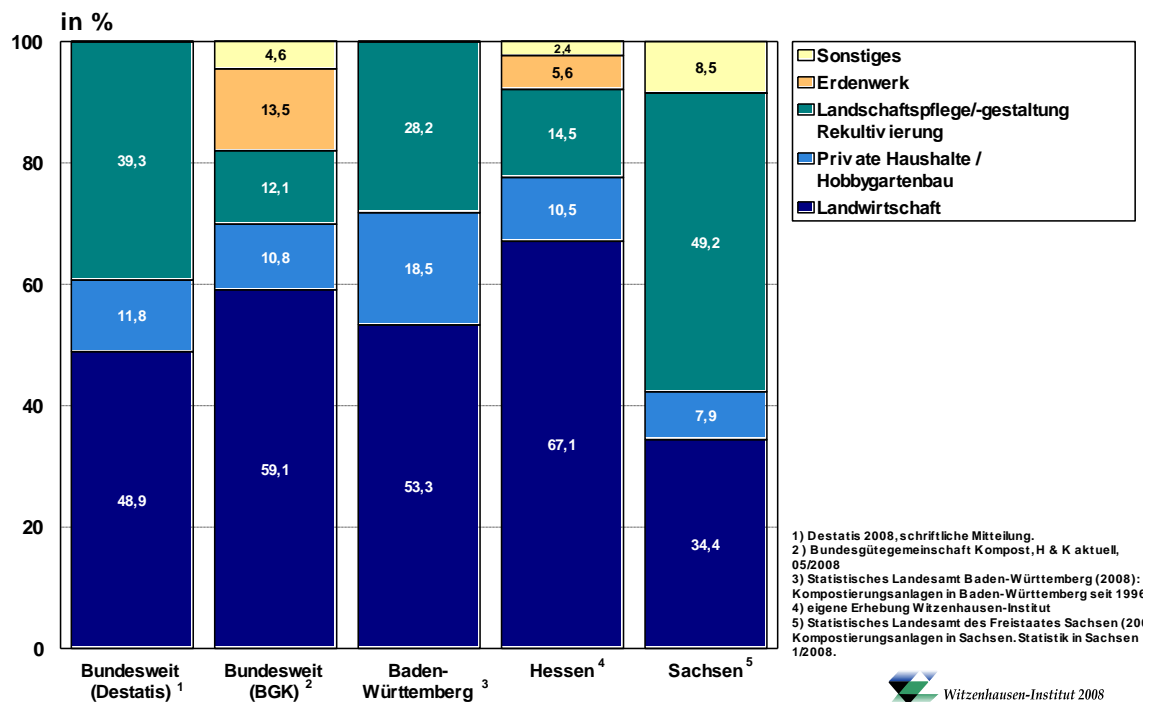
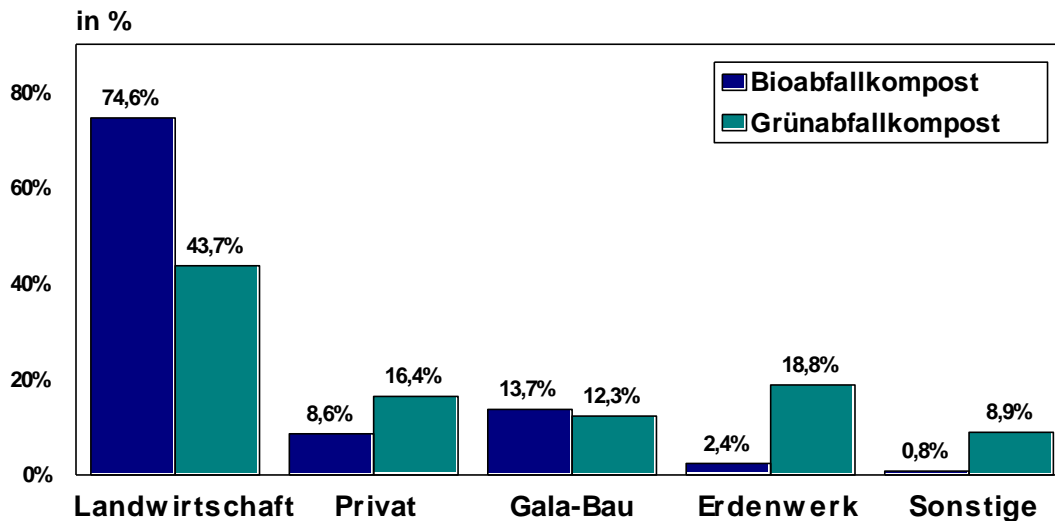


Abb. 39: Vermarktungswege der erzeugten Komposte

Es wird deutlich, dass trotz einer gewissen Spannweite der Angaben und unterschiedlicher Erfassungstiefe der Vermarktungswege die Ausbringung von Komposten als Dünger und Bodenverbesserungsmittel in der Landwirtschaft deutlich im Vordergrund der Verwertungsaktivitäten steht. In diesen Bereich gehen überwiegend Frischkomposte, während Fertigkomposte bevorzugt im Landschaftsbau und Hobbygartenbereich eingesetzt werden (BGK 2008b)

Nach Angaben der BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST (BGK 2008a) prägt die jeweilige Regionalstruktur wesentlich die Vermarktungswege der Produkte. Sind in dünn besiedelten ländlichen Gebieten überwiegend Absatzmärkte in der Landwirtschaft zu finden, ist in verdichteten Regionen eine stärkere Nachfrage aus den Bereichen Landschaftsbau, Hobby- und Erwerbsgartenbau oder Sonderkulturen zu verzeichnen.

Wie unterschiedlich sich die Vermarktungswege differenziert nach Bio- und Grünabfallkomposten darstellen, belegt eine Untersuchung des WITZENHAUSEN-INSTITUTS aus dem Jahr 2008 auf Grundlage hessischer Daten von 2006 (KERN 2008).



Datengrundlage: eigene Erhebung; Angaben von 43 von 50 Bio-/Grünabfall-Kompostierungsanlagen auf gesamte Komposterzeugung hochgerechnet

 Witzenhausen-Institut 2008

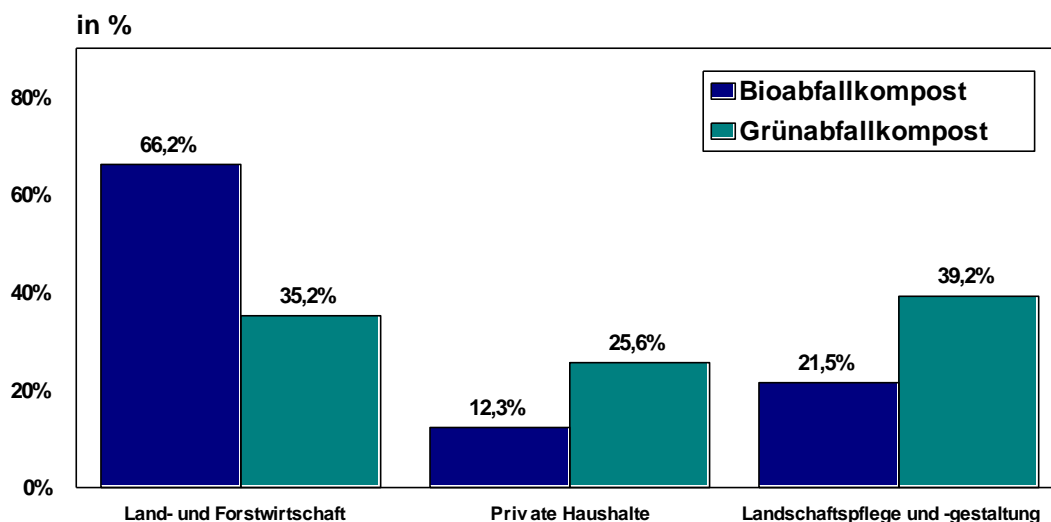
Abb. 40: Beispiel: Kompostvermarktung in Hessen

Aus den 2006 in Hessen kompostierten 480.000 Mg an Bio- und Grünabfällen wurden knapp 210.000 Mg Kompost erzeugt. Davon waren ca. 171.000 Mg Bioabfallkompost und 36.000 Mg Grünabfallkompost. Über zwei Drittel hiervon (143.000 Mg) wurden in der Landwirtschaft verwertet. Bei den Bioabfallkomposten war der landwirtschaftliche Anteil mit 75 % deutlich höher als bei den Grünabfallkomposten (44 %). In der Regel erfolgt die Verwertung in der Landwirtschaft gegen Zuzahlung.

Im privaten Bereich wurden ca. 20.000 Mg abgesetzt (ca. 9 % der Bioabfallkomposte bzw. 16 % der Grünabfallkomposte).

Annähernd 19 % der Grünabfallkomposte (6.700 Mg) und nur 2 % der Bioabfallkomposte (4.000 Mg) wurden in Erdenwerken veredelt (Torfersatz). Das heißt, in der Summe wurden ca. 10.700 Mg Kompost in die Erdenindustrie vermarktet (ca. 5 % der gesamten Kompostmenge).

Ein ähnliches Bild ergibt sich für 2006 in Baden-Württemberg. Hier kamen Bioabfallkomposte mit einem Anteil von rund 66 % überwiegend in der Landwirtschaft zum Einsatz, während die Grünabfallkomposte verstärkt in den Hobbygartenbau und die Landschaftspflege vermarktet wurden (Abb. 41).



Datengrundlage: Statistisches Landesamt Baden-Württemberg 2008



Abb. 41: Beispiel: Kompostvermarktung in Baden-Württemberg

3.7 Empfehlung: Optimierung der Getrennterfassung nativ-organischer Abfälle aus Haushalten

Wie sich aus Kap. 3.4 ergibt, lassen sich bundesweit allein aus den privaten Haushalten noch bis zu 2 Mio. Mg Bio- und Grünabfall zusätzlich abschöpfen.

Die Erfassung dieser Mengen hat dabei nicht nur stofflich-energetische Vorteile. Das INFA – INSTITUT FÜR ABFALL, ABWASSER UND INFRASTRUKTUR-MANAGEMENT kommt in seiner Studie 2006 zu dem Ergebnis, dass „bei dem derzeit hohen Preisniveau für die Restabfallentsorgung in den meisten Gebieten die getrennte Bioabfallsammlung bei konsequenter Umsetzung mit signifikanten Kosteneinsparungen verbunden ist“ (INFA 2006, S. 25).

Ein wesentlicher Schritt dieses übergeordnete Ziel zu erreichen, kann, neben der Ausweitung der Bio- und Grünabfallerfassung, die Entwicklung individuell auf die jeweiligen Entsorgungsgebiete und die dort bereits vorhandenen Entsorgungs- und Verwertungsstrukturen abgestimmter Systeme sein, die eine Reihe von Steuerungselementen umfassen können.

In welchem Maße eine effektive Erfassung bzw. Ausweitung der Erfassungsquoten und weiterhin eine Qualitätssteigerung der Stoffströme Bio- und Grünabfall erreicht werden kann, hängt von zahlreichen Faktoren ab. Entsprechendes gilt für die gezielte Ausschleusung von holzigen Grünabfällen, die derzeit über die Biotonne der Kompostierung zugeführt werden, vor dem Hintergrund energetischer Verwertungspotenziale, jedoch bevorzugt getrennt erfasst werden sollten.

Neben nicht beeinflussbaren Umfeldbedingungen, wie beispielsweise der Gebietsstruktur, bestehen für die Entsorgungsträger diverse Möglichkeiten zur Einflussnahme auf die abzuschöpfende Bio- und Grünabfallquantität und -qualität.

Die Kombination der Faktoren entscheidet letztlich darüber, ob es gelingt, drei wesentliche Ziele zu erreichen:

- Ziel 1: Eine Organikentfrachtung des Restmülls durch Ausschleusung des Bio- und Grünabfallanteils.
- Ziel 2: Die qualitative Steuerung der erfassten Mengen durch sinnvolle Auftrennung der Bioabfallströme in der Biotonne.
- Ziel 3: Eine separate Erfassung von Grünabfällen (Garten- und Parkabfälle) zur stofflich-energetischen Nutzung.

Neben jahreszeitlich bedingten Schwankungen werden Menge und Zusammensetzung der getrennt zu erfassenden nativ-organischen Abfälle maßgeblich vor allem durch nachfolgend dargestellte Einflussgrößen bestimmt:

3.7.1 Gebietsstruktur des Einzugsgebietes

Die Gebietsstruktur ist wichtiges Kennelement für den logistischen Aufwand, der einer getrennten Sammlung nativ-organischer Abfälle zugrunde liegt. Damit verbunden ist unmittelbar auch eine ökonomische Komponente, die vorrangig durch die Transportkosten pro Mg Abfall bestimmt wird.

Das spezifische Aufkommen nativ-organischer Abfälle ist in den meisten Städten geringer als in Flächenlandkreisen, weist dabei aber eine relativ konstante Jahresganglinie auf. Begründet ist dies durch ein in der Regel geringeres Aufkommen von Grünabfällen im Verhältnis zu Küchenabfällen.

In den Landkreisen ist, bedingt durch die Siedlungsstruktur (höherer Anteil größerer Grundstücke als in Städten) die Zahl der Eigenkompostierer höher als in Städten. Dort steigt allerdings auch der Anteil von Grünabfällen in der Biotonne, sofern diese angeboten wird. Ob dort eine optimale Erfassung dieser Stoffströme erfolgt, hängt von der jeweiligen Sammelstruktur ab.

Insgesamt lässt sich eine deutliche Korrelation zwischen der Gebietsstruktur und der Menge und der Qualität der erfassten nativ-organischen Abfälle feststellen: je aufgelockerter die Besiedlungsdichte (innerstädtisch -> ländlich), umso höher sind die zu erfassenden Mengen bei gleichzeitig ansteigender Qualität des Materials.

3.7.2 Anschlussmodus

Als Steuerungsinstrument zur Erhöhung der abschöpfbaren Bioabfallmengen kann die Einführung eines Anschluss- und Benutzungszwanges an das Erfassungssystem ziel führend sein, da höhere Anschlussquoten erfahrungsgemäß auch eine höhere Ausschleusung von nativ-organischen Stoffen aus den Abfallströmen nach sich ziehen.

Die Qualität der erfassbaren Abfälle steht jedoch in engem Zusammenhang mit der Freiwilligkeit der Sammelsystemnutzung, d. h. eine zwangsweise Einführung der Biotonne birgt das Risiko, vermehrt Störstoffe in den Sammelgefäßen zu finden.

Es ist daher auch sinnvoll, Ausnahmetatbestände zuzulassen wie z. B. bei nachgewiesener Eigenkompostierung oder aber aufgrund strukturtypischer Eigenheiten des Entsorgungsgebietes. So kann in Abhängigkeit von der Gebietsstruktur der finanzielle Aufwand für Sammlung und Transport der Abfälle in einem ungünstigen Verhältnis zu den zusätzlich erfassten Mengenströmen stehen.

Auch ist es fraglich, ob der Anschluss- und Benutzungszwang in stark verdichteten Gebietsstrukturen (Innenstadtbezirke oder Großwohnanlagen) sinnvoll ist. Erfahrungsgemäß nimmt dort mit zunehmender Bevölkerungsdichte der Störstoffanteil in den Sammelbehältern zu, während im umgekehrten Fall die erfasste Bioabfallmenge geringer wird.

3.7.3 Gebührensystem

Die wichtigste Einflussmöglichkeit zur Ausweitung der Bio- und Grünabfallermassungen ist die Strukturierung des Gebührensystems.

Dabei ist grundsätzlich die Frage zu klären, ob und in welcher Höhe den Einwohnern Gebühren für die getrennte Erfassung nativ-organischer Abfälle auferlegt werden sollten.

Bei einem Verzicht auf einen Anschluss- und Benutzungszwang ist es ratsam, finanzielle Anreize zur freiwilligen Nutzung der Biotonnen zu schaffen. Dies kann beispielsweise durch eine Reduzierung der Restabfallgebühren bei Teilnahme an der Bioabfallermassung erfolgen oder alternativ durch die Schaffung einer einheitlichen Müllgebühr für alle Einwohner, bei der keine zusätzlichen Kosten für die freiwillige Nutzung der Biotonne erhoben werden.

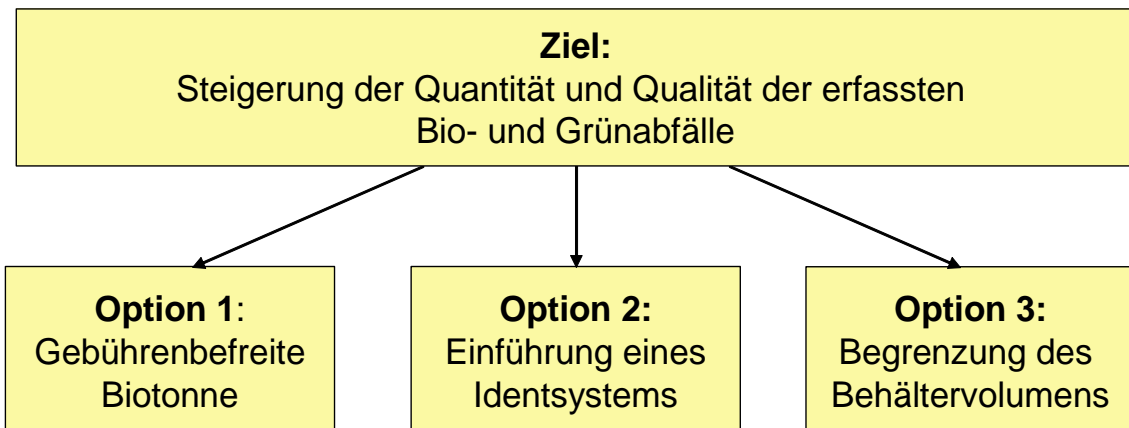


Abb. 42: Mögliche Optionen der Gestaltung von Gebührensystemen

Option 1: Gebührenfreie Biotonne

Bei einer grundsätzlich gebührenbefreiten Biotonne werden die Kosten für die Bioabfalllogistik, die in der Regeln nicht von allen angeschlossenen Einwohner genutzt wird (Bsp. Eigenkompostierer), durch das Gebührenaufkommen der Restmüllanfuhr quersubventioniert.

Option 2: Identsystem

Bei den Optionen „Einführung eines Identsystems“, wie auch bei der Variante „Begrenzung des Behältervolumens“, handelt es sich um verursacherabhängige Gebührensysteme, bei denen sich die Kosten nach dem tatsächlichen Abfallaufkommen und der tatsächlich erbrachten Leistung des Entsorgers richten.

Die Gebühren bei Identsystemen setzen sich in der Regel aus einer Grundgebühr für die Bereitstellung der Dienstleistung (Systemgebühr) und einer leerungsabhängigen Leistungsgebühr zusammen, die nach der Anzahl der Leerungen oder nach Gewichtsermittlung bestimmt wird.

Identsysteme können zur gezielten Lenkung von Abfallströmen beitragen. So können durch die leistungsbezogene Abfuhr der Restmülltonne nativ-organische Abfallströme in die Biotonne verlagert werden. Wird zusätzlich auch die Erfassung der Bioabfälle nach Leistungserbringung abgerechnet, kann dies in einem weiteren Schritt zur Entfrachtung der Biotonne von holzigem Material führen.

Dabei setzt letzteres allerdings ein gutes Angebot der Grünabfallerfassung (Hol-/Bringsystem oder Systemkombination) voraus. In der Praxis verbreitet und bezogen auf Mengen und Qualitäten in der Regel auch effektiv ist eine Systemkombination, bei der Bürger Grünabfälle in haushaltsüblichen Mengen an festgelegten Sammelplätzen abgeben können und zudem noch zu bestimmten anfallstarken Zeiten (Frühjahr/Herbst) holzige Abfälle (Baum- und Strauchschnitt) durch Einsammlung erfasst werden.

Option 3: Behältervolumen

Einen wesentlichen Einfluss auf die Höhe des Organikaufkommens einer Gebietskörperschaft hat das zur Verfügung stehende Behältervolumen zur Sammlung nativ-organischer Abfälle. Erwartungsgemäß steigen die erfassten Mengen mit zunehmendem Volumenangebot. Dieser Effekt ergibt sich dort vor allem aus der Verlagerung von Grün- und Gartenabfällen in die Biotonne und lässt sich durch die Einführung eines Identsystems für Bioabfälle mildern (s. o.).

Im Rahmen verschiedener Studien und Konzepte des WITZENHAUSEN-INSTITUTS, zuletzt 2006 in einer landesweit angelegten Untersuchung in Rheinland-Pfalz, konnte festgestellt werden, dass bei der Überschreitung eines bereitgestellten Behältervolumens (Biotonne) größer 15–18 I/E*Woche der Grünabfallanteil in der Biotonne, und hier insbesondere der holzige Anteil, deutlich zunahm (WITZENHAUSEN-INSTITUT 2006).

Daraus lässt sich folgern, dass bei der Einführung der Biotonne das Behältervolumen so dimensioniert werden sollte, dass hier keine Anreize zur Vermischung der Bioabfälle mit Grün- und Gartenabfällen geschaffen werden. Es ist davon auszugehen, dass sich diese Feststellung in der Tendenz auf alle Bundesländer übertragen lässt.

Wesentlich sind auch die Schaffung eines dichten Netzes von Grünabfallsammelplätzen und/oder die regelmäßige Abfuhr dieser Materialien z. B. durch Bündelsammlung.

Nicht zu unterschätzen ist in diesem Zusammenhang auch die Wirkung von Brennverböten, d. h. der Verbrennung von Gartenabfällen auf dem eigenen Grundstück. Auch die Einschränkung der Gartenabfallverbrennung kann – dort wo sie noch erlaubt ist –

zu einer Erhöhung der erfassten Grünabfallmengen führen und darüber hinaus noch einen Beitrag zur Luftreinhaltung und zum Klimaschutz leisten.

Gleichzeitig sollte die Möglichkeit geschaffen werden, das Behältervolumen der Restmülltonne und damit die Kosten reduzieren zu können.

Wie Untersuchungen des WITZENHAUSEN-INSTITUTS (2006) ergaben, hat das Behältervolumen der Restmülltonnen einen großen Einfluss auf die Qualität der getrennt erfassten nativ-organischen Abfälle. So sollte ein Mindestvolumen von 20–25 l/E*Woche in der Restmülltonne nicht unterschritten werden.

3.7.4 Status der Eigenkompostierung

Die Eigenkompostierung ist vor dem Hintergrund der Abfallgebühren ein Modell, das als Instrument dazu dienen kann, den finanziellen Aufwand für die Logistik und die Verwertung nativ-organischer Abfälle zu reduzieren. Dabei gilt im Allgemeinen:

- Die Eigenkompostierung ist in den Landkreisen wesentlich verbreiteter als in den Städten.
- Die Eigenkompostierungsquote ist in Landkreisen ohne Bioabfallsammlung deutlich höher als in denjenigen mit Biotonne.
- In Landkreisen, die Befreiungsmöglichkeiten von der Biotonne anbieten, ist die Quote deutlich höher als in Kreisen ohne eine derartige Möglichkeit.

Unter dem Aspekt möglichst hoher Abschöpfungsraten nativ-organischer Abfälle mit dem Ziel einer stofflichen und energetischen Verwertung ist die Eigenkompostierung zwar kritisch zu sehen, doch sollte den Bürgern diese Möglichkeit unter stofflich-ökologischen Aspekten auf jeden Fall weiter eingeräumt werden.

KRANERT et al. (2006) stellen fest, dass besonders in ländlichen Regionen ohne separate Bioabfallerfassung bei verursacherbezogenen Gebührenstrukturen in relevantem Maße Eigenkompostierung praktiziert wird, die Eigenkompostierung aber zum Teil aufgegeben wird, sobald den Einwohnern eine Biotonne angeboten wird. Dem öffentlich-rechtlichen Entsorger können somit zusätzliche Bioabfallmengen angedient und das Aufkommen des Restabfalls reduziert werden.

Dabei ist die Schaffung von Gebührevorteilen für Eigenkompostierer immer wichtig, sei es durch die Erlassung von Gebühren für die Bioabfallsammlung oder die Möglichkeit, das bereitgestellte Volumen der Restmülltonne verringern zu können. Dabei ist zu beachten, dass mit steigenden Gebührevorteilen für Eigenkompostierer die Gefahr der missbräuchlichen Nutzung der Restmülltonnen steigt.

So hat sich im Rahmen von mehr als 70 Hausmüllanalysen des WITZENHAUSEN-INSTITUTS gezeigt, dass in Gebieten mit einem hohen Anteil freigestellter Eigenkompostierer ein höherer Organikanteil in den Restmüllbehältern nachweisbar ist als in Gebieten mit einer höheren Anschlussquote an die Biotonne.

GELLENBECK & BECKER (2005) gehen davon aus, dass die Gesamtgebühr bei Verzicht auf die Biotonne maximal 10–20 % günstiger sein sollte als bei der Teilnahme an der getrennten Bioabfallsammlung.

Es ist daher ratsam, die Befreiung von der Biotonne an Bedingungen zu knüpfen (z. B. Nachweis ausreichender Gartenflächen) und diese satzungsrechtlichen Forderungen konsequent zu überwachen und zu kontrollieren.

3.7.5 Umfang der Öffentlichkeitsarbeit und Beratungsangebot

Die begleitende Öffentlichkeitsarbeit ist ein wichtiges Element vor allem bei örE, bei denen die Biotonne erstmalig eingeführt bzw. die flächendeckende Verteilung intensiviert werden soll.

Dabei gliedert sich die Öffentlichkeitsarbeit grob in drei unterschiedliche Phasen:

1. Vorbereitungsphase

In der Vorbereitungsphase wird die Bevölkerung über den positiven Nutzen einer getrennten Sammlung von Bio- und Grünabfällen aufgeklärt und gleichzeitig über den Umgang mit dem System informiert. Wichtig ist es zielgruppengerecht zu informieren (z. B. Jugendliche oder ausländische Mitbürger anzusprechen) und entsprechende Multiplikatoren zu gewinnen.

2. Einführungsphase

Nach der vorbereitenden Information der Bevölkerung ist gleichfalls während der Behälterverteilung eine Betreuung der Nutzer erforderlich, um die Sammelergebnisse positiv zu beeinflussen.

3. „Betriebsphase“

In einigen Gebietsstrukturen, insbesondere in verdichteten Wohnlagen, hat es sich als sinnvoll herausgestellt, auch nach der Einführung der Biotonne beratend zu begleiten. Dies kann durchaus in Verbindung mit Erfolgskontrollen (Müllanalysen) geschehen.

In der nachfolgenden Tabelle sind die wichtigsten Einflussfaktoren in ihrer Auswirkung auf die Sammelmenge sowie die Qualität der Bioabfälle noch einmal zusammenfassend aufgeführt.

Es werden im Wesentlichen die thematischen Blöcke Gebietsstruktur, Anschlussmodus, Gebühren, Sammelsystem, Angebot an Gefäßgrößen und spezifische Behältervolumen unterschieden. Die Beurteilungen im Einzelnen sind dabei als Tendenz zu sehen und sollten vorrangig innerhalb eines Blockes im Vergleich zueinander beurteilt werden.

In jedem Fall sollte der Auswahl der Steuerungsinstrumente immer eine genaue Analyse der abfallwirtschaftlichen Rahmenbedingungen der jeweiligen Gebietskörperschaft sowie deren spezifischer Regionalstrukturen vorangehen.

Ein Punkt, der an dieser Stelle noch Erwähnung finden sollte, ist der in vielen Gebietskörperschaften nach wie vor zulässige „Brenntag“ bzw. das Abbrennen von Traditionsfeuern. Es liegen zwar keine statistischen Daten über das Aufkommen der verbrannten Abfälle vor, doch ist diese Art der Entsorgung von Grünabfällen aus Haushalten unter ökologischen Gesichtspunkten grundsätzlich in Frage zu stellen.

Fazit: Zur Steigerung der Quantität, aber auch der Qualität zusätzlich zu erfassender Bio- und Grünabfälle spielen vier wesentliche Faktoren eine Rolle, die eng miteinander verzahnt sind:

- Ausweitung der flächendeckenden Einführung der Biotonne
- Schaffung eines an die Entsorgungsstrukturen der jeweiligen öRE optimal angepassten Gebührensystems, bevorzugt mit der Einführung eines Identensystems für die Restmüll- und Biotonne
- Etablierung eines gut ausgebauten Grünabfallsammelsystems
- Schaffung und Kontrolle von Gebührenvorteilen für Eigenkompostierer

Tab. 13: Einflussfaktoren auf die Menge und Qualität von Bioabfällen

Faktor		Quantität (Sammelmenge)	Qualität (Störstoffe)
		++ Erhöhung -- Verringerung	++ Erhöhung -- Verringerung
Gebietsstruktur	I Innerstädtisch	--	--
	III Mehrfamilienhausbebauung	--	--
	IV 1-2-Familienhausbebauung	+	++
	V ländlich	++	++
Anschlussmodus	Anschlusszwang mit Befreiung bei Eigenkompostierung	+ -	+
	freiwillige Beteiligung	--	++
	Kontrolle der Befreiungsanträge (Eigenkompostierung, Restmüll) (stichprobenhaft vor Ort)	+	kein signifikanter Einfluss
Gebührensysteem	keine gesonderte Gebühr (Quersubventionierung)	+	--
	Gebühr (Berechnung nach gestelltem Volumen)	+ -	+
	mengenabhängig (Verwiegung) bzw. leistungsabhängig (Bereitstellungsgebühr)	--	++
Sammelsystem	Biotonne	+ -	kein signifikanter Einfluss
	Sacksystem (ausschließlich)	--	kein signifikanter Einfluss
Angebot an Gefäßgrößen	gering (z. B. nur 240 l)	++	--
	mittel (z. B. 90/120/240 l)	+ -	+ -
	hoch (z. B. 40/60/80/120/240 l)	--	+
spez. bereitgestelltes Volumen (l/E*Woche)	großzügig (> 20 l/E*w)	++	--
	mittel (10-20 l/E*w)	+ -	+ -
	knapp (< 10 l/E*w)	--	+
Eigenkompostierung im Sammelgebiet	gefördert	--	kein signifikanter Einfluss
begleitende Grünabfallsammlung	flächendeckend	--	kein signifikanter Einfluss
Öffentlichkeitsarbeit	umfangreich, zielgruppen-spezifisch, bürgernah	+	++

4 Ökonomische und ökologische Bewertung von Kompostierung, Vergärung und thermischer Nutzung

4.1 Stand der Technik und Kennzahlen für die Kompostierung

Die Kompostierung als Methode zur biologischen Behandlung getrennt gesammelter nativ-organischer Abfälle wird in Deutschland etwa seit Mitte der achtziger Jahre in großtechnischem Maßstab betrieben und ist technologisch weitgehend ausgereift.

4.1.1 Verfahrenstechnik

Die in Deutschland angewandten Kompostierungsverfahren lassen sich in verschiedene Kategorien einteilen wie z. B.:

- Mietenkompostierung (Dreiecks-, Trapez- oder Tafelmieten)
- Boxen-/Containerkompostierung
- Zeilen-/Tunnelkompostierung
- Brikollarekompostierung
- sonstige Systeme

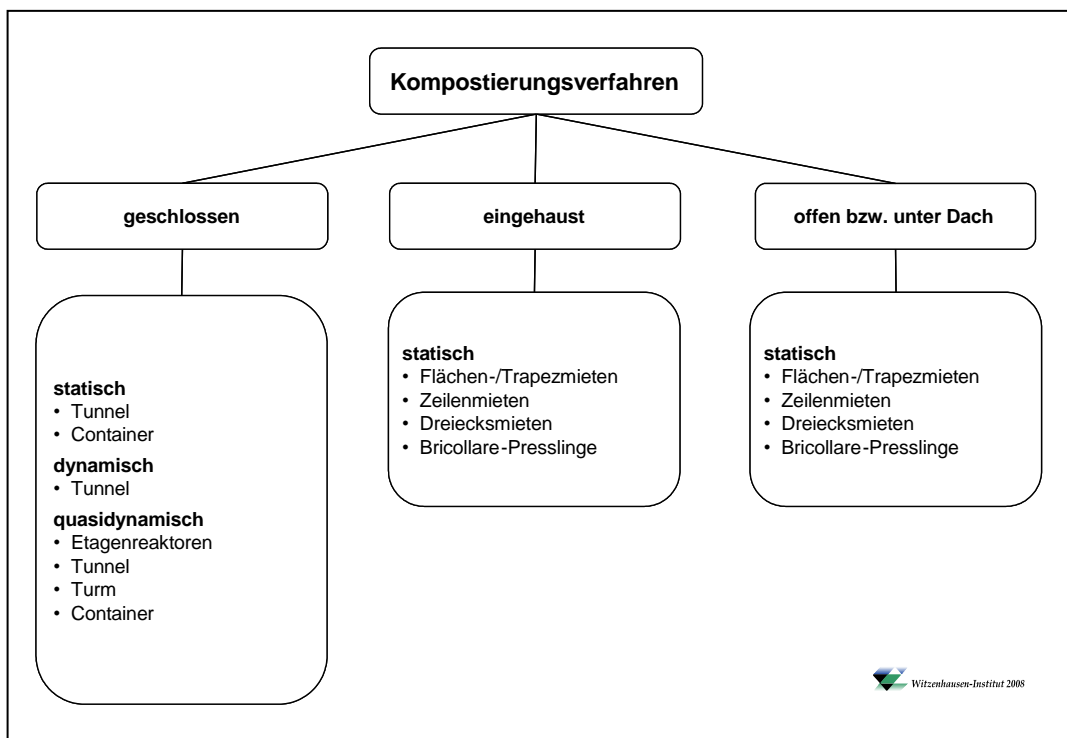


Abb. 43: Systemübersicht der Kompostierungsverfahren

Die Verfahren unterscheiden sich durch die Bauweise, die Art der Belüftung sowie letztendlich auch in der Zeitdauer der Intensivrotte sowie der damit angestrebten Kom-

postreife. Entweder ist das Intensivrottesystem auf einen Reifekompost ausgelegt und integriert die Haupt- und Nachrotte oder die Intensivrotte endet mit einem hygienisierten Frischkompost, so dass zur Erreichung höherer Rottegrade eine Nachrotte folgen muss.

Im Nachrottebereich unterscheiden sich die Verfahren kaum. Bei allen Kompostanlagen findet dieser Rotteabschnitt überwiegend in Tafel- oder Dreiecksmieten statt. Die Charakteristika der wichtigsten Anlagentypen werden nachfolgend kurz beschrieben.

Offene bzw. überdachte Mietenkompostierung (Dreiecks-/Trapezmieten)

Die Urform der Kompostierung ist die offene Mietenkompostierung als aufgeschüttetes Haufwerk. Bei unbelüfteten Systemen erfolgt der Sauerstoffeintrag durch Diffusion, Thermik oder durch ein manuelles Umsetzen der Mieten. Für den Rotteverlauf ist ein bestimmtes Materialvolumen erforderlich, um die Auskühlung der Mieten bei zu großer Mietenoberfläche in Relation zum Volumen möglichst gering zu halten.

Je nach Mietenform kommen heute unterschiedliche Umsetzaggregate zum Einsatz. Das regelmäßige Umsetzen der Mieten bzw. eine Zwangsbelüftung sind Voraussetzung für die Erzeugung eines hochwertigen Kompostes. Umsetzvorgänge erfolgen entweder mit dem Radlader oder mit speziellen Umsetzgeräten, die als seitlich gezogene oder als selbstfahrende Aggregate angeboten werden. Die Anlagen werden als offene oder überdachte (teilüberdachte) Systeme betrieben. Der Rotteprozess dauert je nach Umsetzhäufigkeit etwa drei bis sechs Monate.

Tafelmietensysteme

Bei größeren Inputmengen werden aus Gründen der Reduzierung der Rotteflächen sowie zur Geruchsminimierung in der Regel gekapselte Rottesysteme in Form von Tafelmieten eingesetzt. Die Belüftung der Mieten erfolgt meist durch eine Zwangsbelüftung (Druck- oder Saugbelüftung) sowie zusätzliche Umsetzaggregate.

Beim Umsetzen wird das Rottegut von Koordinatenumsetzern aufgelockert. Während des Umsetzvorgangs kann bei verschiedenen Systemen der Rotteverlust kompensiert werden, so dass die Tafelmiete nach dem Umsetzvorgang wieder die Ausgangshöhe erreicht. Zudem kann das Material beim Umsetzvorgang befeuchtet werden. In 45 bis 90 Tagen kann ein Reifekompost erzeugt werden.

Boxen-/Containerkompostierung

Boxen- und Containerkompostierung sind im Verfahrensablauf sehr ähnlich. Bei beiden Verfahren erfolgt die Intensivrotte in einem abgeschlossenen zwangsbelüfteten Raum mit vollständiger Abluftefassung. Nach Durchlaufen der Intensivrotte wird in der Regel ein Frischkompost erzeugt (Rottegrad I bis II). Zur weiteren Aufbereitung (Rottegrad III bis V) kann das Material anschließend einer Nachrotte in Form von Dreiecks-/ Tafelmieten zugeführt oder erneut in den Bioreaktor verbracht werden.

Zeilen-/Tunnelkompostierung

Bei der Zeilenkompostierung wird das Rottegut in verschiedenen befestigten, nach oben offenen Rottezeilen abgelegt, die durch feste Zwischenwände voneinander ge-

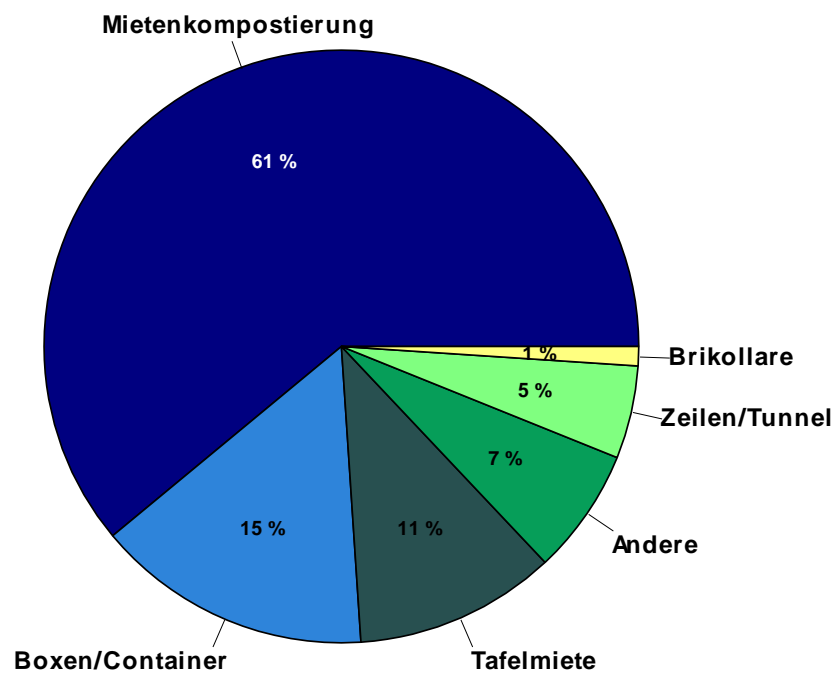
trennt sind. Jede dieser Zeilen wird separat belüftet und durch ein spezielles Umsetzgerät zeilenweise in verschiedenen Intervallen umgesetzt.

Die Tunnelkompostierung verschließt die nach oben offenen Zeilen zu einem Tunnel, um so das Abluftvolumen zu reduzieren. Umsetz- und Belüftungstechnik sind analog der Zeilenkompostierung. Je nach gewünschtem Rottegrad dauert der Kompostierungsprozess zwischen zwei und zwölf Wochen.

Brikollarekompostierung

Bei dem Brikollare-Verfahren wird der zerkleinerte Kompostrohstoff zu Formlingen gepresst und auf Paletten in eine Rottehalle verbracht. Die Presskörper haben Wassergehalte von 50 % bis maximal 62 %. Durch die Kapillarwirkung wird das Wasser in den Presslingen von innen nach außen gefördert. Gleichzeitig setzen aerobe Rottevorgänge ein und es kommt zu einer starken Verpilzung und Erwärmung des Rottegutes auf annähernd 70 °C. Biologischer Abbau und Austrocknung verlaufen simultan und führen nach ca. drei bis sechs Wochen zu einem trockenstabilen, wasserabweisenden Produkt mit etwa 20 % Restfeuchte.

Zusammenfassend sind die Anteile der in Deutschland am häufigsten verbreiteten Kompostierungsverfahren dargestellt (Abb. 44).



Datengrundlage: eigene Erhebungen

 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 44: Anteil der Kompostierungsverfahren in Deutschland

4.1.2 Energetische und ökonomische Kennzahlen für die Kompostierung

Energieaufwand der Bioabfallkompostierung

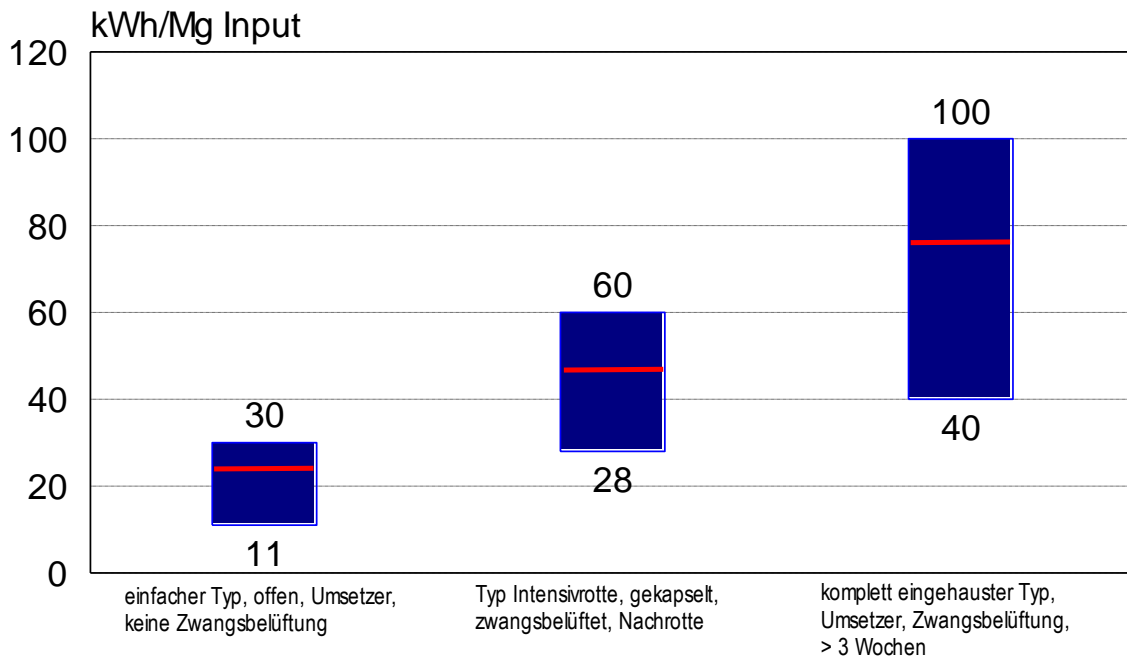
Der Energiebedarf von Kompostierungsverfahren wird im Wesentlichen von der Anlagenkonfiguration bestimmt. Im Mittelpunkt steht dabei das Rotteverfahren (offenes oder geschlossenes System). Weiter spielen Art und Anzahl der eingesetzten Aufbereitungsaggregate (Grobaufbereitung, Konfektionierung) sowie vor allem die Lüftungstechnik (Druck- oder Saugbelüftung, Lüftungstechnik der Hallen sowie Abluftreinigung) eine maßgebliche Rolle.

Neben diesen unmittelbar rotteprozessbezogenen Energieverbrauchern können aber auch mittelbare Einflussfaktoren auf den Energiebedarf wirken. Hierzu gehören u. a. die Ausdehnung der Anlagenfläche, die Größe und Ausgestaltung der Sozialgebäude, aber auch die Arbeitsorganisation oder der angestrebte Rottegrad (Frisch- oder Reife-kompost).

Für die vorliegende Untersuchung erfolgte eine Einteilung in drei unterschiedliche Typenklassen:

- Typ A: einfache Anlagen wie z. B. offene Mietenkompostierungen mit Aggregaten (z. B. Shredder und Siebmaschine) sowie selbstfahrendem Umsetzer und Radlader; mittlerer Energieverbrauch: ca. 25 kWh/Mg.
- Typ B: komplexere, teilgekapselte Anlagen mit gekapselter Intensivrotte (1–3 Wochen) offener Nachrotte und Lüftungstechnik im Intensivrotteprozess. Dazu zählen, z. B. Boxenkompostierungsverfahren/Tunnel oder Verfahren unter Plane, Druck- oder Saugbelüftung mit Biofilter; mittlerer Energieverbrauch ca. 48 kWh/Mg.
- Typ C: sehr komplexe Anlagen: vollständig eingehaust, z. B. mit Tafelmieten, und vollständiger Aufbereitungstechnik sowie umfangreichen technischen Einrichtungen zur Luftreinhaltung bzw. -reinigung (Absaugung, Lüfter, Biofilter) gekapselte Intensivrotte, vollständig eingehauste Nachrotte, Druck- oder Saugbelüftung mit Biofilter (2–6 Wochen); mittlerer Energieverbrauch ca. 77 kWh/Mg.

Die nachfolgende Abb. 45 gibt eine Übersicht von Spannbreiten des Energieverbrauches der dargestellten Typen.



Datengrundlage: eigene Recherche



Abb. 45: Energieeinsatz (Strom und Kraftstoffe) zur Kompostherstellung nach Anlagentypen

Es wird deutlich, dass mit zunehmender Komplexität der Anlagenkonfiguration zwangsläufig auch der spezifische Energieeinsatz zunimmt.

Hinsichtlich des Energiebedarfs zur Erreichung eines gewünschten Rottegrades zeigt sich, dass mit zunehmender Rottedauer der spezifische Input durch eine differenzierte Belüftung und mechanisches Umsetzen ansteigt. Liegt der Schwankungsbereich bei Intensivrottesystemen, die auf Rottegrad I-II ausgelegt sind, zwischen 15 und 35 kWh/Mg bei einem Mittelwert von 23 kWh/Mg für die Intensivrotte, so schwankt er bei den Systemen, die eine differenzierte Rottesteuerung bis Rottegrad IV bis V aufweisen, zwischen 20 und 65 kWh/Mg bei einem Mittelwert von 35 kWh/Mg.

Der Energieaufwand für die Aufbereitung und die Konfektionierung liegt, je nach eingesetzter Technik, im Mittelwert bei 10 kWh/Mg und kann insgesamt ca. ein Drittel des gesamten Energiebedarfs für die Kompostierung bedingen. Der hohe Schwankungsbereich für die Materialaufbereitung liegt zwischen 1 und 22 kWh/Mg. Diese Tatsache ist darauf zurückzuführen, dass einzelne Verfahren einen hohen Energiebedarf zur Materialkonditionierung haben (z. B. Brikollarepresse), wohingegen einige Verfahren Aufbereitungsschritte wie Zerkleinerung oder Homogenisierung in den Rotteverlauf integriert haben. In einigen Fällen wurde im Rahmen der Datenrecherche bei geschlossenen Anlagen des Typs B von einem Energieaufwand in Höhe von 60 % des gesamten Energieinputs nur für die Maßnahmen der Luftaufbereitung und -reinhaltung berichtet.

EDELMANN & SCHLEIß (2001) kommen zu dem Schluss, dass aus energetischer Sicht die geschlossene Kompostierung aufgrund des hohen Betriebsaufwands deutliche Nachteile gegenüber der offenen Kompostierung aufweist.

Kompostierungskosten

Die Kosten für die Kompostierung schwanken stark in Abhängigkeit von Input und Kapazitätsauslegung sowie der Anlagentechnik. Insgesamt ist von Kosten für die Kompostierung (ohne Erfassungskosten) zwischen 20 €/Mg und 100 €/Mg auszugehen. In einzelnen Fällen liegen die Kosten auch außerhalb des genannten Bereichs.

Beispielsweise bewegten sich im Jahre 2007 nach einer Untersuchung des WITZENHAUSEN-INSTITUTS in Hessen die spezifischen Behandlungspreise für Bioabfall nach Angaben der öRE zwischen 30 €/Mg und über 100 €/Mg (Abb. 46). Hierbei liegen in 19 öRE die Kosten höher als 60 €/Mg, davon bei 7 öRE sogar bei 90 €/Mg. Hierbei wurden die spezifischen Behandlungskosten als Bereichsgröße ermittelt. Um die mittleren Behandlungskosten angeben zu können, erfolgt eine Abschätzung auf Grundlage der rechnerischen Mittelwerte der jeweiligen Bereiche.

Auf dieser Basis ergeben sich für Hessen durchschnittliche Bioabfallbehandlungskosten von etwa 75 €/Mg. Signifikante Unterschiede zwischen Städten und Landkreisen bzw. auch regionale waren nicht eindeutig auszumachen.

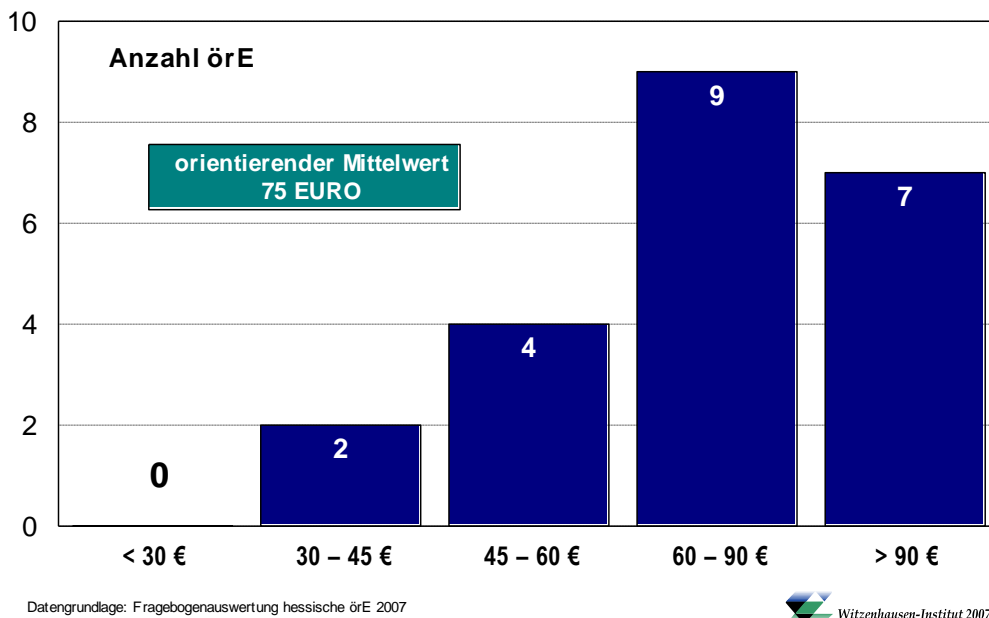


Abb. 46: Kostenspektrum der Behandlung und Verwertung von Bioabfällen in Hessen

Das Kostenniveau der Bioabfallbehandlung ist für Hessen damit im bundesdeutschen Vergleich sehr hoch. Eine Begründung dafür ist sicherlich in der großen Anzahl an technologisch aufwändigen Behandlungsanlagen in Hessen zu sehen. Zu diesen zählen insbesondere die in Hessen stark vertretenen Boxenkompostierungsanlagen. Darüber hinaus ist in Hessen eine vergleichsweise hohe Anzahl an dezentralen Bioabfallkompostierungsanlagen kleiner bis mittlerer Größe errichtet worden. Das hohe technologische Niveau schlägt sich in relativ hohen Kosten nieder.

Zudem liegt in Hessen eine vergleichsweise hohe Anzahl von Altverträgen vor.

Der Kostenfaktor „Anlagentechnik“ wird häufig von standortspezifischen Rahmenbedingungen maßgeblich mitbestimmt, wie z. B. im kleinräumigen Maßstab die Nähe zur Wohnbebauung und damit den Kapselungs- und Abluftreinigungsgrad betreffend.

Insbesondere aber offenbaren sich in der makroskopischen Betrachtung drastische Unterschiede hinsichtlich der Kostenstruktur, wobei der untere Kostenbereich von ca. 20 €/Mg nahezu ausschließlich in Anlagen der Neuen Bundesländer erreicht wird. Hier dominieren Anlagen mit sehr hohen Durchsatzleistungen und sehr niedrigen technischen Standards. Aufgrund der steigenden Anforderungen an die Kompostierung ist zukünftig mit tendenziell höheren Kosten zu rechnen, insbesondere wenn der technische Maßstab gemäß TA Luft zugrunde gelegt wird.

Infolge der seit Anfang der neunziger Jahre extrem günstigen Entsorgungsmöglichkeiten in den Neuen Ländern wurden seit Mitte der neunziger Jahre nur noch wenige neue Kompostierungsanlagen gebaut. Seit 2001 sind Baumaßnahmen nach Kenntnis der Gutachter nahezu auf Aus- und Umbauten beschränkt.

Aktuelle Ausschreibungen für die aerobe Behandlung von Bioabfällen ergeben spezifische Behandlungspreise von ca. 30–50 €/Mg. Dieser Preis wird hierbei nicht nur in technisch einfachen Anlagen erzielt, sondern auch in technische aufwändigeren Kompostierungsanlagen. Ursache hierfür ist einerseits ein Überangebot an Behandlungskapazität in Kompostierungsanlagen (das unterschiedlich stark regional ausgeprägt ist) und andererseits die Tatsache, dass viele Kompostierungsanlagen mittlerweile abgeschrieben sind und somit zu deutlich günstigeren Konditionen anbieten können.

Kosten der Grünabfallbehandlung

Die Kosten für die Behandlung von Grünabfällen liegen deutlich niedriger als für die Bioabfallkompostierung. Hierbei findet die Grünabfallkompostierung in der Regel in einfachen, nicht gekapselten Anlagen statt. Die technische Ausstattung beschränkt sich meist auf einen Radlader, ein Zerkleinerungsaggregat sowie eine Siebmaschine. Hierbei werden oftmals auch mehrere Anlagen mit dem gleichen Maschinenpark im Verbund betrieben. Entsprechend günstiger sind die spezifischen Behandlungskosten für Grünabfälle.

Die Untersuchung in Hessen zeigt mittlere Behandlungskosten von ca. 45 €/Mg. Nach Angaben von 20 öRE in Hessen lagen immerhin bei der Mehrzahl der öRE (11) die Kosten der Grünabfallverwertung unter 45 €/Mg, bei 5 öRE sogar unter 30 €/Mg. Lediglich bei 3 öRE entstanden Kosten über 90 €/Mg. Dies deutet darauf hin, dass keine Preisdifferenzierung zwischen Bio- und Grünabfällen vorgenommen wurde.

Bundesweit kann davon ausgegangen werden, dass die Kosten der Grünabfallbehandlung zwischen 15 und 30 €/Mg liegen.

Erlöse für Kompostprodukte

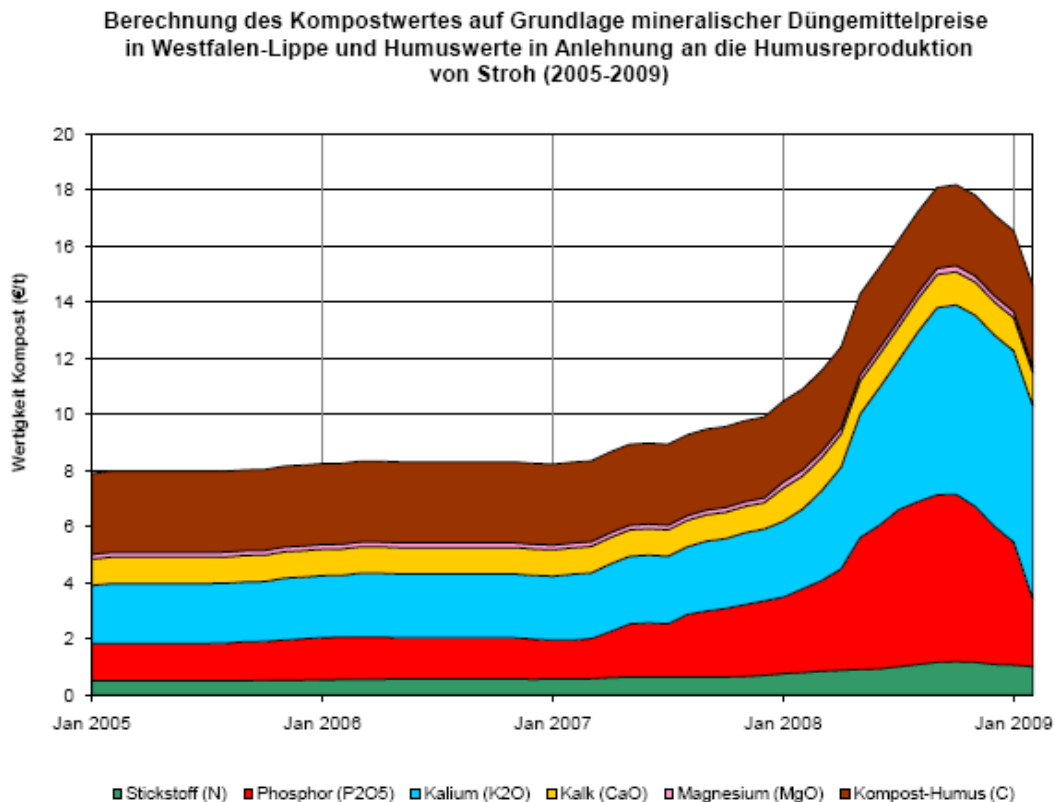
Kostenreduzierend wirken sich die Verkaufserlöse für Komposte und Kompostprodukte aus. Die Erlössituation wird hierbei maßgeblich durch die regionale Nachfrage sowie die Marktentwicklung des Anlagenbetreibers bestimmt. Hierbei schwankten die Erlöse zwischen einer kostenneutralen Abgabe in die Landwirtschaft (teilweise frei Acker) bis hin zu Erlösen von 3-4 € für Kompost in Sackware (ca. 40 bis 50 Liter Säcke). Werden die Komposte zu Blumenerden veredelt mit einem Kompostanteil von bis zu 70 %, werden sogar mittlere Erlöse von 6-7 € je Sack erzielt.

Kompostwert

Die monetäre Wertigkeit des Düngemittels Kompost wird regelmäßig vom VERBAND DER HUMUS- UND ERDENWIRTSCHAFT e. V. berechnet und veröffentlicht (www.vhe.de). Zugrunde liegen die Düngemittelpreise in Nordrhein-Westfalen, die von der Landwirtschaftskammer veröffentlicht werden. Eine detaillierte Darstellung über die Ermittlung des Kompostwertes findet sich bei LEIFERT & SCHNEIDER (2007).

LEIFERT & SCHNEIDER (2007) geben auf der o. g. Datenbasis für das erste Quartal 2007 an, dass ein nährstoffreicher Frischkompost, als NPK-Dünger 1,40–0,60–1,02 mit Mg und Zn ausgewiesen, einen Nährstoffwert von 8,49 €/Mg Frischmasse aufweist. Für strukturbetonte Komposte, als organische PK-Dünger 0,30–0,60 mit Zn, wurde ein Düngewert von 3,93 €/Mg Frischmasse ermittelt.

Betrachtet man nur den Düngewert von Kompost auf der Grundlage mineralischer Düngemittelpreise, ergibt sich Ende 2008 ein Wert von bis 14 €/Mg Kompost.



Quelle: VHE, schriftl. Mitteilung März 2009

Abb. 47: Entwicklung des Kompostwertes 2005–2008

LEIFERT & SCHNEIDER (2007) kommen zu dem Schluss, dass der monetäre Wert von Kompost in der Landwirtschaft unterschätzt wird. Dennoch zeigt die zunehmende Nachfrage, dass sich Kompost bei steigenden Mineraldüngerpreisen zusehends zu einem attraktiven Sekundärrohstoffdünger entwickelt. Die zunehmende Beachtung und

Bedeutung einer ausgeglichenen Humusbilanz trägt im Ackerbau ebenfalls zu einer höheren Wertschätzung von Bio- und Grünabfallkomposten bei.

Im folgenden Abschnitt werden ausgewählte Einflussfaktoren der Kompostierung auf eine ökologische, aber auch ökonomische Bewertung der Verfahrenstechnologie beleuchtet.

Es handelt sich dabei vorrangig um energetische Fragestellungen sowie Angaben zum erforderlichen Energieaufwand und zu Aspekten der ökologischen Wertigkeit des hergestellten Kompostes.

4.1.3 Ökologische Bewertung

Neben der oben dargestellten unmittelbar klimarelevanten Wirkung der Kompostierungsverfahren zeigt darüber hinaus der Einsatz der Rotteprodukte ökologisch wirksame Effekte.

So hat der Einsatz von Kompost, vor allem in der Landwirtschaft, nicht zuletzt aufgrund seines hohen Humusanteils zahlreiche direkte und indirekte Vorteile, wie z. B.

- Düngewirkungen (Substitution mineralischer Dünger),
- Verbesserung des Wasser- und Nährstoffspeichervermögens,
- Schaffung einer stabilen Bodenstruktur,
- Substitutionspotenzial für Torf oder auch
- phytosanitäre Wirkungen.

Auf einige besonders relevante Punkte, die aktuell auch Gegenstand zahlreicher wissenschaftlicher Diskussionen sind, wird im Folgenden näher eingegangen.

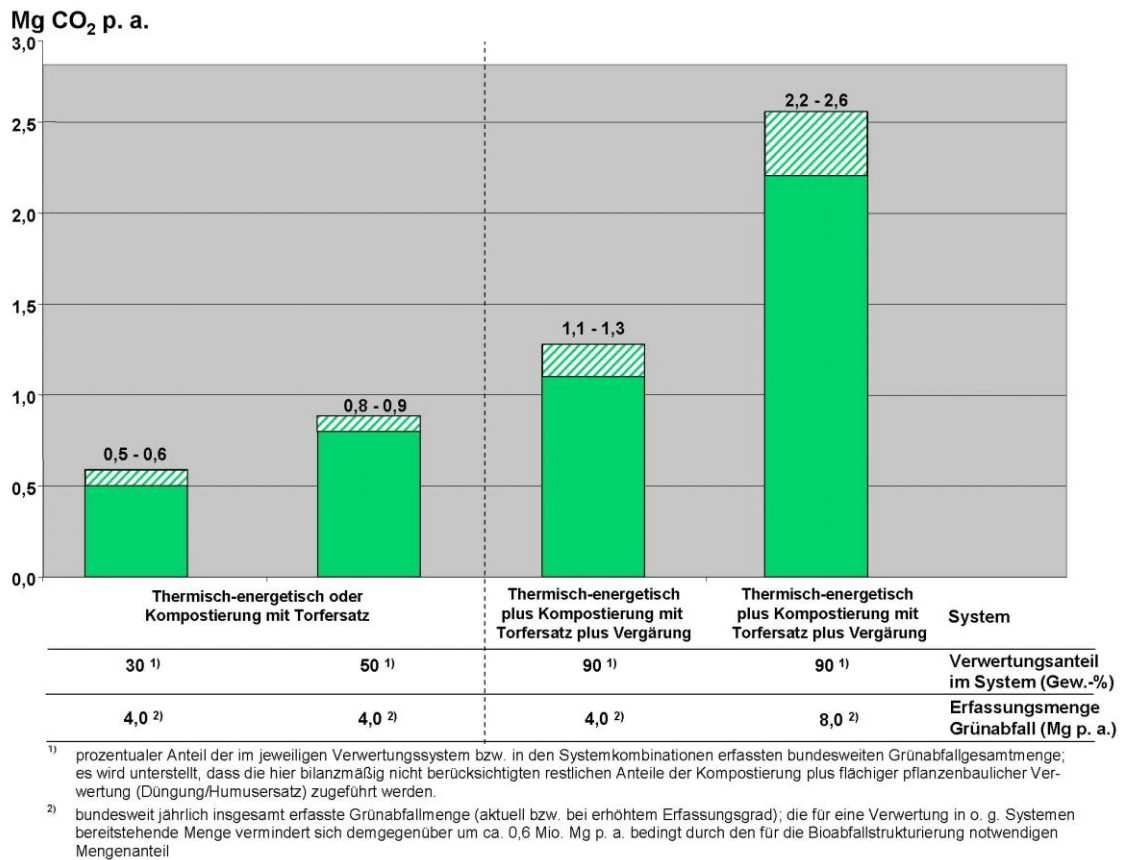
Torfsubstitution

Vor dem Hintergrund der CO₂-Diskussion ist die Substitution von Torf ein wichtiger Aspekt der stofflichen bzw. kombinierten stofflich-energetischen Verwertung nativ-organischer Abfälle. Hinsichtlich der CO₂-Relevanz ist Torf als fossiler Kohlenstoffträger zu bewerten. Auch wenn Torf in Deutschland nicht mehr als Energieträger verwendet wird, werden nach Angaben des NIEDERSÄCHSISCHEN LANDESAMTS FÜR BODENSCHUTZ (2005 zit. in IFEU & PARTNER 2008) jährlich knapp 9 Mio. Nm³ Torf, wohl überwiegend in den Gartenbau, vermarktet.

Mit dem Torfabbau geht die Vernichtung wertvoller Moorbiotope einher, die nicht nur Lebensräume für seltene Pflanzen und Tiere sind, sondern gleichsam eine wichtige Kohlenstoffsенke darstellen. Eine Substitution des Torfanteils im Substrat durch Kompost ist nicht nur möglich, sondern ökologisch durchaus wünschenswert (vgl. dazu VOGT et al. 2002, KRANERT et al. 2006, IFEU & PARTNER 2008).

KRANERT & GOTTSCHALL (2008) geben an, dass durch die optimierte stoffliche und energetische Verwertung von Grünabfällen, einhergehend mit einer Steigerung der Erfassungsquoten um 50 % bei Grünabfällen aus Haushaltungen und Landschaftspfle-

gematerialien, das potenzielle jährliche bundesweite CO₂-Einsparpotenzial bei rund 2,2–2,6 Mio. Mg liegt.



Quelle: GOTTSCHALL et al. 2008, S. 469

Abb. 48: Größenordnung der erreichbaren CO₂-Entlastung durch optimierte Stoffstromlenkung und Systemkombination bei der Grünabfallverwertung (Angaben gerundet)

Abb. 48 stellt dar, in welcher Höhe CO₂-Einsparpotenziale durch eine Kombination stofflicher und energetischer Verwertungssysteme für Grünabfall bei gleichzeitiger Erhöhung der Erfassungsquoten (von 4 auf 8 Mio. Mg/a) zu erzielen sind. Die Autoren gehen hier von einem Szenario aus, wonach ca. 30–40 % der Holzigen Grünabfälle in die thermische Verwertung, ca. 15–30 % krautige Materialien in die Vergärung und zwischen 35–50 % in die Kompostierung gelangen. Darüber hinaus wird davon ausgegangen, dass die Torfersatzquote auf 20–35 % gesteigert werden kann.

Diese Untersuchung bestätigt den allgemeinen Trend, dass optimierte Verfahren zur Verwertung biogener Abfälle einerseits erhöhte Erfassungsquoten anstreben und andererseits eine Kombination von stofflichen und energetischen Nutzungskonzepten beinhalten. Allerdings kritisieren die Autoren, dass durch die Förderung der energetischen Nutzung, z. B. über das EEG, eine verstärkte Lenkung in diese Richtung erfolgt.

Substitution mineralischer Düngemittel

Weiter besteht ein wichtiger ökologischer Beitrag beim Einsatz von Komposten in der Landwirtschaft in der Substitution mineralischer Düngemittel.

Mineralischer Dünger wird auf der Basis von Rohstoffen und synthetischen Ausgangsprodukten hergestellt und zeichnet sich gegenüber organischem Dünger vor allem dadurch aus, dass seine Wirkgeschwindigkeit/Wirkstofffreisetzung deutlich höher ist.

Die häufigsten mineralischen Düngemittelgaben in der Agrarwirtschaft sind Stickstoff-, Phosphor-, Kali- oder Magnesiumdünger. Darüber hinaus werden große Mengen an Kalkdüngern zur Stabilisierung der Bodenreaktion (Vorbeugung gegen Versauerung des Bodens) eingesetzt.

Mineralische Dünger (insbesondere Stickstoffdünger) werden unter einem erheblichen Energieaufwand hergestellt, so dass eine ökobilanzielle Betrachtung dieser Produkte unter klimarelevanten Gesichtspunkten, und hier insbesondere der Freisetzung von CO₂, kritisch zu betrachten ist.

Kompost enthält in relevanten Mengen die Pflanzennährstoffe Stickstoff, Phosphor, Kalium und Magnesium, so dass durch den Einsatz dieses Produktes mineralische Düngemittel substituiert werden können. Darüber hinaus enthält Kompost sogenannte basisch wirksame Stoffe (Kalk), die bei den empfohlenen Aufwandmengen die Erhaltungskalkung von Ackerböden substituieren (Tab. 14).

Tab. 14: Nährstoffgehalte gütegesicherter Komposte

Parameter	Medianwerte: gütegesicherte Komposte 2007	Medianwerte: Grünabfall- kompost 2007	Medianwerte: Bio-Mix- Kompost 2007
Nährstoffe gesamt:			
Stickstoff gesamt (N) [% TM]	1,4	1,2	1,5
Stickstoff gesamt (N) [kg/t FM]	8,5	6,8	9,5
Stickstoff organisch (N) [% TM]	1,3	1,1	1,4
Stickstoff organisch (N) [kg/t FM]	7,9	6,5	8,8
Phosphat gesamt (P ₂ O ₅) [% TM]	0,67	0,5	0,8
Phosphat gesamt (P ₂ O ₅) [kg/t FM]	4,1	2,8	4,9
Kalium gesamt (K ₂ O) [% TM]	1,15	1,0	1,3
Kalium gesamt (K ₂ O) [kg/t FM]	7,1	5,5	8,0
Magnesium gesamt (MgO) [% TM]	0,7	0,6	0,7
Magnesium gesamt (MgO) [kg/t FM]	4,34	3,7	4,6
Nährstoffe löslich:			
Stickstoff CaCl ₂ -löslich (N) % TM	0,08	0,0	0,1
Stickstoff CaCl ₂ -löslich (N) kg/t FM	0,48	0,2	0,6
Stickstoff anrechenbar löslich+5% N _{org} (N) % TM	0,14	0,1	0,2
Stickstoff anrechenbar löslich+5% N _{org} in (N) kg/ t FM	0,88	0,6	1,1

Quelle: BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST, schriftl. Mitteilung September 2008

OCHS (2008) gibt an, dass die Substitution mineralischer Dünger durch Kompost einem CO₂-Reduktionspotenzial von 278.000 Mg/a entspricht.

Humusreproduktion

Humus ist die Gesamtheit des toten organischen Anteils eines Bodens. Der Humusgehalt eines Bodens ist ein wesentlicher Aspekt seiner Fruchtbarkeit.

Humus besteht aus einer Vielzahl komplexer Verbindungen, die nach dem Absterben organischer Materie freigesetzt und durch Bodenorganismen chemisch umgewandelt werden, wobei sich die Verbindungen erheblich in ihrer Abbaubarkeit unterscheiden. Niedermolekulare Kohlenhydrate und Proteine werden schnell zersetzt, komplexe Verbindungen wie Cellulose oder Lignin werden langsamer abgebaut. Daher verweilen bestimmte Humusbestandteile nur wenige Wochen oder Monate im Boden (Nährhumus), andere jedoch Jahrhunderte oder Jahrtausende lang (Dauerhumus).

Besonders klimatische Einflüsse sowie die pflanzen- und ackerbauliche Nutzung eines Bodens tragen zu Humusverlusten bei. Der Humusabbau beträgt je nach angebauter Frucht ca. 0,7 % bis 2 % der im Boden vorhandenen Gesamthumusmenge von ca. 50 bis 130 Mg/ha in der Ackerkrume (0–30 cm). Bei Hackfrüchten ist der Humusabbau größer, als bei Getreide (BUNDESFORSCHUNGSANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT, zit. in OCHS 2008).

Im Sinne einer nachhaltigen Landnutzung ist diesem Abbau durch die Förderung der Neubildung von Humus aktiv entgegenzuwirken. Das Ziel muss eine ausgeglichene Humusbilanz sein. Vor diesem Hintergrund ist die Landwirtschaft dazu verpflichtet im Rahmen des Cross Compliance eine ausgeglichene Humusbilanz vorzuweisen.

Die Humusneubildung kann durch Ernterückstände, die auf dem Acker verbleiben (z. B. Stroh), durch die gezielte Zufuhr von organischem Material (z. B. Gülle, Stallmist) oder aber durch den Anbau geeigneter Zwischenkulturen (Gründüngung) erfolgen.

Als weitere Maßnahme kann auch Kompost gezielt zur Humusreproduktion auf landwirtschaftlichen Nutzflächen eingearbeitet werden. Dies gilt besonders, wenn energetisch hochwertigere Stoffe wie etwa Stroh, welche üblicherweise zur Humusreproduktion auf den Flächen verbleiben, zur energetischen oder anderweitigen Nutzung dem Kreislauf entzogen werden (KEHRES 2007).

Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass selbst beim Einsatz der gesamten jährlichen Kompostproduktion in einer Größenordnung von etwa 4 Mio. Mg bei derzeit 11,9 Mio. ha bewirtschafteten Ackerflächen lediglich 0,4 Mg/ha Ackerfläche für die Humusreproduktion zur Verfügung stehen. Das heißt, der Einsatz von Kompost zur Humusreproduktion muss konzentriert und gezielt erfolgen, um positive Effekte zu erzielen.

Die BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST ermittelte für gütegesicherte Komposte folgende Werte, die als Parameter zur Bodenverbesserung herangezogen werden können:

Tab. 15: Kennzahlen zur Bodenverbesserung durch gütegesicherte Komposte

Parameter	Medianwerte: gütegesicherte Komposte 2007	Medianwerte: Grünabfall- kompost 2007	Medianwerte: Bio-Mix- Kompost 2007
Bodenverbesserung			
Glühverlust [%]	39,1	37,0	39,9
C/N-Verhältnis	15,9	17,9	15,0
Basisch wirksame Stoffe (CaO) [% TM]	3,8	3,4	4,1
Basisch wirksame Stoffe (CaO) kg/t FM	23,8	20,2	26,3
Humus-C in % TM	11,5	9,6	11,7
Humus-C in kg/t FM	71,5	70,2	72,3

Quelle: BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST, schriftl. Mitteilung September 2008

Untersuchungen des LANDWIRTSCHAFTLICHEN TECHNOLOGIEZENTRUMS KARLSRUHE-AUGUSTENBERG (LTZ 2008) zeigen, dass bei Kompostgaben alle 3 Jahre in Höhe von 20 bis 30 Mg TM/ha, die seitens der Bioabfallverordnung zugelassen und bei hohem Nährstoffbedarf der Fruchtfolge fachlich vertretbar sind, deutlich mehr organische Substanz auf die Flächen aufgebracht wird, als für die einfache Humusreproduktion im Mittel erforderlich wäre. Bei einer gezielten Düngung auf Humusreproduktion liegt der Bedarf an Kompost je Flächeneinheit deutlich niedriger als bei der Düngung nach dem Nährstoffbedarf. Bei einer Aufwandmenge von ca. 2 Mg TM/ha zur Humusreproduktion bedürftiger Flächen würden die derzeit erzeugte 4 Mio. Mg Kompost für 1,3 Mio. ha Ackerfläche bzw. rund 11 % der deutschen Ackerfläche (gesamt 11,9 Mio. ha) reichen.

Für die Humusreproduktion von Böden ist die organische Substanz anrechenbar, die als Dauerhumus dem Boden mittelfristig zur Verfügung steht. Der leicht abbaubare Anteil der organischen Substanz („Nährhumus“) ist in Bezug auf die Humusreproduktion nicht anrechenbar, da er unmittelbar von den Bodenlebewesen umgesetzt wird. Daraus ergibt sich nach KEHRES (2007), dass vor allem die stabilisierte organische Substanz, wie sie überwiegend im Kompost vorliegt, bei der Humusreproduktion besonders wirksam und hochwertig ist.

Die nachfolgende Tab. 16 verdeutlicht den Stellenwert von Kompost für die Humusreproduktion im Boden im Vergleich zu anderen Humusbildnern. Bei den Angaben handelt es sich um Richtwerte, die von Landwirten für die Erstellung von Humusbilanzen genutzt werden. Insbesondere Fertigungskomposte auf Basis von Bioabfall haben demnach ein hohes spezifisches Potenzial zur Kompensation von Humus- und damit auch von CO₂-Verlusten des Bodens.

Aus dem spezifisch hohen Humusreproduktionspotenzial von Kompost ergeben sich neben den Möglichkeiten des Ausgleiches negativer Humusbilanzen (z. B. auf Standorten mit intensiven „Energiefruchtfolgen“) durch die Anwendung von Kompost noch weitere Möglichkeiten, etwa in der Freisetzung von Stroh, welches dann nicht mehr zur Humusreproduktion, sondern deutlich effizienter zur thermischen Nutzung eingesetzt

werden könnte. Auf diesem Wege können je eingesetztem Mg Kompost-Trockenmasse rund 1,5 Mg Stroh freigesetzt werden.

Die jährlich erzeugten 4 Mio. Mg Bio- und Grünabfallkomposte entsprechend einem Humus-C Reproduktionspotenzial (Tab. 16) von 200.000–300.000 Mg/a, die insbesondere auf humusverarmten Standorten oder in humuszehrenden Fruchtfolgen eine wichtige Option zur Stabilisierung der Bodenfruchtbarkeit und zur Bindung von Kohlenstoff bzw. CO₂ darstellen.

Tab. 16: Kennzahlen zur Humus-Reproduktion organischer Materialien in Humus-äquivalenten (kg Humus-C je Mg Substrat)

Material		TM %	Humus-Reproduktion
			kg Humus-C (t Substrat) ⁻¹
Pflanzenmaterial	Stroh ¹⁾	86	80 bis 110
	Gründüngung, Rübenblatt, Marktabfälle,	10	8
	Grünschnitt	20	16
Stallmist	frisch	20	28
		30	40
	verrottet (auch Feststoff aus Gülleseparierung)	25	40
		35	56
	kompostiert	35	62
	55	96	
Gülle	Schwein	4	4
		8	8
	Rind	4	6
		7	9
	Geflügel (Kot)	10	12
		15	12
		25	22
	35	30	
	45	38	
Bioabfall	nicht verrottet	20	30
		40	62
	Frischkompost	30	40
		50	66
	Fertigkompost	40	46
		50	58
	60	70	
Klärschlamm	ausgefault, unbehandelt	10	8
		15	12
		25	28
		35	40
		45	52
	kalkstabilisiert	20	16
		25	20
		35	36
		45	46
		55	56
Gärrückstände	flüssig	4	6
		7	9
		10	12
	fest	25	36
		35	50
	Kompost	30	40
		60	70
Sonstiges	Rindenkompost	30	60
		50	100
	See- und Teichschlamm	10	10
		40	40

¹⁾ für abbauintensive Standorte den niedrigeren Richtwert verwenden

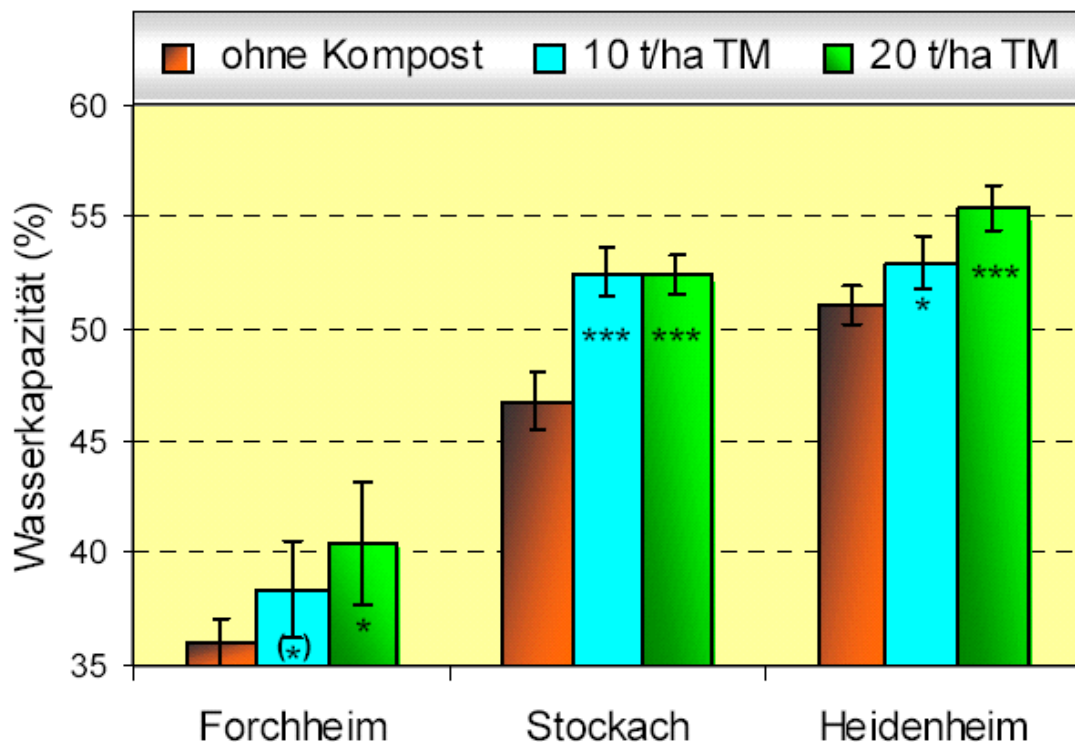
^{*)} Umrechnungsfaktoren: 1 t ROS ~ ca. 200 kg Humus-C 1 HE ~ ca. 580 kg Humus-C

Quelle: VDLUFA 2004, S. 10

Wasserhaushalt

Neben den bisher beschriebenen Effekten kann der Einsatz von Kompost auf Ackerflächen zusätzlich noch nachhaltig auf den Wasserhaushalt der Böden wirken.

Die LTZ KARLSRUHE-AUGUSTENBERG (2008) hat in langjährigen Feldversuchen die Wirkung von Komposten auf die Eigenschaften von landwirtschaftlich genutzten Böden untersucht und ist dabei unter anderem zu dem Ergebnis gekommen, dass Böden bei regelmäßiger, optimal abgestimmter Kompostdüngung signifikant verbesserte Wasserspeichereigenschaften zeigten als Böden ohne Kompostgabe (Abb. 49).



* = signifikanter, ** = hoch signifikanter, *** = höchst signifikanter Unterschied

Quelle: BGK 2008d, S. 4

Abb. 49: Entwicklung der Wasserkapazität der Böden nach langjähriger Kompostanwendung

Dabei waren die Effekte auf mittleren bis schweren Böden deutlicher als auf leichten, sandigen Böden. Ähnlich positive Wirkungen konnten auch für die mittlere Feldkapazität ermittelt werden.

Emissionen bei der Kompostierung

Bei der Behandlung organischer Abfälle entstehen, bedingt durch den mikrobiellen Abbau der Ausgangsmaterialien, klimawirksame Gase und Geruchsemissionen. Standen in der Vergangenheit letztere im Mittelpunkt des Interesses, so sind die klimawirksamen Emissionen in jüngster Vergangenheit besonders stark diskutiert worden. Eine besondere Rolle spielen dabei vor allem Stickstoff in Form von Ammoniak (NH_3) und Lachgas (N_2O) und kohlenstoffhaltige Verbindungen als Methan (CH_4). Kohlendioxid (CO_2) als Produkt der biologischen Abbauprozesse wird hingegen nicht als klimawirksam betrachtet, da es zuvor bei der Bildung der Biomasse assimiliert wurde.

Bei geschlossenen Kompostierungsverfahren wird zwischen Rohgas, welches unmittelbar aus dem Rottegut austritt, und Reingas, das erst nach der Passage des Biofilters an die Atmosphäre entweicht, unterschieden. In offenen Anlagen emittieren die klimarelevanten Gase unmittelbar in die Atmosphäre.

Neben einer guten fachlichen Praxis der Betriebsführung sind die technischen Möglichkeiten der Emissionsentfrachtung des Rohgases durch geeignete Filter- und Wäschartechnik bestimmende Faktoren für die Klimarelevanz von Kompostierungsprozessen.

Ammoniak (NH_3)

Bei der Kompostierung kann Ammoniak sowohl während des eigentlichen Rotteprozesses als auch nachgelagert bei der Ausbringung des Kompostes emittiert werden. Der jeweilige Anteil hängt vom Rottegrad des Kompostes ab.

Ein Ansteigen des pH-Wertes, der Temperatur oder der Belüftung fördert die Ammoniakemissionen, hohe C/N-Verhältnisse sorgen für ein Absinken. Im Verlauf der Rotte nehmen die Ammoniak-Emissionen innerhalb von etwa 3 Wochen annähernd vollständig ab (AMLINGER et al. 2005).

NH_3 -Frachten im Rohgas liegen in Abhängigkeit vom Stickstoffgehalt im Abfallmaterial zwischen unter 20 und über 1.000 g je Mg Abfall. Die Abscheidung von Ammoniak kann über saure Wäscher mit Wirkungsgraden von über 90 % erfolgen. Die beobachtete Reduktion von Ammoniak im Biofilter ist mit der Neubildung von N_2O verbunden, was angesichts der hohen Klimarelevanz von Lachgas als negativ zu beurteilen ist.

Im Rahmen eines UFOPLAN-Projekts des UBA/BMU untersuchte die GEWITRA-INGENIEURGESELLSCHAFT FÜR WISSENSTRANSFER differenziert das Emissionsverhalten verschiedener Kompost- und Vergärungsanlagentypen. Aus dieser Studie geben CUHLS et al. (2008) folgende NH_3 -Emissionen aus der Kompostierung an (Tab. 17):

Tab. 17: NH₃-Emissionen aus der Kompostierung

NH₃-Emissionen Kompostierung	
Offene Kompostierungsanlagen, Input Bio- und Grünabfälle	
Spannbreite	Mittelwert
550 bis 1.400 g/Mg	910 g/Mg
Geschlossene und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen	
Spannbreite	Mittelwert
15 bis 110 g/Mg	63 g/Mg

Quelle: CUHLS et al. 2008

Wie zu erwarten, liegen die NH₃-Emissionen offener Anlagen mit durchschnittlich 910 g/Mg fast um den Faktor 15 höher, als dies in geschlossenen bzw. teilgeschlossenen Anlagen mit einem wirksamen Abluftmanagement der Fall ist. Insgesamt ergeben sich damit NH₃-Emissionen aus der Kompostierung in Höhe von etwa 0,8 Gg pro Jahr (=800 Mg/a). Dies entspricht einem Anteil an den NH₃-Emissionen Deutschlands (618 Gg, Bezugsjahr 2005) von etwa 0,13 %.

Lachgas (N₂O)

Die Menge des emittierenden Lachgases (N₂O) bei der Kompostierung ist abhängig von der Sauerstoffversorgung, der Sauerstoffverteilung sowie der Miettemperatur.

AMLINGER et al. (2005) zitieren Untersuchungen, wonach in offenen Mietenkompostierungsanlagen Emissionen in einer Größenordnung von 150 bis 180 g/Mg N₂O bilanziert werden konnten, in geschlossenen Anlagen mit belüfteter Tafelmietenkompostierung 120 g/Mg N₂O im Rohgas und 140 g/Mg N₂O im Reingas nach dem Biofilter. CUHLS & MÄHL (2008) geben an, dass die N₂O-Konzentrationen im Reingas in Abhängigkeit von der NH₃-Konzentration im Rohgas um den Faktor 2 bis 10 höher liegen können als im Rohgas. Im Biofilter findet demnach eine Umwandlung von NH₃ in N₂O statt. Dieser Umbau- und Anreicherungsprozess ist aus Sicht des Klimaschutzes besonders negativ zu bewerten, da N₂O mit einem GWP Faktor von 310 eine hohe Klimawirksamkeit besitzt.

In Bezug auf die Emissionen von Lachgas ermittelten CUHLS et al. (2008) an Kompostierungsanlagen die folgenden N₂O-Emissionen (Tab. 18). Diese zeigen mit mittleren Werten um 68 g/Mg eindeutige Vorteile für die geschlossenen und teilgeschlossenen Anlagen gegenüber Mittelwerten um 190 g/Mg bei offenen Systemen auf.

Tab. 18: N₂O-Emissionen aus der Kompostierung

N₂O-Emissionen Kompostierung	
Offene Kompostierungsanlagen, Input Bio- und Grünabfälle	
Spannbreite	Mittelwert
120 bis 270 g/Mg	190 g/Mg
Geschlossene und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen	
Spannbreite	Mittelwert
49 bis 120 g/Mg	68 g/Mg

Quelle: CUHLS et al. 2008

Nach CUHLS & MÄHL (2008) beträgt der Anteil der Kompostierung an der Gesamtlachgasemission (215 Gg, Bezugsjahr 2005) in Deutschland 0,26 bis 0,36 %.

Kohlendioxid (CO₂)

Für AMLINGER et al. (2005) ist die Fixierung des Kohlenstoffes bei gleichzeitigem Verlust von CO₂ ausdrückliches Behandlungsziel der Kompostierung, die Emission von CO₂ Ausdruck der Abbauintensität.

HELLMANN (1995, zit. in AMLINGER et al. 2005) ermittelte für die unregelmäßige, offene Mietenkompostierung CO₂-Emissionen in Größenordnungen von 150 bis 230 kg/Mg. In derselben Studie werden GRONAUER et al. (1997) zitiert, die an einer geschlossenen Anlage mit Tafelmietenkompostierung 173 kg/Mg CO₂ im Rohgas nachwies.

CUHLS & MÄHL (2008) geben mittlere CO₂-Emissionen von 100 bis 300 kg/Mg an, weisen aber darauf hin, dass diese nicht auf das klimawirksame Erwärmungspotenzial angerechnet werden können, da das emittierte CO₂ biogenen Ursprungs sei.

Methan (CH₄)

Methan ist mit einem GWP-Faktor von 21 ein wirksames Treibhausgas, das bei der Kompostierung infolge von Sauerstoffunterversorgung in der Rottemiete entsteht. Daher wirkt häufiges Umsetzen des Materials methanmindernd. EDELMANN & SCHLEIB (2001) zeigen in ihrer Untersuchung allerdings auf, dass sogar aus Komposten, welche sehr häufig umgesetzt werden (während der Intensivrottephase täglich), schon sehr bald nach dem Umsetzen spürbare Methananteile entweichen.

In den von AMLINGER et al. (2005) zitierten Untersuchungen von HELLMANN (1995) und GRONAUER (1997) werden für die offene Mietenkompostierung Methanemissionen von 880 bis 1.400 g/Mg und für die geschlossene Tafelmietenkompostierung 1.840 g/Mg im Rohgas und 1.560 g/Mg im Reingas nach Biofilter ermittelt. Im Biofilter erfolgt in der Regel kein oder nur ein sehr geringer Abbau von Methan.

Methan emittiert entsprechend der aktuellen „GEWITRA-Studie“ zufolge in Größenordnungen, wie sie in Tab. 19 dargestellt sind (CUHLS et al. 2008):

Tab. 19: CH₄-Emissionen aus der Kompostierung

CH₄-Emissionen Kompostierung	
Offene Kompostierungsanlagen, Input Bio- und Grünabfälle	
Spannbreite	Mittelwert
1.600 bis 2.100 g/Mg	1.800 g/Mg
Geschlossene und teilgeschlossene Kompostierungsanlagen	
Spannbreite	Mittelwert
120 bis 1.500 g/Mg	680 g/Mg

Quelle: CUHLS et al. 2008

CUHLS & MÄHL (2008) schätzen den Anteil der Methanemissionen aus Kompostierungsprozessen in Höhe von etwa 8 Gg an der Gesamtemission in Deutschland mit rund 2.268 Gg (Bezugsjahr 2005) und einem Anteil von ca. 0,35 % als gering ein.

Fazit: Die aktuellen Untersuchungen von CUHLS et al. (2008) zeigen, dass die bisherigen Ansätze für Emissionen aus der Kompostierung:

- für Lachgas mit 83 bzw. 60 g/Mg realistisch waren
- für Methan, die bisherige Annahme von 2.500 bis 3.400 g/Mg eher auf ca. 1.100 g/Mg abzusenken wäre
- für Ammoniak, die bisherige Annahme von 2.170 bis 2.980 g/Mg eher auf ca. 220 g/Mg abzusenken wäre

Der Beitrag der Kompostierung zum Treibhauseffekt ist demnach als gering einzustufen. Die Hochrechnung der genannten Daten über die bundesweit betriebenen Kompostierungsanlagen (inkl. Kompostierungsanlagen mit Vergärung und Nachrotte) zeigt, dass der daraus emittierte Anteil der Treibhausgase CH₄, NH₃ und N₂O jeweils weniger als 0,5 % am nationalen Gesamtausstoß ausmacht. Allerdings spielen die Emissionen, wie später zu diskutieren ist, bei der CO₂-Gesamtbilanz der Kompostierung (vgl. Abb. 88 auf Seite 181) eine wesentliche Rolle.

4.1.4 Optimierungspotenziale bei der Kompostierung

Auch wenn vor dem so skizzierten Hintergrund die Emissionen der Kompostierung am Gesamtausstoß klimarelevanter Gase in Deutschland nur eine relativ untergeordnete Rolle spielen, gilt es dennoch Möglichkeiten aufzuzeigen, diese Emissionen weiter zu reduzieren.

AMLINGER et al. (2005) kommen in ihrer Grundlagenstudie zu folgenden Schlussfolgerungen für einen emissionsoptimierten Betrieb von Kompostierungsanlagen (vgl. Tab. 20 und Tab. 21):

- Ein sehr enges C/N-Verhältnis (deutlicher N-Überschuss im Inputmaterial) führt zu einer erhöhten Lachgasfreisetzung, der durch einen ausreichend verwertbaren Kohlenstoffanteil (fein und auffasernd geshreddeter Baum- und Strauchschnitt) in der Kompostausgangsmischung entgegengewirkt werden kann.
- Die N₂O-Emissionen können bei einem zu hohem Anteil an holzreichem Grünschnitt zunehmen, so dass ein C/N-Verhältnis zwischen (20) 25 und 35 (40):1 wichtig zur Minimierung der Lachgasbildung ist.
- Wöchentlich mehrfaches Umsetzen der Mieten mit entsprechendem Strukturanteil (z. B. 40–60 % Grünschnitt zu Bioabfall) verringert die Bildungsmenge von CH₄.
- Der Rotteverlauf zu Beginn der thermophilen Phase (CH₄-lastig) ist auf eine Reduktion der CH₄-Bildung und in fortgeschrittenem Rottestadium (N₂O-lastig) auf eine Minimierung der N₂O-Bildung abzustellen. Dies bedeutet eine höhere Umsetzhäufigkeit während der thermophilen Hauptrotte (> 45 °C) und eine reduzierte mechanische Bearbeitung in der anschließenden Abkühlungsphase (Nachrotte; < 40–45 °C).
- Zur Reduktion der Methanemission bei Rottebeginn sollten größere Mieten mindestens alle 3–4 Tage umgesetzt werden.

Eine Optimierung des Rotteverlaufs unter dem Aspekt der Emissionssituation ist nach ihrer Darstellung immer ein Kompromiss zwischen optimierten Strukturverhältnissen, C/N-Verhältnis und einem an den Mietenquerschnitt angepassten Umsetzungsrhythmus (in offenen wie geschlossenen Systemen).

Tab. 20: Spezielle Optimierungsmaßnahmen in der offenen Mietenrotte mit passiver Belüftung

Maßnahme	CH ₄	NH ₃ *	N ₂ O
Strukturmaterialanteil erhöhen bzw. Umsetzhäufigkeit erhöhen	positiv , bessere O ₂ -Versorgung unterdrückt CH ₄ -Bildung	leicht erhöhte Emission aufgrund verstärkter Belüftung möglich, Ursachen: - Anstieg des pH-Wertes - erhöhter Feuchteaustrag	potenziell negativ , bessere O ₂ -Versorgung bei sinkenden Temperaturen fördert die N ₂ O-Bildung als Zwischenprodukt der Nitrifikation und Denitrifikation
Feuchteoptimierung durch kontrollierte Bewässerung bzw. Abdeckung zum Ableiten der Niederschläge	positiv , Vorbeugung gegen Vernässung und Ausbildung anaerober Zonen	Vernässung führt zu reduzierenden Bedingungen (Denitrifikation) mit Anreicherung von NH ₄ ⁺ , Austrocknung führt zu vermehrter Emission von NH ₃	Vernässung kann auch in spätem Rottestadium zu O ₂ -Mangel führen, und damit zur Denitrifikation von NO ₂ ⁻ und NO ₃ ⁻ unter Bildung von N ₂ O

* Frühzeitig emittiertes NH₃ steht nicht mehr einer späteren N₂O-Bildung zur Verfügung

aus: AMLINGER et al. 2005

Tab. 21: Spezielle Optimierungsmaßnahmen für geschlossene Intensiv- und Hauptrottesysteme mit Zwangsbelüftung und Abluftreinigung (Box, Tunnel, Halle)

Maßnahme	CH ₄	NH ₃ *	N ₂ O
Umsetzhäufigkeit bzw. Belüftung erhöhen	positiv , bessere O ₂ -Versorgung unterdrückt CH ₄ -Bildung	leicht erhöhte Emission aufgrund verstärkter Belüftung möglich, Ursachen: - erhöhte Strippung - Anstieg pH-Wert - erhöhter Feuchteaustrag	negativ , bessere O ₂ -Versorgung bei sinkenden Temperaturen fördert die N ₂ O-Bildung als Zwischenprodukt der Nitrifikation und Denitrifikation
Temperatursteuerung 45 – 65 °C nach ausreichender Hygienisierung	Maximum der Bildung im thermophilen Bereich aufgrund mangelnder Sauerstoffversorgung während der intensiven Stoffumsetzung Minimum der Bildung unter 45 / 50 °C	Maximum der Bildung im thermophilen Bereich	Maximum der Bildung bei etwa 30 °C Minimum der Bildung über 40 / 45 °C
Feuchtesteuerung auf 50 – 60% durch kontrollierte Bewässerung	positiv , Vorbeugung gegen Vernässung und Ausbildung anaerober Zonen	Vernässung führt zu reduzierenden Bedingungen (Denitrifikation) mit Anreicherung von NH ₄ ⁺ . Austrocknung führt zu vermehrter Strippung von NH ₃	Vernässung kann auch in spätem Rottestadium zu O ₂ -Mangel führen, und damit zur Denitrifikation von NO ₂ ⁻ und NO ₃ ⁻ unter Bildung von N ₂ O-
Biofilter **	neutral , geringer Abbau	positiv , teilweise bis fast vollständiger Abbau	negativ , erhebliche Bildung aus NH ₃ -Abbau
Biofilter mit vorgeschalteter saurer Wäsche	neutral , geringer Abbau	positiv , Abscheidung in saurer Wäsche	neutral bis gering negativ, geringe Bildung aus NH ₃ -Schlupf

* Frühzeitig emittiertes NH₃ steht nicht mehr einer späteren N₂O-Bildung zur Verfügung

** Anforderungen an Biofilter (ÖWAV-Regelblatt 513: Betrieb von Biofiltern sowie in Abschnitt 7.2.6.2)

aus: AMLINGER et al. 2005

CUHLS & MÄHL (2008) führen zu prozessspezifischen Maßnahmen noch aus, dass offene Systeme nicht grundsätzlich schlechter einzustufen seien als geschlossene Systeme, wobei bei ungünstigen Standortfaktoren eingehauste Prozesse aufgrund der Abluftführung durch Biofilter Vorteile bezüglich der Staub-, Keim- und Geruchssituation aufweisen können.

Eine Reduktion der Emissionen durch die Abluftreinigung in einem Biofilter wird bei den klimarelevanten Gase CH_4 und N_2O nicht erreicht, Methan wird nur in einem geringen Umfang reduziert und Lachgas hingegen sogar zusätzlich im Biofilter aus NH_3 gebildet. Als effektives Mittel wird allgemein der Einsatz eines sauren Wäschers vor dem Biofilter zur Reduzierung des Ammoniakanteils im Rohgas angesehen (vgl. dazu AMLINGER et al. 2005, LAHL 2007, CUHLS et al. 2008), wodurch dann auch die Neubildung von Lachgas im Biofilter vermieden wird.

4.2 Stand der Technik und Kennzahlen für die Vergärung

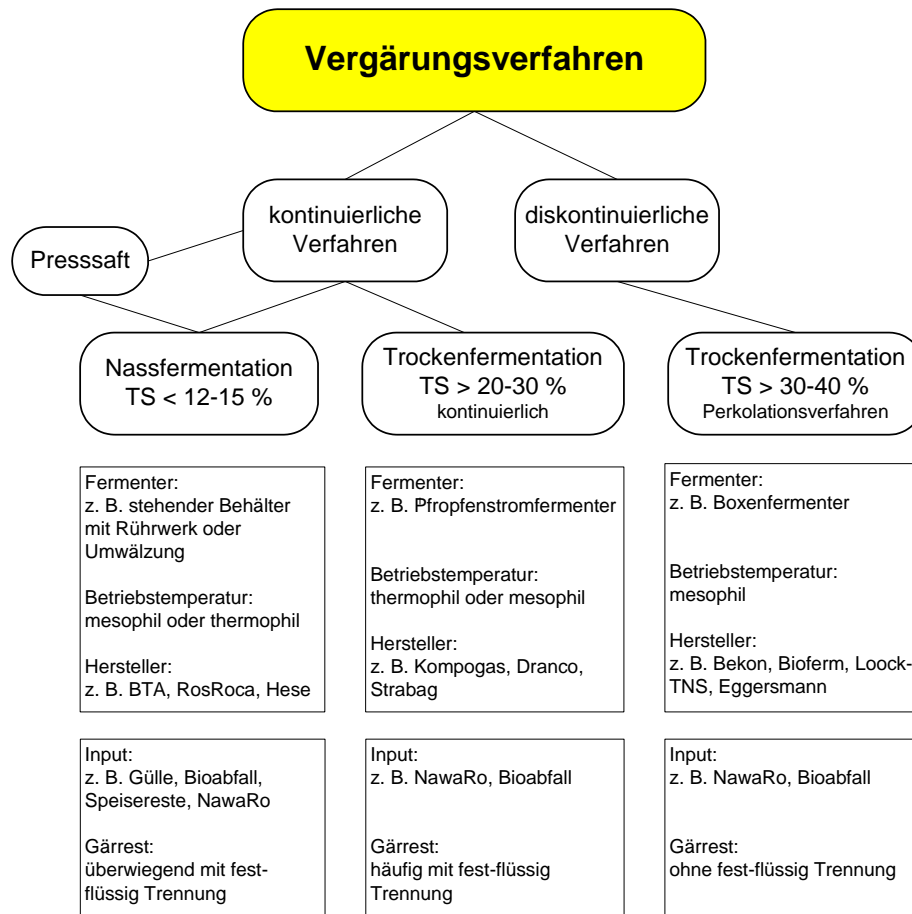
Bei Vergärungsanlagen ist das Spektrum der möglichen Inputmaterialien wesentlich größer als bei Kompostierungsanlagen, da hier auch nasse und strukturarme Stoffe (z. B. aus dem Gewerbe) verwertet werden können.

Der Hauptunterschied zur Kompostierung liegt in dem unter strengem Luftabschluss (Kapselung in Reaktoren/Fermentern) ohne Sauerstoff verlaufenden Vergärungsprozess des Bioabfalls. Dies ist die Ursache für die deutlich geringeren Luftströme im Vergleich zur Kompostierung, bei der durch Umsetzung oder Zwangsbelüftung Sauerstoff zugeführt wird. Auf- und Nachbereitung sind mit der Kompostierung vergleichbar. Bei der Vergärung fallen als Endprodukte Biogas, Gärreststoff bzw. Kompost und Flüssigdünger bzw. Überschussperkolat an.

Ungeeignet für diesen Verwertungsweg sind holz- (d. h. lignin-) und strohartiges (cellulosereiches) Material, welches durch anaerobe Mikroorganismen kaum abgebaut wird.

Getrennt erfasster Bioabfall sowie Speisereste und der krautige Anteil des Grünabfalls eignen sich hingegen hervorragend für die Vergärung.

Als wesentliches Merkmal zur Einteilung der Vergärungsverfahren kann die Betriebsweise heran gezogen werden, wobei grundsätzlich zwischen kontinuierlichen und diskontinuierlichen Verfahren (Abb. 50) zu unterscheiden ist.



 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 50: Übersicht über kontinuierliche und diskontinuierliche Verfahren

Kontinuierliche/diskontinuierliche Betriebsweise

Bei den kontinuierlichen Verfahren wird dem Fermenter in regelmäßigen Zeitintervallen Substrat zugeführt und der Ablauf des Gärrests ist entsprechend. Hierdurch wird eine kontinuierliche Biogasproduktion mit gleich bleibender Qualität angestrebt.

Bei diskontinuierlichen Verfahren hingegen werden die Fermenter (Boxen oder Container) nach entsprechenden Verweilzeiten von mehreren Wochen entleert und neu befüllt (Batchbetrieb). Damit ist die Biogasproduktion der einzelnen Fermenter nicht kontinuierlich, was durch die Parallelschaltung mehrerer Fermenter, die zeitversetzt arbeiten, und durch Perkolatspeicher weitgehend kompensiert wird.

Als für die Praxis wesentliche Auswirkung ist festzuhalten, dass bei den diskontinuierlichen Verfahren ein Gärrest anfällt, der ohne Entwässerung für die Kompostierung aufbereitet werden kann.

Verfahren mit diskontinuierlicher Betriebsweise des Gärreaktors weisen durch ihre technisch sehr einfachen Reaktorsysteme Vorteile gegenüber den Verfahren mit kontinuierlicher oder quasikontinuierlicher Betriebsweise auf. Diese wiederum haben durch ihre höheren Raum-Zeit-Ausbeuten einen geringeren Bedarf an Reaktorvolumen, er-

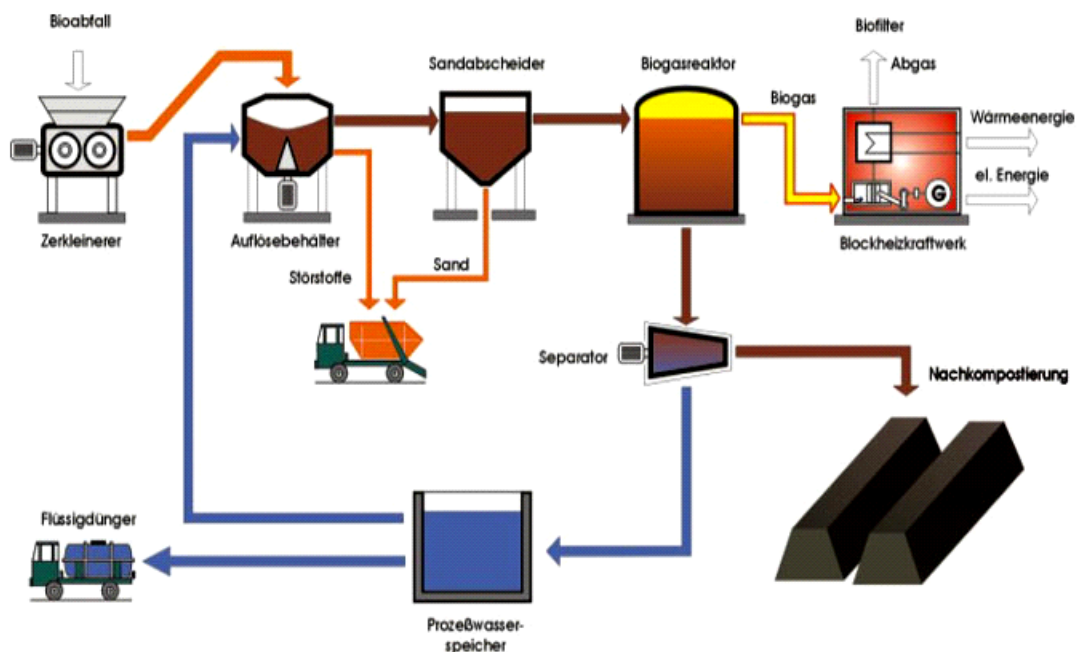
zielen spezifisch höhere Gaserträge und lassen sich in der Regel besser automatisieren als diskontinuierliche Prozesse.

Trockene/nasse Verfahren

Trockene und nasse Verfahren unterscheiden sich durch den Gehalt an Trockenmasse des Materials im Gärreaktor.

Nassvergärung

Bei den nassen Verfahren beträgt der Trockenmasse-Gehalt (TM-Gehalt) ca. 10 %, die restlichen 90 % des Materials sind (fast ausschließlich) Wasser. Dieser niedrige TM-Gehalt wird durch die Zugabe von Flüssigkeit (in der Regel Presswasser aus der Gärrestauffbereitung) zum Substrat erreicht und dadurch ein Trockensubstanzgehalt von bis zu 15 % eingestellt (Abb. 51), so dass es pump- und rührfähig ist.



Quelle: Fa. BTA

Abb. 51: Schema der kontinuierlichen Nassvergärung von Bioabfällen

In den letzten Jahren wurden einige Neuentwicklungen im Bereich der Teilstromvergärung im Nassverfahren umgesetzt. Gemeinsam ist den Verfahrensvarianten, dass aus der Bioabfallfraktion, z. B. durch Abpressung des Presssaftes, ein flüssiger Teilstrom zur Fermentation gewonnen wird. Der feste Teilstrom des Bioabfalls wird direkt kompostiert. Unterscheidungsmerkmal der Varianten ist die Art der Gewinnung der flüssigen Fraktion, wobei sowohl Presssaftverfahren (Mashseparatoren, siehe Abb. 52) als auch Perkolationsstechnologien eingesetzt werden.



Quelle: WITZENHAUSEN-INSTITUT

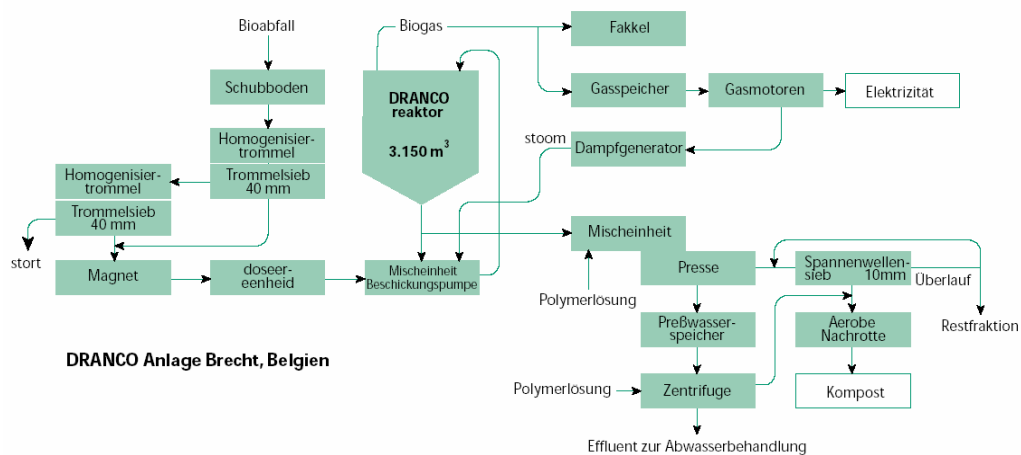
Abb. 52: Mashseparator mit Mischbehälter im Hintergrund und Schneckenpresse

Trockenvergärung

Bei trockenen Verfahren beträgt der TM-Gehalt über 25 % und liegt meist zwischen 30 % und 35 %. Das Material ist bei diesen Wassergehalten allerdings nicht trocken, sondern zähpastös bis stichfest, bei den sogenannten „semitrockenen“ Verfahren liegt der TM-Gehalt um 20 %.

Kontinuierliche Trockenverfahren (Abb. 53) arbeiten bei Feststoffgehalten zwischen 20 % und 40 %. Feststoffgehalte oberhalb von 40 % führen zu Abbauehemmungen infolge von Wassermangel. Bei der kontinuierlichen Trockenfermentation wird das Inputmaterial ebenfalls vor der Fermentation mit Presswasser aus der Gärrestaubbereitung verdünnt, um entsprechende Trockensubstanzgehalte einzustellen.

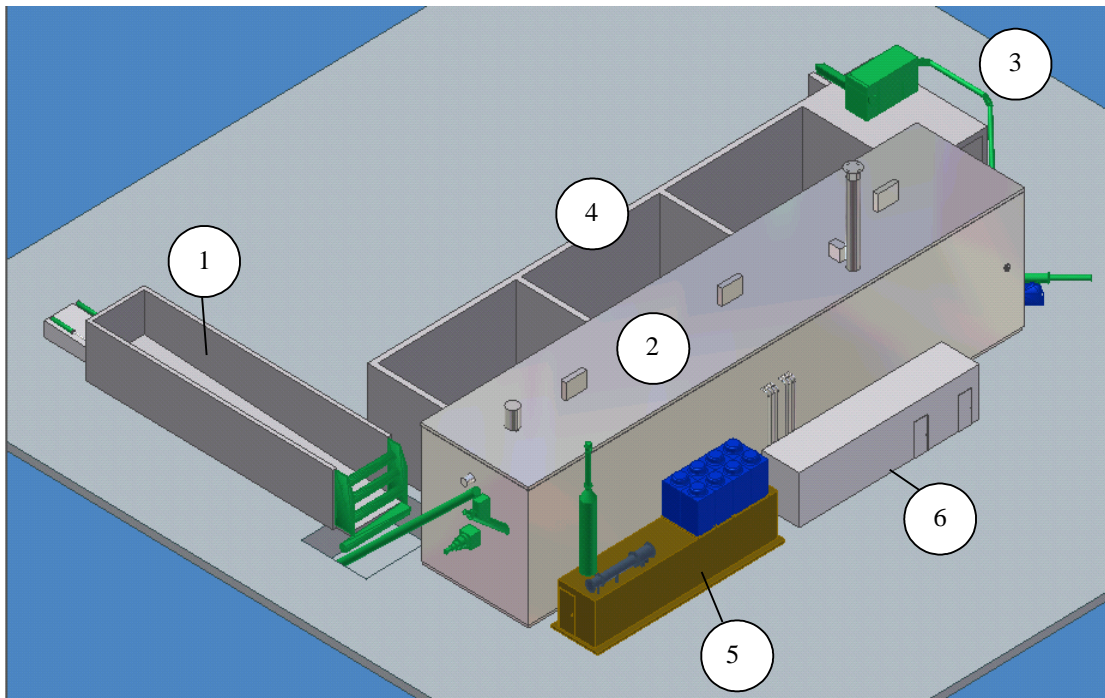
Technologisch kommen liegende oder aufrechtstehende Fermenter zum Einsatz, durch die das Material gleich einem „Pfropfen“ kontinuierlich hindurchtransportiert wird und fermentiert (Pfropfenstromfermenter).



DRANCO Anlage Brecht, Belgien

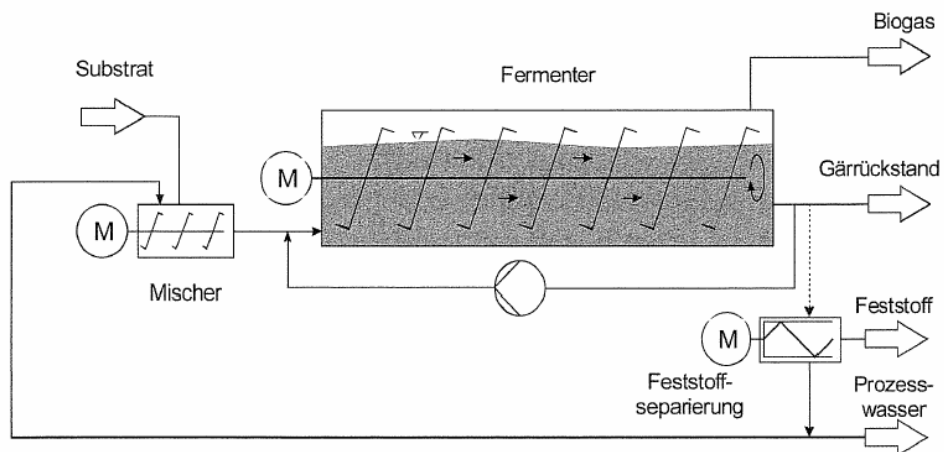
Quelle: Fa. OWS

Abb. 53: Schema für die kontinuierliche Trockenvergärung von Bioabfällen



Quelle: FA. KOMPOGAS

1 = Zwischenspeicher; 2 = Fermenter; 3 = Entwässerung; 4 = Presswasserbecken;
5 = BHKW; 6 = Infrastrukturcontainer

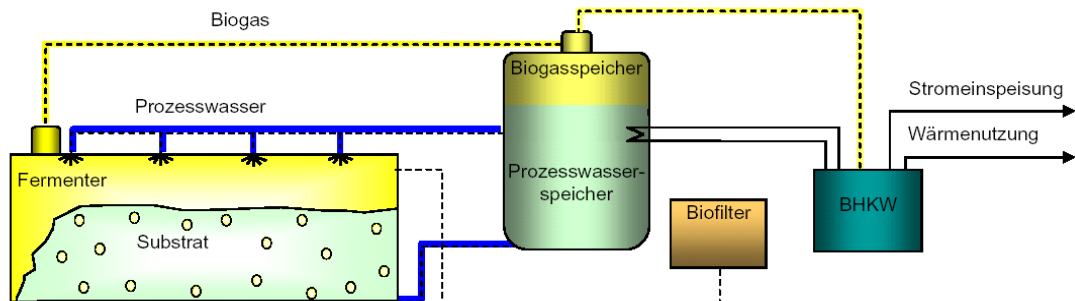


Quelle: FA. KOMPOGAS

Abb. 54: Kontinuierliche Trockenvergärung

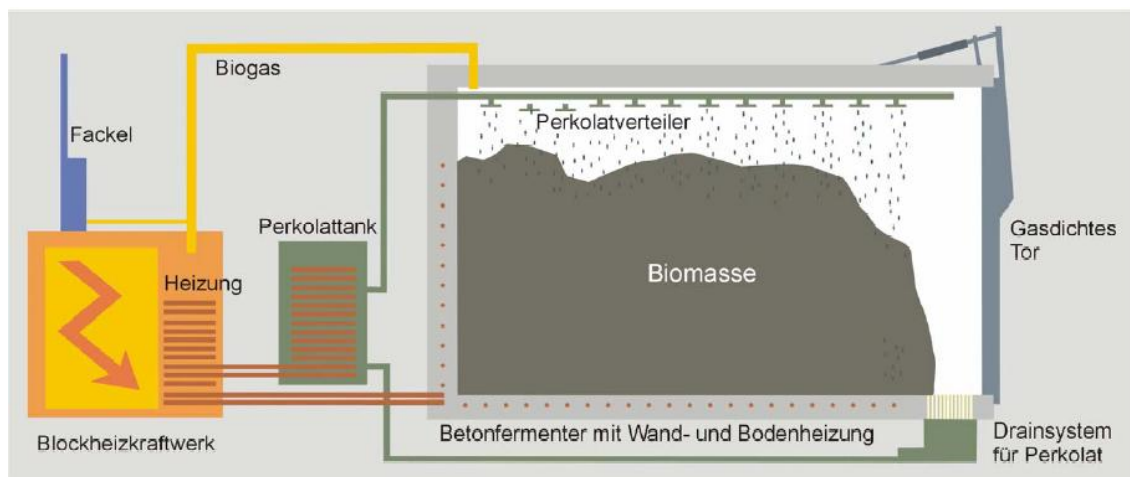
Seit einigen Jahren kommen u. a. bei der Vergärung von Bioabfällen sogenannte Perkolationsverfahren oder Boxenvergärung zum Einsatz (Abb. 55 und Abb. 56).

Bei dieser diskontinuierlichen Trockenvergärung wird das stapelfähige Material in gasdichten Boxen mit Perkolat berieselt, wodurch in den Boxen Biogas entsteht. Zusätzlich wird auch Biogas aus dem Perkolatspeicher gewonnen.



Quelle: FA. LOOCK

Abb. 55: Schema der Vergärung von Bioabfällen/diskontinuierliche Trockenvergärung (simultane Nass-/Trockenvergärung, Beispiel Fa. Loock)



Quelle: FA. BEKON

Abb. 56: Schema der Vergärung von Bioabfällen/diskontinuierliche Trockenvergärung (Trockenvergärung, Beispiel Fa. Bekon)

Ein- und zweistufige bzw. mehrstufige Verfahren

Nach der Aufbereitung erfolgt der eigentliche Prozess der Vergärung als Einstufen- oder Zweistufen- (z. T. auch Mehrstufen-) Prozess.

Beim Einstufenprozess werden Hydrolyse, Säure-, Essigsäure- und Methanbildung räumlich in einem Reaktor durchgeführt. Einstufige Verfahren sind durch eine relativ einfache Verfahrenstechnik gekennzeichnet und werden als Nass- und als Trockenverfahren angeboten. Sie können mesophil (30–40 °C) oder auch thermophil (50–60 °C) betrieben werden. Da die biologischen Phasen unterschiedliche Milieuanprüche ha-

ben, stellt der Ablauf in einem einzigen Reaktor einen Kompromiss der verschiedenen biologischen Bedingungen dar, der zwangsläufig zu einer geringeren Leistung führen muss als beispielsweise bei Zwei- oder Mehrstufensystemen, bei denen in jeder Stufe die biochemischen Bedingungen optimal auf die Mikroorganismen abgestimmt werden können. Die geringere Abbauleistung von Einstufenprozessen wird in der Regel durch eine längere Aufenthaltszeit im Reaktor ausgeglichen (2 bis 4 Wochen).

Bei Zweistufenprozessen werden die Hydrolyse und die Säurebildung von der Methanisierung räumlich weitgehend getrennt. Das hat den Vorteil, dass die methanogenen Bakterien der zweiten Stufe nicht durch eine starke Säurebildung und einen damit verbundenen niedrigeren pH-Wert (< 7) gehemmt werden können. Zweistufige Prozesse sind apparativ aufwändiger als einstufige. Ihr Vorteil liegt jedoch in der großen Abbauleistung und der daraus resultierenden kurzen erforderlichen Verweilzeit im Reaktor.

Eine Erweiterung des Zweistufenprozesses stellen mehrstufige Verfahren dar. Bei vielen Verfahren findet eine Feststoffabtrennung nach der Hydrolysestufe statt. Das verbleibende säurereiche Prozesswasser wird der Methanisierungsstufe zugeführt.

Bei manchen Verfahren wird nach dem Hydrolysereaktor eine Fest-/Flüssigtrennung durchgeführt, so dass nur die flüssige Fraktion dem Methanreaktor zugeführt werden muss, während die feste Fraktion dem zu kompostierenden Material untergemischt wird.

Mesophile/thermophile Verfahren

Ein weiteres Unterscheidungsmerkmal der Vergärungsverfahren ist die Prozesstemperatur, die in der Praxis entweder im mesophilen Bereich zwischen 33 °C und 37 °C oder bei thermophilen Temperaturen zwischen 55 °C und 60 °C eingestellt wird. Die Temperatur wird in der Regel durch entsprechendes Beheizen der Fermenter eingestellt. Die Heizenergie wird aus der Abwärme der Verstromung gewonnen. Dieser Anteil, der bei thermophilen Verfahren höher ist, steht allerdings einer externen Wärmenutzung nicht mehr zur Verfügung.

Die Prozesstemperatur übt einen maßgeblichen Einfluss auf die Abbaurate und die Gasausbeuten aus. Bei thermophiler Betriebsweise werden höhere Gasausbeuten und Abbauraten erreicht. Demgegenüber ist die mesophile Betriebsweise durch eine höhere Prozessstabilität gekennzeichnet.

Während im thermophilen Bereich eine Hygienisierung im Sinne der BioAbfV durch den Fermentierungsprozess sicher erreicht wird, ist bei mesophiler Betriebsweise ein separater Hygienisierungsschritt im Anschluss an die Vergärung erforderlich. In der Regel erfolgt dieser in der nachgeschalteten aeroben Gärrestbehandlung für feste Gärrückstände. Flüssige Gärreste mesophiler Verfahren, die bei der Aufbereitung der Gärreste oder als Perkolatüberschuss anfallen, sind als Voraussetzung einer landwirtschaftlichen Verwertung separat durch Erhitzen zu hygienisieren.

Ein mesophiler Anlagenbetrieb ist bei allen Vergärungsverfahren möglich. Thermophil werden bislang nur kontinuierliche Verfahren betrieben.

Art der Durchmischung und Reaktortyp

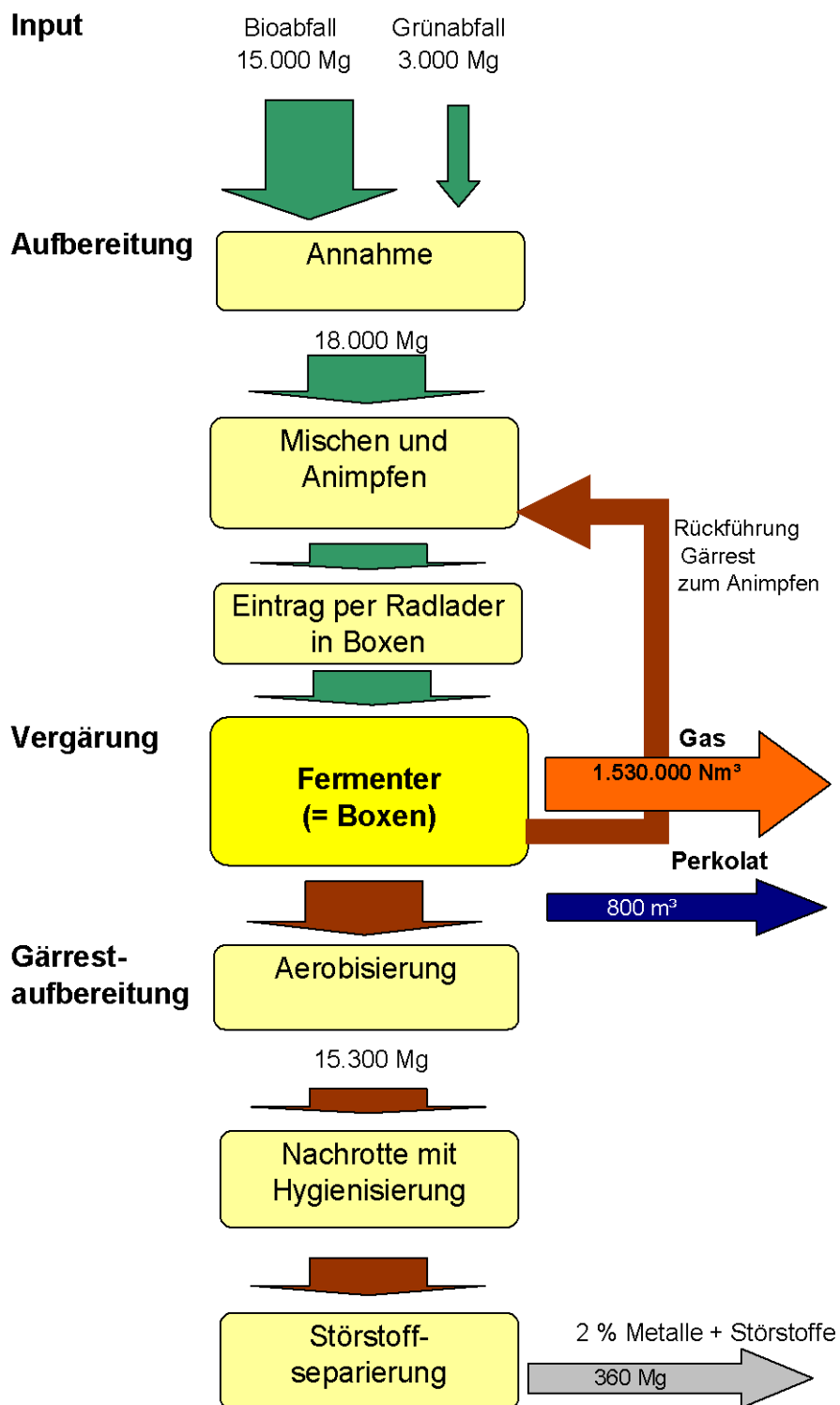
Die Durchmischung im Gärreaktor erfolgt meist durch Rührwerke, wobei eine Vielzahl unterschiedlicher Bauweisen zum Einsatz kommt. Eine weitere Möglichkeit ist das Umwälzen mit Hilfe des gewonnenen Biogases, das sich besonders für Nassverfahren eignet. Bei Boxenverfahren wird das Material selbst nicht durchmischt. Stattdessen ist eine Perkolation (Berieselung mit Kreislaufführung des Prozesswassers durch das Gärgut) erforderlich. Voraussetzung hierfür ist, dass durch den relativ hohen Anteil an struktureichem Material eine ausreichende Porosität gewährleistet ist.

Verfahrensschritte und Stoffflussdiagramme der Vergärung

Die nachstehenden Stoffflussdiagramme geben exemplarisch einen Überblick über die einzelnen Verfahrensschritte und die jeweilige Lenkung der Mengenströme einer diskontinuierlichen und einer kontinuierlichen Trockenfermentation im Boxenverfahren bzw. Pfropfenstromverfahren. Hierbei ist zu beachten, dass es sich jeweils um den grundsätzlichen Verfahrensablauf handelt.

Insbesondere bei der Boxenvergärung bestehen je nach Hersteller sehr unterschiedliche Varianten der Ausgestaltung der einzelnen Verfahrensschritte. Deutliche Unterschiede bestehen vor allem bei der Rückführung von Gärrest zum Animpfen des Materials sowie bei der Gestaltung der Aerobisierung und Hygienisierung/Nachrotte.

Stoffflussdiagramm Vergärung Boxen



Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 57: Typisches Stoffflussdiagramm Boxenvergärung (diskontinuierliche Trockenfermentation)

Stoffflussdiagramm Vergärung Pfropfenstrom

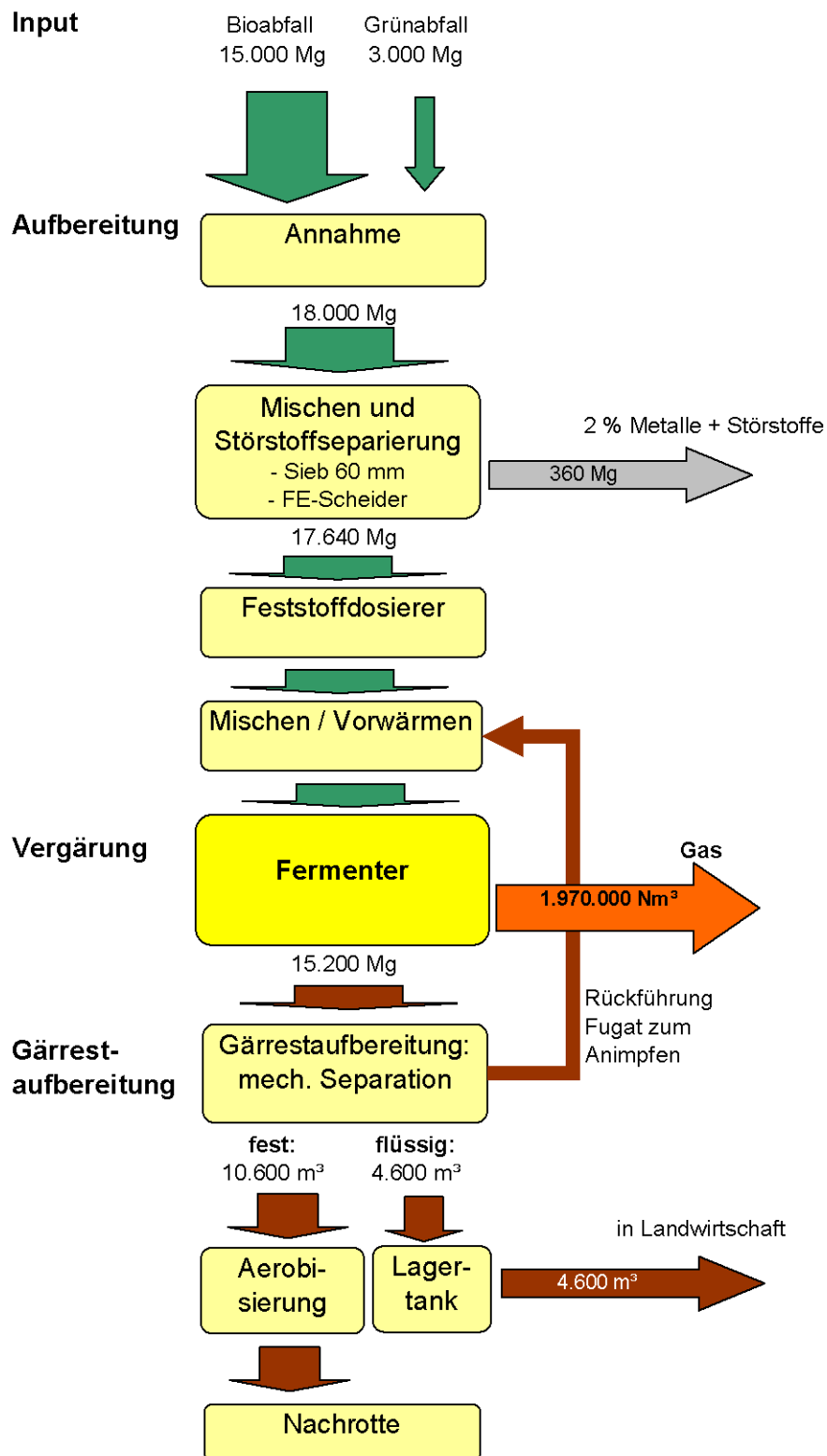


Abb. 58: Typisches Stoffflussdiagramm Pfropfenstromvergärung (kontinuierliche Trockenfermentation)

Gärreste und Gärrestbehandlung

Gärreste aus der Bioabfallvergärung unterscheiden sich bei den verschiedenen Verfahren im Trockensubstanzgehalt (Abb. 59). Bei der diskontinuierlichen Trockenfermentation über die Boxenverfahren fällt ein stapelbarer Gärrest mit einem TS-Gehalt von 20 % bis 30 % an, der direkt belüftet und einer anschließenden Kompostierung zugeführt werden kann.

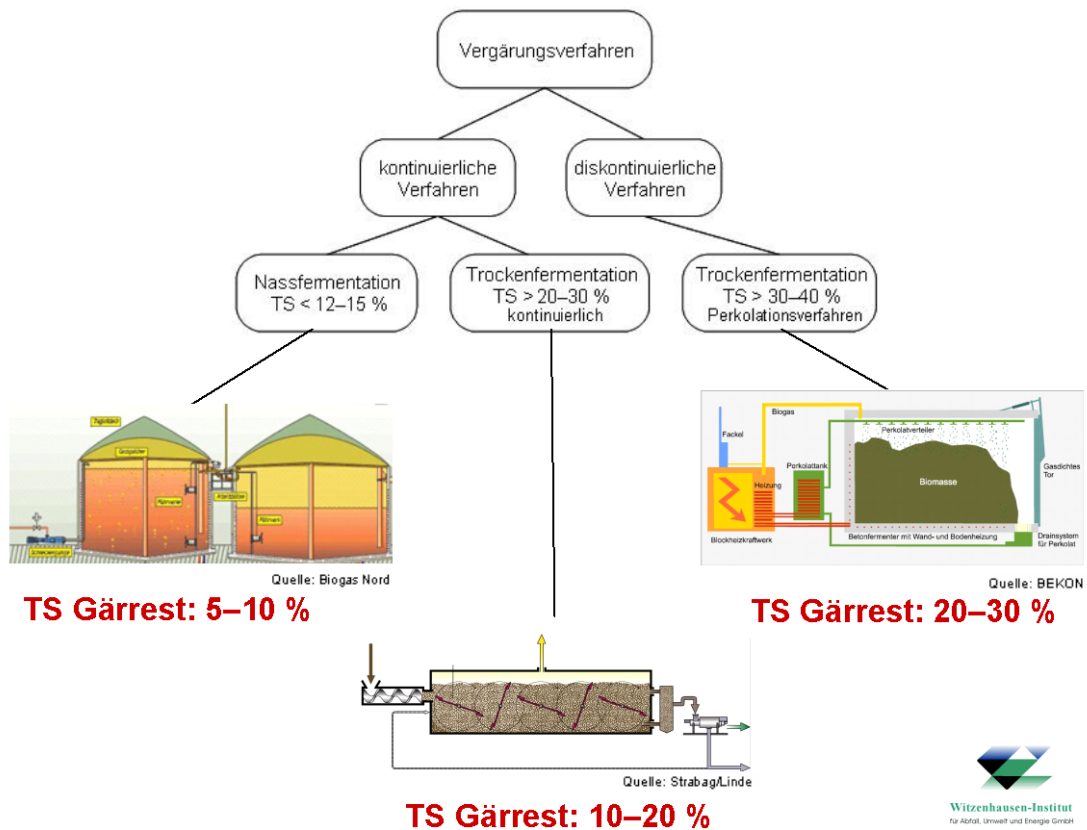


Abb. 59: Trockensubstanzgehalt (TS) der Gärreste bei den verschiedenen Vergärungsverfahren

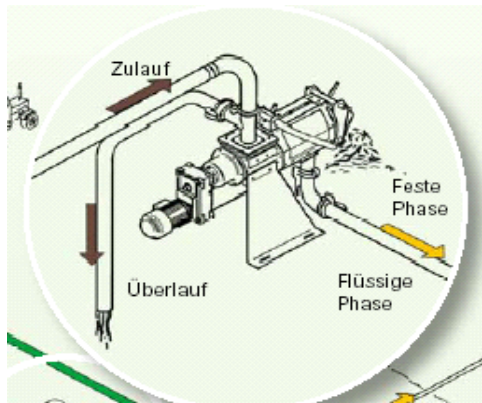
Bei der Nassfermentation und der kontinuierlichen Trockenfermentation hingegen fällt neben einem festen Reststoff auch Gärrest in flüssiger Form an. Bei allen derzeit in Betrieb befindlichen Bioabfallvergärungsanlagen erfolgt hier eine Entwässerung des Gärrestes.

Für die mechanische Entwässerung von Gärresten werden vor allem folgende Aggregate eingesetzt:

- Pressschneckenseparatoren
- Zentrifugen und Dekanter

Pressschneckenseparatoren

Pressschneckenseparatoren werden häufig in Anlagen mit sehr feuchtem Inputmaterial eingesetzt und sind bereits bei vielen Bioabfallvergärungsanlagen im Bereich der Gärrestaufbereitung fest installiert. Häufig werden Pressschneckenseparatoren einer Dekanterzentrifuge (s. u.) vorgeschaltet, um grobfaserige Stoffe vorabzuscheiden. Der Bedarf an elektrischer Energie kann mit $0,4 \text{ kWh/Nm}^3$ Input veranschlagt werden.

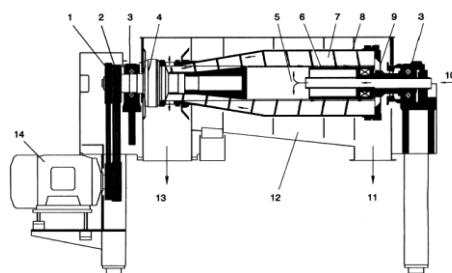


Quelle Schematische Darstellung: FA. FAN BAUER

Abb. 60: Pressschneckenseparator

Zentrifugen und Dekanter

Zentrifugen und Dekanter stellen etwas aufwändigere Verfahren dar, erreichen aber auch höhere Abscheidraten (feinere Trennung) und werden zunehmend für die Entwässerung von Gärresten eingesetzt. Bei diesen Verfahren werden in der Regel Flockungshilfsmittel zugesetzt, um einen Teil der gelösten Feststoffe abscheiden zu können. Die elektrische Leistungsaufnahme für einen Dekanter kann mit 7 kWh/Nm^3 Input veranschlagt werden.



- 1 Schneckenantrieb
- 2 Trommelantrieb
- 3 Trommellager
- 4 Getriebe
- 5 Verteiler

- 6 Schnecke
- 7 Separationsraum
- 8 Trommel
- 9 Regulierplatte
- 10 Zulauf

- 11 Ablauf der geklärten Flüssigkeit
- 12 Gestell
- 13 Feststoffaustrag
- 14 Antriebsmotor

Quelle FA. GEA WESTFALIA

Abb. 61: Dekanter

Dass die mitunter angenommene Lösung eines Gärrestproblems durch die mechanische Separation in der Regel nicht gegeben ist, zeigt Abb. 62. Zwar wird ein fester Gärrest abgetrennt, aber es entsteht eine erhebliche Menge an flüssigem Gärrest mit nahezu gleicher Nährstofffracht.

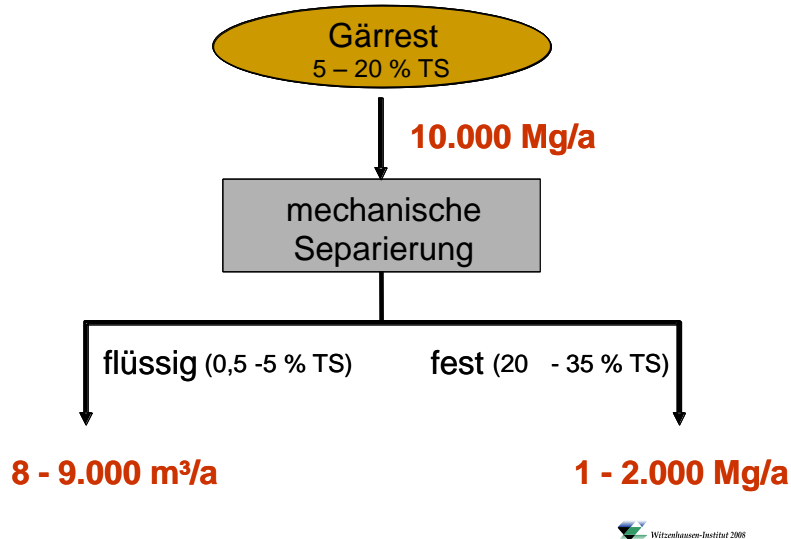


Abb. 62: Mengenströme bei der mechanischen Separation des Gärrestes einer 500 kW_{el} Biogasanlage

Durch die Fest-Flüssig-Trennung des Gärgutes nach der Fermentation werden auch die Nährstoffe in Abhängigkeit ihres Lösungsverhaltens auf die flüssige Phase und den festen Gärrest verteilt.

Aufgrund der verschiedenen Verfahren, Inputstoffe und Nachbehandlungsmethoden des Gärrestes entstehenden auch unterschiedliche Gärreste, wobei die jeweiligen Zwischen- und Endprodukte unterschiedlich bezeichnet werden, was zu Fehlinterpretationen führen kann. In Anlehnung an die Literatur (KIRSCH 2002) wird, wie auch in Abb. 63 dargestellt, bei der Behandlung von Bioabfall unterschieden zwischen:

- Bioabfallkompost (BAK): Bioabfall, der in einer Kompostanlage mittels einer aeroben Behandlung zu Kompost verarbeitet wird
- Kompostierter Gärrest (KGR): Bioabfall, der zunächst anaerob in einer Vergärungsanlage behandelt wird und der dabei anfallende (feste) Gärrest kompostiert wird
- Gärrest fest (GFE): Gärgut am Austritt der Vergärung, welches (je nach Verfahren) einen für die Kompostierung ausreichenden Trockenmassegehalt aufweist bzw. zusätzlich entwässert werden muss
- Gärgut Überschusswasser (GUW): Flüssiger Anteil des Gärrestes, der (je nach Verfahren) nach der Vergärung durch Abtrennen der flüssigen Phase vom Gärgut anfällt oder als Überschusswasser bei Perkolationsverfahren auftritt

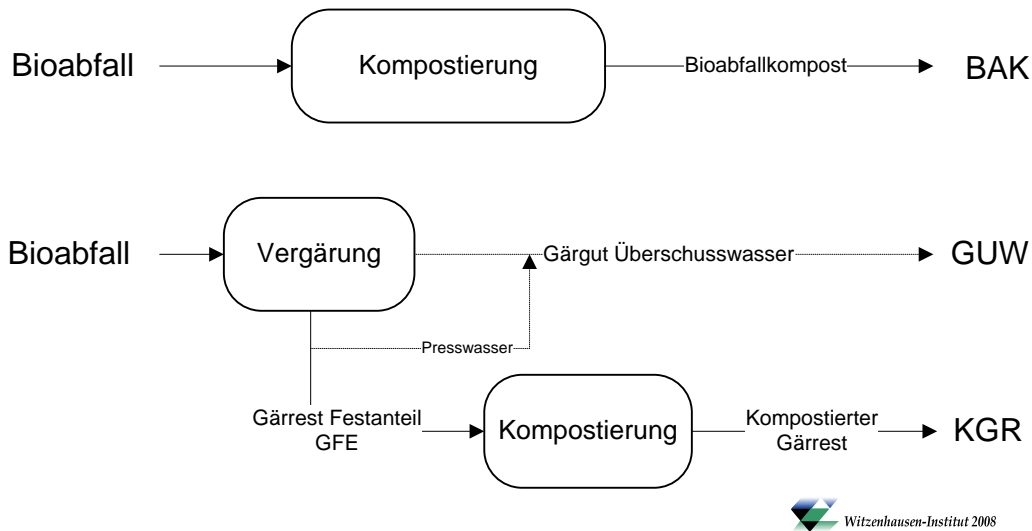


Abb. 63: Begriffsbestimmung bei der Kompostierung und Vergärung von Bioabfällen

Bei der Aufbereitung der Gärreste fallen zwischen 0,05 und 0,5 Nm³ Prozesswasser je Mg Input an. Die Menge an Überschusswasser wird maßgeblich durch die Fest-Flüssig-Trennung des Gärrestes bestimmt sowie durch den in den Prozess zurückgeführten Anteil des Presswassers. Auch bei den Perkolationsverfahren fällt, wenn auch in geringerem Umfang, Überschusswasser an.

Der Masse des festen Gärrestes entsprechen in Abhängigkeit vom Verfahren etwa 40–65 % des Inputmaterials. Die Gärreste müssen nach dem Vergärungsprozess für die weiteren Verwertungs- und Behandlungsprozesse konfektioniert werden.

Bei mesophiler Vergärung muss außerdem die Hygienisierung durch eine Temperatur von 60 °C über eine Dauer von 14 Tagen durch eine entsprechende Kompostierung sichergestellt werden.

Die je nach Verfahren der Vergärung nachgeschalteten Entwässerungsstufen bedingen einen ausreichenden Strukturanteil des festen Gärrestes, der die Nachkompostierung ermöglicht. Bei Bedarf kann weiteres Strukturmaterial, z. B. Grünabfall oder Material aus der Landschaftspflege, nach der Vergärung zugegeben werden.

Im Gegensatz zu Kompostprodukten mit einem Rottegrad zwischen II und III aus der aeroben Behandlung weisen Gärreste mit gleichem Rottegrad starke Geruchsemissionen auf, die insbesondere durch Ammoniak, der aus der Mineralisierung der organischen Stickstoffverbindungen im Gärmaterial in Verbindung mit höheren pH-Werten gebildet wird, hervorgerufen werden. Pflanzenverträgliche Kompostprodukte sind nur mit einer nachgeschalteten Aerobbehandlung zu erzielen.

Die Dauer der Nachrotte variiert in Abhängigkeit von dem angestrebten Reifegrad und der Hygienisierung zwischen 2 und 6 Wochen. In den ersten etwa 7 Tagen sollte die Nachrotte mit einer aktiven Be- und Entlüftung durchgeführt werden, da bei der Umstellung auf die aerobe Behandlung in diesem Zeitraum verstärkt Ammoniak und Geruchsemissionen freigesetzt werden. In der Umstellungsphase werden auch noch geringe Mengen Methan gebildet. Die Prozessführung in dieser Umstellungsphase ist daher auch einer der sensiblen und kritischen Punkte bei der Bioabfallvergärung.

Geschlossene Kompostierungsverfahren, wie Boxen-, Container-, Tunnel- und Zeilenverfahren, sind in Verbindung mit Biofiltern und Wäschern besonders für die Austreibung der Geruchsstoffe und Bindung von NH_3 geeignet.

Für die Umstellung der anaeroben auf die aerobe Prozessführung bieten einige diskontinuierliche Boxenverfahren u. U. den Vorteil, dass die Umstellung direkt in der Box erfolgen kann und somit die in dieser Phase auftretenden Emissionen komplett gefasst und einer Behandlung zugeführt werden können.

Eine geschlossene Ausführung der gesamten Nachrotte ist nicht zwingend erforderlich, so dass eine Kombination aus geschlossenem und offenem Verfahren eingesetzt werden kann.

Die Vergärung von Reststoffen, wie z. B. Speiseresten oder abgelaufenen Lebensmitteln, erfolgt überwiegend in der Nassvergärung. Eine intensive Aufbereitung dieser Stoffe (Störstoffabtrennung, Zerkleinerung, Hygienisierung) erfordert fließfähige Substrate. Die entsprechenden flüssigen Gärreste aus diesen Behandlungsanlagen haben einen entsprechend niedrigen TS-Gehalt (z. B. 5–10 %) und erfordern in der Regel eine aufwändige Technik zur Gärrestaufbereitung. Hier kommen zunehmend Verfahren mit Eindickung und Eindampftechnik sowie Membranverfahren zum Einsatz.

4.2.1 Energetische und ökonomische Kennzahlen für die Vergärung

Gas- und Energieertrag

Durch den Stoffwechsel der bei der Vergärung beteiligten Mikroorganismen entstehen zwischen 80 und 130 Nm^3 Biogas pro Mg Bioabfall (Vergleich Energiemais: 170 Nm^3/Mg , Methangehalt 52 %).

Die Gasmenge ist stark abhängig vom Inputmaterial und dem Vergärungsverfahren. Der Energiegehalt wird bestimmt durch den Methananteil, welcher zwischen 50 % und 75 % liegt (Tab. 22). Bei gut eingestellten Anlagen für Bioabfall werden Werte von 55 %–60 % erreicht. Somit bleibt der größte Teil der in den Inputmaterialien enthaltenen Energie in Form von Methan erhalten.

Tab. 22: Typische Zusammensetzung von Biogas

Stoff	Anteil in Vol.-%
Methan (CH ₄)	50–75
Kohlendioxid (CO ₂)	25–50
Stickstoff (N ₂)	< 3
Sauerstoff (O ₂)	< 1
Wasserstoff (H ₂)	< 1
Schwefelwasserstoff (H ₂ S)	< 1
Ammoniak (NH ₃)	< 1

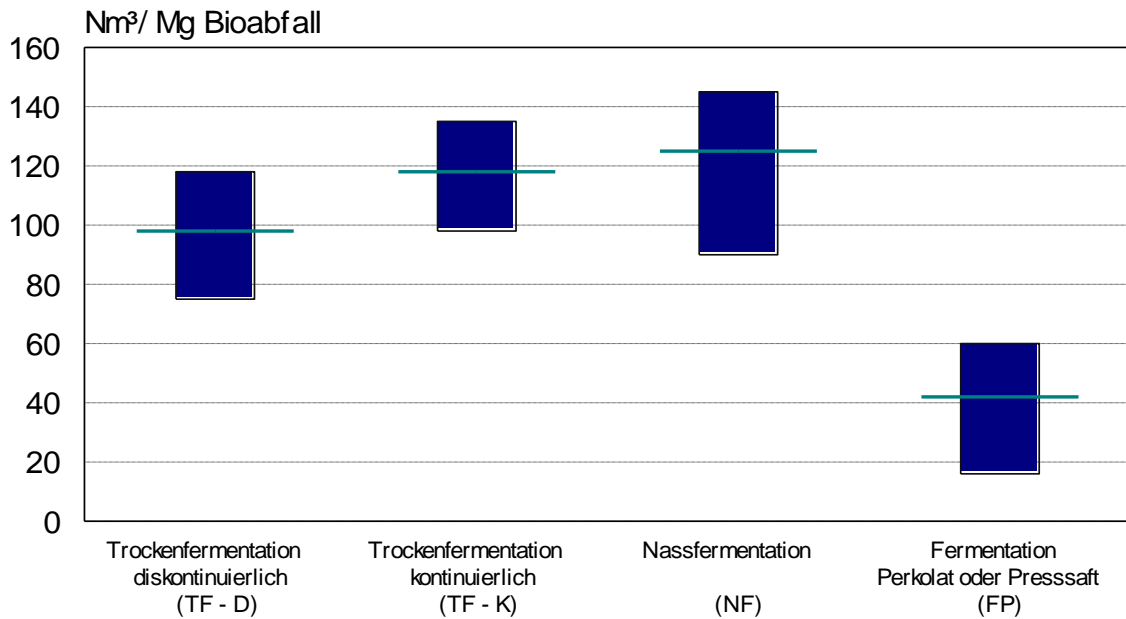
Wertgebender Bestandteil des Biogases, der energetisch genutzt werden kann, ist das Methan. Der Methangehalt wird weitgehend durch die Inputstoffe bedingt. Durch geeignete Aufbereitungsschritte, dies sind in der Regel Schritte zur Anreicherung des Methananteils durch CO₂-Ausschleusung, kann Biogas auf Erdgasqualität aufkonzentriert werden.

Weiterhin sind für die Qualität des Biogases der Wasserdampfgehalt sowie der Schwefelwasserstoffanteil (H₂S) bedeutend – beide Stoffe können zu Problemen bei der Gasverwertung (Korrosion) führen.

Der untere Heizwert von 1 Nm³ Biogas, der durch den CH₄-Gehalt bestimmt wird, liegt je nach Gasqualität zwischen 5,0 bis 7,5 kWh/Nm³ (Heizwert Methan: 10 kWh/Nm³).

In Abhängigkeit vom Vergärungsverfahren können unterschiedliche Gaserträge aus dem Verfahren gewonnen und einer energetischen Nutzung zugeführt werden.

Abb. 64 gibt eine Übersicht über die Spannweite der Gaserträge der verschiedenen Vergärungsverfahren.



Datengrundlage:
modifizierte Herstellerangaben 2008 und eigene Recherchen



Abb. 64: Bioabfallvergärung: spezifische Gaserträge je Mg Bioabfall differenziert nach Vergärungsverfahren

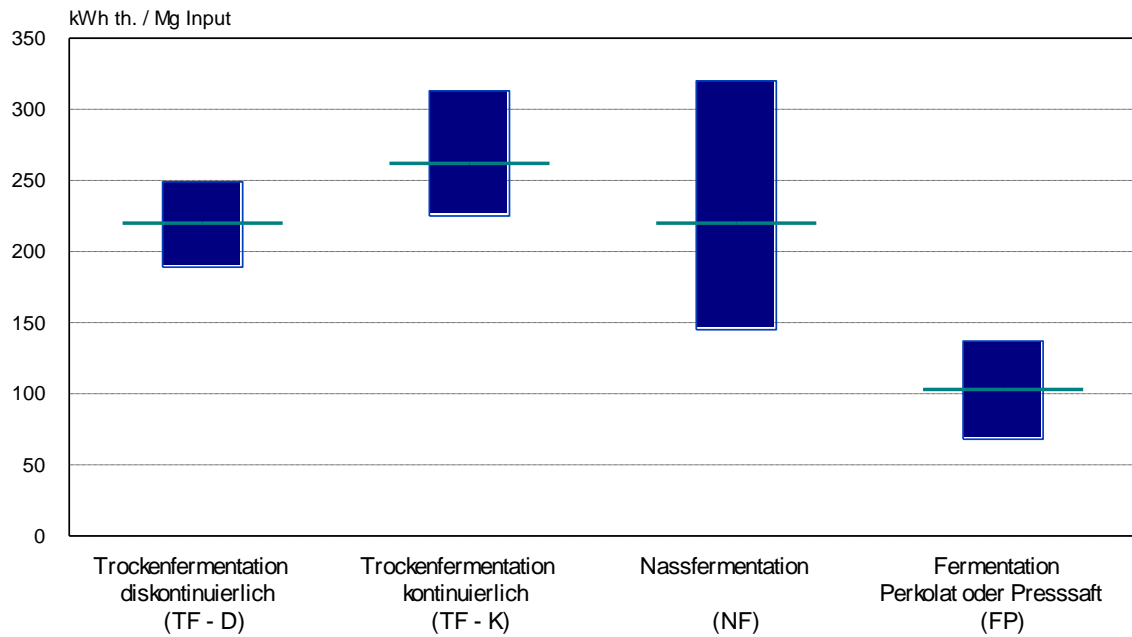
Ein Teil der über die Gasausbeute gewonnenen Energie wird in Form von Wärme und Strom für den Anlagenbetrieb benötigt. Der Eigenbedarf bei der diskontinuierlichen Trockenfermentation (mesophil) ist am niedrigsten (3 %–10 % Eigenstrombedarf und 10 %–20 % Prozesswärmebedarf).

Die kontinuierliche Trockenfermentation liegt mit dem Eigenverbrauch an Energie im Mittelfeld, weist jedoch je nach Verfahrensgestaltung erhebliche Unterschiede auf (z. B. deutlich höherer Wärmebedarf bei thermophilem Betrieb).

Bei der Nassfermentation (thermophil) wird insgesamt mehr Strom und Wärme benötigt als bei den anderen Verfahren. Jedoch besteht auch hier je nach Verfahrensgestaltung und Prozessführung eine große Spannbreite.

Zieht man den Eigenverbrauch ab, errechnen sich bei der Gasverwertung über ein typisches BHKW die in Abb. 65 und Abb. 66 dargestellten Wärme- und Stromerträge, die für die externe Nutzung bzw. Einspeisung ins Stromnetz zur Verfügung stehen.

Vergleicht man den Nettoertrag im Verhältnis zur Gasausbeute, so fällt insgesamt auf, dass die Boxenvergärungsverfahren trotz der geringsten Gasausbeute im Nettoertrag sowohl beim Wärme- als auch beim Stromertrag mit dem Mittelwert der Nassvergärungsverfahren vergleichbar sind. Die höchsten Nettoerträge weist im Mittel die kontinuierliche Trockenfermentation auf.



Datengrundlage:
modifizierte Herstellerangaben 2008 und eigene Berechnungen


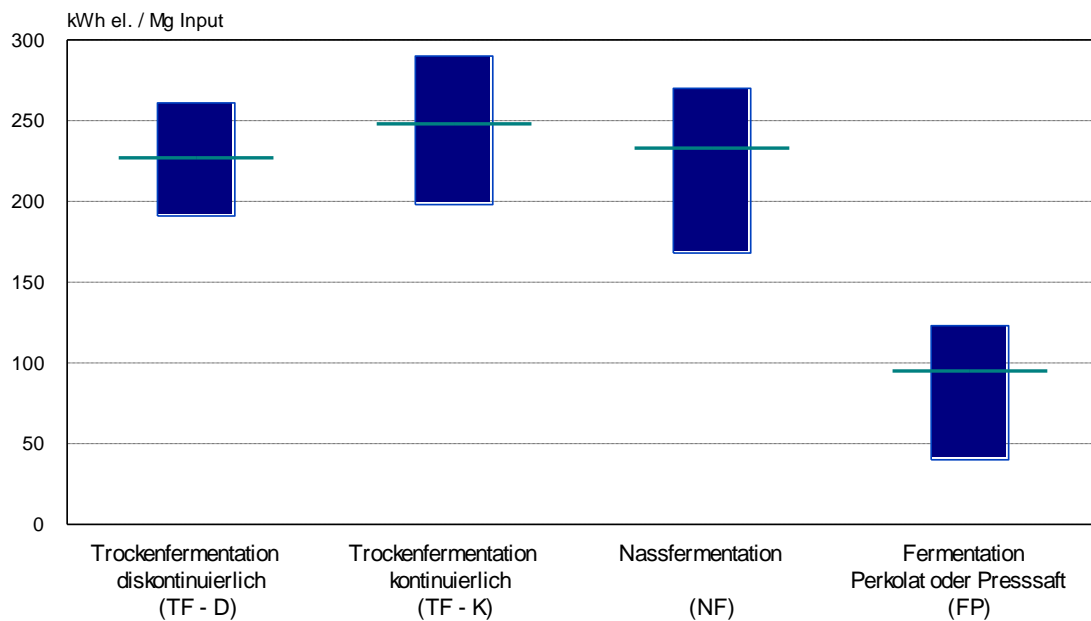
 Witzenhausen-Institut 2008

Abb. 65: Bioabfallvergärung: Netto-Wärmeertrag differenziert nach Vergärungsverfahren



Datengrundlage:
modifizierte Herstellerangaben 2008 und eigene Berechnungen

 Witzenhausen-Institut 2008

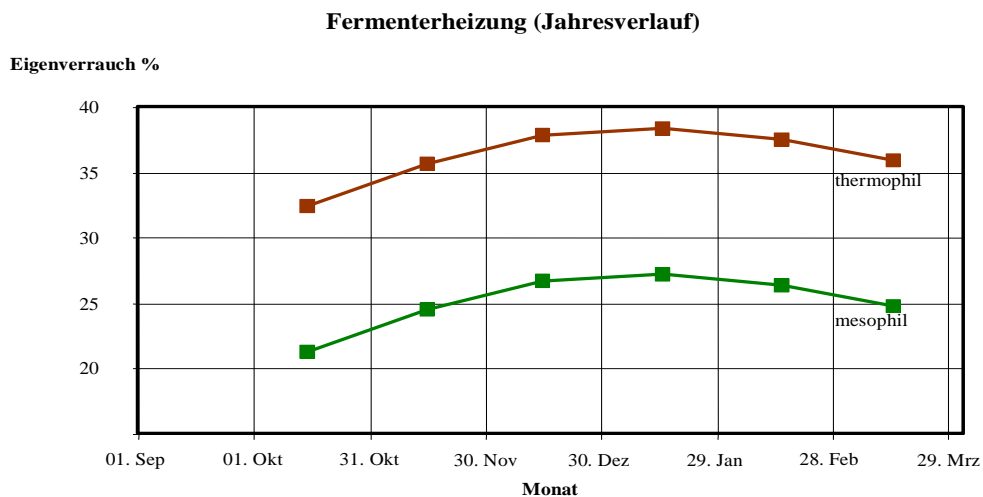
Abb. 66: Bioabfallvergärung: Netto-Stromertrag differenziert nach Vergärungsverfahren

Biogasnutzung

Das Biogas kann zur Produktion von Wärme und Strom in einem Blockheizkraftwerk oder einer Kesselanlage genutzt, nach Aufbereitung als Biomethan in ein vorhandenes Erdgasnetz eingespeist oder zum Antrieb von Fahrzeugen genutzt werden.

Gerade der Biogasnutzung kommt heute ein zentraler Stellenwert für die Wirtschaftlichkeit des Gesamtkonzeptes zu.

Die bei weitem überwiegende Nutzung von Biogas findet über die gekoppelte Strom- und Wärmeerzeugung in Blockheizkraftwerken statt, die meist in unmittelbarer Nähe zur Biogasanlage betrieben werden. Diese Blockheizkraftwerke erreichen in der Praxis elektrische Wirkungsgrade bis 44 % und thermische Wirkungsgrade von bis zu 46 %. Ein Teil der Wärme wird zur Beheizung der Fermenter benötigt. Insbesondere bei thermophilem Anlagenbetrieb ist dieser Anteil erheblich. Während der Wintermonate, wenn auch externe Wärmeabnehmer bereit stehen, ist der Eigenverbrauch an Wärme der Biogasanlage am höchsten (Abb. 67).



Quelle: WITZENHAUSEN-INSTITUT

Abb. 67: Wärmeeigenbedarf von Vergärungsanlagen in den Wintermonaten

Alternativ zu Blockheizkraftwerken werden an ersten Praxisanlagen auch Mikrogasturbinen eingesetzt. Trotz geringerem elektrischen Wirkungsgrad (+/- 30 %) bieten diese Aggregate durch erheblich geringeren Wartungsaufwand und bessere Abwärmennutzungsoptionen (das gesamte Abwärmepotenzial fällt in einem Wärmestrom mit einem hohen Temperaturniveau von 250 °C bis 300 °C an) je nach Rahmenbedingungen Vorteile. Im Bereich von Abfallvergärungsanlagen werden auch erste Erfahrungen mit Brennstoffzellen gesammelt.

Neben der Auswahl alternativer Energieerzeugungsaggregate können durch die Entwicklung von Gesamtkonzepten ökologisch und ökonomisch verbesserte Projekte umgesetzt werden. Hierbei spielen die typischen Standorte von Bioabfallvergärungsanlagen in größerer Entfernung von Wohn- und Gewerbebebauung eine besondere Rolle.

Daher ist häufig nur eine teilweise Wärmenutzung zum Betrieb der Vergärungsanlage selbst bzw. Nachbereiten von Gärresten und Kompost sowie anderen Substraten möglich.

Durch andere in Abb. 68 dargestellte Konzepte sind standortangepasste energetisch optimierte Lösungen mit verbesserter Wirtschaftlichkeit realisierbar.

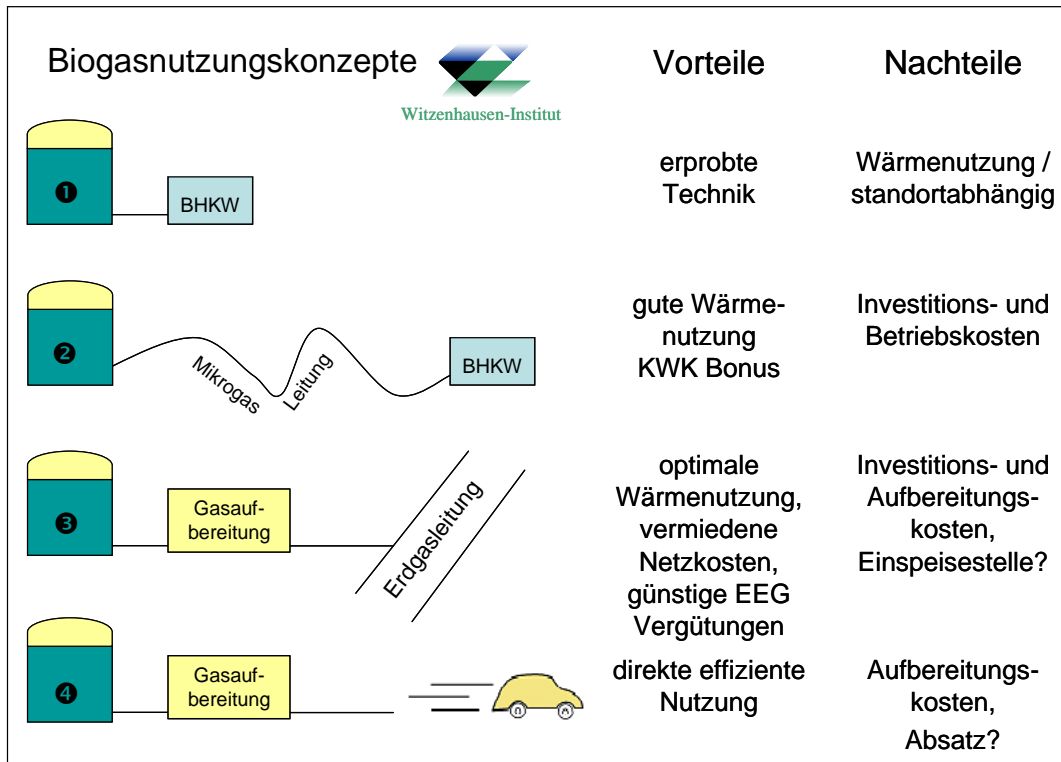


Abb. 68: Übersicht zu Biogasnutzungskonzepten

Je nach Nutzungskonzept wird ein unterschiedlicher Aufwand für die Gasaufbereitung sowie -verdichtung und -leitung notwendig (vgl. Abb. 69).

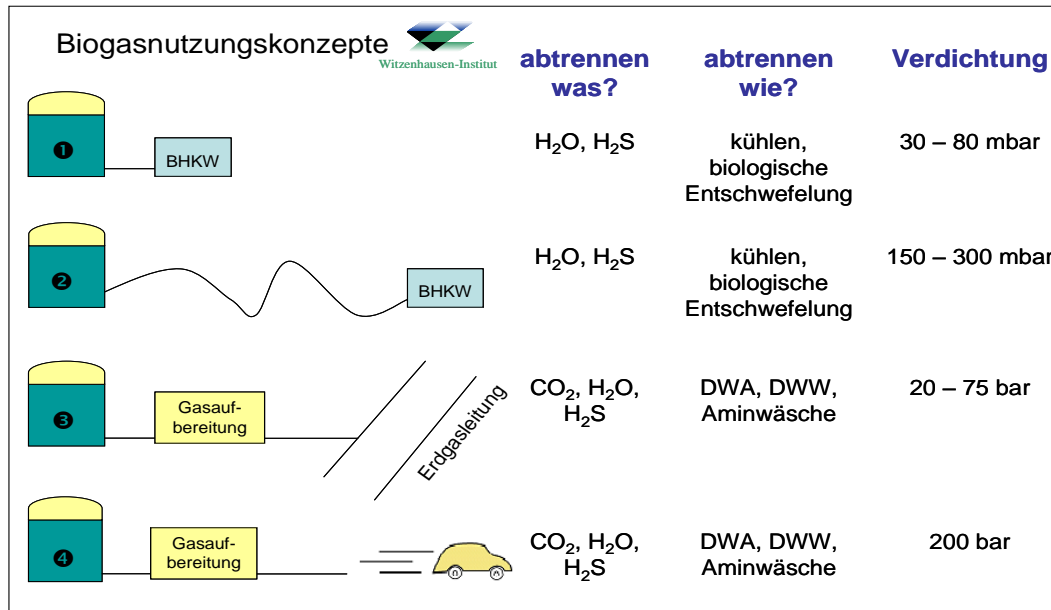


Abb. 69: Notwendige Maßnahmen für verschiedene Biogasnutzungskonzepte

Die alternativen Nutzungskonzepte zur Verstromung vor Ort mittels BHKW können wie folgt beschrieben werden:

② Biogasnahleitung (Mikrogasnetz)

Sind in einem Umkreis von bis zu 10 km um eine Biogasanlage gute ganzjährige Wärmenutzer vorhanden, bietet sich die Verlegung einer Biogasleitung an. Dabei kommen PE-Rohrleitungen zum Einsatz, die unter Beachtung der entsprechenden DVGW-Regeln in mindestens 1 m Tiefe zu verlegen sind. Zum störungsfreien Transport des Biogases ist das Biogas zu trocknen, ggf. enthaltene Partikel abzuscheiden und im Bereich von 100 bis 400 mbar zu verdichten.

Die Investitionskosten liegen in starker Abhängigkeit vom Trassenverlauf in der Größenordnung von 50–150 €/m. Die Betriebsaufwendungen für Verdichtung und Kühlung sind gering. Dabei sind Anlagengröße und Leitungslänge sowie die Qualität des Biogases wesentliche Einflussgrößen für die Kostenstruktur.

③ Einspeisung in das Erdgasnetz

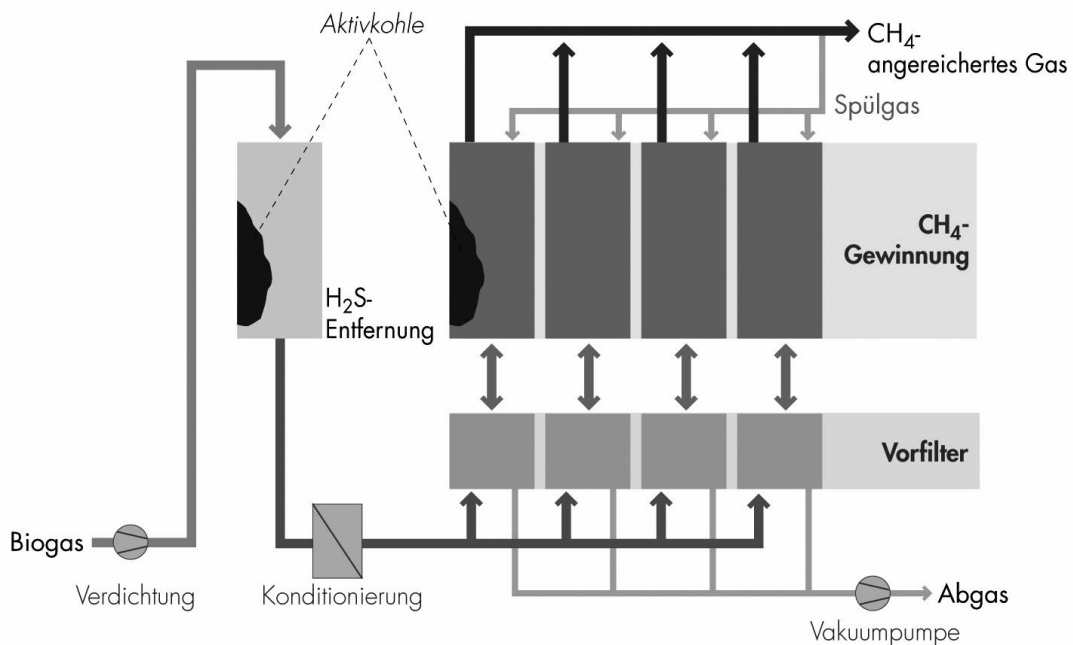
Sofern in einem Umkreis von bis zu 10 km um die Biogasanlage eine geeignete Einspeisemöglichkeit in das Hochdruckerdgasnetz vorhanden ist, kann bei größeren Anlagen die Aufbereitung des Biogases auf Erdgasqualität und die anschließende Einspeisung interessant sein. Anhand der typischen Zusammensetzung von Biogas und der unterschiedlichen Anforderungen der Erdgasnetze (vgl. DVGW G 260 und G 262) wird deutlich, dass das Störgas Schwefelwasserstoff auf Gehalte < 5 ppm zu reduzieren ist.

Weiterhin muss der Brennwert durch Abtrennung des Kohlendioxids und Trocknung des Gases auf unter 50 mg H₂O/Nm³ den Anforderungen der Gasnetze angepasst

werden. Für die Aufbereitung von Biogas auf Erdgasqualität werden in der Praxis derzeit drei Verfahren angewandt:

1. Druckwechseladsorption

Dieses Verfahren nutzt die physikalischen Bindungen unterschiedlicher Molekülgrößen an Kohlenstoffmolekularsiebe aus. Unter 6–10 bar Druck wird Biogas über derartige Molekularsiebe geleitet, wodurch sich CO₂ und ggf. weitere Gasmoleküle an den Molekularsieben anlagern, während Methan kaum adsorbiert wird und als Reingas mit Methangehalten von über 95 % zur Verfügung steht. Die Molekularsiebe werden durch Entspannung und anschließende Unterdruckbehandlung regeneriert. Druckwechseladsorptionsanlagen werden für Durchsätze von 100 bis 1.500 Nm³/h Rohgas gebaut. Größere Durchsätze werden über modulare Konzepte behandelt.



Quelle: ASUE e. V.

Abb. 70: Schema der Druckwechseladsorption

2. Druckwasserwäsche

Ebenfalls unter Ausnutzung physikalischer Bindungsvorgänge arbeitet die Druckwasserwäsche. Das verdichtete Rohbiogas wird im Gegenstrom mit Wasser unter Druck gewaschen, wobei die Sauergase CO₂ und H₂S ausgewaschen werden und Methan als Reingas nach einer folgenden Trocknung zur Einspeisung zur Verfügung steht. Die Regeneration des Waschwassers erfolgt über Entspannung und Strippen. Druckwasserwäschen werden in ähnlichen Größenordnungen wie Druckwechseladsorptionsanlagen gebaut.

Verdichtung

Unabhängig vom Gasaufbereitungsverfahren dürfen die Aufwendungen für die Verdichtung auf das Druckniveau der Erdgasleitung (in der Regel zwischen 16 und 100 bar) nicht unterschätzt werden. Bei drucklosen Gasaufbereitungsverfahren muss lediglich das Reingas (ca. 50 % des Rohgases) auf das Druckniveau der Erdgasleitung verdichtet werden. Bei der Druckwechseladsorption und der Druckwasserwäsche muss zunächst der gesamte Rohgasstrom auf 6–10 bar verdichtet werden und das Reingas anschließend nochmals auf das Druckniveau der Erdgasleitung angehoben werden.

Durch die Novellierung der Gasnetzzugangsverordnung liegt die Verantwortung für den Netzanschluss, die Verdichtung, die Odorierung und die eichfähige Messung des Einspeisegases beim Netzbetreiber. Die Kosten für den Netzanschluss sind vom Anschlussnehmer und vom Netzbetreiber je zur Hälfte zu tragen, während Wartung und Betrieb in die Verantwortlichkeit des Netzbetreibers fallen, der auch die Kosten hierfür zu tragen hat.

④ Biogaskraftstoff

Dort, wo keine Einspeisemöglichkeit für Bioerdgas besteht, kann aufbereitetes Biogas als Kraftstoff genutzt werden. Für die Gasaufbereitung kommen die oben skizzierten Verfahren zum Einsatz. Die Verdichtung von Erdgaskraftstoffen erfolgt auf 200 bar.

Der Anbau von Energiepflanzen für die Erzeugung von Biogaskraftstoff ist in Deutschland unwirtschaftlich, da die Verstromung des Biogases unter Ausnutzung des im EEG vorgesehenen NawaRo-Bonus wirtschaftlicher ist. Für Biogaskraftstoffe ist ein Bonus system nicht vorgesehen. Im Gegenteil, es muss mit dem ebenfalls steuerbefreiten Kraftstoff Erdgas konkurrieren. Dennoch sind hier wirtschaftliche Lösungen basierend auf der Vergärung von Reststoffen darstellbar, insbesondere wenn der Absatz der Biogaskraftstoffe über Flotten (Nahverkehr, Abfallwirtschaft etc.) gesichert werden kann.

Die hier skizzierten Biogasnutzungskonzepte zeigen das breite Feld der Möglichkeiten. Die möglichst ganzheitliche Nutzung des Biogases über intelligente Kombinationsansätze ist für die Wirtschaftlichkeit des gesamten Ansatzes von erheblicher Bedeutung.

Wasserbilanz

Die Wasserbilanz und die daraus resultierenden Konsequenzen sind ein erheblicher Entscheidungsfaktor bei der Prüfung der standortspezifischen Eignung von Vergärungsverfahren.

Wasser fällt bei den kontinuierlichen Verfahren in Form von Presswasser bei der Gärrestaufbereitung an. Ein Teil des Presswassers wird zur Verflüssigung des Bioabfall-Inputs rückgeführt.

Sowohl bei der Nassfermentation als auch bei der kontinuierlichen Trockenfermentation fallen erhebliche Mengen an Überschusswasser an. Diese müssen dann als flüssiger Gärrest entsorgt bzw. verwertet werden. Hier gilt es, bei der Anlagenplanung entsprechende Lagerkapazitäten für flüssige Gärreste zu berücksichtigen.

Auch bei der diskontinuierlichen Trockenfermentation (Batch-Verfahren) fällt Überschusswasser aus der Perkolations an, jedoch nur in einer Größenordnung von ca. 5 % des Materialinputs. Das restliche Wasser findet sich im Gärrest wieder.

Neben den Vergärungsverfahren bieten sich eine Reihe weiterer Optionen zur Beeinflussung der anfallenden Mengen an flüssigen Gärresten:

- Bei der Separation des Gärrestes ist in der Regel nicht die maximale Entwässerung Ziel, sondern ein TM-Gehalt, der, häufig in Verbindung mit zugefügtem Strukturmaterial, eine sachgerechte Kompostierung erlaubt.
- Die Rückführung des flüssigen Gärrestes zur Anmischung des Bioabfalls spielt bei den kontinuierlichen Verfahren eine wesentliche Rolle.
- Je nach Jahreszeit und Verlauf des Kompostierungsprozesses kann flüssiger Gärrest zur Anfeuchtung der Komposte verwendet werden.

Darüber hinaus lässt sich feststellen, dass in Regionen mit hohem Anteil an Veredlungswirtschaft und damit verbundenen großen Mengen an Wirtschaftsdüngern (Gülle) die landwirtschaftliche Verwertung flüssiger Gärreste schwierig ist. In Ackerbauregionen mit geringem Viehbesatz ist hingegen die Akzeptanz des Gärrestes als Flüssigdünger in der Regel gut. Dort, wo eine landwirtschaftliche Verwertung nicht möglich ist, müssen flüssige Gärreste über Kläranlagen geführt werden.

Flächenbedarf

Nassfermentation und kontinuierliche Trockenfermentation

Bei der Ermittlung des Flächenbedarfs sind die Anlagenkomponenten der Nassfermentationsverfahren vergleichbar mit denen der kontinuierlichen Trockenfermentation. Der Flächenbedarf ermittelt sich im Wesentlichen aus folgenden Anlagenkomponenten:

- Anlieferung und Materialaufbereitung
- Dosiertechnik
- Fermenter
- Gärrestseparation und Konditionierung des Gärguts für Nachrotte
- Lagertank für flüssigen Gärrest
- Zwischenlager Gärgut
- Biofilter
- BHKW

Ein Aufstellungsbeispiel für eine Anlage mit kontinuierlicher Trockenfermentation (Pfropfenstromvergärung) mit 20.000 Mg Bioabfall-Input ist Abb. 73 zu entnehmen. Der Flächenbedarf für die Nachrotte (Kompostierung) des Gärrestes ist bei diesem Beispiel nicht berücksichtigt.

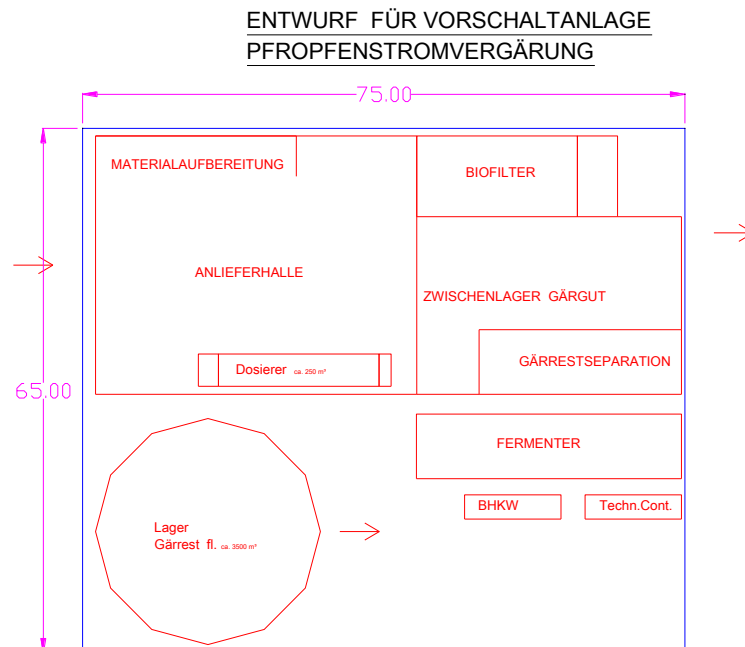


Abb. 73: Aufstellungsbeispiel Pfropfenstromvergärung, Input 20.000 Mg Bioabfall

Diskontinuierliche Trockenfermentation (Garagen- oder Boxenverfahren)

Die Anlagenkomponenten der diskontinuierlichen Trockenfermentation unterscheiden sich hier deutlich: Dosiertechnik, aufwändige Aufbereitungskomponenten sowie die Gärrestseparation und Lagertanks für flüssigen Gärrest entfallen. Hierfür besteht ein größerer Flächenbedarf für die Fermenterboxen und die Fahrflächen zur Befüllung und Entleerung sowie bei einigen Verfahren auch zum Animpfen des frischen Substrates mit Gärrest. Der Flächenbedarf ermittelt sich folglich im Wesentlichen aus folgenden Anlagenkomponenten:

- Anlieferung und Materialaufbereitung
- Rotteboxen und Fahrwege zur Befüllung und Entleerung
- Perkolatspeicher
- Zwischenlager Gärgut
- Biofilter
- BHKW

Ein Aufstellungsbeispiel für eine Anlage mit diskontinuierlicher Trockenfermentation (Boxenvergärung) mit 20.000 Mg Bioabfall-Input ist Abb. 74 zu entnehmen. Der Flächenbedarf für die Nachrotte (Kompostierung) des Gärrestes ist hier ebenfalls nicht berücksichtigt.

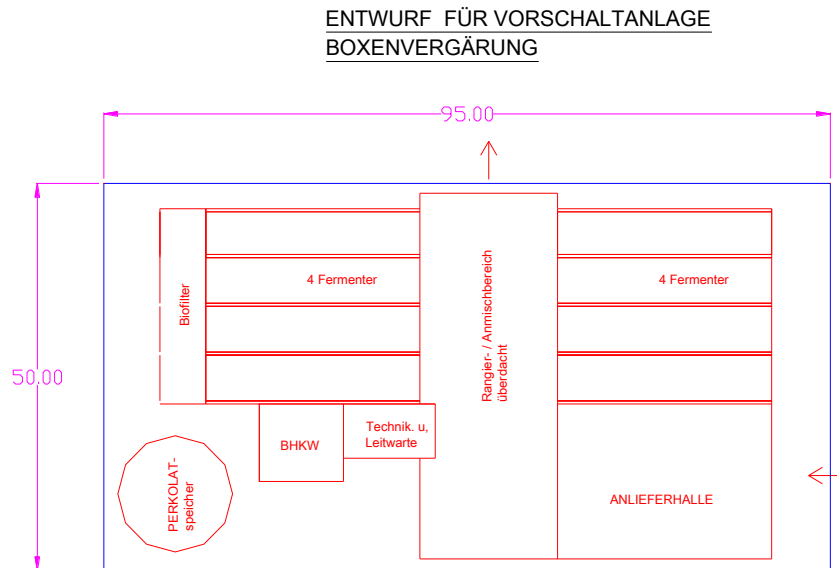


Abb. 74: Aufstellungsbeispiel Boxenvergärung, Input 20.000 Mg Bioabfall

Flächenbedarf nach Verfahren

Tab. 23 gibt eine Übersicht über den Flächenbedarf der verschiedenen Vergärungsverfahren für Anlagen mit einem Input von 20.000 Mg Bioabfall und 40.000 Mg Bioabfall. Bei diesen Angaben ist der Flächenbedarf für die Nachrotte des Gärrestes noch nicht berücksichtigt. Bei den Angaben zur diskontinuierlichen Trockenfermentation sind teilweise zusätzlich noch entsprechende Fahrflächen für die Befüllung und Entleerung der Boxen hinzuzurechnen (siehe Abb. 74).

So ist letztlich bei allen Verfahren für eine 20.000 Mg-Anlage von einem Flächenbedarf von ca. 5.000 m² auszugehen, zuzüglich einer Nachrottefläche.

Tab. 23: Flächenbedarf Bioabfallvergärung ohne Nachrotteflächen

Input Bioabfall	Flächenbedarf nach Verfahren		
Mg	Nassfermentation	Kontinuierliche Trockenfermentation	Diskontinuierliche Trockenfermentation
20.000	4.500 m ² - 5.000 m ²	4.000 m ² - 5.500 m ²	2.500 - 3.000 m ²
40.000	6.000 m ² - 8.000 m ²	5.000 m ² - 6.000 m ²	5.000 m ²
pro Mg	0,15 m ² - 0,25 m ²	0,125 m ² - 0,275 m ²	0,125 - 0,2 m ²

Datenquelle: Herstellerangaben 2008




Witzenhausen-Institut 2008

Abschließend werden nachfolgend beispielhaft wesentliche Verfahrenselemente eines diskontinuierlichen Verfahrens (Boxenvergärung) und eines kontinuierlichen Verfahrens (Pfropfenstromvergärung) tabellarisch gegenübergestellt und bewertet.

Tab. 24: Zusammenfassende Bewertung der Trockenvergärungsverfahren am Beispiel Pfpfenstrom- bzw. Boxenvergärung

Variantenvergleich Trockenvergärung				
Untersuchungskriterien	Pfpfenstrom	Boxen		
Transport Anlieferung Bioabfälle	zentrale Anlieferung direkt durch Sammelunternehmen, kein Umladen, weite Transporte in externe Kompostanlagen entfallen, positive Ökobilanz für Transportwege			
Transport Anlieferung Grünabfälle	kontinuierliche Beschickung: jahreszeitliche Peaks: Zwischenlagerung	+	durch Boxen jahreszeitliche Peaks besser abzufangen	++
Qualitätsanforderungen Input Bioabfälle	Materialaufbereitung zwingend Aufbereitung und Störstoffauslese vor Fermenter	+	Materialaufbereitung optional unanfällig in Bezug auf Störstoffe, Störstoffseparation bei Kompostaufbereitung	++
Qualitätsanforderungen Input Grünabfälle	keine hohen Anteile holziger und strohiger Materialien	-	unanfälliger in Bezug auf holzige Anteile	+
Wartungsaufwand	Dosiertechnik, Aufbereitung, Rührtechnik, Entwässerung	--	begrenzt auf Fermentertechnik	+
Prozessstabilität	im Fermenter exakte Prozessführung erforderlich	-	einzelne Module können aus dem Prozess herausgenommen werden, bei Ausfall einer Box laufen die anderen weiter	+
Gaserträge	hohe kontinuierliche Gaserträge	+	durch diskontinuierlichen Betrieb pro Box schwankende Gaserträge, deshalb gutes Gesamtmanagement für gleichmäßige Gasbildung	-
Gärreste	Gärrestentwässerung für Prozessführung erforderlich	--	nur feste Gärreste, keine Entwässerung erforderlich	++
	Lagertank für flüssigen, thermophilen Gärrest erforderlich	-	nur kleiner Lagertank für zu entsorgendes Perkolat	+
	Vorteil: Gärrest ist i.d.R. hygienisiert und weniger festen Gärrest, der nachgerottet werden muss	++	Nachteil: Gärrest und Überschussperkolat nicht hygienisiert, größere Mengen für Nachrotte mit Sicherstellung der Hygienisierung	--
Anwendererfahrung	Anwendererfahrung seit 1997/98, Verfahren ist ausgereift	++	Anwendererfahrung seit 2003, sehr viele Neuentwicklungen bei Verfahrensdetails in den letzten beiden Jahren	+

 Witzenhausen-Institut 2008

Wie Tab. 24 zeigt, weisen das dargestellte Pfpfenstrom- und das Boxenverfahren in den einzelnen Untersuchungskriterien zum Teil unterschiedliche Stärken und Schwächen auf. Diese gilt es bei einer konkreten Anlagenplanung entsprechend zu berücksichtigen.

Kosten und Erlöse der Vergärung

Kosten

Vergärungsverfahren im Batchbetrieb erfordern geringere Investitionen als kontinuierliche Nass- oder Trockenvergärungsanlagen, erzielen aber andererseits niedrigere Gaserträge. Zudem ist zu berücksichtigen, ob eine Vergärungsanlage als Vorschaltanlage in eine vorhandene Kompostierung integriert werden kann und damit wesentliche Verfahrensabschnitte für die Gärrestbehandlung mitgenutzt werden können oder ob es sich um eine neue eigenständige Anlage handelt.

Bei den spezifischen Betriebskosten für Vorschaltanlagen ist bei den technisch aufwändigen Anlagentypen von Zusatzkosten in Höhe von 40 €/Mg bis 55 €/Mg (ohne Erlöse) auszugehen, wobei mit steigender Anlagenkapazität eine Kostendegression besteht. Diesen Kosten sind die Erlöse aus dem Strom- und Wärmeverkauf gegenüberzustellen. Günstige Bedingungen liegen vor, wenn mit der Vorschaltanlage auch gleichzeitig die Inputmengen erhöht werden können, weil dadurch eine günstige Auslastung der bestehenden Kompostierung zur Gärrestaufbereitung möglich wird.

Erlöse

Die Gesamtaufwendungen der Vergärung von Bioabfällen werden wesentlich durch die Energieerlöse für Strom und Wärme bestimmt. Die Vergärung von Bioabfällen wird durch die Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) im Jahr 2008 zwar explizit als innovative Technik angesprochen und entsprechend vergütet (wenn die festen Gärreste stofflich verwertet werden), allerdings wurde bereits nach dem bisherigen EEG (2004) zu der Grundvergütung eine Technologie-Bonus von 2 Cent pro kWh_{el} gewährt, wenn es sich um eine Trockenvergärung handelte, was bei den meisten Bioabfallvergärungsanlagen der Fall war.

Eine weiter erhöhte Vergütung für den eingespeisten Strom lässt sich über sinnvolle Wärmenutzungen gemäß Anlage 3 des novellierten EEG erzielen. So wird dort u. a. die Nutzung von Prozesswärme zur Aufbereitung von Gärresten zum Zwecke der Düngemittelherstellung als Option genannt. Nachteilig wirkt sich die enge Interpretation des Begriffs Landschaftspflegematerial auf reine Grüngutvergärungsanlagen aus, die bisher zusätzlich den NawaRo-Bonus erhielten. Sofern sich die Interpretation durchsetzt, wird dies für Anlagen nach dem novellierten EEG nicht mehr der Fall sein.

Weitere Erlöse sind durch die Vergütung aus der Nutzung der anfallenden Abwärme bei der Stromerzeugung zu generieren. Häufig ist die Wärmenutzung entscheidender Faktor für die Wirtschaftlichkeit von Konzepten (vgl. auch Abb. 68, Seite 137).

Die Erlöse aus der Bioabfallvergärung werden wesentlich durch folgende Faktoren mitbestimmt:

- Biogaserträge (verfahrens- und substratabhängig) und Methangehalte
- Verwertungs- und Absatzwege der Gärreste (insbesondere Press- bzw. Überschusswasser als Düngekonzentrat oder Abwasser)
- Geeignete Wärmekonzepte und Verkauf von Überschusswärme

Investitions- und Betriebskosten (Beispiel)

Nachfolgend werden exemplarisch Investitions- und Betriebskosten für eine Bioabfallvergärungsanlage mit einer Inputmenge von 18.000 Mg/a dargestellt. Die Datenbasis bilden Herstellerangaben aus 2008, ergänzt durch eigene Recherchen.

Kalkulationsrahmen und verfahrensspezifische Besonderheiten:

Den Kalkulationsbeispielen werden folgende Annahmen zugrunde gelegt:

- Erschließbare Bioabfallmenge: 15.000 Mg/a
- Erschließbare Menge krautige Grünabfälle: 3.000 Mg/a
- In den Kalkulationen sind die Kosten für die Vergärungsstufe incl. Aufbereitung der Bio-/Grünabfälle und die Kosten für die Nachrotte bis zum vermarktungsfähigen Frischkompost getrennt ausgewiesen.
- Kosten für den Erwerb und die Erschließung der Betriebsflächen sind nicht berücksichtigt.
- Die Erlöse wurden anhand der Rahmenbedingungen laut EEG-Novelle 2009 berechnet. In der Kalkulation wird angenommen, dass die Hälfte der Wärmeüberschussmenge vermarktet werden kann.
- Die Kalkulation berücksichtigt keine Aufschläge für Wagnis und Gewinn, die bei einem Anlagenbetrieb durch Dritte einzukalkulieren wären. Diese liegen üblicherweise bei 10–15 % der Behandlungskosten.

Bei einem Kostenvergleich gilt es zusätzlich verfahrensspezifische Besonderheiten zu berücksichtigen:

Kontinuierliche Trockenfermentation (Pfropfenstrom)

- Die Kosten für die Entwässerung des Gärrestes und für die Lagerung des flüssigen Gärrestes sind in der Kalkulation enthalten.
- Bei der Trockenfermentation fallen bei der Entwässerung der Gärreste zwischen 5.400 und 7.200 Nm³ flüssiger Gärrest an. Hier gilt es zu prüfen, inwieweit dieser Gärrest auf landwirtschaftlichen Flächen in der Region ausgebracht werden kann. Die Kosten bzw. Erlöse für eine landwirtschaftliche Verwertung des flüssigen Gärrestes sind in der Kalkulation nicht berücksichtigt.

Diskontinuierliche Trockenfermentation (Boxen)

- Die Kalkulation für die Boxenvergärung enthält die Entsorgungskosten für das Überschusserkolat. Hier fallen keine weiteren flüssigen Gärreste an.
- Bei der Boxenvergärung sind die anfallenden festen Gärreste durch das mesophile Verfahren noch nicht hygienisiert. Hier muss eine ordnungsgemäße Hygienisierung nach den Vorgaben der Bioabfallverordnung im Rahmen der Nachrotte sichergestellt werden.

Nassfermentation

- Die Kosten für die Vergärungsstufe bei einer Nassfermentation sind mit den Kosten für die Pfropfenstromvergärung zu vergleichen.
- Bei der Nassfermentation kommen jedoch zusätzlich Investitions- und Betriebskosten für eine differenzierte Materialaufbereitung vor der Vergärung hinzu (Stofflöser, Sandfang, Störstoffabscheidung etc.). Diese liegen nach Herstellerangaben zwischen 20 und 30 €/Mg Input. Nach den bisherigen Betriebserfahrungen ist in diesem Bereich von einem höheren Materialverschleiß und Wartungsaufwand auszugehen.
- Bei der Nassfermentation fallen nach der Entwässerung der Gärreste zwischen 7.200 und 10.800 Nm³/a flüssiger Gärrest an. Hier gilt es, wie bei der kontinuierlichen Trockenfermentation, zu prüfen, inwieweit der Gärrest auf landwirtschaftlichen Flächen in der Region ausgebracht werden kann. Die Gärrestentwässerung und -aufbereitung ist aufgrund des hohen Wassergehaltes deutlich teurer als bei der Pfropfenstromvergärung.

Wie die folgenden Tab. 25 und Tab. 26 zeigen, liegen beide dargestellten Trockenvergärungsverfahren, trotz unterschiedlicher technologischer Ausgestaltung, im gerechneten Beispiel mit Behandlungskosten von 42 €/Mg-Input (Boxenverfahren) bzw. 44 €/Mg-Input (Pfropfenstrom) in einem annähernd gleichen Kostenbereich. Hierbei wurden allerdings keine Kosten für Grundstück, Erschließung und Infrastruktur, Wagnis und Gewinn usw. berücksichtigt.

Kostenkalkulation Kontinuierliche Trockenfermentation

Tab. 25: Beispielhafte Kostenkalkulation Bioabfallvergärungsanlage mit Pfdropfenstromfermenter (kontinuierliche Trockenfermentation)

Ohne Kosten für Grundstück, Erschließung und Infrastruktur, Wagnis und Gewinn usw.

Datengrundlage: Herstellerangaben und eigene Berechnungen

Bioabfallvergärungsanlage	
Kontinuierliche Trockenfermentation	
Pfdropfenstromfermenter	
Inputmengen (Mg/a)	
Bioabfall	15.000
Grünabfall	3.000
Investitionskosten (±20%):	
Biogasanlage incl. Gärrestentwässerung	4.960.000 €
Materialaufbereitung	400.000 €
Bautechnik (in Kosten Biogasanlage enthalten)	
Planung / Genehmigung	110.000 €
Engineering / Projektmanagement	430.000 €
UVG	270.000 €
Summe Invest	6.170.000 €
Betriebskosten (±20%):	
Stromkosten (12 Cent/kWh)	82.000 € / a
Personal (2 AK)	70.000 € / a
Reparaturen + Wartung BGA + BHKW	220.000 € / a
Betriebsstoffe	27.000 € / a
Versicherungen	28.000 € / a
UVG	21.000 € / a
Lagerkosten Gärrest flüssig (4 €/m³)	18.400 € / a
Entsorgungskosten Störstoffe (2% des Inputs á 100 €/Mg)	36.000 € / a
Summe Betriebskosten	502.400 € / a
Betriebs- + Kapitalkosten:	
Kapitalkosten/a (12 Jahre, 5% Zins)	696.000 € / a
Betriebskosten	502.400 € / a
Gesamtkosten pro Jahr	1.198.400 € / a
	67 € / Mg Input
Erlös	
Strom (EEG, Novelle 2009)	452.800 € / a
Technologiebonus (Biotonne, 2 Cent/kWh)	92.000 € / a
Wärme (50% der Überschusswärme; 4 Cent/kWh)	77.000 € / a
KWK Bonus auf Wärmeverkauf (3 Cent/kWh)	51.000 € / a
Gesamterlös pro Jahr	672.800 € / a
	37 € / Mg Input
Behandlungskosten Vergärung	525.600 € / a
	29 € / Mg Input
Behandlungskosten Nachrotte 10.600 Mg fester Gärrest (25 €/Mg)	265.000 € / a
	15 € / Mg Input
Behandlungskosten incl. Nachrotte	790.600 € / a
	44 € / Mg Input



Witzenhausen-Institut 2008

Kostenkalkulation Diskontinuierliche Trockenfermentation

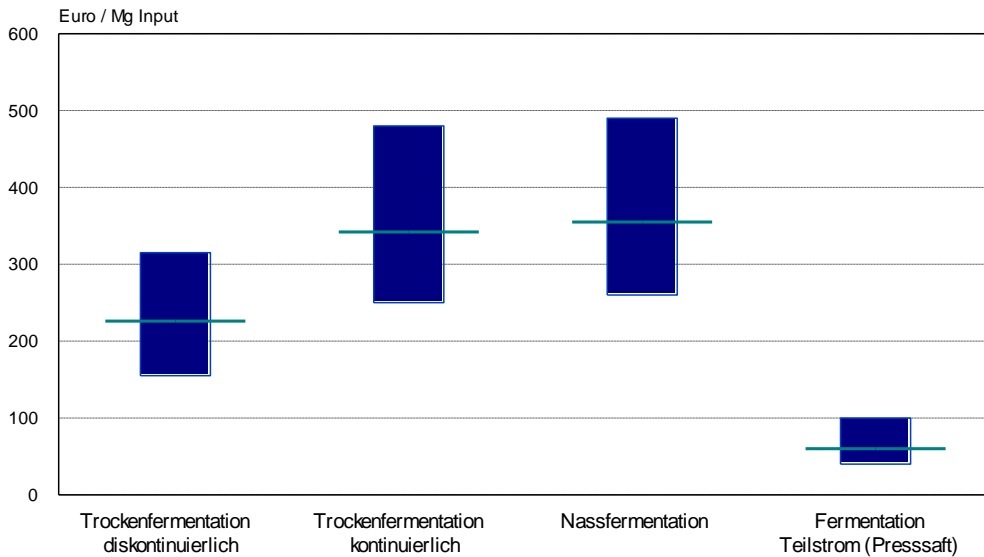
Tab. 26: Beispielhafte Kostenkalkulation Bioabfallvergärungsanlage mit Boxenfermenter (diskontinuierliche Trockenfermentation)

Ohne Kosten für Grundstück, Erschließung und Infrastruktur, Wagnis und Gewinn usw.

Datengrundlage: Herstellerangaben und eigene Berechnungen

Bioabfallvergärungsanlage	
Diskontinuierliche Trockenfermentation	
Boxenfermenter	
<u>Inputmengen (Mg/a)</u>	
Bioabfall	15.000
Grünabfall	3.000
<u>Investitionskosten (±20%):</u>	
Biogasanlage incl. Gärrestentwässerung	3.160.000 €
Materialaufbereitung	200.000 €
Bautechnik (in Kosten Biogasanlage enthalten)	0 €
Planung / Genehmigung	100.000 €
Engineering / Projektmanagement	340.000 €
UVG	270.000 €
Summe Invest	4.070.000 €
<u>Betriebskosten (±20%):</u>	
Stromkosten (12 Cent/kWh)	20.000 € / a
Personal (3 AK)	105.000 € / a
Reparaturen + Wartung BGA + BHKW	94.000 € / a
Betriebsstoffe	67.000 € / a
Versicherungen	18.000 € / a
Entsorgung Störstoffe (2% des Inputs à 100 €/Mg))	36.000 € / a
Entsorgung Perkolatüberschuss (4 €/m ³)	3.200 € / a
UVG	15.000 € / a
Summe Betriebskosten	358.200 € / a
<u>Betriebs- + Kapitalkosten:</u>	
Kapitalkosten/a (12 Jahre, 5% Zins)	459.000 € / a
Betriebskosten	358.200 € / a
Gesamtkosten pro Jahr	817.200 € / a
	45 € / Mg Input
<u>Erlös</u>	
Strom (EEG, Novelle 2009)	341.200 € / a
Technologiebonus (Biotonne, 2 Cent/kWh)	67.000 € / a
Wärme (50% der Überschusswärme; 4 Cent/kWh)	64.000 € / a
KWK Bonus auf Wärmeverkauf (3 Cent/kWh)	43.000 € / a
Gesamterlös pro Jahr	515.200 € / a
	29 € / Mg Input
Behandlungskosten Vergärung	302.000 € / a
	17 € / Mg Input
Behandlungskosten Nachrotte 15.300 Mg fester Gärrest (30 €/Mg)	459.000 € / a
	26 € / Mg Input
Behandlungskosten incl. Nachrotte	761.000 € / a
	42 € / Mg Input

Die nachfolgenden Abbildungen veranschaulichen, basierend auf Herstellerangaben, typische spezifische Kosten (Mittelwerte sowie Abweichungen) verschiedener Bioabfallvergärungsverfahren (ohne Kosten Gärrestbehandlung (vgl. Tab. 25 und Tab. 26)). Während Abb. 75 spezifische Investitionskosten aufzeigt veranschaulicht Abb. 76 typische Bereiche für die spezifischen Betriebskosten. Schließlich zeigt Abb. 77 die unterschiedlichen zu erwartenden Erlöse der verschiedenen Vergärungsverfahren auf.



Datengrundlage: Herstellerangaben 2008 und eigene Berechnungen

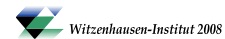
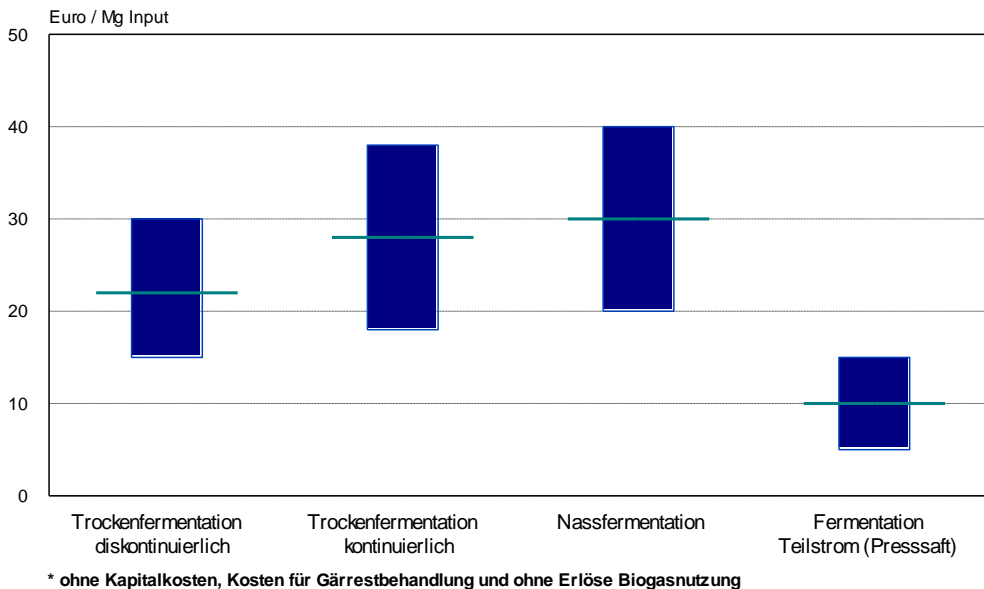


Abb. 75: Spezifische Investitionskosten verschiedener Bioabfallvergärungsverfahren (Anlage: 20.000 Mg/a)



* ohne Kapitalkosten, Kosten für Gärrestbehandlung und ohne Erlöse Biogasnutzung

Datengrundlage: Herstellerangaben 2008 und eigene Berechnungen



Abb. 76: Spezifische Betriebskosten verschiedener Bioabfallvergärungsverfahren (Anlage: 20.000 Mg/a)

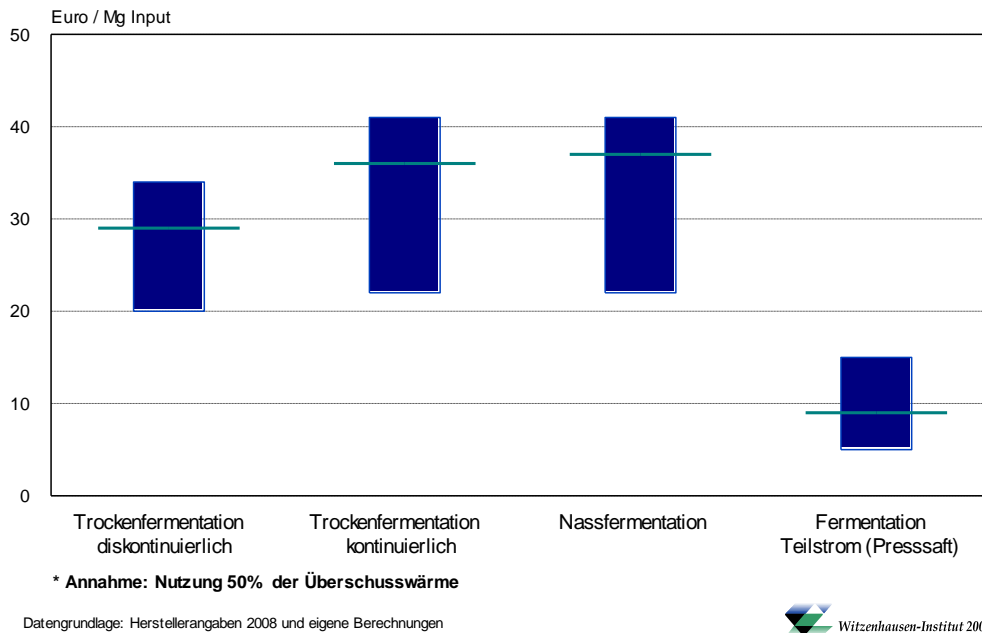


Abb. 77: Spezifische Erlöse verschiedener Bioabfallvergärungsverfahren (Anlage: 20.000 Mg/a)

Die angegebenen wirtschaftlichen Spannbreiten sind lediglich als Trend zu werten. Obwohl die Angaben der Hersteller einheitlich angefragt wurden und hinsichtlich Liefergrenzen, Gaserträgen usw. weitgehend standardisiert wurden, ist ein Kostenvergleich für den Einzelfall aus den vorstehenden Grafiken nicht abzuleiten. Darüber hinaus stehen für die Verfahrenstypen unterschiedliche Anzahlen von Anbietern zur Verfügung.

4.2.2 Ökologische Bewertung

Wie auch bei der Kompostierung sind im Zusammenhang mit der ökologischen Bewertung der Verfahren die wertgebenden Eigenschaften der Gärprodukte sowie die Klimawirksamkeit der Prozesse von Relevanz.

Substitution mineralischer Düngemittel

Die bei der Vergärung von Bioabfällen anfallenden Gärrückstände enthalten Pflanzennährstoffe sowie in größerem Umfang auch Anteile an organischer Substanz, so dass diese Rückstände dem Boden als Dünger bzw. zur Humusreproduktion zur Verfügung stehen.

Der Abbau der organischen Substanz im Rahmen des Vergärungsprozesses ist abhängig von den Ausgangssubstraten sowie der Dauer der Fermentation. Dabei wird ein Teil des organischen Kohlenstoffs zu Methan und Kohlendioxid abgebaut, wohingegen keine Nährstoffverluste (N, P, K, Mg) auftreten (REINHOFER et al. 2006). Weiterhin überführt der anaerobe Abbau der organischen Substanz einen Teil des organisch gebundenen Stickstoffs in Ammonium.

Ein weiterer Effekt ist die Einengung des Kohlenstoff-Stickstoffverhältnisses durch den Abbau von Kohlenstoffverbindungen. Außerdem steigt der pH-Wert durch die Fermentationsvorgänge an. Entscheidend für die anschließende Kompostierung des Gärgutes ist unter anderem das Vorhandensein von genügend Restorganik und Strukturmaterial sowie eine ausreichende Entwässerung.

Tab. 27: Wertgebende Bestandteile gütegesicherter Gärprodukte

Parameter	Medianwerte: gütegesicherte Gärprodukte flüssig 2007	Medianwerte: gütegesicherte Gärprodukte fest 2007
Nährstoffe gesamt:		
Stickstoff gesamt (N) [% TM]	10	2,89
Stickstoff gesamt (N) [kg/t FM]	6,1	9
Stickstoff organisch (N) [% TM]		
Stickstoff organisch (N) [kg/t FM]	2,5	8,1
Phosphat gesamt (P ₂ O ₅) [% TM]	3,2	1,34
Phosphat gesamt (P ₂ O ₅) [kg/t FM]	1,7	5,1
Kalium gesamt (K ₂ O) [% TM]	4,46	0,93
Kalium gesamt (K ₂ O) [kg/t FM]	2,1	3,1
Magnesium gesamt (MgO) [% TM]	0,53	0,89
Magnesium gesamt (MgO) [kg/t FM]	0,2	2,9
Nährstoffe löslich:		
Stickstoff CaCl ₂ -löslich (N) kg/t FM	2,9	0,8
Stickstoff anrechenbar löslich+5% N _{org} in (N) kg/ t FM	3,025	1,205
Bodenverbesserung:		
Glühverlust [%]	60,7	57,1
C/N Verhältnis	3,7	12,3
Basisch wirksame Stoffe (CaO) [% TM]	4,5	6,4
Basisch wirksame Stoffe (CaO) kg/t FM	2,3	18,7
Humus-C in % TM	10,6	11,6
Humus-C in kg/t FM	5	37,8

Quelle: BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST, schriftl. Mitteilung September 2008

Die Wertigkeit der Gärrückstände für die Humusreproduktion ist dabei abhängig davon, ob es sich um feste oder flüssige Stoffe handelt. In flüssigen Gärrückständen ist der

Anteil an hochwirksamem Humus-C allerdings gering, in festen Gärrückständen ist der Anteil höher, v. a. dann, wenn nachkompostiert wird (KEHRES 2007). Er erreicht dort Größenordnungen wie bei der direkten Kompostierung von Bioabfällen (vgl. auch Abb. 87, S. 178). In Tab. 27 sind wertgebende Bestandteile der Gärreste dargestellt.

Die Angaben basieren auf aktuellen Auswertungen gütegesicherter Gärreste, die von der BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST im Jahr 2007 durchgeführt wurden und zeigen deutlich, dass bezüglich der Düngeeigenschaften flüssige Gärreste günstigere Eigenschaften aufweisen als feste Gärreste, die wiederum jedoch positivere Wirkungen im Hinblick auf die Humusbilanz zeigen.

Untersuchungen zu den Nährstoffgehalten von festem Gärgut und Presswasser gegenüber Kompost (Tab. 28) zeigen, dass die leicht löslichen Bestandteile vor allem im Presswasser zu finden sind. So weist dieses hohe Konzentrationen an mineralisiertem Stickstoff auf, so dass Presswasser in der Regel als schnell wirksamer Flüssigdünger in die Landwirtschaft abgegeben wird.

Tab. 28: Verteilung der Nährstoffe und Salzgehalte für Gärprodukte fest (Gärgut) und flüssig (Presswasser)

	TM [%]	Ges. Nährstoffgehalt [%TM]				Salzgehalte [mS]		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO			
Gärgut (Median Werte)	51,1	1,26	0,72	1,03	0,63		2,7	
Presswasser (Median Werte)	11,1	3,53	0,62	1,43	0,95		16	

Quelle: FUCHS 2007

Auffallend sind auch die hohen Gehalte an (leicht löslichen) Salzen in der flüssigen Phase. Diese Entfrachtung des festen Gärresten von Salzen verbessert die Qualität des Gärrestes, kann aber andererseits zu Nachteilen bei der Nutzung bzw. Entsorgung des Presswassers führen. Berichte aus der Praxis zeigen, dass Absatzmöglichkeiten vor allem in Regionen mit hohem Gülleangebot nicht immer gewährleistet sind. Eine Gegenüberstellung der Median- oder Mittelwerte ist allerdings nur bedingt aussagekräftig, da hier aus vielen unterschiedlichen und zum Teil unbekanntem Randbedingungen gemittelt wurde. Die Zahlen stellen daher lediglich einen Trend dar.

Tab. 29: Einzelfallbetrachtung Bioabfallvergärung – Verteilung der Nährstoffe Vergleich für kompostierten Gärrest und Überschusswasser

	TM [%]	Ges. Nährstoffgehalt [%TM]				Schwermetall [mg/kg TM]		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	Pb	Cd	Cr
Kompostierter Gärrest (KGR)	58,2	1,28	0,98	1,31	1,16	23,7	0,3	29,9
Gärgut Überschusswasser (GUW)	16	4,36	1,41	2,93	1,36	36	0,7	48,8

Quelle: WITZENHAUSEN-INSTITUT 2008

Dagegen wird eine ausgewählte Bioabfallvergärung (kontinuierliche Trockenfermentation) in Tab. 29 in Form einer Einzelbetrachtung dargestellt. In dieser Anlage wird ausschließlich Bioabfall in die Vergärung gegeben und ein geringer Anteil Grünschnitt zur Nachkompostierung zugeführt.

Die jährlichen Nährstofffrachten einer solchen typischen Bioabfallvergärung sind, wie in Abb. 78 darstellt, zum einen in großen Mengen und zum anderen relativ gleichmäßig in der festen und flüssigen Phase verteilt.

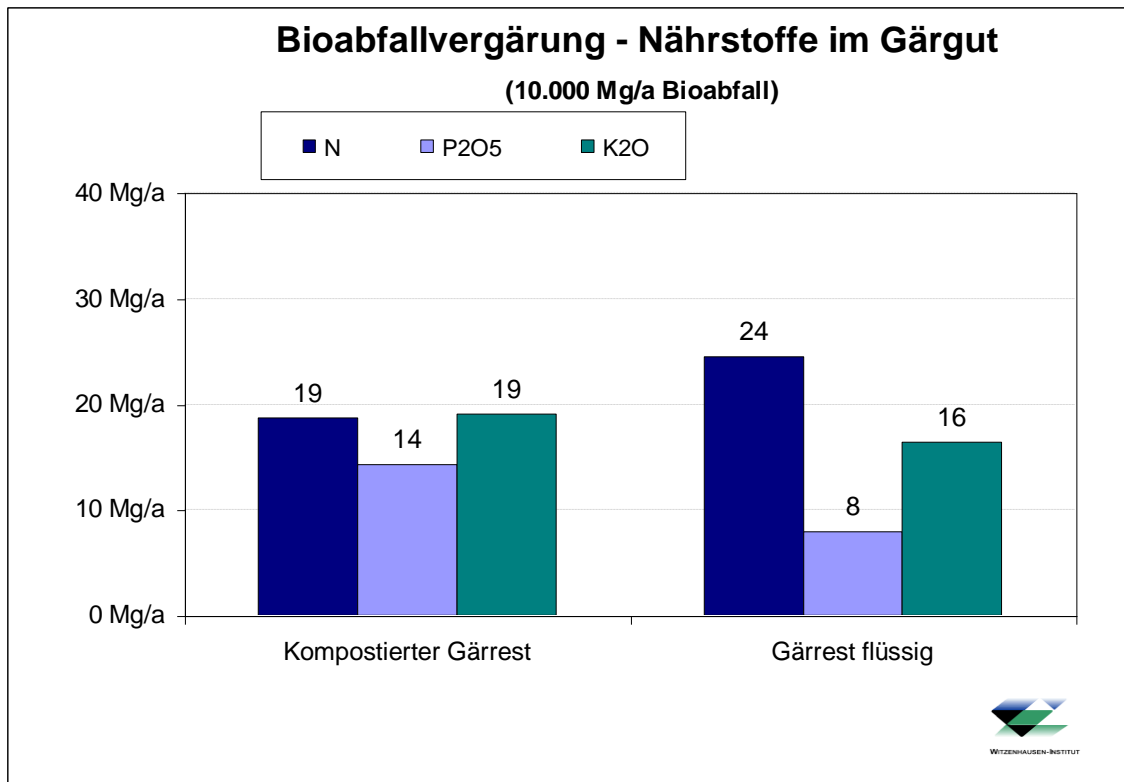


Abb. 78: Vergärung von Bioabfall in einer kontinuierlichen Trockenvergärung mit anschließender Fest-Flüssig-Trennung des Gärrestes – Aufteilung der Nährstoffe (Medianwerte aus einer Praxisanlage)

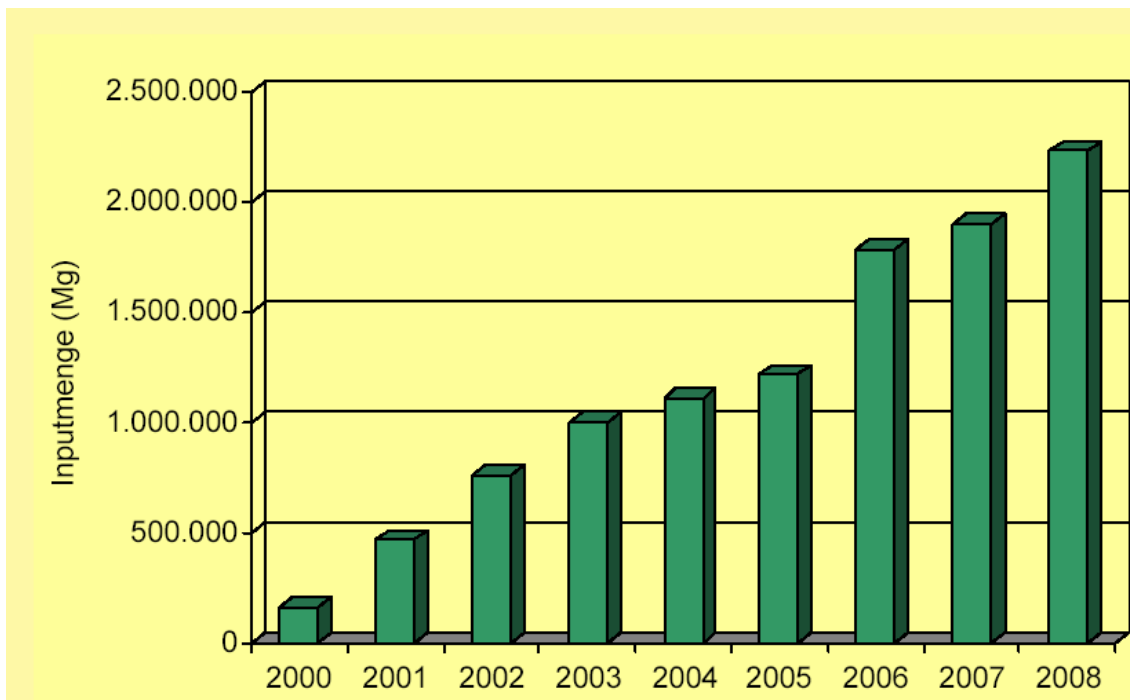
Die dargestellten Daten zeigen deutlich, dass mit dem Abtrennen der flüssigen Phase auch ein erheblicher Teil der Nährstoffe abgetrennt wird. Insbesondere die Mineralisierung von Stickstoff während der Vergärung führt zu einem hohen Anteil in der flüssigen Phase. Insofern kommt der Verwertung der flüssigen Phase erhebliche Bedeutung zu: Als Flüssigdünger substituiert sie schnellwirkende Mineraldünger, während sie als Abwasser erhebliche Aufbereitungskosten verursacht.

Die Akzeptanz für die Vermarktung von flüssigem Gärrest zur landwirtschaftlichen Verwendung ist dabei von großer Bedeutung und erfordert je nach Standort intensive Bemühungen. Dort, wo bereits hohe Güllemengen aus der Tierhaltung ausgebracht werden, ist die landwirtschaftliche Nutzung des flüssigen Gärrestes schwierig. Andererseits führen stark steigende Kosten für mineralische Dünger in der Landwirtschaft zu einem größeren Interesse an Substituten.

Eine qualitative Beurteilung von Gärprodukten und Komposten als Dünger oder Bodenverbesserer anhand der Hauptnährstoffe ist nur bedingt aussagekräftig. Daneben sind Schwermetallgehalte, Pflanzenverfügbarkeit, pH-Wert und der Störstoffanteil von Bedeutung. Auch der Humusbildung kommt erhebliche Bedeutung zu.

Nach Angaben der BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST (BGK 2008c) werden die aerob nachgerotteten Gärrückstände aus einer anaeroben Vorstufe im Rahmen der RAL-Gütesicherung künftig als Komposte eingestuft und unterliegen damit der Gütesicherung Kompost (RAL-GZ 251).

Das stetige Anwachsen der Bedeutung von RAL-gütesicherten Gärrestprodukten verdeutlicht Abb. 79.



Quelle: BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST 2008e, S. 5

Abb. 79: Entwicklung der verarbeiteten Mengen der RAL-Gütesicherung für Gärprodukte

Die BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST (2008e) gibt an, dass zu Beginn des Jahrtausends lediglich 19 Biogasanlagen, die rund 200.000 Mg Bioabfälle verarbeiteten, gütegesicherte Gärprodukte vermarkteten, während diese Zahl auf aktuell 85 Anlagen mit einem Input organischer Reststoffe, wie Bioabfall, von annähernd 2,5 Mio. Mg pro Jahr stieg.

Emissionen bei Vergärung

Ein wichtiger ökologischer Faktor bei der Biogaserzeugung ist die Entstehung und das Austreten von klimawirksamen Gasen an verschiedenen Stellen des Verfahrensprozesses.

Dabei können zwei Emissionswege unterschieden werden:

- Direkte Emissionen wie z. B. Emissionen der Motoren zur Erzeugung von Strom und Wärme aus dem Biogas, bei der Aerobisierung von Gärresten oder aus dem Gärrestlager. Hierzu zählt auch der sog. „Methanschlupf“, womit im Allgemeinen der Methanverlust bei der Aufbereitung von Biogas bezeichnet wird.
- Diffuse Emissionsquellen klimarelevanter Schadstoffe an einer Reihe von Anlagenkomponenten, die grundsätzlich bekannt sind, jedoch schwierig quantitativ zu fassen und in ihrer Relevanz zu beschreiben sind, nicht zuletzt deshalb, weil sie wissenschaftlich bislang noch nicht hinreichend genug untersucht wurden.

Für optimierte Anlagen, d. h. Vergärungsanlagen mit einer nachgeschalteter Kompostierung und Nachrotte wurde aktuell bei der Untersuchung der GEWITRA an zwei Anlagen (zit. in CUHLS et al. 2008) folgende Emissionswerte klimarelevanter Gase ermittelt:

Tab. 30: Emissionswerte bei kombinierter Vergärung/Kompostierung

	Emissionswerte kombinierte Vergärung/Kompostierung	
	Spannbreite	Mittelwert
CH ₄	3.200 bis 4.600 g/Mg	3.700 g/Mg
N ₂ O	38 bis 190 g/Mg	120 g/Mg
NH ₃	25 bis 320 g/Mg	200 g/Mg

Quelle: CUHLS et al. 2008

Die zugrunde liegende geringe Anzahl der untersuchten Anlagen gibt nur einen ersten Trend hinsichtlich der Emissionssituation von Bioabfallvergärungsanlagen.

IFEU & PARTNER (2008) zeigen die wichtigsten Emissionsquellen in der Prozesskette anaerober Abfallbehandlungsanlagen auf. Sie weisen darauf hin, dass Emissionen vor allem bei

- Transportvorgängen,
- der Lagerung der Substrate,
- der Einbringung in den Fermenter,
- der Biogaserzeugung und -nutzung sowie
- bei der Gärrestlagerung, -behandlung und
- Ausbringung der Gärreste

zu berücksichtigen sind.

Ausgewählten Emissionsquellen werden nachfolgend beschrieben.

a) Emissionen bei der Biogaserzeugung

Neben der erwünschten Erzeugung von Methan zur weiteren Fassung und energetischen Nutzung entweichen auch Anteile dieses Gases prozessbedingt in die Umwelt. IFEU & PARTNER (2008) gehen von Emissionen in Höhe von ca. 3,7 kg Methan/Mg Bioabfall (Mittelwert) aus.

Eine wesentliche Emissionsquelle und damit auch ein Hauptdefizit im Vergärungsprozess liegt nach der Einschätzung von EDELMANN & SCHLEIB (2001) in der Überführung der anaerob erzeugten Gärprodukte aus dem Fermenter in aerobe Verhältnisse.

Bei Boxenverfahren wird zur Beendigung des Gärprozesses zunächst der Fermenter belüftet (aerobisiert) und dann geöffnet. Dabei wird das Gas so lange im BHKW genutzt, wie dies energetisch sinnvoll und möglich ist, erst dann erfolgt die Freisetzung über den Biofilter wobei zu bedenken ist, dass der Biofilter nicht zu einer Reduzierung des Methans beiträgt.

b) Emissionen aus Gärrestlagern

Neben der Produktion von Biogas entstehen in Biogasanlagen Gärreste, die in Abhängigkeit des Verfahrens am Reaktoraustritt TS-Gehalte zwischen 3 % und 30 % aufweisen können und in der Regel vor einer weiteren Nutzung aufbereitet werden müssen. Für die flüssigen Produkte müssen Möglichkeiten der Zwischenlagerung geschaffen werden, wobei Lagerkapazitäten für mindestens 6 Monate vorgeschrieben sind. Lediglich bei den diskontinuierlichen Verfahren entsteht unmittelbar ein stapelfähiger Gärrest, der in der Regel einer Kompostierung zugeführt wird.

Das INSTITUT FÜR ENERGETIK UND UMWELT (IE 2007) sieht auch bei den stapelbaren Gärresten ein zusätzliches Emissionspotenzial von Methan und Ammoniak, da diese Stoffe in der Regel nach der Entnahme aus den Fermentern bis zur Ausbringung neben dem Substratsilo offen gelagert werden. Eine wissenschaftlich belastbare Quantifizierung dieser Emissionen ist nach seinen Angaben bislang nicht erfolgt. Dies gelte vor allem für die Höhe der Ammoniakemissionen dieser Gärreste im Vergleich zu nassen Gärückständen, sowohl bei Anlagen der Nassfermentation als auch beim Pflropfenstromverfahren.

Aus den Gärrestlagern für flüssige Gärprodukte können, insbesondere bei offener Ausführung der Lagertanks/-silos, Methan- und Ammoniakemissionen in relevantem Umfang auftreten, Lachgasemissionen sind hingegen vernachlässigbar bzw. nicht relevant. Insgesamt können Lager für flüssige Gärreste als eine Hauptquelle der Klimagasemissionen bei der Biogaserzeugung identifiziert werden (IFEU & PARTNER 2008).

Hier greift künftig das neue EEG, das für NawaRo-Anlagen gasdichte Lager nach den Vorgaben des Bundesimmissionsschutzrechtes vorschreibt. Für Anlagen zur Verwertung von biogenen Abfallstoffen, wie Speise- oder Bioabfällen, ist dieses jedoch gesetzlich nicht vorgeschrieben.

Das Methan-Restgaspotenzial hängt auch von der effektiven Verweilzeit der Substrate im Fermenter ab. Prozessbedingte kurze Beschickungs- und Entnahmeintervalle bei einstufigen Anlagen können dazu führen, dass organische Substanz unvergoren den

Fermenter passiert und so zu einem nicht unerheblichen Restgasemissionspotenzial im Gärrestlager beitragen kann (PADUCH 2007).

Biogasanlagen sollten, differenziert nach der Verfahrenstechnik, bestimmte Mindestverweilzeiten im Fermenter aufweisen. Bei kurzen Verweilzeiten ist das Gärrestlager abzudichten.

Die FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR 2005) veröffentlichte Messdaten landwirtschaftlicher Biogasanlagen, wonach die Methanemissionen zwischen 2,5 % und 15 % des produzierten Methans ausmachen können. Diese Emissionen können durch geschlossene Gärrestlager mit Restgasnutzung vermieden werden, wobei durch die Restgasnutzung zudem eine Ertragssteigerung erzielt wird. Allerdings ist die Abdichtung des Gärrestlagers und seine Einbindung in die Gasstrecke bei bestehenden Anlagen oftmals technisch sehr aufwändig.

Für Ammoniakverluste liegen aus der Gärrestlagerung nach IFEU & PARTNERN (2008) keine Messwerte für vergorene Substrate vor, allerdings geben sie aufgrund von Analogieschlüssen $\text{NH}_3\text{-N}$ -Verluste mit 13,5 % bzw. 18 % bezogen auf den $\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt der Substrate an.

Die Emissionen aus der Gärrestlagerung können nach Aussagen des INSTITUTS FÜR ENERGETIK UND UMWELT (IE 2007) einen Umfang von etwa 1 % bis 10 % der Gasproduktion der Biogasanlagen ausmachen, so dass der Einfluss der Restgasemissionen aus dem Gärrestlager aufgrund hoher Methanverluste und Ammoniakemissionen von klimarelevanter Bedeutung sei.

c) Emissionen bei der Ausbringung

Bei der Ausbringung von Gärresten, und dies gilt in erster Linie für flüssige Gärreste, fallen relevante Emissionen vor allem von Lachgas und Ammoniak an, Methan ist an dieser Stelle des Prozesses weniger relevant (CUHLS & MÄHL 2008, IFEU & PARTNER 2008).

Die angewandte Ausbringungstechnik und das Ausbringungsmanagement (Witterung, Tageszeit, Einarbeitung) ist daher von entscheidender Bedeutung für die Ammoniakemissionen.

Die höchsten Emissionen sind nach Angaben von IFEU & PARTNERN (2008) mit der Ausbringung durch Breitverteiler verbunden, wenn keine Einarbeitung erfolgt (bei Rindergülle $\text{NH}_3\text{-N} = 50\%$ des ausgebrachten $\text{NH}_4\text{-N}$). Die höchste Minderung kann erreicht werden, wenn die Substratausbringung mittels Schleppschlauch durchgeführt wird und die Substrate innerhalb einer Stunde eingearbeitet werden (Minderung um 92 %). Die unmittelbare Einarbeitung ist dabei der relevante Aspekt, eine schnelle Einarbeitung der Gärreste in den Boden kann klimarelevante Emissionen verringern.

Für Lachgasemissionen wurde in der ökobilanziellen Bewertung von IFEU & PARTNERN (2008) der Faktor nach IPCC verwendet. Danach wird global ein Emissionsfaktor von 1 % $\text{N}_2\text{O-N}$ bezogen auf den ausgebrachten Stickstoff für dessen Ausbringung angegeben. WULF 2002 (zit. in IFEU & PARTNER 2008) ermittelte für Deutschland für Lachgas, je nach Ausbringungstechnik und unterschieden nach Ausbringung auf Acker und Grünland, Werte in einer Größenordnung von 0,05–0,5 % $\text{N}_2\text{O-N}$ bezogen auf den ausgebrachten Stickstoff.

Die höchsten Werte wurden für die Ausbringung durch Injektion gemessen, diese liegen gegenüber einer Ausbringung mit Breitverteiler oder Schleppschuh um mehr als den Faktor 4 höher. Von einer Ausbringung mit Injektion raten IFEU & PARTNER (2008) trotz der dadurch erzielbaren Minderung der Ammoniakemissionen ab.

Aufgrund der aktuell zur Verfügung stehenden, unzureichenden Datenlage ist eine vergleichende Emissionsbetrachtung der Ausbringung von Gärresten aus der Trocken- bzw. der Nassvergärung nicht möglich. Es ist nach Auffassung des INSTITUTES FÜR ENERGETIK UND UMWELT (IE 2007) jedoch davon auszugehen, dass die Ausbringung fester eher trockener Gärreste aus Boxenverfahren im Vergleich zu flüssigen Gärresten der Nassfermentation geringere Emissionspotenziale aufweist.

d) Emissionen bei der energetischen Nutzung von Biogas (BHKW)

Neben den bereits dargestellten Emissionsquellen entweichen klimarelevante Gase auch während der Nutzung des im Vergärungsprozess erzeugten Biogases im BHKW. In besonderem Maße tritt hierbei Methan in Erscheinung.

Zur Ermittlung der Höhe der Methanemissionen aus Motor-BHKW wurden eine Reihe von Messprogrammen durchgeführt, deren Ergebnisse IFEU & PARTNER (2008) in ihrer Studie exemplarisch zitieren (Auszüge):

- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (2006): Gasmotor-BHKW emittieren im Mittel etwa 290 mg/Nm³ Kohlenwasserstoffe = Methanverluste bezogen auf den Methaninput von etwa 0,5 % für Gasmotoren und 0,9 % für Zündstrahlmotoren.
- WOESS-GALASCH et al. (2007): Methanemissionen aus BHKW zwischen 280 und 2.333 mg/Nm³ = Methanverlust im Abgas von 1,79 % bezogen auf den Methaninput.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2007): Methanemissionen aus BHKW 10–40 g CO₂-Äq/kWh_{el} = Methanverlust von 0,25–1 % bezogen auf den Methaninput.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2008): Gas-BHKW Methanverlust zwischen 0,12 % und 0,23 % bezogen auf den Methaninput und 1,4 %, für Zündstrahlmotoren.
- DEUTSCHE BUNDESSTIFTUNG UMWELT (2006): Methanemissionen aus dem BHKW (Zündstrahlmotor) 0,6 g CH₄/kg Biogas = Methanemissionen in Höhe von rd. 0,017 % bezogen auf den Methaninput.

Die Spannweite der Angaben verdeutlicht einerseits, dass eine Reihe von Einflussfaktoren auf die Höhe des ermittelten Methanverlustes einwirken und andererseits durchaus noch weiterer Untersuchungsbedarf gegeben ist.

IFEU & PARTNER (2008) rechnen mit einem Methanverlust von 0,5 % beim Betrieb des Gasmotor-BHKW bezogen auf den Methaninput.

Untersuchungen des BAYERISCHEN LANDESAMT UMWELT (2006) zufolge weisen Zündstrahlmotoren etwa doppelt so hohe Methanemissionen auf.

Nach Angaben von IFEU & PARTNERN (2008) dominieren Gasmotoren (60 %) die BHKW, vor Zündstrahlmotoren mit 30 % und Anlagen, die beide Typen haben (10 %). Diese Entwicklung ist aufgrund der geringeren Methanfreisetzung bei Gasmotoren positiv zu werten, wenngleich auch hier noch Optimierungspotenziale ausgeschöpft werden müssen.

e) Emissionen bei der Aufbereitung von Biogas (Methanschluß)

Um das erzeugte Biogas als Methangas in Erdgasqualität in das bestehende Erdgasnetz einspeisen zu können, muss es zunächst verschiedene Aufbereitungsschritte wie eine Entschwefelung, eine Anhebung der Methankonzentration durch Abtrennung des Kohlendioxids und eine Entfeuchtung durchlaufen.

Bei diesem Aufbereitungsprozess entweicht Methan, der sog. Methanschluß. Die ökologische Bedeutung des Methanschlusses liegt darin begründet, dass Methan mit ca. 20 % fast den gleichen Anteil an der Klimaerwärmung wie CO₂ hat, wobei die Klimawirksamkeit von Methan etwa 21-mal so hoch wie die von CO₂ (BAUM 2007) ist.

Die Höhe der Methanverluste bei der Biogasaufbereitung sind abhängig von der eingesetzten Aufbereitungstechnik. Die gängigsten derzeit betriebenen Verfahren sind die Druckwechseladsorptionsanlagen und die Druckwasserwäschen. Beide Verfahren sind technisch ausgereift und Stand der Technik. Auch neuere Verfahren wie die Genosorb-Wäsche, die MEA- und die DEA-Wäsche können mittlerweile als optimiert bezeichnet werden.

Bisherige Werte für Methanverluste lagen nach Herstellerangaben bei bis zu 5 %. Weitere Entwicklungsleistungen in der Aufbereitungstechnik führen aber perspektivisch zu verbesserten CO₂-Abtrennungsleistungen. Aktuelle Herstellerangaben über die Methanverluste unterschiedlicher Abtrennungsverfahren dokumentiert das FRAUNHOFER-INSTITUT (2008) in seiner Marktübersicht.

Aufgrund der Methanschlußreglementierung im Rahmen des EEG auf 0,5 % wird mittlerweile allerdings von allen Verfahrensherstellern, die Gasaufbereitungssysteme anbieten, dieser Wert durch entsprechende Nachbehandlungsschritte zugesichert. Darüber hinaus ist der Methanverlust für den Einspeiser mit erheblichen Mindereinnahmen (Methan ist der wertgebende Anteil des Bioerdgases) verbunden.

Tab. 31: Methanverluste unterschiedlicher CO₂-Abtrennungsverfahren

Kriterien	Druckwechsel-adsorption (PSA)	Druckwasserwäschen (DWW)	Genosorb	MEA	DEA
Methanverlust	< 3 %	< 1 %	2–4 %	< 0,1 %	< 0,1 %
Methananteil Produktgas	> 96 %	> 97 %	> 96 %	> 99 %	> 99 %

Quelle: FRAUNHOFER-INSTITUT 2008, S. 76

4.2.3 Optimierungspotenziale für die Vergärung

Neben Optimierungsmöglichkeiten in der Prozesstechnik, die nicht Gegenstand der Betrachtung sind, gilt es vordringlich Optimierungspotenziale im Bereich des Klimaschutzes, d. h. in erster Linie Möglichkeiten der Emissionsminimierung, auszuschöpfen.

Für verschiedene, teilweise bereits skizzierte Emissionsquellen im Rahmen der Biogaserzeugung und -nutzung werden im Folgenden einige der von IFEU & PARTNERN (2008) vorgeschlagenen möglichen Maßnahmen nach dem Stand der Technik zur Reduzierung dieser Risiken wiedergegeben:

1. Anlieferung und Lagerung

Bei der Anlieferung und Lagerung sind Maßnahmen zur Minderung der Emissionen und zur Minderung von Sicherheitsrisiken zu betrachten, die bei dem Einbringen der Substrate in den Fermenter von Bedeutung sind (z. B. eingehauste Annahmehallen mit Biofilter oder geschlossene Substratannahmeaggregate).

2. Fermenter

Im Hinblick auf eine verbesserte Prozessführung neuerer Anlagen (z. B. mehrstufige Konzepte mit Fermenterkaskade) oder verlängerte Verweilzeiten ist eine Reduktion des Restgaspotenzials der Gärreste möglich (vgl. dazu auch PADUCH 2007).

3. Gärrestlager

Zur Reduzierung von Methan- und Ammoniakemissionen sind Gärrestlager für flüssige Gärreste möglichst gasdicht abzudecken bzw. baulich als vollständig geschlossene Lagersilos auszuführen. Die entstehenden CH₄-Emissionen werden in das Gasverwertungssystem der Anlage eingebunden.

IFEU & PARTNER (2008) regen an, dass für Neuanlagen, und hier insbesondere bei solchen, die Biogas in Erdgasqualität veredeln, Abdeckungen der Gärrestlager zur Minderung von Methan- und Ammoniakemissionen verpflichtend gefordert werden müssen.

4. Ausbringung

Für die Ausbringung von flüssigen Gärresten auf landwirtschaftliche Flächen stehen Ausbringtechniken, wie z. B. Schleppschlauch, Breitverteiler oder die Injektion, zur Verfügung, die jeweils spezifische Emissionseigenschaften haben.

Zur Minimierung der Ammoniak- und Lachgasemissionen bei der Ausbringung sollten Gärreste möglichst auf unbewachsene Äcker ausgebracht und innerhalb einer Stunde eingearbeitet werden. Sofern eine Ausbringung auf unbewachsenen Acker und damit eine Einarbeitung nicht möglich ist, empfehlen IFEU & PARTNER (2008) die Ausbringung mit einem Schleppschlauch, der Einsatz von Breitverteilern ist zu vermeiden.

Auch sollte nach ihrer Auffassung eine Ausbringung mit Injektionsverfahren unterbleiben, da hierdurch die zu erwartenden Lachgasemissionen um mehr als das Vierfache erhöht werden können.

5. Gasreinigung – Teilaufbereitung

Es sollten praxiserprobte Gasreinigungsverfahren nach dem Stand der Technik wie Trocknung, Entschwefelung und die Entfernung von Staub zum Einsatz kommen.

6. BHKW

Bei der motorischen Verbrennung des Biogases im BHKW entstehen v. a. durch unvollständige Verbrennung Methan-Emissionen, die zum Teil unvermeidlich sind, und Maßnahmen zur Emissionsreduzierung erfordern.

Grundvoraussetzung für einen emissionsarmen Betrieb ist die optimale Einstellung der Motoren auf die Biogaszusammensetzung, eine möglichst gleichmäßige Biogasproduktion und die regelmäßige Wartung und Überwachung der Aggregate durch Fachfirmen.

7. Methanschlupf (vollständige Gasaufbereitung)

Aus Sicht des Klimaschutzes wird es wesentlich sein, das Problem des Methanschlupfes bei der Gasaufbereitung zu lösen.

Im Rahmen einer breit angelegten Markterhebung bzw. umfangreicher Vergleichsverfahren kommt das FRAUNHOFER-INSTITUT (2008) zu dem Schluss, dass die drucklose Aminwäsche von allen Verfahren die höchste Produktgasqualität, den geringsten Methanschlupf und den geringsten spezifischen Strombedarf hat, dabei allerdings im Gegensatz zu anderen Verfahren Prozesswärme auf einem relativ hohen Niveau benötigt. Die dargestellten Verfahren zeichneten sich durch einen Methanverlust $< 1\%$ bei einem Methananteil im Produktgas über 99% aus. Allerdings äußert das FRAUNHOFER-INSTITUT den Vorbehalt, dass bei Verfahren zur Aminwäsche noch einige technische Details im Praxisbetrieb gelöst werden müssen.

Bei den Druckverfahren muss noch eine Nachbehandlung der Abluft erfolgen. Hierzu kommen eine thermische oder eine katalytische Nachbehandlung in Frage. IFEU & PARTNER (2008) schlagen zudem vor, das Schwachgas auch über ein BHKW thermisch mitzunutzen, wodurch das Methan nicht nur zu CO_2 oxidiert wird, sondern auch energetisch genutzt würde.

Weitergehender Handlungsbedarf

IFEU & PARTNER (2008) stellen in ihrer Studie zusammenfassend Handlungs- bzw. weitergehenden Forschungsbedarf im Bereich der Anaerobtechnologie fest zur

- messtechnischen Ermittlung diffuser Methanemissionen aus der Biogaserzeugung in verschiedenen Prozessstadien sowie bei verschiedenen Behandlungsverfahren, um so gezielt Minderungsmöglichkeiten ableiten zu können. Bis dato basieren diesbezüglich nur wenige belastbare Angaben, lediglich für einzelne Trockenvergärungsanlagen (CUHLS et. al. 2008).
- Ausweitung der messtechnischen Ermittlung diffuser Methanemissionen auf Nassvergärungsverfahren.
- Ausweisung der Minderungspotenziale von Methan- und Formaldehydemissionen durch den Einsatz von Oxidationskatalysatoren in BHKW zur Abgasreinigung.
- Erhebung repräsentativer Messdaten für Emissionen aus der Lagerung und Ausbringung von Gärresten. Bislang liegen hierfür nur Messdaten zu Wirtschaftsdüngern und zu Gärresten aus Co-Substraten, wie Bioabfall oder Tierfett, vor.

4.3 Stand der Technik und Kennzahlen für die thermische Nutzung

Die Nutzung von Festbrennstoffen ist mit 35 % (Stand 2007) der regenerativen Primärenergieerzeugung die bei weitem wichtigste regenerative Energie in Deutschland. Während sich halmgutartige Brennstoffe in Deutschland bisher nicht durchsetzen konnten, steigt das Interesse an Holzreststoffen aus verschiedenen Nischenbereichen wie Grünabfall oder Landschaftspflegeholz (vgl. Kapitel 3.3). Die Verwertung krautiger Anteile dieser Materialgemische erfolgt über Vergärung bzw. Kompostierung. Für holzige Anteile ist – nach entsprechender Aufbereitung – eine thermische Nutzung sinnvoll, wenn sie entsprechende Feuchtigkeitsgehalte und damit verbundene Heizwerte in der Größenordnung über 10.000 MJ/Mg aufweisen.

4.3.1 Verfahrenstechnik

In kleinen Mengen wird der holzige Anteil der Grünabfälle in Kleinf Feuerungsanlagen eingesetzt. Aufgrund der niedrigeren Holzqualitäten (höhere Feuchtigkeit, ungleichmäßigere Stückigkeit, mineralische Anhaftungen) erfolgt der Einsatz von Hölzern aus der Landschaftspflege oder Teilströmen des Grünabfalls in der Regel jedoch in größeren Heizanlagen sowie in Heizkraftwerken sowohl als Monofraktion als auch in Mischung mit anderen Holzfraktionen (Abb. 80).



Quelle: Witzenhausen-Institut

Abb. 80 Mischung von Waldholz (links) mit aufbereiteten Holzigen Grünabfällen (rechts) zur thermischen Nutzung in einem Holzheizkraftwerk

Die Stofftrennung in krautige Anteile einschließlich feiner Holzstücke und größere Holzstücke ist Voraussetzung für eine optimierte Nutzung von Grünabfällen und Landschaftspflegematerialien. Die krautigen Anteile sowie feine Holzstücke aus dem Grünabfall werden kompostiert. Größere Holzige Anteile können der thermischen Nutzung als Siebüberkorn zugeführt werden.

Thermische Nutzung **nicht** aufbereiteter Grünabfälle und Landschaftspflegematerialien

Die thermische Nutzung nicht aufbereiteter Grünabfälle und Landschaftspflegematerialien, d. h. Materialien mit einem jahreszeitlich schwankenden Anteil feuchter bis nasser Anteile krautiger und halmartiger Stoffe, kann technische Schwierigkeiten in der Verbrennung zur Folge haben. Neben dem hohen Wassergehalt der Stoffe führen in erster Linie die hohen Halogengehalte zu einer Verschlackung im Brennraum und zu sauren Emissionen mit Korrosionsfolgen einzelner Bauteile. Darüber hinaus müssten erhöhte Staubemissionen bei der Verbrennung technisch berücksichtigt werden, was deutlich erhöhte Investitionskosten verursacht.

Neben den technisch-wirtschaftlichen Fragestellungen ist eine thermische Nutzung von unaufbereitetem Grünabfall auch vor dem Hintergrund der Ressourcenschonung und Minimierung von CO₂-Emissionen nicht sinnvoll. So weisen GOTTSCHELL et al. (2008) auf die Bedeutung von Grünabfallkomposten als Torfersatz und damit auf die CO₂-Vermeidungspotenziale hin (vgl. Kapitel 4.1.3).

Thermische Nutzung aufbereiteter Grünabfälle und Landschaftspflegematerialien

Verschiedene Untersuchungen und praktische Versuche (WITZENHAUSEN-INSTITUT 2003) zeigen, dass nach der Erfassung von Baum- und Strauchschnitt deren teilweise Zuführung zur energetischen Verwertung ökologisch und ökonomisch sinnvoll ist. Grundsätzlich sind hier zwei Ansätze zu unterscheiden:

1. Durch umfangreiche Aufbereitung des Materials einen hochwertigen, standardisierten Brennstoff zu erzeugen, der für ein breites Anlagenspektrum tauglich ist.
2. Durch einfache Aufbereitungsschritte einen Brennstoff zu erzeugen, der in Anlagen verwertet werden kann, die weniger auf standardisierte Stückigkeit und Feuchte angewiesen sind.

Im ersten Ansatz stehen höheren Aufbereitungskosten geringere Anlageninvestitionen gegenüber. Im zweiten Fall ist dies umgekehrt. Im Folgenden soll der zweite Ansatz genauer beschrieben werden, da dieser mit den Anlagen und Geräten, die üblicherweise in Kompostierungsanlagen zur Verfügung stehen, ohne zusätzliche Investitionen durchführbar ist.

An dieser Stelle steht nicht die energetische Nutzung der getrennt erfassten biogenen Abfälle insgesamt zur Diskussion. Vielmehr ist die Nutzung besonders geeigneter Fraktionen an Standorten mit kurzen Verwertungswegen interessant. Hier steht besonders das im Winterhalbjahr anfallende holzreiche Grüngut im Vordergrund. Aus diesem Material kann der energiereiche Anteil vergleichsweise einfach ausgeschleust werden (Abb. 82).

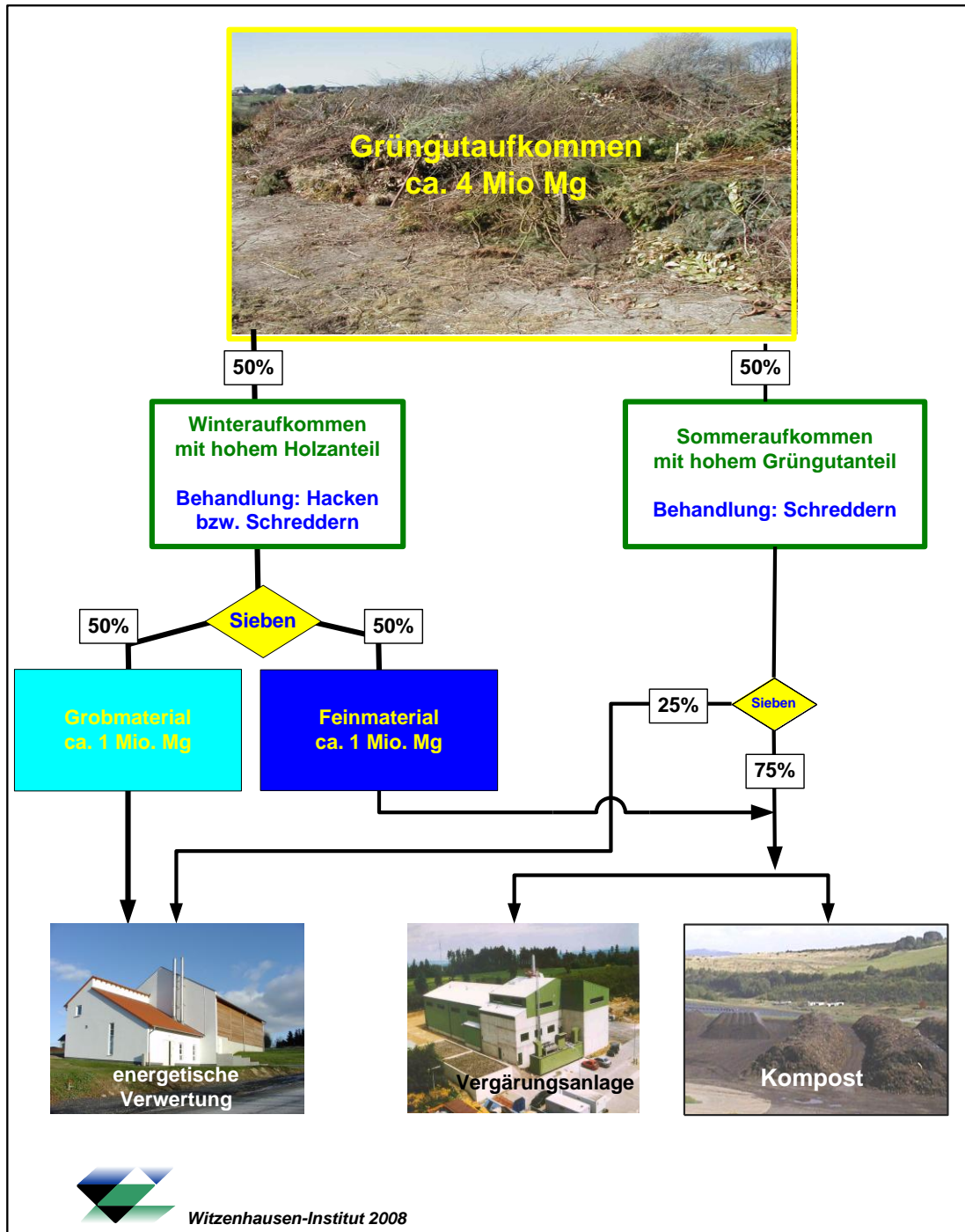


Abb. 81: Energetisch optimiertes Konzept zur Grüngutverwertung mit typischen Anteilen der einzelnen Fraktionen

Die Materialzerkleinerung wird durch Shreddern bzw. Hacken durchgeführt, wobei anders als bei der Aufbereitung für die ausschließliche Kompostierung, grobes Shredder- oder Hackgut erzeugt werden soll. Durch Verringerung der Anzahl der Schlägel und andere Umbauten an den Zerkleinerungsaggregaten kann dies kostenneutral erreicht werden. Anschließend erfolgt die Abtrennung des Grobmaterials, beispielsweise durch einen geeigneten Siebschnitt (vgl. Abb. 82).

Auf diese Weise lassen sich ohne zusätzliche Investitionen in die Anlagentechnik eines Kompostwerkes insgesamt etwa ein Drittel des Materials als Brennstoff ausschleusen.

Wegen des geringen Verunreinigungsgrads von Baum- und Strauchschnitt kann auf eine Störstoffentfrachtung des Materials in der Regel verzichtet werden. Der Energieaufwand für Aufbereitung und Transport des Grünguts zu einem verwertbaren Brennstoff ist gering.

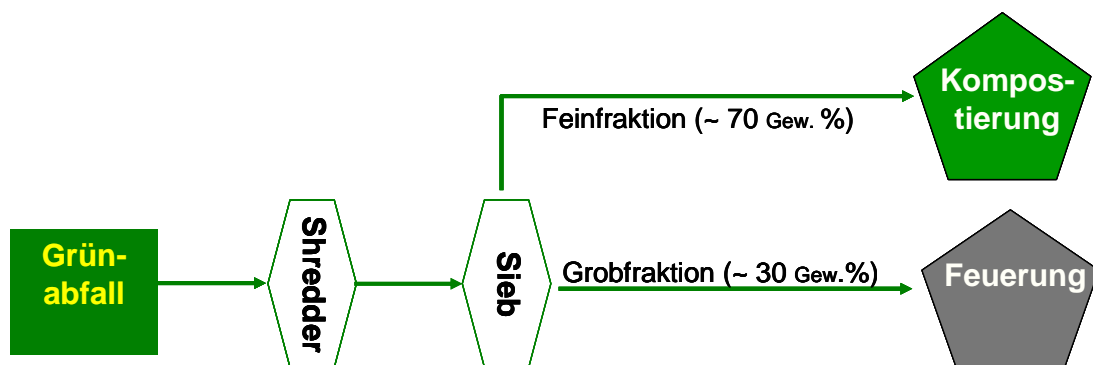


Abb. 82: Aufbereitungsschritte für die Ausschleusung von energetisch nutzbaren Teilströmen aus dem Baum- und Strauchschnitt

Der so erzeugte Holzbrennstoff erfüllt in der Regel nicht die Anforderungen standardisierter Holzhackschnitzel. Aufbereiteter Grünabfall sollte daher in geeigneten Verbrennungsanlagen eingesetzt werden. Neben einer robusten Fördertechnik sowohl bei der Brennstoffzuführung als auch beim Ascheaustrag ist der Kessel auf feuchtere Brennstoffe auszulegen. Solche Investitionen werden bei Holzheizwerken ab Größenordnungen von 0,3 bis 1 MW thermischer Leistung in Abhängigkeit von den Rahmenbedingungen (Brennstoffkosten, jährliche Volllaststunden, etc.) wirtschaftlich. Heizwerke dieser Größenordnungen werden vielfach im gewerblichen und kommunalen Bereich (Trocknungen, Nahwärmenetze) errichtet. Heizkraftwerke auf Basis von Holzbrennstoffen arbeiten ohnehin erst oberhalb dieser Leistungsbereiche ökonomisch. Heiz(kraft)werke werden in diesen Größenordnungen mit entsprechender Rauchgasreinigung ausgeführt, so dass erhöhte Staubbelastungen nicht zu erwarten sind.

Während in Heizkraftwerken Dampfturbinen erst im Bereich über einem Megawatt elektrischer Leistung wirtschaftlich interessant werden, können sogenannte ORC-Module in kleineren Anlagen und insbesondere auch bei feuchteren Brennstoffen eingesetzt werden. ORC-Anlagen werden als Kraft-Wärme-Kopplungen betrieben, was auch nach dem EEG besonders begünstigt wird. Eine gesicherte Wärmeabnahme ist wegen niedrigerer elektrischer Wirkungsgrade Voraussetzung für einen ökonomischen Betrieb und ökologisch sinnvoll.

ORC steht für **O**rganic **R**ankine **C**ycle und damit für einen thermodynamischen Kreisprozess, der nach dem aktuellen EEG als innovative Technik bewertet wird und zu einer entsprechend höheren Vergütung der Stromerzeugung führt. Vorzüge der ORC-Technik liegen in den geringeren Drücken und Temperaturen, die für den Prozess notwendig sind. Dadurch können zum einen auch feuchtere Biomassen Verwen-

dung finden und zum anderen fallen die Anlagen nicht unter die Dampfkesselverordnung und können mit weniger Personal betrieben werden.

Derzeit werden ORC-Module in einem Leistungsbereich zwischen 0,4 bis 2 MW_{el} angeboten. Durch Parallelbetrieb mehrerer Module werden in der Praxis elektrische Leistungen bis zu 4,5 MW erzielt. Unter Berücksichtigung des elektrischen Wirkungsgrades von knapp 20 % ergeben sich erforderliche Feuerungswärmeleistungen von 2 MW bis 25 MW. Bei einer Leistung von etwa 2 MW_{FL} liegt der Brennstoffbedarf bei etwa 5.000–6.000 Mg pro Jahr. Die Investitionskosten für Anlagen dieser Größenordnung bewegen sich im Bereich von 3 bis 5 Mio. €.

Allein in Deutschland und Österreich sind schon etwa 20 Biomasseanlagen mit ORC-Technologie realisiert worden, so z. B. in Friedland 500 kW_{el}, Sauerlach 500 kW_{el}, Ostfildern 1.000 kW_{el}, Neckarsulm 1.000 kW_{el} und Oerlinghausen 500 kW_{el}.



Quelle: Witzenhausen-Institut

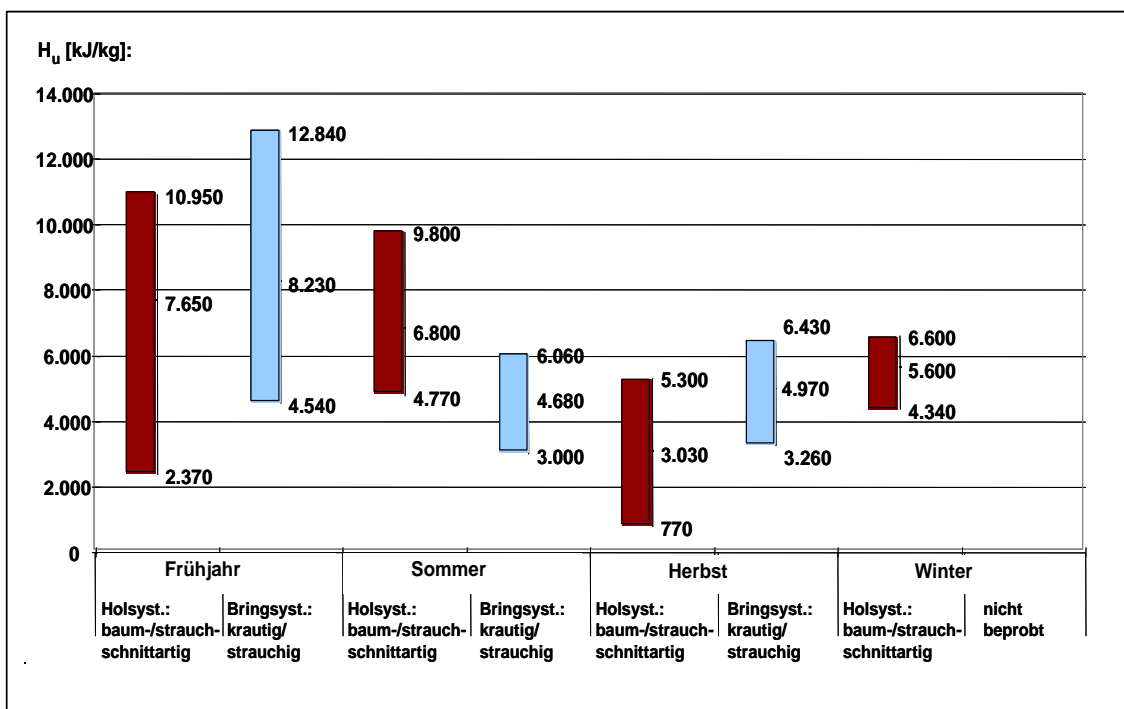
Abb. 83: 500 kW_{el} ORC-Modul im Biomasseheizkraftwerk Oerlinghausen

4.3.2 Energetische und ökonomische Kennzahlen für die thermische Nutzung

Energiepotenzial

Zur Abschätzung des Energiepotenzials von Grünabfall muss von jahreszeitlich stark schwankenden unteren Heizwerten zwischen 2,2 und 12,8 MJ/kg (Abb. 84) für unaufbereiteten Grünabfall ausgegangen werden (GOTTSCHALL et al. 2008). Für holzige Grünabfälle mit geringen krautigen Anteilen, die durch geeignete Aufbereitung erzeugt werden können, ist ein Heizwert von über 12 MJ/kg zu veranschlagen (KERN & RAUSSEN 2005; GOTTSCHALL et al. 2008).

In Abb. 84 ist deutlich zu erkennen, dass im Spätwinter und Frühjahr der größte Anteil an heizwertreichen, d. h. holzigen Materialien aus dem Grünabfall ausgeschleust werden kann. Im Sommer und Herbst überwiegen Rasenschnitt und Laub. Durch entsprechende Trennung der Materialien bei der Anlieferung bzw. Sammlung in holzige und krautige Anteile könnte die weitere Nutzung verbessert und der Aufbereitungsaufwand reduziert werden.



Quelle: GOTTSCHALL et al. 2008, S. 465

Abb. 84: Unterer Heizwert von Grünabfällen in Abhängigkeit von jahreszeitlichem Anfall und Sammelsystemen

Bei angenommenen 30 Gew.-% Anteil (siehe Abb. 82) holziger, heizwertreicher Fraktion an den jährlich in Deutschland anfallenden 4 Mio. Mg Grünabfall ist das technisch-ökologische Energiepotenzial von aufbereitetem Grünabfall zur thermischen Nutzung mit über 14 PJ/a bzw. 4.000 GWh/a zu veranschlagen. Zum Vergleich: das technische Potenzial des Altholzes wird erheblich höher auf 90 PJ/a geschätzt. Dennoch ent-

spricht das Energiepotenzial der thermisch sinnvoll nutzbaren holzigen Anteile des Grünabfalls über 350.000 Mg/a Heizöl, bei dessen Verbrennung CO₂-Emissionen von knapp 1 Mio. Mg/a entstehen.

Die Nutzung dieses Brennstoffs könnte vorzugsweise in einer Vielzahl dezentraler Anlagen zur Wärmeerzeugung bzw. zur gekoppelten Kraft-Wärme-Erzeugung erfolgen. Für die Kompostierung und Herstellung hochwertiger Substrate stünden weiterhin ca. 2,8 Mio. Mg Grünabfall sowie der gesamte Bioabfall bzw. dessen Gärreste zur Verfügung.

Ähnlich ist das Potenzial holziger Teilströme aus dem Bereich der Landschaftspflegematerialien (vgl. Abschnitt 3.3 und Tab. 10, S. 66) einzuschätzen, deren nachhaltiges technisches Potenzial an holzigen Brennstoffen in der Größenordnung der Holzfraktion des Grünabfalls liegt.

Die Aufbereitung der Materialien zu Brennstoffen erfordert einen Energieinput, der im Bereich von 1 % bis 2 % des Brennwertes des Materials liegt. Bei der erwarteten dezentralen Nutzung der Brennstoffe sind für den Transportaufwand weitere 1 % bis 2 % des Energiegehaltes des Brennstoffes zu veranschlagen.

Ökonomische Kennziffern der thermischen Nutzung von Grünabfällen

Auch bei der thermischen Nutzung biogener Abfälle ist die übliche Kostendegression mit zunehmender Anlagengröße zu finden. Daher wurden zunächst im Kraftwerksbereich Anlagen im oberen nach EEG zulässigen Bereich (< 20 MW_{el}) für Altholz verwirklicht. Solche Anlagen sind durch Investitionskosten von 20–60 Mio. € gekennzeichnet und haben einen Brennstoffbedarf von 120.000–150.000 Mg pro Jahr (IE 2003). Mit den Novellierungen des EEG und der weitgehenden Ausschöpfung des Altholzmaterials werden aktuell kleinere Biomasseheizkraftwerke (meist zwischen 0,5 und 6 MW_{el}) errichtet. Von besonderer Bedeutung für die energetische Nutzung von Resthölzern sind aber auch die über 1.000 Heizwerke für kommunale oder gewerbliche Zwecke in Deutschland.

Die Investitionskosten für Biomasseheiz(kraft)werke umfassen nicht nur den Heizkessel einschließlich seiner Peripherie, wie Rauchgasreinigung, Substratzuführung und Ascheaustrag, sondern auch einen Bauteil, der insbesondere für die Rohstofflagerung beachtlich sein kann, sowie die Elektro- und Leittechnik und ggf. ein Nahwärmenetz. Häufig finden sich in Veröffentlichungen zu den Anlagenkosten für Heiz(kraft)werke nur Teilaspekte der genannten Investitionskosten. Als Anhaltspunkt können Investitionskosten von 500 bis 1.500 €/KW_{FL} angenommen werden.

Die energetische Nutzung aufbereiteten Grünguts in Heizkraftwerken ist wegen der aufwändigeren Anlagentechnik erst ab einer Größenordnung von etwa 500 kW_{el} ökonomisch. In dieser Größenordnung kann für Heizwerke auf umfangreiche Erfahrungen und eine Vielzahl von Systemanbietern zurückgegriffen werden. Für die gekoppelte Strom- und Wärmeproduktion steht in diesem Leistungsbereich keine ausgereifte Anlagentechnik zur Verfügung. Allerdings könnten mittelfristig einige Technologien praxistauglich werden (Stirlingmotor, Vergasung mit BHKW, etc.). In der Praxis bereits umgesetzt werden Biomassefeuerungen mit nachgeschalteter ORC-Technik. Diese sind

ab einer Leistung von etwa 2 MW_{FL} mit etwa 20 % Stromauskopplung erprobt und wirtschaftlich.

In der Praxis ist derzeit ein Preis von etwa 10–20 €/Mg (frei Anlage) für Brennstoff aus Grünabfällen zu erzielen, der deutlich unter den Kosten von Holzhackschnitzeln und auch von Sägeresthölzern liegt (vgl. Abb. 85). In der Regel wird das aufbereitete Grün- gut in einem Brennstoffmix mit anderen trockeneren Materialien verwendet. In dafür ausgelegten Heiz(kraft)werken kann das Material aus dem Baum- und Strauchschnitt 50 bis 70 % des Brennstoffs ausmachen.

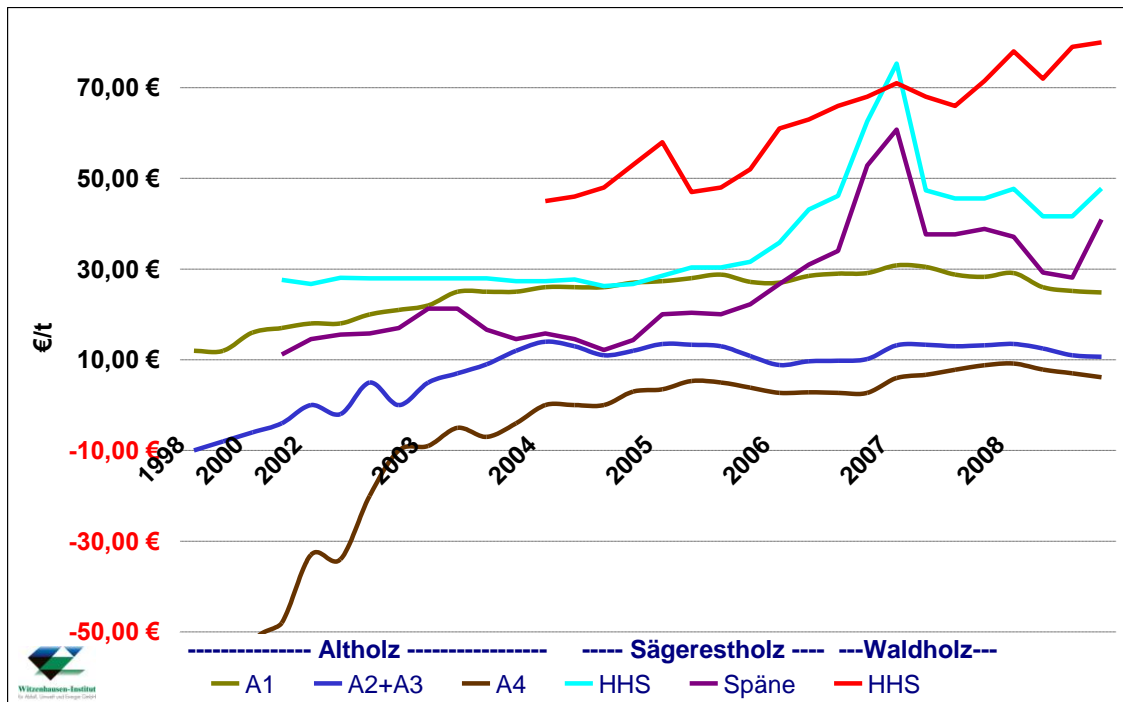


Abb. 85: Entwicklung von Holzbrennstoffpreisen seit 1998 (Auswertungen EUWID, CARMEN)

Bisher wurde Strom aus der Nutzung von Grünabfall und Landschaftspflegematerial über das EEG zusätzlich mit dem NawaRo-Bonus vergütet. Dies soll mit der EEG Novellierung (2009) restriktiver gehandhabt werden und nur noch für einen enger umgrenzten Bereich von Landschaftspflegematerialien gelten. Die EEG-Clearingstelle hat hierzu ein Gutachten in Auftrag gegeben und eine Anhörung durchgeführt. Die Ergebnisse liegen zum Zeitpunkt des Abschlusses dieser Studie noch nicht vor.

Inwieweit diese Auffassung juristisch haltbar ist, wird zu klären sein. Allerdings würde eine restriktivere Auslegung der NawaRo-Bonusfähigkeit von Landschaftspflegeabfällen die Gesamtwirtschaftlichkeit von Vorhaben zur Kraft-Wärme-Kopplung auf Basis von Waldrestholz und Landschaftspflegematerialien gefährden. Es ist außerdem davon auszugehen, dass holzige Anteile des Baum- und Strauchschnitts aufgrund des Preisvorteils dennoch energetisch genutzt werden, allerdings weniger in der Kraft-Wärme-Kopplung, sondern verstärkt in reinen Heizanlagen entsprechender Leistung.

4.3.3 Ökologische Bewertung

Durch die energetische Nutzung der heizwertreichen, holzigen Anteile von Grünabfall oder Landschaftspflegematerialien werden fossile Brennstoffe substituiert mit den entsprechenden Vorteilen der Ressourcenschonung und der CO₂-Neutralität.

Sofern nur die holzigen Anteile des Grünabfalls zur thermischen Nutzung eingesetzt werden, ist nur eine geringe Beeinträchtigung stofflicher Verwertungswege zu erwarten, da grobstückige holzige Anteile des Grünabfalls im Kompostierungsprozess kaum verrotten und ihr Nährstoffgehalt gering ist. Bedeutung besitzen grobstückige Anteile des Grünabfalls für die Struktur der Kompostmieten. Daher sind ein entsprechender Siebschnitt bei der Aufbereitung des Grünabfalls sowie ggf. die Rückführung des Siebüberlaufs nach der Kompostierung wichtige Maßnahmen für eine sachgerechte Kompostierung. Sofern der Grünabfall an den Kompostierungsanlagen aufbereitet wird und dort die Ausschleusung der holzigen Anteile erfolgt, sind diese Ansätze im Betriebsmanagement leicht umsetzbar.

Die Nutzung von Rostaschen aus der thermischen Nutzung unbehandelter Hölzer zu Düngezwecken ist laut Düngemittelverordnung grundsätzlich möglich (siehe v. a. § 3). Danach dürfen Feuerraumaschen, aber nicht Filteraschen (vgl. Anlage 2, Tabelle 12 Nr. 14) aus der Monoverbrennung pflanzlicher Stoffe unter der Bedingung, dass sie die in Anlage 2, Tabelle 1 der DüMV genannten Grenzwerte einhalten, bestimmten Düngemitteln durch zugelassenen Düngemittelhersteller bis zu 49,9 % beigemischt werden. Eine weitere Nutzungsoption besteht als Zuschlag von maximal 30 % zu Düngemitteln für die Waldkalkung. Eine direkte Verwendung der Aschen auf land- oder forstwirtschaftlichen Flächen ist nach der Düngemittelverordnung nicht zulässig.

Im Kern bedeutet dies, dass ausschließlich Düngemittelhersteller als Abnehmer der Rostaschen in Frage kommen. Im Zuge der stark gestiegenen Düngemittelpreise wurde dieser Pfad 2008 von Düngemittelherstellern verstärkt beachtet.

Emissionen

Die alternativen energetischen Verwertungswege für biogene Abfälle weisen Umweltbelastungen vor allem im Bereich klimawirksamer Emissionen von CH₄ und N₂O auf². Derartige Emissionen werden bei der energetischen Nutzung von Biomasse weitgehend vermieden. Die Kohlendioxidemissionen aus der energetischen Nutzung von Biomasse werden als klimaneutral betrachtet (Äquivalenzfaktor = 0).

Die Feuerungstechnik und Rauchgasreinigung in modernen automatischen Holzfeuerungsanlagen haben zu einer deutlichen Reduzierung der Emissionen geführt, so dass von diesem Bereich, auch für den Parameter Staub, keine erheblichen Belastungen zu erwarten sind (KERN et al. 2003).

Dennoch ist bei diesen Anlagen auf emissionsmindernde Maßnahmen zu achten, um das Risiko des Auftretens hoher spezifischer Emissionen an Feinstäuben oder ggf. an organischen Schadstoffen zu minimieren. Ist nicht beides gegeben, schwinden die Vor-

² Im Rahmen des Klimaschutzes wird von Äquivalenzfaktoren für Methan und Lachgas von 21 bzw. 310 gegenüber CO₂ ausgegangen.

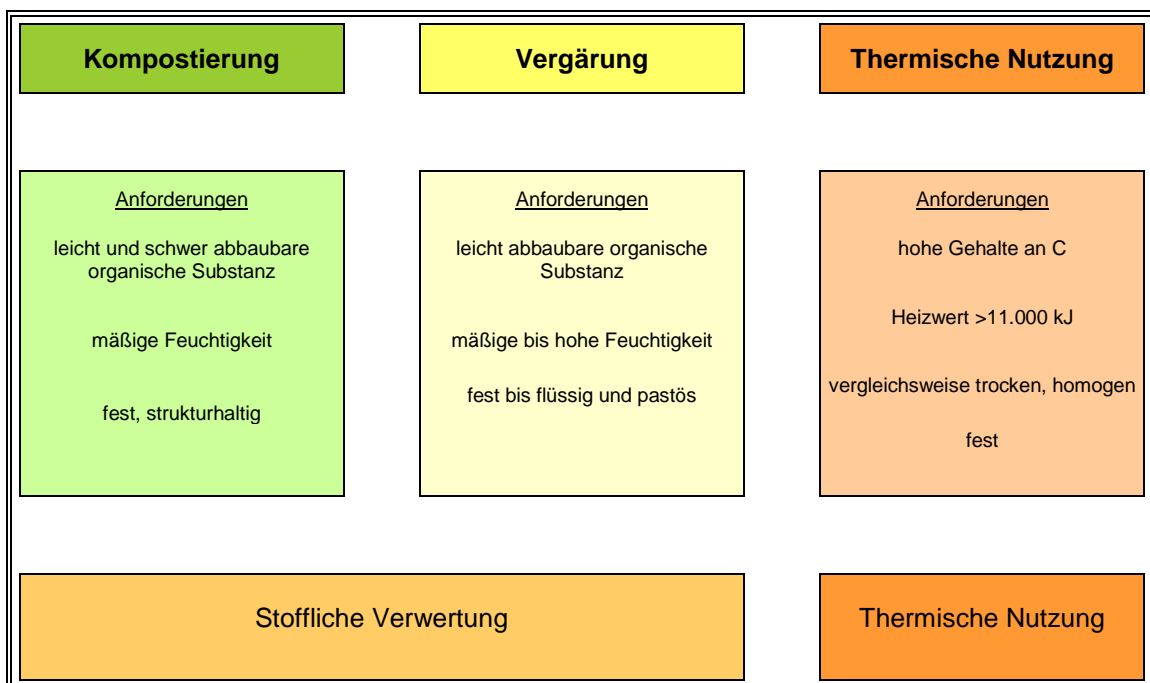
teile einer energetischen gegenüber einer stofflichen Nutzung deutlich (IFEU & PARTNER 2008). Daraus ist auch die Forderung abzuleiten, dass aufbereitete Grünabfälle nicht in Kleinf Feuerungsanlagen, sondern nur in solchen Anlagen mit entsprechenden Rauchgasreinigung eingesetzt werden sollten.

5 Vergleich und Bewertung der Verwertungsverfahren

Bioabfälle können sowohl stofflich als auch energetisch sowie kombiniert verwertet werden. Die stoffliche Verwertung zielt auf die Nutzbarmachung von Pflanzennährstoffen und von Nähr- und Dauerhumus.

Die energetische Nutzung ist auf die Gewinnung von Biogas oder die direkte thermische Energiegewinnung ausgerichtet. Bei der Vergärung können die Gärückstände stofflich verwertet werden, bei der Verbrennung beschränkt sich die stoffliche Nutzung (theoretisch) auf die mögliche Verwertung der Asche.

Welche Art der Verwertung sinnvoll ist, hängt im Wesentlichen von der Eignung der jeweiligen Bioabfälle und letztendlich den ökonomischen Bedingungen ab.



Verändert nach BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST

Abb. 86: Anforderung zur optimalen Nutzung biogener Abfälle

5.1 Stofflicher Nutzen

Unabhängig von der ökologischen und ökonomischen Bewertung der Verfahrenstechniken und dem energetischen Potenzial nativ-organischer Abfälle kann festgehalten werden, dass neben der Energiegewinnung die stoffliche Verwertung von Komposten oder Gärresten hohe Bedeutung hat.

Wie oben bereits dargestellt, werden in Folge des Preisanstiegs bei mineralischen Düngemitteln Komposte und Gärreste zunehmend für die Landwirtschaft als Nährstofflieferant interessant (siehe „Kompostwert“). Gleichzeitig können Komposte und (feste) Gärreste zum positiven Ausgleich der Humusbilanz insbesondere auf Flächen beitra-

gen, auf denen humusbildende Pflanzenreste, die bislang auf der Fläche verblieben (Stroh), nunmehr energetisch verwertet werden.

Gärprodukte liefern wie Kompost Humus- und Nährstoffe und tragen somit ebenfalls zu einem gesunden Bodenleben und Pflanzenwachstum bei.

Eine Bewertung von Kompostierung und Vergärung ist nur unter Berücksichtigung aller Rahmenbedingungen (Art der Inputstoffe, Wirtschaftlichkeit, klimapolitische Aspekte, Emissionsschutz usw.) möglich (BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST e. V. 2007). Daher liegen wenige Daten vor, die einen Vergleich von Bioabfallkompost und kompostierten Gärresten zulassen.

Um die Auswirkung der Vorschaltung einer Vergärungsstufe auf die Kompostqualität aufzuzeigen, wurden von einer ausgewählten Praxisanlage die Kompostdaten vor und nach der Integration einer Vergärung (kontinuierliche Trockenfermentation) gegenüber gestellt (siehe Tab. 32).

Tab. 32: Kompost aus Bioabfall mit und ohne Integration einer Vergärungsstufe

	TM [%]	Ges. Nährstoffgehalt [%TM]				Schwermetall [mg/kg TM]		
		N	P ₂ O ₅	K ₂ O	MgO	Pb	Cd	Cr
Kompostierter Gärrest (KGR)	69	1,14	0,83	1	0,8	44	0,3	0,2
Bioabfallkompost (BAK)	64	1,3	0,95	1,58	0,62	41	0,2	14,2

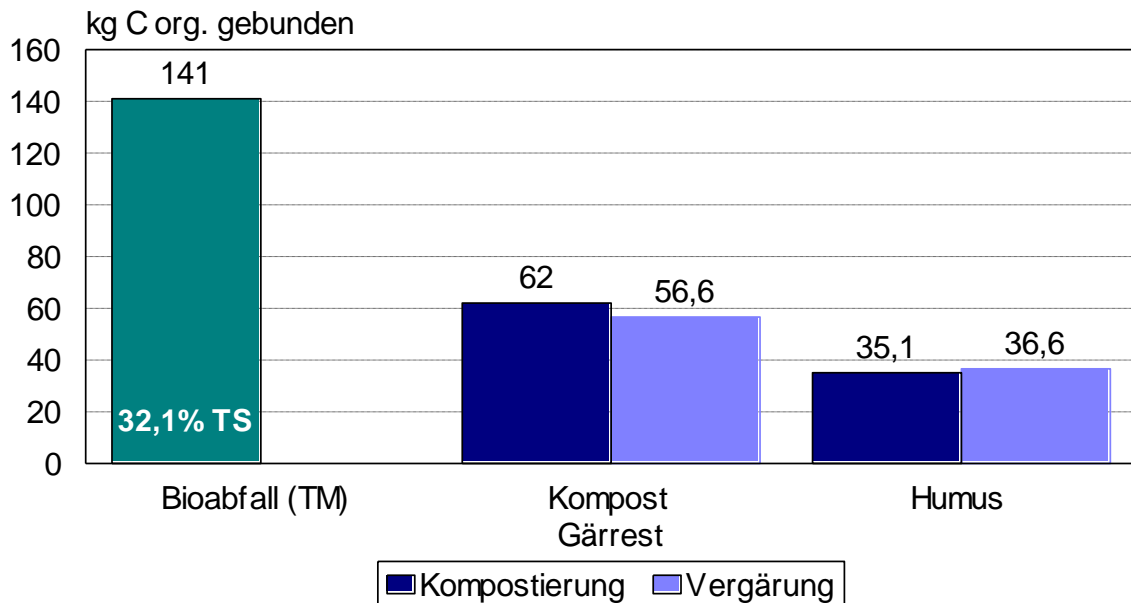
Quelle: WITZENHAUSEN-INSTITUT 2008

Die dargestellten Daten zeigen leicht reduzierte Nährstoffgehalte (mit Ausnahme von MgO) im Endprodukt durch die Integration der Vergärung. Dies ist auf die bei der Gärrestaufbereitung abgetrennten Nährstofffrachten im flüssigen Gärrest zurückzuführen. Die Nährstoffentfrachtung des festen Gärrestes ist für die Nutzung der daraus produzierten Komposte im Bereich der Substrate für den Erwerbsgartenbau von Vorteil.

Wesentlicher Unterschied ist die deutlich wirksamere Stickstoffdüngewirkung der flüssigen Gärprodukte sowie der erhöhte Beitrag zur Magnesiumversorgung der Kulturen.

Bezüglich des Humusbildungspotenzials ist davon auszugehen, dass aerob behandelte Kompost und aerob behandelte Gärrest (Kompostierung nach Aerobisierung) hinsichtlich ihrer Humusbildungspotenziale annähernd gleich zu bewerten sind.

Dies bestätigen auch die Untersuchungen von BRAUNGART (EPEA 2008), die nahezu die gleichen organisch gebundenen Kohlenstoffmengen für Kompost bzw. Gärrest ausweisen (Abb. 87).



Daten: EPEA-Studie 2008

Abb. 87: Organisch gebundener Kohlenstoff je Mg Input in Bioabfall, Kompost und Gärrest

Einer allgemeinen Gegenüberstellung der BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST zufolge sind die Pflanzennährstoffbilanzen bei Kompostierung und Vergärung gleichwertig.

Auch im Bereich der Humusreproduktion liefert die Vergärung ähnliche Nutzwerte im Vergleich zur Kompostierung. KLUGE (2008) schätzt im Versuch einer Bilanzierung bei praxisüblichen Gaben beider Sekundärrohstoffdünger eine deutlich höhere Kohlenstoffzufuhr für Kompost im Vergleich zu flüssigen Gärresten. Allerdings geht er dabei von 10 Mg TM Kompost pro Jahr und 30 Mg/ha FM Gärrest aus, ohne dessen TM-Gehalt zu definieren. Dieser liegt bei typischen landwirtschaftlichen Biogasanlagen üblicherweise unter 10 % TM, bei Komposten aber um die 60 %. Von daher sind die Datensätze kaum vergleichbar.

So bestätigt KLUGE (2008) auch die deutlich höhere Gesamtzufuhr, ausgedrückt als Kohlenstoffmenge (in Mg Kohlenstoff/ha) bei den Kompostgaben. Zusätzlich vermutet er auch einen höheren Anteil des für die Humusbildung wesentlichen reproduzierbaren Kohlenstoffs. Er beträgt nach KLUGE (2008) bei Komposten etwa 50 %, bei Gärprodukten dagegen nur etwa 20–30 % der C-Gesamtzufuhr.

In der gängigen Methode zur Humusbilanzierung (VDLUFA 2004) wird dagegen für die Humus-Reproduktion von Fertigkompost aus Bioabfall und kompostierten Gärresten mit jeweils 70 kg Humus-C je Mg Substrat (bei TS = 60 %) der gleiche Wert angegeben.

KNAPPE & BLAZEJCZAK (2007) weisen auf Erfahrungen aus der Praxis hin, wonach sich die Kompostqualität nach der anaeroben Behandlung verbessert, da Salze vermehrt ausgewaschen werden und der Kompost tendenziell eher in dem hochwertigen Substratbereich in Konkurrenz zu Torf vermarktet werden kann. Tab. 33 fasst die durchgeführte Bewertung zusammen.

Tab. 33: Nutzwert von Bioabfällen bei den verschiedenen Verwertungswegen

Verwertungswege	Kompostierung	Vergärung	
	stofflich - fest -	energetisch/stofflich - fest - ¹⁾	energetisch/stofflich - flüssig -
Humusreproduktion	+++	+++	o
Torfsubstitution	++	++	o
Pflanzennährstoffe: ²⁾			
Stickstoff	+	+	++
Phosphor	++	++	++
Sonstige Nährstoffe	+	++	++
Energie, Wärme	(+) ³⁾	++	++

Quelle: BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST 2008a, verändert

¹⁾ kompostierte Gärreste

²⁾ kurz- und mittelfristige Verfügbarkeit

³⁾ bei energetischer Nutzung des Siebüberlaufs

5.2 Energie

Wie bereits an anderer Stelle erwähnt, ist eine ökonomisch und ökologisch sinnvolle energetische Nutzung der getrennt gesammelten Bio- und Grünabfälle in Abhängigkeit der Feuchtigkeitsgehalte und Heizwerte der Materialien zu sehen.

Bei der reinen Kompostierung muss dem Verwertungsprozess Energie zugeführt werden. Allerdings wird andererseits durch die thermische Nutzung von Siebüberläufen auch Energie gewonnen. Bilanzierungen sind bisher nicht verfügbar. Die stofflich-energetischen bzw. thermischen Verfahren sind durch die unmittelbar Gewinnung von Energie aus dem Prozess gekennzeichnet.

Klammert man vor diesem Hintergrund die Kompostierung hinsichtlich positiver energetischer Effekte aus, so ergeben sich für die betrachteten Stoffströme folgende energetische Nutzungsformen (Tab. 34).

Tab. 34: Energetische Nutzungsformen der Stoffströme

Stoffströme	Energetische Nutzungsform	Stoffliche Nutzungsform
Bioabfall – Getrennte Sammlung	Biogas	Kompost bzw. Gärrest
Grünabfall – (holzig 30%)	Thermische Nutzung**	Asche*
Grünabfall – (krautig 70%)	Biogas	Kompost bzw. Gärrest
Landschaftspflegematerial – krautig	(Biogas)	Kompost bzw. Gärrest
Landschaftspflegematerial – holzig	Thermische Nutzung**	Asche*
Siebüberlauf aus der Kompostierung	Thermische Nutzung**	Strukturmaterial, Kompost

* Holzasche kann aufgrund von Gehalten an Pflanzennährstoffen als Dünger verwertbar sein. Rechtliche Anforderungen sind einzuhalten.

** Thermische Nutzung kann je nach Anlagenkonzept Wärmebereitstellung oder kombinierte Strom und Wärmebereitstellung bedeuten.

5.3 Emissionen/Klimarelevanz

In der Vergangenheit wurden die Emissionen von Kompostierungs- und z. T. auch Vergärungsanlagen im Wesentlichen vor dem Hintergrund von Geruchsbelastungen diskutiert. Erst in den letzten Jahren sind Emissionen von klimarelevanten Gasen in den Fokus gerückt. Untersuchungen (vgl. 4.1.3 und 4.2.2) zu den Emissionen stehen noch am Anfang und beruhen auf einer kleinen Datengrundlage.

Nach einer Klimagasbilanz (Abb. 88) halten sich im Durchschnitt der betrachteten Anlagen die Freisetzung von CO₂-Äquivalenten durch Sammlung, Anlagenbetrieb und Ausbringung die Waage mit der Gutschrift von CO₂-Äquivalenten über den Kompost und den Düngewert. Von großer Bedeutung für die Klimabilanz ist der Anlagenbetrieb. Durch die Orientierung an guter fachlicher Praxis können klimarelevante Emissionen erheblich reduziert werden.

Bei Vorschalten einer Vergärung vor die Kompostierung wird die CO₂-Freisetzung bei der Kompostierung reduziert und eine erhebliche Energie-Gutschrift durch die Methan-nutzung erzielt.

Auf diese Weise kann pro Mg Bioabfall gegenüber der reinen Kompostierung eine Klimagutschrift von ca. 160 kg CO₂-Äquivalenten erzielt werden (siehe Abb. 88). Unter Berücksichtigung von zusätzlichen Methanemissionen im Aufbereitungsprozess reduzieren sich zwar die Einsparungen der Treibhausgasemissionen auf ca. 110 kg CO₂-Äquivalenten, der Prozess insgesamt bleibt aber deutlich positiv (VOGT 2008).

Abb. 88 stellt die CO₂-Einsparungen und Belastungen als wesentliche Kenngrößen der Kompostierung und der optimierten Vergärung zusammenfassend dar.

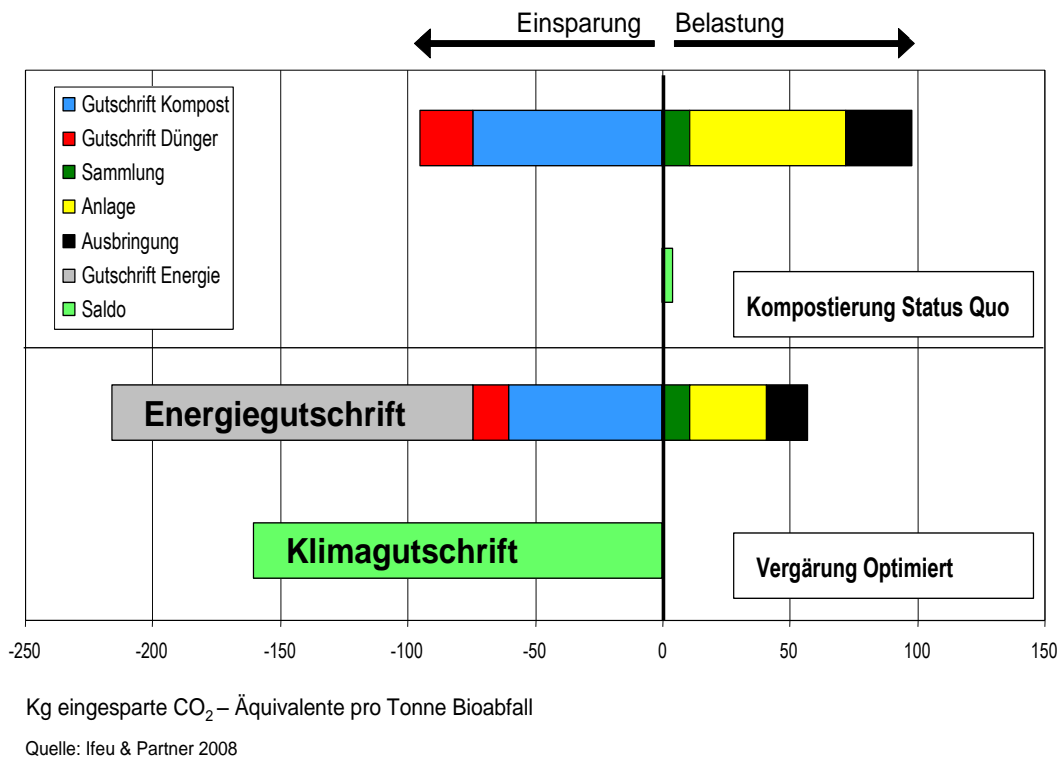


Abb. 88: Vergleichende Klimagasbilanz der Kompostierung und Vergärung

Aus klimarelevanten Gesichtspunkten weist die optimierte Vergärung mit einer kombinierten stofflichen und energetischen Nutzung der Bioabfälle deutliche Vorteile gegenüber der „Status quo“-Kompostierung auf.

- Die optimierte Vergärung erzielt eine weit bessere Energiebilanz als die Kompostierung durch die Nutzung des im Prozess entstehenden Biogases und damit der Substitution fossiler Energieträger.
- Im Gegensatz zur Kompostierung, die als klimaneutral betrachtet werden kann, sind bei der optimierten Vergärung Klimagutschriften in der Größenordnung von 110 bis 160 kg eingesparten CO₂-Äquivalenten pro Mg Bioabfall zu verzeichnen.

Um diese positiven Effekte zu erreichen, muss eine Minimierung der Methanemissionen erreicht werden. Die Aerobisierung sollte deshalb kontrolliert in einem gekapselten Prozess mit Abluftfassung und ggfs. entsprechender Abluftbehandlung erfolgen.

Obgleich die Klimarelevanz einer Maßnahme ein wesentliches Kriterium für ihre ökologische Bewertung ist, ist u. a. die Schonung fossiler Ressourcen (Energie, Düngemittel) ein weiterer bedeutender Faktor der Gesamtbetrachtung. Insofern kommt der stofflichen Nutzung der Komposte bzw. Gärreste wesentliche Bedeutung zu, was in Ökobilanzierungen (siehe z. B. IFEU & ÖKO-INSTITUT 2007) zum Ausdruck kommt.

5.4 Kosten

Unbestritten ist, dass aus ökonomischen Aspekten die Ausweitung der biologischen Abfallbehandlung sinnvoll und in der Regel auch wirtschaftlich ist, unabhängig davon, ob eine ausschließlich stoffliche oder kombinierte stofflich-energetische Verwertung erfolgt. Geht man gegenwärtig von mittleren Restabfallbehandlungskosten von 100–120 €/Mg aus, liegen die Kosten der Bioabfallbehandlung (Kompostierung oder Vergärung) in der Regel zwischen 20 und 100 €/Mg, die der Grünabfallkompostierung mit 20–30 €/Mg sogar deutlich unter diesem Wert.

Die meisten der Kompostierungsanlagen wurden Anfang bis Mitte der neunziger Jahre gebaut, seit 2000 sind Baumaßnahmen nahezu auf Aus- und Umbauten beschränkt.

Üblicherweise wird der Bauteil auf etwa 20 Jahre abgeschrieben, während für Maschinen- und Elektroteile überwiegend 10 Jahre angesetzt werden. Diese einem hohen Verschleiß unterliegenden Anlagenteilen dürften in vielen Anlagen bereits abgeschrieben sein. Für die mit hohem Automatisierungsgrad arbeitenden Kompostierungsanlagen ist von akuten bzw. demnächst anstehenden Ersatzmaßnahmen auszugehen. Für die Anlagenbetreiber stellt die Integration einer anaeroben Vorschaltstufe eine ernsthafte und je nach vorhandener Kostenstruktur wirtschaftliche Alternative zur reinen Erneuerung des aeroben Anlagenteils dar.

Geeignet für die Integration einer Vergärungsstufe wären vor allem technisch anspruchsvolle Kompostanlagen mit einer Mindestgröße von 10.000–20.000 Mg/a. Das Anlagenpotenzial hierfür wird nach Auffassung der Gutachter auf etwa 200 Anlagen in Deutschland geschätzt.

Bei optimalen Randbedingungen wäre eine wirtschaftliche Nachrüstung möglich, z. B. bei

- möglicher Durchsatzsteigerung auf gegebener Fläche von bis 40 %
- erforderlicher Geruchsminderung bei kritischen Standorten
- „best-case“ Randbedingungen mit Wärmeabsatzmöglichkeit oder
- abgeschriebenen Anlagen (Einzelfalluntersuchung erforderlich).

Als Ergebnis kann festgehalten werden, dass die Mehrkosten für eine bestehende Anlage durch eine Nachrüstung mit einer Vergärungsstufe im Schnitt bei 0 bis 30 €/Mg Bioabfall liegen. In Einzelfällen, gerade bei gegenwärtig teureren Kompostierungsanlagen, kann sogar eine Kostenreduktion eintreten.

6 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die getrennte Bio- und Grünabfallerfassung sowie deren Verwertung ist aus wirtschaftlicher und ökologischer Sicht sinnvoll. Sie erfüllt die Anforderungen an eine moderne Abfall- und Ressourcenwirtschaft.

Vor diesen Hintergründen und der Tatsache, dass weniger als die Hälfte der Bundesbürger an die Biotonne angeschlossen sind, sollte intensiv auf eine Ausweitung der Getrennterfassung und Verwertung hingewirkt werden. Darüber hinaus bestehen insbesondere bei der Nutzung von Landschaftspflegematerialien noch beachtliche Optimierungspotenziale.

Die rechtliche Situation beschränkt, von Detailfragen abgesehen, die optimierte Erfassung und Nutzung biogener Abfälle nicht. In jüngerer Vergangenheit wurden weitere Anreize für eine ausgewogene energetische und stoffliche Nutzung von biogenen Abfällen gesetzt.

Auf Basis der dargestellten Untersuchungen werden für wesentliche biogene Abfallströme folgende Verwertungswege favorisiert:

Bioabfall

Eine optimierte Nutzung des energetischen und stofflichen Potenzials von Bioabfall sowie eine erhebliche Klimagutschrift lassen sich durch die Kombination einer Vergärung mit anschließender Kompostierung des festen Gärrestes erzielen. Vor dem Hintergrund des Abschreibungsstandes von Kompostwerken in Deutschland ist ein erhebliches Potenzial für die Biogaserzeugung in Vorschaltanlagen mit Nutzung der bestehenden Kompostierungstechnik für die Behandlung des Gärrestes gegeben.

Die beschriebene Durchsatzsteigerung bei dieser Verfahrenskombination ermöglicht in einer Gesamtbetrachtung die Konzentration von Bioabfallbehandlungsanlagen an bestehenden günstigen Standorten mit gutem Stand der Technik. Das aktuelle energetische Potenzial kann (bei 50 % des Bioabfalls in der Vergärung) mit ca. 4,4 PJ/Jahr veranschlagt werden in Verbindung mit 2 Mio. Mg Kompost.

Durch Ausweitung der Getrenntsammlung können mindestens 1,3 Mio Mg/a Bioabfall aus dem Restabfall separat erfasst werden, die durch Komplementäreffekte auf insgesamt ca. 2 Mio. Mg/a ansteigen dürften. Damit ist eine mittelfristige Erhöhung dieses Potenzials um ca. die Hälfte auf dann insgesamt ca. 6 Mio. Mg/a möglich.

Grünabfall (Garten- und Parkabfälle)

Dieses Material spielt eine besondere Rolle für die Erzeugung hochwertiger Komposte sowie Substrate und auch als Strukturmaterial für die Kompostierung von Gärresten.

Die thermische Nutzung sollte daher auf grobstückige holzige Anteile mit Heizwerten von über 11 MJ/kg beschränkt bleiben. Dieses Material kann vorwiegend im Winterhalbjahr durch entsprechende Aufbereitung gewonnen werden. Die heizwertarme Fraktion mit hohen Anteilen an krautigen und halmartigem Material erzielt nur in relativ frischem Zustand bei der Vergärung gute Biogaserträge. Ansonsten ist dieses Material

für die Monokompostierung oder die Beimischung zur Kompostierung von Bioabfällen und zunehmend für die Kompostierung von Gärresten sinnvoll zu verwenden.

Das aktuelle energetische Potenzial über die thermische Nutzung (30 %) und einen gewissen Anteil an der Vergärung (20 %) wird auf ca. 14,4 PJ/Jahr geschätzt. Durch die stoffliche Nutzung der Gärreste und des restlichen Materials können etwa 1,4 Mio. Mg Komposte und Substrate erzeugt werden.

Durch verbesserte Angebote an die Bürger ließe sich die Erfassung und Nutzung deutlich erhöhen. Auch die kommunalen Brenntage sollten auf ihre Notwendigkeit hin überprüft werden. Von einer möglichen Verdoppelung der erfassbaren Menge kann ausgegangen werden.

Landschaftspflegematerialien

Die unter diesem Oberbegriff zusammengefassten sehr heterogenen Materialquellen sind in Bezug auf ihre Nutzungsmöglichkeiten mit den Grünabfällen zu vergleichen. Holzige Anteile sollten in der thermischen Nutzung eingesetzt werden, während die Vergärung von krautigen Materialien aus logistischen Gründen stark eingeschränkt ist.

Das energetische Potenzial liegt bei ca. 6,6 PJ/Jahr. Die systematische Nutzung dieses Potenzials, insbesondere der holzigen Materialien, erfordern den Aufbau geeigneter logistischer Strukturen. Mittelfristig ist dann auch für Landschaftspflegematerialien eine Ausweitung der Erfassungsquoten möglich.

Küchen- und Speiseabfälle

Aufgrund ihres niedrigen TM-Gehaltes und den höheren Hygienisierungsanforderungen eignen sich diese Materialien vor allem für die Vergärung, insbesondere wenn das Biogas vor Ort verstromt und die anfallende Wärme für die Hygienisierung verwendet wird.

Das Aufkommen an Speiseabfällen ist nur sehr ungenau erfasst, wodurch auch das energetische Potenzial mit ca. 3 - 4 PJ/Jahr nur schwer abzuschätzen ist.

Fazit

Insgesamt liegt das energetische Potenzial einer optimierten stofflich-energetischen Nutzung der aktuell erfassten biogenen Abfälle somit bei 30 PJ/a. Wenngleich dieses Energiepotenzial im Vergleich zum deutschen Primärenergieverbrauch von 14.200 PJ/a nur einen Beitrag in der Größenordnung von 0,2 % leisten kann, ist doch festzuhalten, dass dieser Beitrag aus Reststoffen und ohne wesentliche Einschränkung deren stofflicher Nutzung bei weitgehender Kostenneutralität für die Verbraucher zu erzielen ist.

Durch verbesserte Erfassungssysteme könnte das beschriebene technische Potenzial mittelfristig auf knapp 50 PJ/a ansteigen.

Empfehlungen

Zur Optimierung der Erfassung und Nutzung biogener Stoffströme werden folgende Empfehlungen ausgesprochen:

- Initiierung einer Informationskampagne mit dem Ziel den Anteil getrennt erfassten Bio- und Grünabfalls deutlich anzuheben.
- Untersuchung und Optimierung der Emissionssituation bei Vergärungs- und Kompostierungsanlagen mit dem Ziel technische und betriebliche Minderungspotenziale zu nutzen.
- Einrichtung eines umfassenden Monitoringprogramms für Bioabfallvergärungsanlagen, um eine belastbare technisch-wirtschaftliche Bewertungsbasis als Grundlage für die weitere technische und betriebliche Optimierung der Gesamtanlagen zu gewinnen.
- Einschränkung bzw. Unterbindung der Verbrennung von Gartenabfällen („Brenntage“) bzw. Reglementierung von öffentlichen Feuern wie z. B. Osterfeuern.
- Die Chancen, durch Vorschaltanlagen an technisch und standortlich besonders geeigneten Kompostierungsanlagen optimierte Nutzungswege zu beschreiten und gleichzeitig Durchsatzmengen zu steigern, erfordern regionale Kooperationen. Diese sollte auf politischer Ebene durch Koordinierungsmaßnahmen gefördert werden.
- Initiierung von Untersuchungen und Demonstrationsvorhaben zur Erfassung und Nutzung von Landschaftspflege- und Parkabfällen.

7 Literatur/Quellenangaben

- AMLINGER et al. (2005): Stand der Technik der Kompostierung. Grundlagenstudie im Auftrag des Österr. Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- BAUER, J. (2006): Holzenergiepotenziale in Bayern – Analyse der Holzpotenziale und der Nachfragestruktur im Bereich Energieholz. Cluster-Initiative Forst und Holz Bayern.
- BAUM, S. (2007): Methanverluste bei der Biogasaufbereitung. In: gwa 09/2007, S. 689–696.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2007): Klimabilanz von Biogasstrom. LfL-Information, August 2007.
- BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2008): Effizienzsteigerung, Emissionsminderung und CO₂-Einsparung durch optimierte Motoreinstellung bei Biogas-Blockheizkraftwerken zur dezentralen Stromerzeugung. Fachbeiträge aus dem Institut für Tier und Technik.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2006): Emissions- und Leistungsverhalten von Biogas-Verbrennungsmotoren in Abhängigkeit von der Motorwartung. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben.
- BGK – BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST e. V. (2007): Nutzwertindex: Eine Methode zur einheitlichen Bewertung von organischen Bodenverbesserungs- und Düngemitteln (Kompost, Gärprodukte, Gülle, Stallmist, Klärschlamm). www.bgkev.de/infodienste.
- BGK – BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST e. V. (2008a): Absatzstatistik gütegesicherter Komposte 2007. In: Humuswirtschaft & Kompost aktuell, 01/2008, S. 13–16.
- BGK – BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST e. V. (2008b): Gütesicherung Kompost – Mehr als sechs Millionen Tonnen Bioabfälle. In: Humuswirtschaft & Kompost aktuell, 02/2008.
- BGK – BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST e. V. (2008c): Aspekte zum neuen EEG. In: Humuswirtschaft & Kompost aktuell, 07/2008, S. 3–5.
- BGK – BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST e. V. (2008d): Düngemittelverordnung im Bundesrat. In: Humuswirtschaft & Kompost aktuell, 09/2008, S. 1–2.
- BGK – BUNDESGÜTEGEMEINSCHAFT KOMPOST e. V. (2008e): RAL-Gütesicherungen für Gärprodukte wachsen stetig. In: Humuswirtschaft & Kompost aktuell, 10/2008, S. 5.
- BIDLINGMAIER, W. (1995): Anlageninput und erzeugte Kompostqualität. In: WIEMER, K. u. M. KERN (Hrsg.): Biologische Abfallbehandlung II, S. 109–119.
- BITTL, T. (2002): Schadstoffgehalte in Grüngutkomposten. In: BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (Hrsg.): Abfallvermeidung und -verwertung bei der Landschafts- und Gartenpflege. Fachtagung Okt. 2002. Augsburg.

- BRAUNERT, O. (2008): Pflegemaßnahmen am holzigen Schienenbegleitgrün. Mündliche Mitteilung. DB-Fahrwegdienste GmbH, Berlin.
- BRÖKELAND, R. (2004): Regenerative Wärmergewinnung – vom Holz zum Getreide. Vortrag beim Fachforum ABC, Staffelstein. C.A.R.M.E.N. e. V. Straubing.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2008): Ökologische Industriepolitik. Nachhaltige Politik für Innovation, Wachstum und Beschäftigung.
- BUSCHMANN (2008): Mündl. Mitteilung über Maßnahmen am Gewässerbegleitgrün – Bereich Binnenschifffahrt. Wasser- und Schifffahrtsdirektion Mitte. Hannover.
- CUHLS, C. u. B. MÄHL (2008): Methan-, Ammoniak- und Lachgasemissionen aus der Kompostierung und Vergärung – Technische Maßnahmen zur Emissionsminderung. In: WIEMER, K. u. M. KERN (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, S. 471–489.
- CUHLS, C., MÄHL, B. u. J. CLEMENS (2008): Emissionen aus der Kompostierung und Vergärung von Bioabfällen im Vergleich. In: KERN, M., RAUSSEN, T. u. K. WAGNER (Hrsg): Weiterentwicklung der biologischen Abfallbehandlung II, S. 299-321.
- DEUTSCHE BUNDESSTIFTUNG UMWELT (HRSG./2006): Auswirkungen der Fermentation biogener Rückstände in Biogasanlagen auf Flächenproduktivität und Umweltverträglichkeit im ökologischen Landbau.
- DIE PRESSE (2008): Die reinigende Wirkung von Weiden – Wissenschaftler der Universität für Bodenkultur untersuchen, wie Weiden und Pappeln Schwermetalle aus dem Boden ziehen. Print-Artikel in der Ausgabe vom 19.03.2008.
- DINTER, S. u. K. MORITZ (1987): Untersuchung zur Schnittgutbereitstellung: Teil 1: Erhebung der Schnittgutmengen, der Art der Entsorgung und der Kosten bei den Meistereien des LV Rheinland. Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach.
- DOBERS, K. u. S. OPITZ (2007): BioLogio – Entwicklung und Ausbau regionaler Logistikstrukturen für Holzbrennstoffe (Endbericht). Fraunhofer-Institut für Materialfluss und Logistik.
- EDELMANN, W. u. K. SCHLEIß (2001): Ökologischer, energetischer und ökonomischer Vergleich von Vergärung, Kompostierung und Verbrennung fester biogener Abfallstoffe. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Energie und Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft.
- EPEA INTERNATIONALE UMWELTFORSCHUNG GMBH (2008): Ökologisches Leistungsprofil von Verfahren zur Behandlung von biogenen Reststoffen. Kompass für die Entscheidungsfindung vor dem Hintergrund der geplanten Überarbeitung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes.
- FERENZ, G. (2004): Weiden/Pappeln fressen Schwermetalle. Ulmer Online-Pflanzenschutzkalender.

- FISCHER, P., KRONAWITTER, H. u. A. WIETHALER (2000): Schwermetallbelastung von Laub aus öffentlichem Grün – Ist die Schwermetallbelastung von Falllaub aus dem öffentlichen Grün bedenklich? In: Stadt und Grün 12: S. 859–864.
- FNR – FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (Hrsg./2005): Ergebnisse des Biogas-Messprogramms.
- FRAUNHOFER-INSTITUT FÜR UMWELT-, SICHERHEITS- UND ENERGIETECHNIK (2008): Technologien und Kosten der Biogasaufbereitung und Einspeisung in das Erdgasnetz. Markterhebung 2007–2008. Ergänzte und aktualisierte Fassung September 2008.
- FRICKE, K. et al. (2002): Abfallmengen und -qualitäten für biologische Verwertungs- und Behandlungsverfahren. In: ATV (Hrsg.): Mechanische und biologische Verfahren der Abfallbehandlung. S. 47–91.
- FUCHS, J. (2007): Aus Gärgut Qualitätskompost? Vortrag im Rahmen der IGA-Praxistage 2007.
- GELLENBECK, K. u. G. BECKER (2005): Geringere Gebühren für Bioabfall als für Restabfall setzt Anreize für die Nutzung der getrennten Sammlung. In: Informationsdienst Humuswirtschaft & KomPost 03/05. S. 174–176.
- GÖRISCH, U. (2004): Verwertung von biogenen Abfällen in Nassvergärungsanlagen, In: Müll und Abfall, 11/04, S. 568-569.
- GOTTSCHALL, R., KRANERT, M., HAFNER, G., BRUNS, C., SCHIERE, O. u. C. SEIBEL (2008): Ökologischer und ökonomischer Vergleich der stofflichen und energetischen Nutzung von Grünabfällen. In: WIEMER, K. u. M. KERN (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, S. 459–470.
- GRÄSCHKE, M. (2007): Informationen über Maßnahmen am Schienenbegleitgrün. Mündl. Mitteilung. Berater für den Bereich „Vegetation und Naturschutz“. DB Netz AG.
- HARBUSCH, M. (2007): Informationen über Maßnahmen am Straßenbegleitgrün. Mündl. Mitteilung. Harbusch-Forst GmbH. Hess. Lichtenau.
- HETZEL, G. (2008): Betreuung der Schienenwege, Maßnahmen am Schienenbegleitgrün. Mündl. Mitteilung. DB Netz AG.
- HILGER, J. (2000): Struktur- und Absatzplanung für die Verwertung von Speiseresten als Futtermittel. Diss. Universität Bonn.

- IE – INSTITUT FÜR ENERGETIK UND UMWELT (2007): Erhebung der mit Trockenfermentationsverfahren erschließbaren energetischen Potenziale in Deutschland. Vergleichende ökonomische und ökologische Analyse landwirtschaftlicher Trockenfermentationsanlagen. = Universität Rostock et al. (2007): Biogas-erzeugung durch Trockenvergärung von organischen Rückständen, Nebenprodukten und Abfällen aus der Landwirtschaft. Schlussbericht, Abschnitt 2.
- IE – INSTITUT FÜR ENERGETIK UND UMWELT (Hrsg./2008): Monitoring zur Wirkung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse. Verbundvorhaben im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.
- IFEU – INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG u. ÖKO-INSTITUT (2007): Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. Forschungsbericht im Auftrag des Umweltbundesamtes, Texte 04/2007, Dessau.
- IFEU – INSTITUT FÜR ENERGIE- UND UMWELTFORSCHUNG u. PARTNER (2008): Optimierungen für einen nachhaltigen Ausbau der Biogas-erzeugung und -nutzung in Deutschland. Endbericht mit Materialband.
- INFA – INSTITUT FÜR ABFALL, ABWASSER UND INFRASTRUKTUR-MANAGEMENT (2006): Kostenbetrachtung für die separate Bioabfallsammlung und -behandlung im Vergleich zur gemeinsamen Entsorgung mit dem Restabfall – Endbericht für den Verband der Humus- und Erdenwirtschaft e. V.
- KALTSCHMITT, M. u. H. HARTMANN (2001): Energie aus Biomasse. Grundlagen, Techniken, Verfahren. Berlin.
- KALTSCHMITT, M., MERTEN, D., FRÖHLICH, N. u. M. NILL (2003): Energiegewinnung aus Biomasse. Externe Expertise für das WBGU-Hauptgutachten 2003 „Welt im Wandel: Energiewende zur Nachhaltigkeit“. Berlin, Heidelberg.
- KEHRES, B. (2007): Perspektiven der Kompostierung in der Biomassewirtschaft. In: Humuswirtschaft & Kompost aktuell, 07/2007, S. 1–3.
- KERN, M. (2008): Integriertes Stoffstrommanagement für Bio- und Grünabfälle in Hessen. In: WIEMER, K. u. M. KERN (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, S. 431–446.
- KERN, M., RAUSSEN, T., TURK, T. u. K. FRICKE (2003). Energiepotenzial für Bio- und Grünabfall. In: FRICKE et al. (Hrsg.): Die Zukunft der Getrenntsammlung von Bioabfällen. Schriftenreihe des ANS, 355–374.
- KERN, M. u. T. RAUSSEN (2005): Energetische Nutzung von Bio- und Grünabfällen. Galenkemper, Bidlingmaier, Doedens, Stegmann (Hrsg.) 9. Münsteraner Abfallwirtschaftstage, Band 8, S. 372–382.
- KIRSCH, A. (2002): Einsatz kompostierter Gärreste in der Landwirtschaft, Dissertation, Kirsch Verlag, Nümbrecht 2002.
- KLUGE, R. (2008): Gärprodukte und Komposte im Vergleich – Düngewirkung und Humusbildung. In: WIEMER, K. u. M. KERN (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung III, S. 581-588.

- KLUTH, F. (2008): Informationen über Maßnahmen am Straßenbegleitgrün. Mündliche Mitteilung. Amt für Straßen und Verkehrswesen, Kassel.
- KNAPPE, F. u. J. BLAZEJCZAK (2007): Potentialanalyse der deutschen Entsorgungswirtschaft. Endbericht des UFOPlan-Vorhabens 20631303 des Umweltbundesamts.
- KNOLL, E. (Hrsg./2005): Der Elsner – Handbuch für Straßen- und Verkehrswesen. Otto Elsner Verlagsgesellschaft, Dieburg.
- KOHL, U. (2007): Anfall, Behandlung und Verwertung von Speiseresten in Deutschland und der EU, Vortrag zum Seminar „Verwerten und Entsorgen von Speiseresten“ in Hamburg am 26. Oktober 2007, unveröffentlicht.
- KOLL, P. (1997): Der Markt für Sekundärrohstoffe, Teil 7: Nahrungsmittelabfälle; aus: Berichte zur Kreislaufwirtschaft 12/97. Informationsbüro Kreislaufwirtschaft, MTE Umweltberatung GmbH, Oberhausen.
- KRANERT, M. et al. (2006): Abfallentsorgung mit geringeren Lasten für Haushalte, weitgehender Abfallverwertung und dauerhaft umweltverträglicher Abfallbeseitigung. Konzept zur langfristigen Umgestaltung der heutigen Hausmüllentsorgung. = UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg.): Reihe Abfall Heft 78.
- KRANERT, M. u. R. GOTTSCHALL (2008): Grünabfälle – Besser kompostieren oder energetisch verwerten? EdDE Dokumentation 11.
- KRAUSE, F. (2008): Informationen über Maßnahmen am Straßenbegleitgrün. Mündliche Mitteilung. Amt für Straßen und Verkehrswesen, Eschwege.
- KTBL – KURATORIUM FÜR TECHNIK UND BAUWESEN IN DER LANDWIRTSCHAFT e. V. (2005): Gasausbeute in landwirtschaftlichen Biogasanlagen. Münster.
- LAHL, U. (2007): Regelungen der TA Luft – Konsequenzen für die Praxis der biologischen Abfallbehandlung. In WIEMER, K. u. M. KERN (Hrsg.): Weiterentwicklung der biologischen Abfallbehandlung vor dem Hintergrund von TA Luft und EEG, S. 13–18.
- LEIFERT, I. u. M. SCHNEIDER (2007): Wie viel ist Kompost wirklich wert? Sonderdruck aus „Getreide-Magazin“ 02/2007.
- LTZ – LANDWIRTSCHAFTLICHES TECHNOLOGIEZENTRUM AUGUSTENBERG (2008): Nachhaltige Kompostanwendung in der Landwirtschaft – Abschlussbericht.
- MÜLLER, C. (2003): Schadstoffproblematik durch Grüngutverwertung. In: Verwertung von Grüngut aus der Landschaftspflege. Tagungsband. Schriftenr. d. Bay. Landesanst. f. Landw. 04/2003.
- OCHS, A. (2007): Erhebliche ungenutzte Potentiale der stofflichen Bioabfallverwertung: Schatzkiste Biotonne. In: BDE-Perspektiven Heft 2, S. 1–5.
- OCHS, A. (2008): Zwischen Klimaschutz und Ressourcenschonung – Energetische und stoffliche Verwertung von Biomassen ergänzen sich. Homepage des EdDE (<http://www.bde-berlin.org/?p=133>).

- OECHSNER, H. (1996): Kofermentation von Flüssigmist und Speiseabfällen, Landtechnik 51, 04/1996, S. 216–217.
- OECHTERING, A. (2007): Potenzial zur Optimierung und zum Ausbau der Kompostierung. In: WIEMER, K. u. M. KERN (Hrsg.): Weiterentwicklung der biologischen Abfallbehandlung vor dem Hintergrund von TA Luft und EEG, S. 85–100.
- OECHTERING, A. (2008): Ausbau der Bioabfallsammlung möglich. In: Humuswirtschaft & Kompost aktuell 05/2008, S. 1–2.
- ÖKO-INSTITUT (2005): Statusbericht zum Beitrag der Abfallwirtschaft zum Klimaschutz und mögliche Potenziale. Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- ÖKO-INSTITUT et al. (2004): Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse. Verbundprojekt gefördert vom BMU im Rahmen des ZIP.
- PADUCH, M. (2007): Emissionen minimieren. In: BIOGAS Journal 01/2007, S. 22–23.
- PRETZ, T., UEPPING, R. u. E. ISAAC (2005): Brennstoffgewinnung aus Kompostrohstoffen? EdDE Dokumentation 8.
- RAUSSEN, T. u. K.-H. HACK (2004): Rahmenbedingungen und Konzepte für die energetische Verwertung von Grünabfallfraktionen. In: WIEMER, K. u. M. KERN (Hrsg.): Bio- und Restabfallbehandlung VIII, S. 286–301.
- REINHOFER, M., TRINKAUS, P. u. A. STUHLBACHER (2006): Verwertung von Gärrückständen aus Biogasanlagen. Institut für Nachhaltige Techniken und Systeme – JOINTS/Frohnleiten.
- ROMMEIß, N., THRÄN, D., SCHLÄGL, T., DANIEL, J. u. F. SCHOLWIN (2006): Energetische Verwertung von Grünabfällen aus dem Straßenbetriebsdienst. Berichte der BUNDESANSTALT FÜR STRAßENWESEN – Verkehrstechnik Heft V 150. Bergisch Gladbach.
- SACHVERSTÄNDIGENRAT FÜR UMWELTFRAGEN (2007): Klimaschutz durch Biomasse. Sondergutachten.
- SCHOLZ, V., HELLEBRAND, H. J. u. A. HÖHN (2004): Energetische und ökologische Aspekte der Feldholzproduktion. In: Bornimer Agrartechnische Berichte, Heft 35 „Energieholzproduktion in der Landwirtschaft – Potenzial, Anbau, Technologie, Ökologie und Ökonomie“ S. 15-31.
- SELING, S. u. P. FISCHER (2003): Schadstoffbelastung von Straßenbegleitgrün – I. Gehalte des Mähgutes an Schwermetallen (Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Pf, Zn). In: Müll und Abfall 6. S. 289–293.
- SIHLER, A. (1993): Analyseübersicht von Komposten und deren Ausgangsmaterialien unterschiedlicher Herkunft und Standorte. Bericht zum Verbundvorhaben des BMFT „Neue Techniken zur Kompostierung, Teilvorhaben 5.
- STAHLSCHEIDT, S. (1997): Flora und Vegetation der Bahnhöfe und Bahnanlagen im mittleren Ruhrgebiet. Dipl.-Arbeit – Spez. Botanik, Ruhr-Universität Bochum. 82 S.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2007): Abfallentsorgung 2005. Fachserie 19 -Reihe 1
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2008): Abfallentsorgung 2006. Fachserie 19 -Reihe 1

- TENTSCHER, W. (2006): Anforderungen und Aufbereitung von Biogas zur Einspeisung in Erdgasnetze. In: WIEMER, K. u. M. KERN (Hrsg.): Bio- und Sekundärrohstoffverwertung II. Stofflich – energetisch. S. 331–347.
- THRÄN, D. u. M. KALTSCHMITT (2004): Status Quo und Potenziale der energetischen Biomassenutzung in Deutschland – Wozu sollen welche Biomassepotenziale genutzt werden? In: BUNDESVERBAND BIOENERGIE e. V. und FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE e. V. (Hrsg.): Ausbau der Bioenergie – im Einklang mit dem Natur- und Umweltschutz? Eine Standortbestimmung. Tagungsband 2004. S. 45-66
- VDLUFA – VERBAND DEUTSCHER LANDWIRTSCHAFTLICHER UNTERSUCHUNGS- UND FORSCHUNGSANSTALTEN (2004): Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland.
- VOGT, R., KNAPPE, F., GIEGRICH, J. u. A. DETZEL (Hrsg./2002): Ökobilanz Bioabfallverwertung. Untersuchung zur Umweltverträglichkeit von Systemen zur Verwertung von biologisch-organischen Abfällen.
- WEILAND, P. (2000): Stand und Perspektiven der Biogasnutzung und -erzeugung in Deutschland, S. 12, In: FNR e. V. (Hrsg.): Energetische Nutzung von Biogas: Stand der Technik und Optimierungspotenzial, Gülzower Fachgespräche.
- WENDENBURG, H. u. C.-G. BERGS (2008): Stand und Perspektiven der stofflichen und energetischen Bioabfallverwertung in Deutschland. In: KERN, M., RAUSSEN, T. u. K. WAGNER (Hrsg): Weiterentwicklung der biologischen Abfallbehandlung II, S. 13-25.
- WIEMER, K. u. M. KERN (1999): Kompost-Atlas 1998/99. Anlagenhandbuch: Kompostierung, Anaerobtechnik, MBA und Aggregate. Neues aus Forschung und Praxis. Witzhausen.
- WILLE, G. et al. (2002): Speiseabfallströme als Aufgabe für die Entsorgungswirtschaft – Probleme der Mengenermittlung. In: Müll und Abfall Heft 6, S. 318–321.
- WITZENHAUSEN-INSTITUT (2003): Konzepte zur ökologisch und ökonomisch optimierten Verwertung von Baum- und Strauchschnitt im Rhein-Hunsrück-Kreis. Gutachten im Auftrag des Abfallwirtschaftsbetriebs Rhein-Hunsrück (unveröffentlicht).
- WITZENHAUSEN-INSTITUT (2006): Analyse und Bewertung des unterschiedlichen Abfall- und Wertstoffaufkommens in den Landkreisen und kreisfreien Städten in Rheinland-Pfalz. Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Forsten und Verbraucherschutz (unveröffentlicht).
- WOESS-GALLASCH, S., ENZINGER, P., JUNGMEIER, G. u. R. PADINGER (2007) Treibhausgasemissionen aus Biogasanlagen. Studie im Auftrag des Landesenergievereines Steiermark.

Quellenangaben zur Datenrecherche Bio- und Grünabfallaufkommen/Stand der Kompostierung und Vergärung

Baden-Württemberg

UMWELTMINISTERIUM BADEN-WÜRTTEMBERG (Hrsg./2007): Abfallbilanz 2006.

STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (2008): In biologischen Behandlungsanlagen behandelte Abfallmengen in Baden-Württemberg seit 1980. Internet: <http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/UmweltVerkehr/Landesdaten/a2a03.asp>.

LANDESANSTALT FÜR UMWELT, MESSUNGEN UND NATURSCHUTZ BADEN-WÜRTTEMBERG (2008): Stand der Vergärung. Schriftliche Mitteilung vom 07.05.2008.

STATISTISCHES LANDESAMT BADEN-WÜRTTEMBERG (2008): Kompostierungsanlagen in Baden-Württemberg seit 1996 nach Art der Anlage sowie erzeugter Kompost nach Verwendungszweck. Internet: <http://www.statistik.baden-wuerttemberg.de/UmweltVerkehr/Landesdaten/a2a10.asp>.

Bayern

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (Hrsg./2007): Hausmüll in Bayern – Bilanzen 2006.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (2008): Angaben zur Vergärung und Grünabfallkompostierung. Mündliche Mitteilung vom 08.05.2008.

Berlin

SENATSWERWALTUNG FÜR GESUNDHEIT, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg./2007): Abfallbilanz 2006 des Landes Berlin.

BERLINER STADTREINIGUNGSBETRIEBE (Hrsg./2007): BSR-Entsorgungsbilanz 2006.

BERLINER STADTREINIGUNGSBETRIEBE (2008): Angaben zu den Verwertungswegen. Mündliche Mitteilung vom 08.05.2008.

Brandenburg

MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg./2007): Abfallbilanz Brandenburg 2006.

MINISTERIUM FÜR LÄNDLICHE ENTWICKLUNG, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (2008): Entsorgungsanlagen im Land Brandenburg – Übersicht. Internet: <http://www.mlur.brandenburg.de/cms/detail.php/lbm1.c.205382.de>.

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (2008): Angaben zu Inputmengen und Verwertungswegen. Mündliche und schriftliche Mitteilung vom 13.06.2008.

Bremen

SENATOR FÜR UMWELT, BAU, VERKEHR UND EUROPA (Hrsg./2007) Abfallwirtschaftsplan 2007 für das Land Bremen – Anhang A: Siedlungs- und Sonderabfälle 2005–2006 und Anhang B: Übersicht über die Bremer Entsorgungsanlagen.

SENATOR FÜR UMWELT, BAU, VERKEHR UND EUROPA (2008): Korrektur des Gesamtaufkommens Bioabfall. Mündliche Mitteilung vom 30.04.2008.

SENATOR FÜR UMWELT, BAU, VERKEHR UND EUROPA (2008): Bioabfallströme. Mündliche Mitteilung vom 30.04.2008.

Hamburg

BEHÖRDE FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT – ABFALLWIRTSCHAFT (2007): Hamburger Abfallstatistik 2006 – Siedlungsabfälle.

BEHÖRDE FÜR STADTENTWICKLUNG UND UMWELT – ABFALLWIRTSCHAFT (2008): Angaben über Verwertungswege. Mündliche Mitteilung vom 30.04.2008.

Hessen

HESSISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2007): Abfallmengenbilanz des Landes Hessen für das Jahr 2006.

WITZENHAUSEN-INSTITUT FÜR ABFALL, UMWELT UND ENERGIE (2008): Optimierung der biologischen Abfallbehandlung in Hessen. Studie im Auftrag des Hessisches Ministerium für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz.

Mecklenburg-Vorpommern

LANDESAMTES FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE (Hrsg./2007): Daten zur Abfallwirtschaft 2006 = Materialien zur Umwelt, Heft 2, 2007.

LANDESAMTES FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE (2008): Differenzierung des Bio- und Grünabfallaufkommens nach öRE und der Verwertungswege: Schriftliche und mündliche Mitteilungen vom 12.03.2008, 22.05.2008 und 29.05.2008.

Niedersachsen

NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT UND KLIMASCHUTZ (Hrsg./2008): Statistische Berichte Niedersachsen Q II S – 2006: Abfallbilanz 2006. Hannover.

LANDESBETRIEB FÜR STATISTIK UND KOMMUNIKATIONSTECHNOLOGIE NIEDERSACHSEN (2008): Differenzierte Darstellung des Aufkommens von Bio- und Grünabfällen nach öRE und Erhebung über die Abfallentsorgung im Jahr 2006 – Abfallbehandlungsanlagen nach Kapazität. Mündliche und schriftliche Mitteilungen vom 15.04. und 13.05.2008.

Nordrhein-Westfalen

MINISTERIUM FÜR UMWELT UND NATURSCHUTZ, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg./2007): Abfallbilanz Nordrhein-Westfalen für Siedlungsabfälle 2006.

LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW (2008): Entsorgungsatlas Nordrhein-Westfalen (AIDA), Stand 01.04.2007. <http://www.nrw-luawebapps.de/aida/>.

LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW (2008): weiterführende Angaben zu Vergärungsanlagen. Mündliche Mitteilung vom 15.04.2008.

ABFALLBESEITIGUNGS-GMBH LIPPE (2008): Angaben zur Kapazität der Kompostierungs- und Vergärungsanlage. Mündliche Mitteilung vom 13.05.2008.

Rheinland-Pfalz

MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg./2007). Landesabfallbilanz Rheinland-Pfalz 2006.

MINISTERIUM FÜR UMWELT, FORSTEN UND VERBRAUCHERSCHUTZ (Hrsg./2007): Übersicht der Anlagen zur Verwertung organischer Abfälle in Rheinland-Pfalz. Stand: September 2007.

Saarland

MINISTERIUM FÜR UMWELT (Hrsg./2007): Abfallbilanz 2006.

LANDESAMT FÜR UMWELT- UND ARBEITSSCHUTZ (2008): Übersicht der biologischen Abfallbehandlungsanlagen und detaillierte Darstellung der Kapazitäten. Mündliche und schriftliche Mitteilungen vom 19.05.2008.

STATISTISCHES AMT SAARLAND (2008): Differenzierte Angaben zu Kapazitäten und Inputmengen. Schriftliche und mündliche Mitteilung vom 04.06.2008.

Sachsen

LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg./2007): Siedlungsabfallbilanz des Freistaates Sachsen 2006.

LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (Hrsg./2007): Kompostierungs- und Vergärungsanlagen 2006.

LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2008): Kataster der Abfallentsorgungsanlagen im Freistaat Sachsen, Abfrage Vergärungsanlagen. <http://www.abensa.de/>.

LANDESAMT FÜR UMWELT UND GEOLOGIE (2008): Mündliche Mitteilung vom 09.05.2008.

STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN (2008): Kompostierungsanlagen in Sachsen. Statistik in Sachsen 01/2008.

Sachsen-Anhalt

MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND UMWELT DES LANDES SACHSEN-ANHALT (Hrsg./2007): Siedlungsabfallbilanz 2006.

LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ SACHSEN-ANHALT (2008) Mündliche Mitteilung vom 09.05.2008.

Schleswig-Holstein

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT (Hrsg./2007): Umweltbericht des Landes Schleswig-Holstein – Abfallbilanz 2006. Kap. Bio- und Grünabfälle.

LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT (2008): Differenzierte Darstellung der Behandlungskapazitäten und Mengenströme in den Bio- und Grünabfallbehandlungsanlagen 2006 sowie der Bioabfallvergärung. Mündliche und schriftliche Mitteilungen vom 14.05.2008, 23.05.2008 und 03.06.2008.

Thüringen

MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT (2007): Daten und Informationen zur Abfallwirtschaft – Abfallbilanz 2006.

LANDESV ERWALTUNGSAMT WEIMAR (2008): Angaben zu Verwertungswegen und Kapazitäten. Mündliche und schriftliche Mitteilungen vom 08.05.2008 und 29.05.2008.

LANDESAMT FÜR UMWELT (2008): Angaben zu Verwertungswegen. Mündliche Mitteilung vom 07.05.2008.